

Álvaro Boson de Castro Faria
Eleandro José Brun
Fernanda Ferrari
(Organizadores)

Ciências Florestais e Biológicas

(CIFLORBIO)

Editora
UTFPR



Ciências Florestais
e Biológicas
(CIFLORBIO)



Reitor: Carlos Eduardo Cantarelli. **Vice-Reitor:** Luiz Alberto Pilatti. **Diretora de Gestão da Comunicação:** Noemi Henriqueta Brandão de Perdigão. **Coordenadora da Editora:** Camila Lopes Ferreira.

Conselho Editorial da Editora UTFPR. Titulares: Bertoldo Schneider Junior, Hieda Maria Pagliosa Corona, Hypolito José Kalinowski, Isaura Alberton de Lima, Juliana Vitória Messias Bittencourt, Karen Hylgemager Gongora Bariccatti, Luciana Furlaneto-Maia, Maclovía Corrêa da Silva e Sani de Carvalho Rutz da Silva. **Suplentes:** Anna Sílvia da Rocha, Christian Luiz da Silva, José Antonio Andrés Velásquez Alegre, Lígia Patrícia Torino, Márcio Barreto Rodrigues, Maria de Lourdes Bernartt, Mário Lopes Amorim, Ornella Maria Porcu e Rodrigo Lingnau.

Editora filiada a





Álvaro Bosen de Castro Faria
Eleandro José Brun
Fernanda Ferrari
(Organizadores)

Ciências Florestais e Biológicas

(CIFLORBIO)

Curitiba
UTFPR Editora
2015

© 2015 Editora da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.



Esta obra está licenciada com uma Licença Creative Commons - Atribuição-NãoComercial-SemDerivações 4.0 Internacional.

Esta licença permite o download da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es), mas sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

Disponível também em: <<http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/>>.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

C569 Ciências Florestais e Biológicas (CIFLORBIO). / Álvaro Boson de Castro Faria, Eleandro José Brun e Fernanda Ferrari (org.). – Curitiba: Ed. UTFPR, 2015.

196 p. : il.

ISBN: 978-85-7014-149-1

1. Florestas. 2. Biodiversidade florestal. 3. Biodiversidade – Conservação. 4. Desbaste florestal. 5. Reflorestamento. 6. Biologia. I. Faria, Álvaro Boson de Castro, org. II. Brun, Eleandro José, org. III. Ferrari, Fernanda, org. IV. Título.

CDD (23. ed.) 577.3

Bibliotecário: Maria Emília Pecktor de Oliveira CRB-9/1510

Coordenação editorial

Camila Lopes Ferreira

Emanuelle Torino

Projeto gráfico, capa e editoração eletrônica

Vanessa Constance Ambrosio

Normalização

Camila Lopes Ferreira

Revisão gramatical e ortográfica

Sueli Nardes

UTFPR Editora

Av. Sete de Setembro, 3165 Rebouças

Curitiba – PR 80230-901

www.utfpr.edu.br

AGRADECIMENTOS

Após três anos de trabalho e expectativa, o livro de Ciências Florestais e Biológicas (CIFLORBIO) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), é apresentado e tornado acessível gratuitamente para a sociedade.

Saudações são necessárias a todos que participaram desta proposta. Foram dezenas de revisores, professores e pesquisadores de diversas instituições de ensino e pesquisa, que empregaram seu tempo na avaliação dos capítulos.

Aos autores, naturais das mais diversas regiões, os organizadores retribuem com agradecimentos pela confiança, ao terem submetido seus trabalhos à avaliação por pares na seleção dos capítulos, e por acreditarem no projeto.

Ao Conselho da Editora da UTFPR, nossos sinceros cumprimentos. Com o lançamento do CIFLORBIO, a comunidade científica passa a dispor de mais uma alternativa para a disseminação do conhecimento científico, universalizado para os mais diversos públicos.



SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	11
CICLAGEM DE NUTRIENTES VIA SERAPILHEIRA EM ECOSSISTEMAS FLORESTAIS NATURAIS NO BRASIL	13
<i>Tiago de Oliveira Godinho, Marcos Vinicius Winckler Caldeira e Eleandro José Brun</i>	
EFEITOS NEGATIVOS NAS PROPRIEDADES DO SOLO EM TRILHAS DE ÁREAS NATURAIS.....	53
<i>Yukie Kabashima, Flávia Gizele König Brun, Ingo Isernhagen e Teresa Cristina Magro</i>	
EXTRATIVISMO FLORESTAL COMO FORMA DE REDUÇÃO DA VULNERABILIDADE SOCIOAMBIENTAL.....	81
<i>Henrique Machado Dias</i>	
ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO SOB CULTIVO FLORESTAL ...	127
<i>Suzana Ferreira da Rosa, Denise Andréia Szymczak e Simone Filipini Abrão</i>	
GEOESTATÍSTICA APLICADA À CARACTERIZAÇÃO DE FLORESTAS	159
<i>Lúcio de Paula Amaral, Regiane Aparecida Ferreira, Michelle Dullius e Luciano Farinha Watzlawick</i>	
ORGANIZADORES	193
AUTORES.....	195



APRESENTAÇÃO

A Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Câmpus Dois Vizinhos (UTFPR-DV) oferta, atualmente, os bacharelados em Engenharia Florestal, Agronomia, Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia, Engenharia de Software e Zootecnia. Além destes cursos, são também oferecidas as licenciaturas em Ciências Biológicas e em Educação do Campo.

A notável proximidade de áreas de conhecimento tem favorecido a criação de novas linhas de pesquisa e o desenvolvimento de projetos interdisciplinares na UTFPR-DV. Como resultado, visualiza-se hoje no Câmpus uma crescente ampliação da produção científico-tecnológica pela comunidade acadêmica, o que colabora para a sua consolidação como instituição de excelência em ensino, pesquisa e extensão.

Historicamente, parte dos trabalhos pedagógicos, técnicos e científicos desenvolvidos pelos professores e alunos da UTFPR-DV, individualmente ou em parceria com pesquisadores internos e externos, estavam sendo submetidos às edições de um livro publicado no âmbito do Seminário sobre Sistemas de Produção Agropecuária (SSPA). O SSPA foi um evento de periodicidade anual, contextualizado principalmente pela produção científica iniciante dentro dos cursos de Zootecnia e Tecnologia em Horticultura (encerrado). Entre os anos de 2007 e 2010, o SSPA publicou edições anuais do livro Sistemas de Produção Agropecuária, sendo que em 2010, a obra contou com 21 capítulos abordando temas dentro da área agropecuária, porém também envolvendo áreas correlatas, como as das ciências florestais e biológicas, em crescente desenvolvimento na época. Estas últimas áreas, no entanto, fugiam do escopo do livro Sistemas de Produção Agropecuária.

Nesse contexto, com a finalidade de abranger as demais temáticas abordadas em pesquisa e extensão no Câmpus e que poderiam fluir para uma publicação de cunho didático, lançou-se em 2011, por ocasião do I Congresso de Ciência e Tecnologia da UTFPR-DV (I CCT), do I Simpósio de Ciências Florestais e Biológicas (I SIFLORBIO) e do V SSPA, uma nova proposta de livro, direcionado para as Ciências Florestais e Biológicas, denominado CIFLORBIO. Tal proposta, além de possuir caráter mais

amplo, foi idealizada para possibilitar também a inclusão de temáticas desenvolvidas em parceria com instituições externas.

A chamada pública do livro CIFLORBIO da UTFPR recebeu 22 capítulos abordando assuntos diversos dentro da temática do livro, tanto de docentes do Câmpus como de parceiros de outras universidades e institutos de pesquisa, inclusive do exterior. Após cuidadoso processo de revisão, do total de capítulos, cinco foram aprovados, trazendo uma amostra consistente da produção dos autores, com resultados de pesquisa básica e aplicada atualizada envolvendo as áreas temáticas.

Todas essas contribuições são advindas de importantes pesquisadores de quatro universidades federais do Brasil (Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR, Universidade Federal do Paraná - UFPR, Universidade Federal do Espírito Santo - UFES - e Universidade Federal de Santa Maria - UFSM), duas estaduais (Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo - ESALQ/USP - e Universidade Estadual do Centro-Oeste - UNICENTRO), além do Instituto Federal de Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul (IFRS), do Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (INCAPER) e da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), em áreas abrangentes e fundamentais, contemplando as ciências florestais e biológicas em vários aspectos como os relativos às áreas de Conservação da Natureza, Silvicultura, Manejo Florestal, Manejo e Conservação do Solo.

Desta forma, a elaboração deste livro vem ao encontro do conceito de indissociabilidade entre pesquisa básica e aplicada, uma das características próprias de uma universidade tecnológica que se baseia na aplicação do conhecimento para a criação de inúmeros processos, produtos e serviços que beneficiam a sociedade.

Neste sentido, a divulgação de tais conhecimentos sob o formato de livro, certamente contribuirá com os processos educativos voltados ao desenvolvimento sustentável nas áreas concernentes, disponibilizando informações à sociedade, e universalizando o conhecimento gerado pela UTFPR e instituições parceiras.

Os organizadores

CICLAGEM DE NUTRIENTES VIA SERAPILHEIRA EM ECOSISTEMAS FLORESTAIS NATURAIS NO BRASIL

*Tiago de Oliveira Godinho
Marcos Vinicius Winckler Caldeira
Eleandro José Brun*

INTRODUÇÃO

Em todos os países em desenvolvimento, assim como no Brasil, onde o crescimento populacional está em ascensão, têm-se verificado uma intensa ação antrópica sobre as florestas naturais, pela ação das queimadas e dos cortes rasos, com o objetivo de implantar lavouras agrícolas, pastagens ou mesmo promover uma exploração irracional dos produtos florestais. Nesse sentido, as florestas naturais têm sido assunto de grande valor, tanto no meio científico como na mídia, sendo abordados vários aspectos como as relações das florestas naturais com o clima, o ciclo hidrológico, o ciclo do carbono, a produção primária, a biodiversidade e, de forma crescente, aos aspectos culturais, sociais, econômicos e políticos.

Todas essas abordagens indicam a necessidade da manutenção, conservação e restauração das florestas naturais, uma vez que tais ações refletem na proteção do solo e dos recursos hídricos, reduzindo inundações, reciclando nutrientes e conservando uma diversa biota associada. As florestas naturais brasileiras são entendidas por conterem alta biodiversidade, uma vez que se desenvolvem em condições variáveis de clima, solo, precipitação, temperatura e topografia, significando um recurso genético de valor inestimável (MYERS et al., 2000; RIBEIRO et al., 2009).

Vários estudos evidenciam que a fragmentação de florestas tropicais é a maior ameaça à biodiversidade, principalmente pela redução e isolamento de habitats e aumento do efeito de borda (ALMEIDA;

GOMES; QUEIRÓZ, 2011). Esta realidade vem aumentando nas décadas recentes em função das altas taxas de desmatamento.

O valor da biodiversidade das florestas secundárias é um tema ainda rodeado de controvérsias e incertezas (BIHN, 2008). São pouco conhecidos muitos aspectos relativos à dinâmica de recuperação dessas florestas, as quais necessitam ainda de um árduo trabalho da comunidade científica na missão de fornecer, com base em estudos, fundamentos para a recuperação, a restauração e o manejo sustentável para múltiplos produtos, das áreas remanescentes ou restauradas.

Esses estudos ecológicos em florestas nativas são de vital importância para o entendimento do comportamento das características intrínsecas ao ecossistema e devem ser realizados antes que esses ecossistemas tenham toda a sua área original alterada pelo homem. Neste contexto, a dinâmica nutricional das florestas, principalmente em relação à ciclagem de nutrientes, que ocorre naturalmente, em parte pela lavagem das copas e troncos das árvores pela água da chuva que atravessa o dossel da floresta e parte pela deposição de tecidos senescentes (serapilheira), após a sua decomposição (BALIEIRO et al., 2004; CALDEIRA et al., 2007; CALDEIRA et al., 2008; CALDEIRA et al., 2010; HAAG, 1985) são aspectos fundamentais a serem estudados.

A importância da serapilheira para a ciclagem dos nutrientes em povoamentos florestais já foi reconhecida desde o século passado, quando foi observada uma diminuição gradual da produtividade de florestas de coníferas europeias, que tiveram sua serapilheira frequentemente removida para o uso como cama de animais, prática comum naquele século (PRITCHETT, 1979). É de comum acordo por parte dos pesquisadores que o conhecimento da dinâmica da ciclagem de nutrientes é fundamental em vários programas, por exemplo, na regeneração da floresta. Segundo Martins (2010), isto é especialmente importante, tendo em vista o decreto que regulamenta a Lei da Mata Atlântica (Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006) cujo objetivo é aumentar a área de preservação da floresta de 7 para 20%.

De acordo com Caldeira et al. (2010), ainda são poucos os conhecimentos sobre os ecossistemas naturais e sobre a ciclagem de

nutrientes em florestas naturais e plantações florestais com florestas nativas no Brasil. Portanto, torna-se necessário o desenvolvimento de novas pesquisas, principalmente naquelas regiões do país mais sujeitas aos impactos antrópicos, onde os ecossistemas primitivos se encontram em via de desaparecimento.

Trabalhos sobre a produção e o acúmulo de serapilheira fornecem subsídios para um melhor entendimento da dinâmica dos nutrientes. Além disso, permitem a escolha de espécies vegetais para a formação de maciços florestais, com informações sobre a sazonalidade, a quantidade e a qualidade da serapilheira produzida, e os fatores relevantes para a melhoria das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (CALDEIRA et al., 2008; GODINHO et al., 2013).

Diante do quadro de devastação das florestas no Brasil, entre elas a Mata Atlântica, ainda é urgente o desenvolvimento e o conhecimento de técnicas e processos que viabilizem a restauração de parte do bioma e a conservação dos remanescentes ainda pouco afetados (GANDARA; KAGEYAMA, 2003). Portanto, estudos sobre a influência de variáveis ambientais na vegetação podem gerar contribuições significativas para o entendimento das relações entre a vegetação e o ambiente, fornecendo subsídios necessários ao desenvolvimento de estratégias de recuperação de áreas degradadas, restauração ambiental e de manejo e conservação da biodiversidade. A inexistência ou a raridade de trabalhos sobre a dinâmica dos processos que envolvem a ciclagem de nutrientes em florestas, principalmente as naturais, deve-se à dificuldade na coleta de dados, devido à complexidade ambiental destas formações, custos elevados para a realização de estudos, grande número de pessoas necessárias ao desenvolvimento dos trabalhos e falta de metodologia adequada ou padronizada.

Neste trabalho, são evidenciados os mecanismos que envolvem o aporte e o acúmulo de serapilheira em ecossistemas naturais brasileiros, oferecendo subsídios para a restauração e o manejo sustentável de remanescentes florestais.

CICLAGEM DE NUTRIENTES

Segundo Golley et al. (1978), a serapilheira inclui folhas, galhos, flores, frutos e outras partes de plantas, bem como alguns restos de animais e material fecal. O funcionamento de um ecossistema se define basicamente mediante os processos de produção, acúmulo e decomposição da matéria orgânica. Estes processos são regulados pela magnitude dos fluxos de energia e pela quantidade de matéria que circula dentro do sistema, incluindo os elementos químicos.

A manutenção do estoque de nutrientes minerais no solo, bem como da produtividade de biomassa das florestas de rápido crescimento, está intimamente relacionada com o processo da ciclagem de nutrientes. De acordo com Switzer e Nelson (1972), o processo de ciclagem de nutrientes nos ecossistemas florestais pode ser caracterizado em três tipos, ilustrados de acordo com a Figura 1.

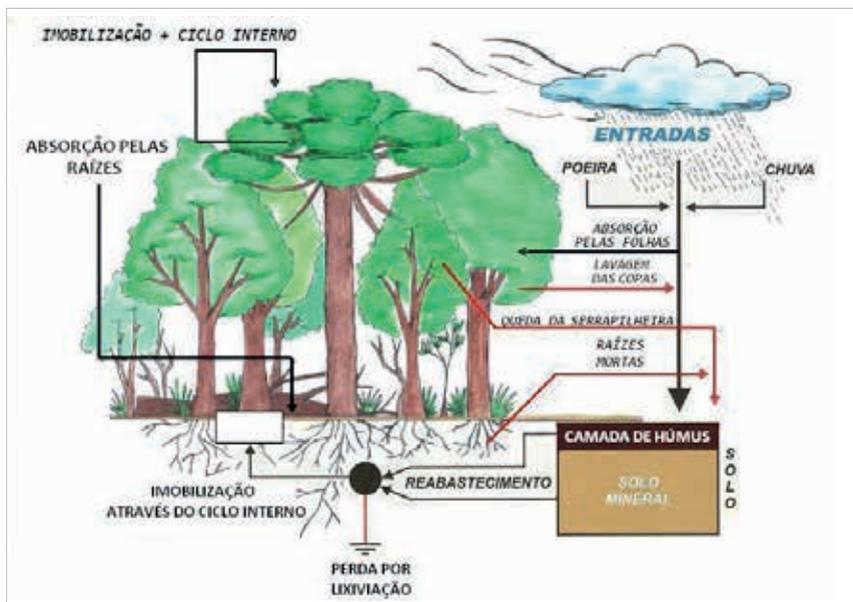


Figura 1 - Dinâmica da ciclagem de nutrientes em uma floresta, mostrada de forma esquemática

Fonte: Adaptado de Miller (1984).

Ciclo geoquímico: Este ciclo caracteriza-se pelas trocas de elementos minerais entre um determinado ecossistema e seus componentes externos. As principais fontes de entrada de elementos minerais são: intemperismo da rocha matriz, pela fixação biológica de nitrogênio, adubações, pelas deposições de poeiras, gases e devido à precipitação pluviométrica. A saída dos elementos minerais para fora do ecossistema ocorre por meio da erosão, da lixiviação, da queima (volatilização) e, principalmente, pela exploração florestal (VITAL; LIMA; CAMARGO, 1999). As quantidades de nutrientes que entram ou saem anualmente do ecossistema são influenciadas por fatores tais como as propriedades físicas e químicas do solo, as condições climáticas, o tipo de vegetação e a localização do ecossistema em relação ao mar, às grandes áreas urbanizadas e aos complexos industriais (POGGIANI, 1992).

Ciclo bioquímico: Uma vez absorvidos os nutrientes do solo, alguns destes elementos ficam em constante mobilização no interior da planta, fazendo com que somente uma pequena parte do nutriente seja devolvida ao solo via ciclo biogeoquímico. Este ciclo relaciona-se com as transferências dos elementos minerais dos tecidos mais velhos para os mais jovens, onde os processos de divisão celular e de crescimento são mais ativos (POGGIANI; SCHUMACHER, 2005).

Ciclo biogeoquímico: Refere-se às trocas químicas entre o solo e as plantas. Tal ciclo ocorre mediante o processo em que a planta, pelo seu sistema radicular, retira os elementos minerais do solo para a produção da biomassa (folhas, ramos, frutos, casca, madeira e raízes) e posteriormente devolve parte destes elementos por meio da queda de resíduos orgânicos (serapilheira) e decomposição de raízes, os quais, à medida que vão sendo mineralizados, novamente são absorvidos pelas raízes. A taxa de absorção de nutrientes é maior no período em que as árvores se encontram no estágio juvenil e que, dentro do processo de sucessão, corresponde ao período de maior produtividade (KIMMINS, 1987; PRITCHETT, 1979; SPURR; BARNES, 1980).

A ciclagem dos nutrientes é um dos processos fundamentais no funcionamento dos ecossistemas. O entendimento da ciclagem dos nutrientes nos ecossistemas florestais passa necessariamente por abordagens dos seus fluxos no solo, que ocorrem desde sua liberação

pela serapilheira até a absorção dos nutrientes na forma iônica. Nesse contexto, a matéria orgânica do solo (MOS) passa a ter um papel primordial na liberação de nutrientes no solo, principalmente o fósforo, enxofre e nitrogênio. Em solos tropicais e subtropicais altamente intemperizados, a MOS tem grande importância para o fornecimento de nutrientes às espécies florestais, a retenção de cátions, a complexação de elementos tóxicos e de micronutrientes, a estabilidade da estrutura, a infiltração e retenção de água, a aeração, e a atividade de biomassa microbiana, constituindo-se, assim, um componente fundamental da sua capacidade produtiva (BAYER; MIELNICZUK, 1999).

O ciclo biogeoquímico desempenha um papel importante no conhecimento das condições e dinâmica dos processos internos dos ecossistemas naturais que auxiliam no entendimento das rápidas mudanças provocadas, por exemplo, pela exploração florestal no meio ambiente (FEGGER; RASPE, 1998). Além desses benefícios, o entendimento da ciclagem de nutrientes da serapilheira em florestas nativas é um dos aspectos primordiais a serem estudados, com vistas ao planejamento do uso destas espécies para recuperação de áreas degradadas ou para produção de madeiras nobres (POGGIANI; SCHUMACHER, 2005).

Os ciclos de nutrientes na natureza ocorrem mediante a troca de energia entre organismos e entre estes e o ambiente físico-químico que o cerca, tendo como ponto de partida, no planeta Terra, na maioria dos processos, a energia do Sol, sendo que nos trópicos esta energia chega com mais intensidade até a superfície. Assim, as florestas tropicais têm altas taxas de produtividade primária, processos de decomposição acelerado e uma grande reciclagem de materiais. Entre as principais características dos trópicos, estão as precipitações abundantes, altas temperaturas, flora e fauna extremamente diversificadas e solos muito antigos, distintos e altamente intemperizados – o que causa a liberação e redução de minerais – tornando a manutenção da floresta altamente dependente da ciclagem e reciclagem dos nutrientes (CABIANCHI, 2010).

A produção e a decomposição de serapilheira está diretamente associada a entrada e a saída de nutrientes do solo, sendo um processo chave para a manutenção dos ambientes tropicais. Esse processo

possibilita o desenvolvimento de florestas em solos com baixos teores nutricionais (SCHUMACHER; BRUN; KÖNIG, 2004).

Neste sentido, a produção e a decomposição de serapilheira são as principais entradas de nutrientes no sistema. A manutenção da produtividade de um ecossistema depende, essencialmente, da capacidade que o ecossistema tem de circular e acumular nutrientes entre os compartimentos (EWEL, 1976; LEITÃO FILHO et al., 1993). Assim, nos ecossistemas, os elementos são continuamente transferidos entre os compartimentos bióticos e os abióticos. A ciclagem de nutrientes abrange as trocas de elementos minerais entre os seres vivos e o ambiente que os circunda, centrando-se nas relações entre a vegetação e o solo. Por meio dela, obtêm-se informações sobre a distribuição de nutrientes no ecossistema, podendo-se inferir sobre os fluxos entre os diferentes compartimentos (GOLLEY, 1983; SCHUMACHER et al., 2003; VITAL et al., 2004).

A quantidade de cada nutriente presente na serapilheira durante um ano fornece boa estimativa da demanda de nutrientes da floresta e da quantidade que retorna ao solo durante a ciclagem (CALDEIRA et al., 2007; CALDEIRA et al., 2008; CALDEIRA et al., 2010; SCOTT; PROCTOR; THOMPSON, 1992). A comparação entre aporte e quantidade liberada na decomposição no mesmo período fornece o balanço de nutrientes (VITOUSEK; SANFORD, 1986) e a quantidade anual de biomassa de serapilheira e nutrientes fornece a estimativa de produtividade (CABIANCHI, 2010).

Segundo Burger e Delitti (1999), a biomassa vegetal presente em um dado momento é a resultante de todas as características genéticas das espécies, de todos os fatores bióticos e abióticos e da história de cada ecossistema. A deposição, o acúmulo e a decomposição de serapilheira são influenciados por diversas variáveis. Entre elas, pode-se destacar: temperatura, precipitação, produtividade primária, diversidade da biota (macro, meso e micro), diversidade do material vegetal, qualidade química da serapilheira, concentração de nutrientes, concentração de CO₂ atmosférico e deposição de N (HÄTTENSCHWILER; TIUNOV; SCHEU, 2005; HOORENS; AERTS; STROETENGA, 2002).

APORTE DE SERAPILHEIRA

Os ecossistemas florestais desenvolvem um horizonte orgânico sobre o solo, que, segundo Koehler (1989), é o resultado da queda periódica de folhas, galhos, frutos e, às vezes, árvores inteiras. Para Vibrans e Sevegnani (2000), serapilheira é todo material vegetal depositado no chão da floresta, bem como restos de animais e material fecal, excluindo troncos e ramos acima de 10 cm de diâmetro.

Estudos realizados em várias florestas nativas e em plantações florestais com espécies nativas ou exóticas evidenciam que a serapilheira é composta por, de maneira geral, 60 a 80% de folhas, 1 a 15% de ramos e 1 a 25% de casca. As folhas normalmente constituem a maior proporção da biomassa que caem ao solo, sendo que esse percentual aumenta com a idade, até certo ponto, quando então, diminui devido ao aumento na queda de galhos e casca.

Sabe-se que a quantidade de serapilheira aportada ou acumulada varia em função da tipologia vegetal e da condição climática. Vários fatores, abióticos e bióticos, afetam a produção de serapilheira, como tipo de vegetação, altitude, latitude, precipitação, temperatura, regimes de luminosidade, relevo, herbivoria, deciduidade, estágio sucessional, evapotranspiração, disponibilidade hídrica e características do solo. Segundo Correia e Andrade (1999), em escala mais ampla, a produtividade vegetal é determinada pela distribuição de chuvas, que exerce forte influência sobre a disponibilidade de água no solo e de nutrientes.

A deposição de serapilheira é o resultado da interação destes fatores e, conforme as peculiaridades de cada sistema, um fator pode prevalecer sobre os demais (BRUN et al., 2001). Assim, em diferentes ecossistemas florestais podem ser depositadas diferentes quantidades de serapilheira e esta, por sua vez, pode apresentar diferentes proporções de frações pelo fato da floresta nativa ser mais heterogênea, mudando de acordo com a tipologia e composição de espécies.

Quanto à sazonalidade da serapilheira, há variações entre espécies nas regiões tropicais e subtropicais, e sua derrubada é causada

pela senescência resultante de uma série de processos metabólicos (relacionados com a fisiologia de cada espécie) e estímulos vindos do ambiente (fotoperíodo, temperatura, estresse hídrico, entre outros) (CABIANCHI, 2010). Em geral, observa-se aumento da deposição da serapilheira até a idade em que as árvores atingem a maturidade ou fecham as suas copas. Após esse ponto pode ocorrer ligeiro decréscimo ou estabilização (BARBOSA, 2000; EWEL, 1976; LEITÃO FILHO et al. 1993; SCHLITTLER; MARTINS; CESAR, 1993).

Os padrões de deposição de serapilheira introduzem heterogeneidade temporal e espacial no ambiente, podendo afetar a estrutura e dinâmica da comunidade de plantas (FACELLI; PICKETT, 1991). Portanto, a produção de serapilheira varia de acordo com o grau de perturbação, de floresta para floresta, inclusive dentro do mesmo tipo florestal (PAGANO, 1989; SCHLITTLER; MARTINS; CESAR, 1993).

O aporte de serapilheira é considerado como o mais importante fluxo do ciclo do C no solo, movimentando nutrientes da vegetação para o solo, onde podem se acumular nos horizontes orgânicos ou incorporados ao solo mineral e, assim, podem ser reaproveitados pela vegetação (DELITTI, 1984; MELLO, 1995; PRITCHETT, 1979; SANTOS, 1989). Para Vital et al. (2004), a produção de serapilheira é considerada o meio mais importante de transferência de nutrientes da vegetação para o solo.

Os nutrientes resultantes do material orgânico provocam modificações nas características químicas, físicas e biológicas do solo. Dessa forma, a serapilheira depositada promove a manutenção da fertilidade e dos níveis de nutrientes do sistema (GODINHO et al., 2013; GODINHO et al., 2014).

Estudos têm sido realizados no Brasil e no mundo com o intuito de contribuir para o melhor conhecimento sobre a ciclagem de nutrientes e a dinâmica dos ecossistemas, a fim de determinar os padrões de cada tipologia vegetal e as diferenças existentes, possibilitando assim, um melhor entendimento do mecanismo de respostas do ambiente para as modificações antrópicas realizadas no meio.

A quantificação da produção de serapilheira tem contribuído para a compreensão do funcionamento e manejo de florestas, particularmente

nas regiões tropicais. As informações obtidas por meio dessas avaliações podem auxiliar o planejamento do manejo a ser adotado, principalmente em regiões fortemente degradadas, a fim viabilizar futuros trabalhos visando a sua recuperação.

Biomassa de Serapilheira Aportada

A comparação de resultados encontrados na literatura sobre a produção de serapilheira por diferentes tipologias florestais é complexa devido à grande variação natural na deposição destas frações e às formas de amostragem e triagem utilizadas. Alguns autores computaram os pesos dos ramos juntamente com os órgãos reprodutivos, outros separaram os órgãos reprodutivos em fração flores e fração frutos, outros triaram a serapilheira somente em duas frações, foliar e lenhosa ou, ainda, não fizeram distinção entre os elementos reprodutivos e a miscelânea. Diante do exposto, as comparações devem ser cautelosas, levando-se em conta estas possíveis variações. Mesmo assim, os padrões gerais e tendências encontrados nos diferentes trabalhos podem ser apreciados no sentido do entendimento da dinâmica dessas áreas. A Tabela 1 apresenta o aporte de serapilheira em diferentes tipologias florestais brasileiras.

Tabela 1 - Produção de serapilheira ($Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) em diferentes tipologias florestais brasileiras

(continua)

Tipologia Florestal	Características	Local	Deposição ($Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$)	Referência
Floresta Estacional Semidecidual	Floresta secundária	Cachoeiro de Itapemirim, ES	9,3	Godinho et al. (2013)
Floresta Estacional Semidecidual	Zona ripária	Botucatu, SP	10,6	Vital et al. (2004)
	Floresta preservada		6,8	
Floresta Estacional Semidecidual	Floresta intermediária	Ouro Preto, MG	6,6	Werneck, Pedralli e Gieseke (2001)
	Floresta secundária jovem (40 anos)		5,1	

Tabela 1 - Produção de serapilheira ($Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) em diferentes tipologias florestais brasileiras

(conclusão)

Tipologia Florestal	Características	Local	Deposição ($Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$)	Referência
Floresta Estacional Semidecidual	Secundária inicial (10 anos)	Pinheiral, RJ	10,5	Toledo, Pereira e Menezes (2002)
	Secundária tardia (50 anos)		13,0	
Floresta Estacional Semidecidual	Floresta inicial	Viçosa, MG	8,8	Pinto et al. (2009)
	Floresta madura		6,3	
Floresta Estacional Semidecidual	Floresta secundária	Viçosa, MG	11,7	Pinto et al. (2008)
	Floresta secundária inicial		6,3	
	Floresta secundária madura		8,8	
Floresta Estacional Decidual	Floresta secundária	Santa Maria, RS	7,8	Cunha et al. (1993)
Floresta Estacional Decidual	Floresta secundária (70 anos)	Itaara, RS	7,4	Vogel, Schumacher e Truby (2007)
Floresta Estacional Decidual	Floresta secundária inicial	Santa Tereza, RS	6,5	Brun, Schumacher e Vaccaro (2011)
	Floresta secundária tardia		7,3	
	Floresta madura (primária)		9,8	
Floresta Ombrófila Densa	Floresta secundária	Santa Maria do Jetibá, ES	5,7	Calvi, Pereira e Espíndula Júnior (2009)
	Floresta secundária antiga		5,7	
Floresta Ombrófila Densa Submontana	Floresta secundária (fase inicial)	Antonina, PR	5,2	Dickow (2010)
	Floresta secundária (fase média)		5,4	
	Floresta secundária (fase avançada)		5,3	
Floresta Amazônica	Terra firme	Melgaço, PA	9,3	Silva et al. (2009)

Fonte: Autoria própria (2011).

O padrão anual de deposição de serapilheira é muito diverso entre os ecossistemas. Enquanto em florestas decíduas típicas ocorre uma queda total do material em um curto espaço de tempo, nas florestas perenifólias se observa uma deposição contínua ao longo do ano. No entanto, é mais comum se observar situações em que ocorre deposição de material durante todo o ano, com picos de maior ou menor intensidade em alguns períodos, relacionados a fatores ambientais e genéticos (DELITTI, 1984).

As florestas localizadas em regiões que apresentam duas estações bem definidas, uma seca e outra chuvosa, tendem a atingir um pico de deposição foliar no final da estação seca como estratégia de minimização dos efeitos da escassez de água (DELITTI, 1984).

Entretanto, Pagano (1989) não encontrou correlação entre a produção de serapilheira e fatores abióticos, sugerindo uma estratégia selecionada ao longo do processo evolutivo dos ecossistemas. Os resultados encontrados por Pagano (1989) corroboram com a hipótese proposta por Santos et al. (1984), de que alguns parâmetros vitais à manutenção dos ecossistemas terrestres não são afetados por variações climáticas que diferem das condições normais, possuindo estratégias adquiridas através de um processo evolutivo das comunidades vegetais. Em estudo realizado por Schlittler, Martins e Cesar (1993), em uma Floresta Mesófila Semidecídua, no Pontal do Paranapanema, SP, os autores relatam a ausência de correlação entre a precipitação e a queda de serapilheira.

O padrão de deposição de serapilheira em florestas tropicais sempre é muito discutido em artigos que tratam deste tema. Observa-se que em muitas florestas há tendência de maior deposição ao final ou durante os períodos mais secos, como resposta da vegetação à estacionalidade climática, porém esta característica está mais restrita às formações florestais semidecíduais ou decíduais (GODINHO et al., 2013; GOLLEY et al., 1978; PAGANO, 1989; SCHLITTLER; MARTINS; CESAR, 1993; VITAL et al., 2004; PINTO et al., 2008; PINTO et al. 2009; WERNECK; PEDRALLI; GIESEKE, 2001).

De acordo com Larcher (2000), se o solo estiver com baixa umidade devido à queda de precipitação pluviométrica, essa situação desencadeará

o processo de abscisão foliar, que tem como início do processo o transporte do ácido abscísico (ABA), o qual provoca o fechamento dos estômatos. Além disso, o aumento no grau de desidratação em função da baixa umidade pode ocasionar a senescência precoce da folha e separação da mesma do vegetal. Na comparação realizada por Proctor (1983), em uma série de estudos em florestas tropicais, o mesmo concluiu que não há relação simples entre queda anual de serapilheira e precipitação incidente anual. A falta de correlação entre essas duas variáveis deve-se ao atraso de resposta da vegetação ao estresse hídrico, que desloca o pico da curva de queda de serapilheira para frente do pico de mínima da precipitação pluviométrica anual.

Avaliando esse aspecto em Floresta Estacional Decidual na região nordeste do Rio Grande do Sul, Brun et al. (2001) encontraram indícios de que para uma maior disponibilidade de água - aumento da diferença entre precipitação (P) e evapotranspiração (ETP) -, ocorreu uma tendência de uma maior devolução simultânea da serapilheira para o piso da floresta. Porém, nas observações desses autores, o aumento na devolução de serapilheira na primavera (setembro até novembro) pode ser relacionado à detenção do crescimento provocada pelo inverno, o qual se manifestou à medida que a diferença P-ETP se elevou a partir de julho.

O mesmo padrão supracitado pôde ser observado com análise do efeito três meses mais tarde. Desta forma, pode-se inferir que o principal mecanismo que desencadeia o processo de derrubada de maior quantidade de serapilheira na primavera foi a detenção do crescimento provocado no inverno, assim como o efeito do vento e do aumento da temperatura na derrubada de galhos e outros processos auxiliares na derrubada do material já senescente. Segundo Brun et al. (2001), esse processo tende a ser predominante nas florestas estacionais do Sul do Brasil, onde a estacionalidade predominante é a térmica e não a hídrica.

Também é importante verificar a contribuição das frações vegetais ao longo do ano. Do ponto de vista da ciclagem de nutrientes, as folhas representam a via mais rápida de retorno e mais rica de nutrientes, o que configura uma estratégia das árvores na utilização de nutrientes para seu crescimento (CALDEIRA et al., 2007; CALDEIRA et al., 2008; CALDEIRA et al., 2010; PINTO et al. 2009). As folhas apresentam maiores teores da

maioria dos nutrientes, por ser um tecido fisiologicamente mais ativo e apresentar uma taxa de decomposição mais acelerada, pela sua alta superfície específica. Os picos de material lenhoso que contribuem para a formação da camada de serapilheira são, na maioria das vezes, atribuídos à ação das chuvas fortes ou dos ventos.

Como a abscisão de tecidos vegetais, além dos fatores climáticos e filogenéticos da planta, é influenciada por fatores pedológicos (umidade e aeração do solo, deficiência e toxicidade de constituintes minerais, salinidade e alcalinidade), poluentes atmosféricos, fogo, gravidade, insetos, microorganismos patogênicos, doenças, competição entre folhas novas e velhas (KOZLOWSKI; PALLARDY, 1996), o estabelecimento de padrões de deposição baseados em apenas um ou poucos fatores deve ser visto com cautela. Na grande maioria dos casos, uma análise multivariada das relações de causa e efeito é mais aplicável, devendo as pesquisas realizadas com esses aspectos terem atenção à maior gama possível de fatores que interferem e que são influenciados na deposição e sua sazonalidade.

Nutrientes Aportados via Serapilheira

A influência dos meses do ano na variação dos teores de nutrientes da serapilheira normalmente é pequena. Este comportamento já foi relatado por diversos autores (BARBOSA, 2000; CUEVAS; MEDINA, 1986; CUNHA et al., 1993; GODINHO et al., 2013; PAGANO, 1989). Cunha et al. (1993) afirmaram que a estabilidade nos teores dos elementos demonstra que a qualidade da serapilheira pouco se altera durante o ano e que, a influência na dinâmica anual de populações de organismos do solo e o fornecimento de nutrientes estão mais relacionados com a quantidade de serapilheira depositada do que com a variação em sua qualidade.

A literatura evidencia que os padrões de sazonalidade são de difícil entendimento, pois vários fatores podem influenciar nos teores contidos nas frações da serapilheira, por exemplo, a diversidade de espécies e partes da planta que compõem a serapilheira, diferentes períodos de deposição, local da árvore de onde o material é proveniente (posição na copa), lavagem das folhas, tipos de florestas, indicando

assim que elas apresentam características distintas e que fatores abióticos influenciam os processos que controlam a disponibilidade de nutrientes (PAGANO; DURIGAN, 2000; VIERA; SCHUMACHER, 2010a; VIERA; SCHUMACHER, 2010b). Existem outros fatores, tais como: a espécie, a capacidade de redistribuição de nutrientes antes da senescência, do solo e da proporção de folhas em relação aos demais componentes e o aumento da idade do povoamento (CALDEIRA et al., 2010; PRITCHETT, 1990; VIERA; SCHUMACHER, 2010c; GODINHO et al., 2013; SCHUMACHER et al., 2011).

Epstein e Bloom (2006) apresentam o padrão de variação dos principais nutrientes pesquisados e com efeitos mais conhecidos em plantas cultivadas, sendo: de 5 a 60 g kg⁻¹ de N; de 1,5 a 5 g kg⁻¹ de P; de 8,0 a 80,0 g kg⁻¹ de K; de 1,0 a 60,0 g kg⁻¹ de Ca; de 0,5 a 10,0 g kg⁻¹ de Mg e de 1,0 a 15,0 g kg⁻¹ de S. Micronutrientes na matéria seca: entre 20 e 600 mg kg⁻¹ de Fe; 10 a 600 mg kg⁻¹ de Mn; de 2,0 a 50,0 mg kg⁻¹ de Cu; de 10,0 a 250,0 mg kg⁻¹ de Zn, de 0,2 a 800,0 mg kg⁻¹ de B e de 0,1 a 10,0 mg kg⁻¹ de Mo.

A quantidade dos nutrientes transferida ao solo via deposição de serapilheira é muito variável entre as florestas tropicais e depende das características funcionais de cada elemento no metabolismo das plantas, da presença ou ausência de mecanismos de conservação de nutrientes, variando de acordo com as condições edafoclimáticas, das exigências nutricionais das espécies, da parte da planta considerada, da fenologia, da época do ano, da composição florística, do estágio sucessional e da metodologia empregada na avaliação (BRUN et al. 2010; CUEVAS; MEDINA, 1986; GOLLEY, et al. 1978; MEGURO; VINUEZA; DELITTI, 1979; VITOUSEK; SANFORD, 1986; VIERA et al., 2010; VOGEL; SCHUMACHER; TRUBY, 2007; VOGEL et al., 2008). Em estudo realizado por Brun, Schumacher e Vaccaro (2011), em três fases sucessionais de uma Floresta Estacional Decidual no Rio Grande do Sul, observou-se que o retorno de nutrientes tinha maior razão de proporcionalidade com a quantidade de serapilheira devolvida do que com os teores dos nutrientes.

O conteúdo dos nutrientes contidos na serapilheira transferido para o solo via deposição é estimado pela Equação 1 (CUEVAS; MEDINA, 1986):

(Eq.1)

Onde: $QNT = [] Nutriente \times BSD$

QNT = Conteúdo de nutrientes transferido para o solo (kg ha⁻¹ ou g ha⁻¹);

[] = Teor do nutriente na serapilheira (g kg⁻¹ ou mg kg⁻¹);

BSD = Biomassa seca da serapilheira depositada (kg ha⁻¹).

Na Tabela 2 verificam-se os valores encontrados para os conteúdos de macro e micronutrientes aportados via serapilheira em algumas tipologias florestais brasileiras. Quando se considera o mesmo elemento, percebe-se que as variações na quantidade aportada são significativas, como é esperado, porém essas variações são compreensíveis e explicáveis por um conjunto de variáveis ambientais que influenciam mais ou menos o fenômeno, dependendo de cada ecossistema estudado.

Tabela 2 - Conteúdo de macro e micronutrientes aportados via serapilheira em algumas tipologias florestais

Tipologia Florestal	Características	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹											Ref.			
		N	P	K	Ca	Mg	S	Fe	Cu	Mn	Zn	B				
Floresta Estacional Decidual	Secundária inicial	100,1	5,8	43,9	101,3	22,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Brun, Schumacher e Vaccaro (2011)
	Secundária tardia	120,0	6,8	51,7	98,5	20,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Madura (Climax)	173,4	9,3	81,7	175,0	24,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Floresta Estacional Decidual	Estágio médio de regeneração	164,9	9,2	35,6	124,3	20,2	12,0	1,3	-	1,2	0,4	-	-	-	-	Vogel, Schumacher e Trüby (2011)
Floresta Estacional Semidecidual	Floresta secundária	172,24	8,91	67,66	216,91	27,33	13,55	2,32	0,05	2,05	0,24	0,51	-	-	-	Godinho et al. (2014)
Floresta Estacional Semidecidual	-	217,76	11,55	52,79	199,80	38,80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Vital et al. (2004)
Floresta Estacional Semidecidual	10 anos	165,5	5,4	50,1	88,9	29,1	--	10,0	0,26	6,65	0,65	-	-	-	-	Toledo, Pereira e Menezes (2002)
	50 anos	218,9	5,8	67,4	107,7	37,6	-	10,6	0,27	7,74	0,81	-	-	-	-	
Floresta Estacional Semidecidual	Floresta inicial	137,09	4,52	16,58	89,37	20,85	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Pinto et al. (2009)
	Floresta madura	179,79	7,87	45,49	179,28	26,19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Floresta Estacional Decidual	-	206,68	11,20	37,75	269,15	29,84	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Cunha et al. (1993)
Floresta Ombrófila Densa	Floresta secundária	38,18	2,39	7,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Calvi, Pereira e Espíndula Júnior (2009)
	Floresta secundária antiga	40,16	2,39	10,81	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Floresta Tropical Úmida	-	-	8,6	128,7	239,7	22,2	-	0,5	0,1	0,4	0,3	-	-	-	-	
Floresta Tropical Baixo Montana Úmida	-	-	2,6	90,6	97,7	32,9	-	2,3	0,1	3,3	0,4	-	-	-	-	Golley et al. (1978)

Fonte: Autoria própria (2011).

De acordo com Brown e Lugo (1990), florestas mais jovens apresentam tendência de produzir serapilheira com teores mais elevados de nutrientes do que florestas maduras, principalmente em fósforo, o que se deve a predominância da absorção de nutrientes pelas árvores mais jovens em relação à reutilização dos nutrientes pelas árvores mais velhas. Porém, outros fatores influenciam esse comportamento, principalmente relacionados à disponibilidade desses nutrientes no solo e a composição florística da floresta.

Sendo assim, apesar do fato de alguns nutrientes serem absorvidos pelas plantas diretamente da atmosfera (a exemplo do nitrogênio), é no solo que está o principal reservatório de energia de que as plantas fazem uso para seu crescimento, principalmente quando do início de uma nova sucessão, em áreas que sofreram alguma intervenção ou mesmo em clareiras abertas pela exploração de manejo florestal.

Eficiência no Uso de Nutrientes (EUN)

Conforme Vitousek (1982), a eficiência com que uma floresta utiliza os nutrientes é definida como a quantidade de matéria orgânica perdida das plantas ou permanentemente estocada dentro das mesmas. Logo, a eficiência pode ser calculada para a biomassa viva ou morta.

A Eficiência no Uso de Nutrientes (EUN) pode ser utilizada como um índice de disponibilidade de nutrientes (VITOUSEK, 1982) e é comumente definida como o inverso da concentração de nutrientes na serapilheira, sendo que altos valores de EUN são considerados vantajosos em condições de baixa disponibilidade de nutrientes (AERTS; CHAPIN; FRANCIS, 2000).

A EUN é a razão entre a massa seca e o conteúdo de nutrientes na serapilheira, assumindo-se que a floresta está em steady-state, onde a produtividade primária líquida aérea é igual a serapilheira, e que a perda de nutrientes da serapilheira foi igual ao total de nutrientes assimilado pelas plantas. A serapilheira por ser a principal via de transferência de matéria orgânica e da maior parte dos macro e micronutrientes para o solo é comumente utilizada para comparar a eficiência de utilização de nutrientes, em diferentes florestas.

A Tabela 3 apresenta dados sobre eficiência anual de utilização dos macro e micronutrientes em trecho de Floresta Estacional Semidecidual Submontana em Cachoeiro de Itapemirim, pelas frações folhas/miscelâneas, fração galhos e para a serapilheira total depositada:

Tabela 3 - Eficiência de uso dos macro e micronutrientes (kg matéria seca / kg de nutriente) pelas frações folhas/miscelâneas e fração galhos e total depositado na Floresta Estacional Semidecidual Submontana, Cachoeiro de Itapemirim, ES

Fração	Macronutrientes					
	N	P	K	Ca	Mg	S
Folhas/miscelâneas	52	995	128	44	321	658
Galhos	75	1608	324	36	615	989
Total	54	1040	137	43	339	684
	Micronutrientes					
	Fe	Cu	Mn	Zn	B	
Folhas/miscelâneas	3824	169456	4284	40021	16840	
Galhos	6129	150900	7740	30123	39254	
Total	3994	167124	4512	38583	18007	

Fonte: Godinho et al. (2013).

Nas frações estudadas e para o total depositado, a melhor eficiência anual no uso de macro e micronutrientes foi respectivamente, P e Cu, sendo Ca e Fe não considerados como uma boa eficiência. A fração folhas/miscelâneas mostrou-se mais eficiente na utilização de Ca, Cu e Zn, enquanto a fração galhos foi mais eficiente em utilizar N, P, K, Mg, S, Fe, Mn e B (Tabela 3).

Um maior teor de um nutriente na fração estudada propiciou menor valor de EUN para este nutriente, como pôde ser observado para o Ca e o Fe, que foram o macro e micronutriente encontrados em maiores teores em todas as frações do presente estudo. Enquanto que um menor teor de um determinado nutriente propiciou aumento na eficiência do seu uso, fato esse verificado para o P e Cu, sendo o macro e micronutriente encontrado em menores teores em todas as frações do presente estudo (Tabela 3). Resultados semelhantes aos encontrados por

Jacobson (2009), onde de um modo geral, o aumento na concentração de um nutriente na serapilheira propiciou menor valor de EUN para este nutriente, enquanto que a diminuição na concentração de um determinado nutriente propiciou aumento na eficiência do seu uso.

No estudo de Godinho et al. (2013), a EUN do N e Mg apresentaram valores superiores, e a do P, K e Ca valores inferiores aos encontrados por Pinto et al. (2009), na serapilheira de uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, sendo os mesmos para floresta inicial e madura respectivamente: 46 e 49 para o N, 1396 e 1121 para o P, 381 e 194 para o K, 71 e 49 para o Ca e 303 e 337 para o Mg.

Vitousek (1984) afirmou que a relativa abundância de leguminosas arbóreas nas florestas tropicais pode ser responsável pelos altos níveis de N disponível, gerando, portanto, baixa eficiência na utilização desse elemento nesses ecossistemas. Sabe-se que a economia no uso dos nutrientes, expressa pela eficiência de utilização destes, indica a possibilidade de limitação na produção primária no ambiente, enquanto a baixa eficiência aponta que o suprimento de nutrientes é mais adequado (VITOUSEK, 1982).

Uma baixa eficiência no uso de nutrientes indica uma ciclagem mais associada ao ciclo biogeoquímico com impactos positivos sobre a fertilidade do solo, enquanto que uma alta eficiência indica uma maior translocação para a biomassa viva, ou seja, quanto maior a EUN maior a deficiência pelo nutriente (JACOBSON, 2009). Alguns autores ressaltaram que altos valores no índice de utilização dos nutrientes indicam uma ciclagem de nutrientes mais eficientes (GAMA-RODRIGUES; BARROS, 2002).

ACÚMULO DE SERAPILHEIRA

A serapilheira acumulada representa a diferença entre a deposição e a decomposição do material vegetativo, estando esse material depositado sobre o solo, sendo importante por armazenar e realizar devolução gradativa de nutrientes ao solo (VITOUSEK; SANFORD, 1986). No que se refere à importância do acúmulo da serapilheira, a

mesma desempenha um papel essencial, aumentando a capacidade de troca catiônica (CTC) do solo. Além disso, o material acumulado permite a existência de uma grande variedade de nichos para a mesofauna, microflora e microrganismo para o solo, sendo ainda fonte de coloides para o mesmo (PRITCHETT, 1990). Também exerce funções de isolante térmico (melhora as condições térmicas dos horizontes mais profundos) e retenção de água, atuando como atenuador de efeitos erosivos da água, bem como tem grande efeito hidrológico, funcionando principalmente como filtro e esponja da água proveniente da atmosfera que penetra no solo (MOLCHANOV, 1963).

De acordo com Caldeira et al. (2008), a quantidade de serapilheira sobre o solo varia em função de diversos fatores, como a intensidade da cobertura florestal, do estágio sucessional, da idade, da época da coleta e do tipo de floresta. Além desses, devem ser consideradas as condições edafoclimáticas, o sítio, as espécies de sub-bosque, o manejo silvicultural, a proporção de copa, a taxa de decomposição, os distúrbios naturais - como fogo e ataque de insetos - ou artificiais - como remoção da serapilheira e cultivos.

Também influencia no acúmulo de serapilheira, o teor de nutrientes nos componentes, a fenologia das espécies, a intensidade do processo de lixiviação das copas pela água da chuva e as estratégias de conservação (CALDEIRA et al., 2007; CALDEIRA et al., 2010; GODINHO et al., 2014; SCHUMACHER et al., 2011; VOGEL et al., 2008).

A camada orgânica formada pela serapilheira tem sido a principal agente responsável pela ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais tropicais (PRITCHETT, 1979), pois o compartimento formado pela serapilheira e pelo solo é o sítio de todas as etapas da decomposição da matéria orgânica e da ciclagem de nutrientes. À medida que as folhas, galhos e raízes vão sendo incorporados à serapilheira e sofrem o processo de decomposição, ocorre liberação desses nutrientes ao solo e, conseqüentemente, disponibilização para as plantas.

Quando muito espessa, a serapilheira pode atuar como barreira física ao estabelecimento inicial de determinadas espécies, dificultando a penetração de sementes, impossibilitando a radícula de atingir o

solo ou impedindo que plântulas consigam emergir após a germinação (CHAMBERS; MACMAHON, 1994). A presença de serapilheira pode não afetar diretamente a ocorrência das espécies, mas altera condições ambientais e com isso pode influenciar a interação entre populações com diferentes sensibilidades à sua acumulação, afetando a estrutura da comunidade (FACELLI; PICKETT, 1991).

A decomposição é regulada pela interação de três grupos de variáveis: as condições físico-químicas do ambiente, que são controladas pelo clima e pelas condições edáficas do sítio, a qualidade (orgânica e nutricional) do substrato, que determina sua degradabilidade, e a natureza da comunidade decompositora (macro e microrganismos) (CORREIA; ANDRADE, 1999; HEAL; ANDERSON; SWIFT, 1997). De modo geral, o clima controla o processo de decomposição em escala regional, enquanto a composição química domina o processo em escala local (BERG, 2000). Assim, sob as mesmas condições edafoclimáticas, a taxa de decomposição do folheto de diversas espécies florestais pode variar conforme a qualidade (teor de lignina, por exemplo) do substrato (TAYLOR; PARKINSON; PARSONS, 1989). Os conjuntos de qualidade microambiental associados à qualidade do substrato podem acelerar a decomposição.

O processo de ciclagem de nutrientes pela decomposição da serapilheira é tão importante quanto o processo de fotossíntese (HEAL; ANDERSON; SWIFT, 1997). Este processo mantém a funcionalidade dos ecossistemas florestais, principalmente dos tropicais, que dependem fortemente da reciclagem interna dos mesmos, possibilitando, através da mineralização da matéria orgânica, que grande parte de seus componentes sejam incorporados novamente ao solo (ODUM, 2001).

Segundo Schumacher, Brun e König (2004), a camada de serapilheira que se acumula sob a floresta funciona como uma grande esponja sobre o solo, com capacidade de reter a água da chuva, reduzir a evaporação e as variações bruscas de temperatura do solo, assim evitando a erosão, melhorando a estrutura do solo e promovendo a ciclagem de nutrientes.

Biomassa de Serapilheira Acumulada

Vários fatores podem influenciar nas variações da quantidade de serapilheira acumulada sobre o solo de florestas nos diferentes meses do ano. Toda a dinâmica do material acumulado na superfície do solo é influenciada por fatores do ambiente, temperatura e umidade; pela qualidade inicial do material formador como, por exemplo, pelos componentes orgânicos; pelos macronutrientes e micronutrientes; pelos organismos do solo, como fauna, actomicetos e bactérias entre outros (GODINHO et al., 2014; O'CONNELL; SANKARAN, 1997).

De acordo com O'Connell e Sankaran (1997), em determinados locais da América do Sul, para florestas tropicais naturais, a quantidade de serapilheira acumulada varia entre 3,1 e 15,5 Mg.ha⁻¹. A Tabela 4 mostra uma revisão sobre o acúmulo de serapilheira em diferentes tipologias florestais brasileiras.

Tabela 4 - Biomassa de serapilheira acumulada sobre o solo (Mg ha⁻¹) em diferentes tipologias florestais brasileiras

(continua)

Tipologia Florestal	Características	Local	Acúmulo (Mg ha ⁻¹)	Referência
Floresta Estacional Semidecidual	Floresta secundária	Cachoeiro de Itapemirim, ES	5,5	Godinho et al. (2014)
Floresta Estacional Semidecidual	Floresta secundária	São Gabriel, RS	8,4	Vogel e Schumacher (2010)
Floresta Estacional Semidecidual	Zona ripária	Botucatu, SP	6,2	Vital et al. (2004)
Floresta Estacional Decidual	Secundária inicial	Santa Tereza, RS	5,2	Brun, Schumacher e Vaccaro (2011)
	Secundária tardia		5,7	
	Madura (clímax)		7,1	
Floresta Estacional Decidual	Secundária inicial	Santa Tereza, RS	5,6	Brun, Schumacher e Correa (2011)
	Secundária tardia		4,7	
Floresta Estacional Decidual	Floresta secundária	Santa Maria, RS	6,7	Cunha et al. (1993)
Floresta Estacional Decidual	Floresta secundária	Santa Maria, RS	8,8	Kleinpaul et al. (2005)

Tabela 4 - Biomassa de serapilheira acumulada sobre o solo (Mg ha⁻¹) em diferentes tipologias florestais brasileiras

(conclusão)

Tipologia Florestal	Características	Local	Acúmulo (Mg ha ⁻¹)	Referência
Floresta Ombrófila Densa Submontana	Floresta pouco alterada	Silva Jardim, RJ	7,0	Borém e Ramos (2002)
	Floresta muito alterada		8,5	
Floresta Ombrófila Densa Submontana	Estádio inicial	Blumenau, SC	4,5	Caldeira et al. (2008)
	Estádio intermediário		5,0	
	Estádio avançado		5,3	
Floresta Ombrófila Densa	Capoeira (6 anos)	Capitão Poço, PA	6,7	Hayashi (2006)
	Capoeira (10 anos)		5,6	
	Capoeira (20 anos)		5,6	
	Capoeira (40 anos)		3,7	
	Floresta primária		3,6	
Floresta Ombrófila Mista		São Francisco de Paula, RS	14,3	Backes, Prates e Viola (2005)
Floresta Ombrófila Mista Montana	Floresta secundária	General Carneiro, PR	8,0	Caldeira et al. (2007)

Fonte: Autoria própria (2011).

Segundo Meguro, Vinueza e Delitti (1979), a produção de serapilheira em florestas sucessionais tropicais úmidas pode alcançar valores mais altos do que em florestas maduras, pois nas florestas sucessionais, em geral, ocorre maior número de espécies decíduas, além de mudanças na composição. Assim, a taxa de acumulação de serapilheira é elevada no período de maior crescimento do povoamento, estabilizando-se com a maturidade da floresta.

As características do material depositado sobre o solo influenciam em grande parte sua capacidade de degradação por microrganismos. Em florestas com coníferas existe a deposição de acículas com altos teores de lignina, que dificulta a ciclagem de nutrientes. Os dados de Backes, Prates e Viola (2005) mostram claramente isso, pela significativa presença de araucária na área pesquisada. Nestes casos, o clima mais frio dificulta ainda mais a decomposição da serapilheira e causa o seu maior acúmulo.

Nutrientes e Carbono Orgânico Acumulados via Serapilheira

Os teores de carbono na serapilheira acumulada sobre o solo em florestas nativas passaram a ser pesquisados em função do potencial dessa fração em acumular o carbono em quantidades significativas.

Estudos como de Brun (2004) mostraram que a serapilheira continha teores de carbono entre 389,5 e 383,5 g kg⁻¹, respectivamente para floresta secundária inicial e secundária tardia de uma Floresta Estacional. Foram valores intermediários, porém mais próximos aos teores no material lenhoso, aos relatados por Brun, Brun e Longhi (2011).

Conforme os dados de Brun (2004), a serapilheira das duas fases sucessionais pesquisadas foi capaz de acumular 2,8 e 3,8 Mg ha⁻¹ de carbono orgânico, respectivamente para a fase sucessional inicial e tardia, mostrando acúmulo crescente de carbono nessa fração, porém mais relacionado ao aumento da camada de serapilheira depositada sobre o solo do que em relação a mudanças nos teores, a qual não foi significativa entre uma área e outra.

Diferentes teores, bem como conteúdos, de macronutrientes na serapilheira acumulada podem estar relacionados com a mobilidade dos bioelementos dentro da planta (CALDEIRA et al., 2007; CALDEIRA et al., 2008, GODINHO et al., 2014). O macronutriente que apresenta o maior teor na serapilheira acumulada normalmente é o Ca, devido ao fato de o Ca ser um componente estrutural das células do tecido vegetal, tendendo assim a ser um dos últimos a ser liberado para o solo via decomposição da serapilheira. A baixa mobilidade deste macronutriente dentro dos tecidos vegetais é citada por Nilsson et al. (1995), como um fator que determina que a maior quantidade de ciclagem deste nutriente na natureza seja feita pela queda e decomposição dos tecidos vegetais senescentes. Segundo Clevelário Junior (1996), o enriquecimento em Ca da serapilheira pode ser decorrente da liberação mais lenta deste elemento pelo material recém-caído, da retranslocação de outros elementos antes da abscisão das folhas, da redução da massa das folhas antes da abscisão e/ou consequência da retenção de Ca contido na transprecipitação (chuva que atravessa o dossel) pela serapilheira. De acordo com Lopes (1994), a transferência do Ca da copa das árvores pela chuva é muito intensa (13 a 21 kg ha⁻¹ ano⁻¹).

A alta variabilidade dos teores de K na serapilheira, segundo Pagano e Durigan (2000), entre as épocas de avaliação tem relação com a variação da precipitação pluviométrica, o que se explica pela sua alta suscetibilidade à lixiviação via lavagem de folhas e de serapilheira, que decorrem do fato de o K não participar de compostos orgânicos, ocorrendo na forma solúvel ou adsorvido no suco celular (MARSCHNER, 1997). Os baixos teores de K na serapilheira acumulada estão relacionados com pequenas taxas desse nutriente na ciclagem biogeoquímica, contrariamente às de Ca, nutriente cujos teores na serapilheira acumulada são muitas vezes superiores aos existentes nos componentes da biomassa acima do solo. A ciclagem biogeoquímica, de modo geral, é a via pela qual os nutrientes de baixa mobilidade na planta são ciclados, uma vez que para esses nutrientes a ciclagem bioquímica torna-se pouco expressiva, contrariamente ao que ocorre para nutrientes de alta mobilidade na planta (CALDEIRA et al., 2007; CALDEIRA et al., 2008).

A ciclagem do K na relação solo-planta-solo é mais rápida do que a de outros nutrientes, por se tratar de um cátion monovalente. No entanto, macronutrientes como Ca, Mg e S, embora considerados como moderadamente laváveis mostram variações menores nos teores (MARSCHNER, 1997). O Mg tem seus teores reduzidos nas folhas, em função provavelmente da oxidação da clorofila, que ocorre quando as folhas estão em senescência e quando iniciam a decomposição sobre o solo (BRUN; SCHUMACHER; VACCARO, 2011).

Quantidades significativas de nutrientes e carbono orgânico podem retornar ao solo pela queda de componentes senescentes da parte aérea das plantas e sua posterior decomposição. Portanto, a serapilheira é considerada como a principal via de transferência de carbono orgânico para o solo, tornando assim importante a sua quantificação. Cabe ressaltar que raízes, madeira morta, micro, meso e macrofauna também são vias de transferência de carbono orgânico para o solo (CALDEIRA et al., 2007; CALDEIRA et al., 2008, GODINHO et al., 2014). Os conteúdos dos macronutrientes na serapilheira acumulada, encontrados em diversas tipologias florestais brasileira, estão descritos na Tabela 5.

Tabela 5 - Conteúdo de macronutrientes na serapilheira acumulada em algumas tipologias florestais brasileiras

Tipologia Florestal	Características	N	P	K	Ca	Mg	S	Ref.
Floresta Estacional Semidecidual Submontana	Floresta secundária	94,91	4,14	14,03	161,03	12,10	7,35	Godinho et al. (2014)
Floresta Estacional Semidecidual	-	139,40	5,60	15,33	121,15	17,46	9,48	Vogel e Schumacher (2010)
	Estádio inicial	67,45	2,61	11,77	40,22	12,85	7,10	
Floresta Ombrófila Densa Submontana	Estádio intermediário	73,08	2,77	11,70	60,92	13,13	7,28	Caldeira et al. (2008)
	Estádio avançado	88,76	2,78	9,00	41,23	13,87	9,40	
Floresta Ombrófila Densa Submontana	Floresta pouco alterada	12,22	3,10	6,65	58,20	16,03	10,90	Borém e Ramos (2002)
	Floresta muito alterada	15,90	4,15	11,56	86,91	18,71	17,30	
Floresta Ombrófila Mista Montana	Floresta secundária	95,66	5,43	45,32	36,84	7,56	14,75	Caldeira et al. (2007)

Fonte: Adaptada de Godinho (2011).

Paralelamente à mineralização ocorre a imobilização de parte dos nutrientes para atender a demanda nutricional dos organismos decompositores. Da dinâmica e intensidade relativa entre estes dois processos opostos tem-se a mineralização ou imobilização líquida, que determinam a disponibilidade de nutrientes. O balanço entre estes dois processos é muito complexo e depende da qualidade do resíduo em decomposição, tendo estreita correlação com as relações C/N, C/P e C/S (Tabela 6).

Tabela 6 - Relação C/N, C/P e C/S na matéria orgânica e potenciais de Imobilização (I) e Mineralização (M) de nutrientes

C/N	C/P	C/S	Balço: I e M	Disponibilidade de N, P e S
> 30	> 300	> 400	I > M	Diminuída
20 – 30	200 – 300	200 – 400	I = M	Não alterada
< 20	< 200	< 200	I < M	Aumentada

Fonte: Stevenson (1986).

Os maiores teores e conteúdos, principalmente de Fe na serapilheira acumulada, podem ser justificados pela sua baixa mobilidade. Segundo Dechen e Nachtigall (2006), em relação ao metabolismo do Fe na planta, deve-se levar em conta que este apresenta baixa mobilidade nos tecidos vegetais. Essa mobilidade é afetada, negativamente, por vários fatores, como elevado conteúdo de P, deficiência de K, quantidade elevada de Mn e baixa intensidade luminosa (DECHEN; NACHTIGALL, 2006). A outra justificativa pode ser em função dos maiores teores nas folhas velhas de algumas espécies, bem como teores médios maiores nas folhas da floresta em relação à madeira, casca e galhos (CALDEIRA et al., 2007; CALDEIRA et al., 2008).

A contaminação com o solo, ou seja, amostra de serapilheira com solo pode ser considerada outra justificativa. Os conteúdos de argila e matéria orgânica no solo (MOS) influenciam também na disponibilidade do Fe, já que solos argilosos tendem a reter o Fe, ao passo que os teores adequados de MOS proporcionam melhor aproveitamento do Fe pelas plantas, devido às suas características acidificantes e redutoras, bem como com a capacidade de determinadas substâncias húmicas para formar quelatos em condições adversas de pH (DECHEN; NACHTIGALL, 2006).

O segundo micronutriente com maior conteúdo na serapilheira acumulada é o Mn. Esse fato pode ser também em função da contaminação com o solo, ou seja, amostra de serapilheira com solo, pois o Mn no solo é proveniente de óxidos, carbonatos, silicatos e sulfetos. Os óxidos e sulfetos de Mn são as formas encontradas com mais frequência nos solos, sendo comum a sua ocorrência em associação com Fe (DECHEN; NACHTIGALL, 2006).

Cabe ressaltar também que os maiores teores e conteúdos de Mn na serapilheira acumulada podem ser justificados pelos seus maiores teores nas folhas de algumas espécies (CALDEIRA et al., 2007; CALDEIRA et al., 2008). Conforme Heenan e Campbell (1980), na condição de bom suprimento de Mn, as folhas acumulam altas concentrações conforme avança a idade da planta, sendo uma pequena parcela do elemento translocada das folhas velhas para as novas em crescimento, onde o elemento se encontra em menor concentração. Contudo, deve-se considerar que a concentração de Mn na planta varia grandemente entre partes da planta e da espécie (CALDEIRA et al., 2007; CALDEIRA et al., 2008), bem como durante o período vegetativo (DECHEN; NACHTIGALL, 2006).

A Tabela 7 apresenta valores de micronutrientes na serapilheira acumulada encontrados em diversas tipologias florestais brasileira.

Tabela 7 - Conteúdo de micronutrientes na serapilheira acumulada em algumas tipologias florestais brasileiras

Tipologia Florestal	Características	Fe	Cu	Mn	Zn	B	Ref.
kg.ha ⁻¹							
Floresta Estacional Semidecidual Submontana	Floresta secundária	7,06	0,04	1,61	0,17	0,20	Godinho et al. (2014)
Floresta Estacional Semidecidual	-	4,46	0,10	6,50	0,25	0,21	Vogel e Schumacher (2010)
Floresta Ombrófila Densa Submontana	Estádio inicial	9,53	0,06	5,91	0,19	0,10	Caldeira et al. (2008)
	Estádio intermediário	10,00	0,08	9,57	0,17	0,11	
	Estádio avançado	7,42	0,08	6,63	0,17	0,11	
Floresta Ombrófila Densa Submontana	Floresta pouco alterada	1,31	0,05	3,03	0,31	-	Borém e Ramos (2002)
	Floresta muito alterada	1,70	0,07	2,50	0,31	-	
Floresta Ombrófila Mista Montana	Floresta secundária	27,29	0,15	6,92	0,34	0,22	Caldeira et al. (2007)

Fonte: Autoria própria (2011).

O conjunto de nutrientes disponíveis na serapilheira acumulada e no solo representa o total dos nutrientes disponíveis para a vegetação do ecossistema. Esses reservatórios representam o estoque de nutrientes que circulam no ecossistema e sobre o qual a vegetação exerce uma participação direta (CALDEIRA et al., 2007).

Verifica-se que a serapilheira é responsável pela retenção de grandes quantidades de nutrientes, constituindo uma importante forma de retorno dos elementos minerais da vegetação para o solo (quando de sua decomposição), o que já foi constatado por outros estudos (TOLEDO; PEREIRA; MENEZES, 2002; VITAL et al., 2004).

Ecossistemas que atingiram o equilíbrio entre a absorção e retorno de nutrientes ao solo têm grande parte das necessidades nutricionais das plantas supridas pelo processo de ciclagem. De acordo com Fonseca (1984), as práticas de manejo da vegetação e do solo que, de alguma forma, alterem o estado de equilíbrio alcançado pelos ecossistemas florestais, seja pelo aumento da velocidade de decomposição, pelo acúmulo ou mesmo pela destruição da serapilheira, devem ser evitadas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Todos Todos os estudos até então realizados, focando os citados no presente trabalho, dão conta de que é inquestionável o fato de que a serapilheira, em florestas nativas, é um componente e indicador a ser levado em conta em estudos de diversidade e produtividade da floresta, bem como em planos de manejo florestal e de restauração de florestas nativas degradadas, principalmente no foco da ciclagem de nutrientes, mas considerando também outros aspectos da dinâmica da floresta, incluindo as sementes, propágulos, microrganismos, entre outros aspectos.

Nos aspectos nutricionais, são aportadas, via serapilheira, grandes quantidades de nutrientes ao solo, de forma praticamente contínua, e na serapilheira acumulada estes nutrientes estão estocados sobre o solo, sendo continuamente liberados em um complexo processo de troca, o que lhe confere uma importante via da ciclagem de nutrientes na floresta, melhorando ou mantendo os níveis de fertilidade e proteção física do solo,

proporcionando fonte indispensável de energia a microrganismos, sendo fundamental na regeneração da floresta.

Ao que tudo indica, os fenômenos que desencadeiam o processo de deposição de serapilheira estão intimamente ligados ao clima (variação de pluviosidade, temperatura, comprimento do dia, ventos, entre outros), já havendo bons indicadores nesse sentido, com correlações expressivas, porém, como essas variações climáticas ao nível micro, local ou regional ganham resposta nas plantas, no nível fisiológico interno, ainda podem ser melhor quali-quantificados, principalmente ao nível de espécies menos conhecidas, mas nem por isso menos importantes no contexto da biodiversidade dos ecossistemas florestais naturais.

Ainda é premente a necessidade da realização de mais estudos que abordem a ciclagem de nutrientes pelo viés dos fluxos de energia que permeiam a serapilheira, uma vez que é necessário estabelecer padrões regionalizados para esse importante indicador e tornar seu uso corriqueiro em projetos de cunho direto, ou seja, tornar a serapilheira um indicador direto e regionalizado de sustentabilidade dos ecossistemas florestais, tanto nos aspectos do manejo sustentável como da restauração de florestas degradadas.

REFERÊNCIAS

AERTS, R.; CHAPIN I.; FRANCIS, S. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. **Advances in Ecological Research**, v. 30, p. 1-67, 2000.

ALMEIDA, F. S.; GOMES, D. S.; QUEIRÓZ, J. M. Estratégias para a conservação da diversidade biológica em florestas fragmentadas. **Ambiência**, v. 7, n. 2, p. 367-382, 2011.

BACKES, A.; PRATES, F. L.; VIOLA, M. G. Produção de serapilheira em Floresta Ombrófila Mista, em São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Botânica Brasileira**, v. 19, n. 1, p. 155-160, 2005.

BALIEIRO, F. C.; FRANCO, A. A.; PEREIRA, M. G.; CAMPELLO, E. F. C.; DIAS, L. E.; FARIA, S. M.; ALVES, B. J. R. Dinâmica de serapilheira e transferência de nitrogênio ao solo em plantios de *Pseudosamanea guachapele* e *Eucalyptus grandis*. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 6, p. 597-601, 2004.

BARBOSA, J. H. C. **Dinâmica da serapilheira em estágios sucessionais de Floresta Atlântica**. 2000. 195 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2000.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Acúmulo de resíduos culturais na superfície do solo, nutrição e rendimento do milho afetados por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista Pesquisa Agropecuária Gaúcha**, v. 5, p. 331-339, 1999.

BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soil. **Forest Ecology and Management**, v. 133, n. 1-2, p. 13-22, Aug. 2000.

BIHN, J. H. **The recovery of ant communities in regenerating tropical forests**. 2008. 97 f. Tese (Doutorado em Ciências Naturais) – Marburg University, Marburg, 2008.

BORÉM, R. A. T.; RAMOS, D. P. Variação estacional e topográfica de nutrientes na serapilheira de um fragmento de mata atlântica. **Cerne**, v. 8, n. 2, p. 42-59, 2002.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical Secondary Forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, p. 1-32, Feb. 1990.

BRUN, E. J. **Biomassa na Floresta Estacional Decidual de Santa Tereza**, RS. 2004. 152 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2004.

BRUN, E. J.; BRUN, F. G. K.; CORRÊA, R. S.; VACCARO, S.; SCHUMACHER, M. V. Dinâmica de micronutrientes na biomassa florestal em estágios sucessionais de Floresta Estacional Decidual, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 86, p. 307-318, 2010.

BRUN, E. J.; SCHUMACHER, M. V.; CORREA, R. S. Inventário de biomassa e nutrientes em florestas secundárias de Santa Tereza. In: SCHUMACHER, M. V.; LONGHI, S. J.; BRUN, E. J.; KILCA, R. V. (Org.). **A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional**. Santa Maria: Os Autores, 2011.

BRUN, E. J.; SCHUMACHER, M. V.; VACCARO, S. Aspectos da ciclagem do material orgânico e nutrientes na serapilheira de florestas secundárias em Santa Tereza, RS. In: SCHUMACHER, M. V.; LONGHI, S. J.; BRUN, E. J.; KILCA, R. V. (Org.). **A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional**. Santa Maria: Os Autores, 2011.

BRUN, E. J.; SCHUMACHER, M. V.; VACCARO, S.; SPATHELF, P. Relação entre a produção de serapilheira e variáveis meteorológicas em três fases sucessionais de uma Floresta Estacional Decidual no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v. 9, n. 2, p. 277-285, 2001.

BRUN, F. G. K.; BRUN, E. J.; LONGHI, S. J. Potencial de sequestro de carbono em espécies arbóreas nativas em Santa Tereza. In: SCHUMACHER, M. V.; LONGHI, S. J.; BRUN, E. J.; KILCA, R. V. (Org.). **A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional**. Santa Maria: Os Autores, 2011.

BURGER, D. M.; DELITTI, W. B. C. Fitomassa epigéa da mata ciliar do Rio Mogi-Guaçu, Itapira - SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, p. 429-435, 1999.

CABIANCHI, G. M. **Ciclagem de nutrientes via serapilheira em um fragmento ciliar do rio Urupá**, Rondônia. 2010. 101 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

CALDEIRA, M. V. W.; SCHUMACHER, M. V.; VIEIRA, M.; GONÇALVES, E. O.; GODINHO, T. O. Ciclagem de nutrientes, via deposição e acúmulo de serapilheira, em ecossistemas florestais. In: CHICHORRO, J. F. **Tópicos em ciências florestais**. Visconde do Rio Branco: Suprema, 2010.

CALDEIRA, M. V. W.; VITORINO, M. D.; SCHAADT, S. S.; MORAES, B. R. Quantificação de serapilheira e de nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 29, n. 1, p. 53-68, 2008.

CALDEIRA, M. V. W.; VITORINO, M. D.; SCHAADT, S. S.; MORAES, B. R. Quantificação de serapilheira e de nutrientes – Floresta Ombrófila Mista Montana – Paraná. **Revista Acadêmica**, Curitiba, v. 5, n. 2, p. 101-116, 2007.

CALVI, G. P.; PEREIRA, M. G.; ESPÍNDULA JÚNIOR, A. Produção de serapilheira e aporte de nutrientes em áreas de Floresta Atlântica em Santa Maria de Jetibá, ES. **Ciência Florestal**, Cascavel, v. 19, n. 2, p. 131-138, 2009.

CHAMBERS, J. C.; MACMAHON, J. A. A day in the life of a seed: movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 25, p. 263-292, Nov. 1994.

CLEVELÁRIO JUNIOR, J. **Distribuição de carbono e de elementos minerais em um ecossistema florestal tropical úmido baixo-montano**. 1996. 135 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1996.

CORREIA, M. E. F.; ANDRADE, A. G. Formação da serrapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999.

CUEVAS, E.; MEDINA, E. Nutrient dynamics within amazonian forest ecosystems. I. Nutrient flux in the fine litterfall and efficiency of nutrient utilization. **Oecologia**, v. 68, p. 466-472, 1986.

CUNHA, G. C.; GRENDENE, L. A.; DURLO, M. A.; BRESSAN, D. A. Nutrient cycling in a seasonal deciduous forest with special respect to the mineral content produced by the litter fall. **Ciência Florestal**, v. 3, n. 1, p. 36-64, 1993.

DECHEN, A. R.; NACHTIGALL, G. R. Micronutrientes. In: FERNANDES, M. S. **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006.

DELITTI, W. B. C. Estudos de ciclagem de nutrientes: instrumentos para a análise funcional de ecossistemas terrestres. **Oecologia Brasiliensis**, v. 1, p. 469-486, 1984.

DICKOW, K. M. C. **Ciclagem de fitomassa e nutrientes em sucessão secundária na Floresta Atlântica, Antonina, PR**. 2010. 215 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

EPSTEIN, E.; BLOOM, A. J. **Nutrição mineral de plantas: princípios e perspectivas**. Londrina: Planta, 2006.

EWEL, J. J. Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest succession in Eastern Guatemala. **Journal of Ecology**, v. 64, n. 1, p. 293-308, Mar. 1976.

FACELLI, J. M.; PICKETT, S. T.A. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review**, v. 57, n. 1, p. 1-32, Jan./Mar. 1991.

FEGER, K. H.; RASPE, S. **Ökosystemforschung im chwarzwald**: Auswirkungen von atmosphären einträgen und Restabilisierungsmassnahmen auf den Wasser-und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern: Verbundprojekt Arinus. Landsberg: Ecomed, 1998.

FONSECA, S. **Propriedades físicas, químicas e microbiológicas de um latossolo vermelho-amarelo sob eucalipto, mata natural e pastagem**. 1984. 78 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1984.

GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F. Ciclagem de nutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dandá no sudeste da Bahia, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 2, p. 193-207, 2002.

GANDARA, F. B.; KAGEYAMA, P. Y. Restauração e conservação de ecossistemas florestais. In: CULLEN JUNIOR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, C. (Org.). **Métodos de estudos em biologia de conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR, 2003.

GODINHO, T. O.; CALDEIRA, M. V. W.; CALIMAN, J. P.; PREZOTTI, L. C.; WATZLAWICK, L. F.; AZEVEDO, H. C. A.; ROCHA, J. H. T. Biomassa, macronutrientes e carbono orgânico na serapilheira depositada em trecho de Floresta Estacional Semidecidual Submontana, ES. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 41, n. 97, p. 131-144, 2013.

GODINHO, T. O.; CALDEIRA, M. V. W.; ROCHA, J. H. T.; CALIMAN, J.P.; TRAZZI, P. A. Quantificação de biomassa e nutrientes na serapilheira acumulada em trecho de Floresta Estacional Semidecidual Submontana, ES. **Cerne**, Lavras, v. 20, n.1, p. 11-20, 2014.

GOLLEY, F. B. Nutrient cycling and nutrient conservation. In: GOLLEY, F. B. (Ed.) **Tropical forest ecosystems: structure and function**. Amsterdam: Elsevier, 1983.

GOLLEY, F. B.; MCGINNIS, J. T.; CLEMENTS, R. G.; CHILD, D. L.; DUEVER, M. J. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de Floresta Tropical Úmida**. São Paulo: EPU; EDUSP, 1978.

HAAG, H. P. **Ciclagem de nutrientes em florestas tropicais**. Campinas: Fundação Cargill, 1985.

HÄTTENSCHWILER, S.; TIUNOV, A. V.; SCHEU, S. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 36, p. 191-218, 2005.

HAYASHI, S. N. **Dinâmica da serapilheira em uma cronosequência de florestas no município de capitão Poço-PA**. 2006. 61 f. Dissertação (Mestrado em Botânica Tropical) - Universidade Rural da Amazônia, Belém, 2006.

HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M.; SWIFT, M. J. Plant litter quality and decomposition: an historical overview. In: CADISCH, G. (Ed.) **Driven by nature: plant litter quality and decomposition**. Wallingford: CAB International, 1997.

HEENAN, D. P.; CAMPBELL, L.C. Transport and distribution of manganese in two cultivars of soybean (*Glycine max* (L.) Merr.). **Australian Journal of Agricultural Research**, v. 31, n. 5, p. 943-949, 1980.

HOORENS, B.; AERTS, R.; STROETENGA, M. Litter quality and interactive effects in litter mixtures: more negative interactions under elevated CO₂? **The Journal of Ecology**, v. 90, n. 6, p. 1009-1016, Dec. 2002.

JACOBSON, T. K. B. **Composição, estrutural e funcionamento de um cerrado sentido restrito submetido à adição de nutrientes em médio prazo**. 2009. 172 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2009.

KIMMINS, J. P. **Forest ecology**. New York: Collier Macmillan, 1987.

KLEINPAUL, I. S.; SCHUMACHER, M. V.; BRUN, E. J.; BRUN, F. G. K.; KLEINPAUL, J. J. Suficiência amostral para coletas de serapilheira acumulada sobre o solo em *Pinus elliottii* engelm, *Eucalyptus* sp. e Floresta Estacional Decidual. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 6, p. 965-972, nov./dez. 2005.

KOEHLER, C. W. **Variação estacional da deposição de serapilheira e de nutrientes em povoamentos de *Pinus taeda* na região de Ponta Grossa – PR**. 1989. 148 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1989.

KOZLOWSKI, T. T.; PALLARDY, S. G. **Physiological of woody**. 2. ed. San Diego: Academic, 1996.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: Rima Artes e Textos, 2000.

LEITÃO FILHO, H. F.; PAGANO, S. N.; CESAR, O.; TIMONI, J. L.; RUEDA, J. J. **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão (SP)**. São Paulo: UNESP, 1993.

LOPES, M. L. C. S. P. **Ciclo hidrogeoquímico na bacia do alto rio da Cachoeira, Floresta da Tijuca – RJ**. 1994. 130 f. Dissertação (Mestrado em Geoquímica) - Universidade Federal Fluminense, Niterói, 1994.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2. ed. San Diego: Academic, 1997.

MARTINS, S. C. **Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica, estado de São Paulo**. 2010. 155 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

MEGURO, M.; VINUEZA, G. N.; DELITTI, W. B. C. Ciclagem de nutrientes minerais na mata mesófila secundária - São Paulo. **Boletim de Botânica**, v. 7, p. 11-31, 1979.

MELLO, R. S. P. **Produção de serapilheira e aspectos da ciclagem de nutrientes em dois tipos florestais adjacentes no Rio Grande do Sul**. 1995. 136 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1995.

MILLER, H. G. Nutrient cycles in birchwoods. **Proceedings of the Royal Society of Edinburg**, v. 853, p. 83-96, 1984.

MOLCHANOV, A. A. **Hidrologia florestal**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1963.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, Feb. 2000.

NILSSON, L. O.; HÜTTL, R. F.; JOHANSSON, U. T.; JOCHHEIM, H. Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems: present status and future research directions. **Plant and Soil**, v. 168/169, n. 1, p. 5-13, 1995.

O'CONNELL, A. M.; SANKARAN, K.V. Organic matter accretion, decomposition and mineralisation. In: NAMBIAR, E. K. S.; BROWN, A. G. (Ed.). **Management of soil, nutrients and water in tropical plantations forests**. Canberra: ACIAR Australia/CSIRO, 1997.

ODUM, E. P. **Fundamentos de ecologia**. 6. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2001.

PAGANO, S. N. Produção de folheto em mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 49, n. 3, p. 633-639, 1989.

PAGANO, S. N.; DURIGAN, G. Aspectos da ciclagem de nutrientes em matas ciliares do oeste do estado de São Paulo, Brasil. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Org.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000.

PINTO, S. I. C.; MARTINS, S. V.; BARROS, N. F.; DIAS, H. C. T. Ciclagem de nutrientes em dois trechos de Floresta Estacional Semidecidual na Reserva Florestal Mata do Paraíso em Viçosa, MG, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 33, n. 4, p. 653-663, 2009.

PINTO, S. I. C.; MARTINS, S. V.; BARROS, N. F.; DIAS, H. C. T. Produção de serapilheira em dois estádios sucessionais de Floresta Estacional Semidecidual na Reserva Mata do Paraíso em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 3, p. 545-556, 2008.

POGGIANI, F. Alterações dos ciclos biogeoquímicos em florestas. **Revista do Instituto Florestal**, v. 4, n. 3, p. 734-739, mar. 1992.

POGGIANI, F.; SCHUMACHER, M. V. Ciclagem de nutrientes em florestas nativas. In: MORAES, J. L.; BENEDETTI, V. **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF, 2005.

PRITCHETT, W. L. **Suelos forestales: propiedades, conservación y majoramiento**. Mexico: J. Wiley, 1990.

PRITCHETT, W. L. **Properties and management of forest soils**. New York: J. Wiley, 1979.

PROCTOR, J. Tropical forest litterfall I: problems of data comparison. In: SUTTON, S. L.; WHITMORE, T. C.; CHADWICK, A. C. **Tropical rain forest: ecology and management**. London: Blackwell, 1983.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. 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, June 2009.

SANTOS, P. F.; ELKINS, N. Z.; STEINBERGER, Y.; WHITFORD, W. G. A comparison of surface and buried *Larrea tridentata* leaf litter decomposition in North American hot deserts. **Ecology**, v. 65, n. 1, p. 278-284, Feb. 1984.

SANTOS, V. D. **Ciclagem de nutrientes minerais em mata tropical subcaducifolia dos planaltos do Paraná (Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo – Fênix/PR)**. 1989. 387 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1989.

SCHLITTLER, F. H. M.; MARTINS, G.; CESAR, O. Produção de serapilheira na Floresta do Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema – SP. **Naturalia**, v. 18, n. 1, p. 135-147, 1993.

SCHUMACHER, M. V.; BRUN, E. J.; KÖNIG, F. G. Análise de nutrientes para a sustentabilidade. **Revista da Madeira**, n. 83, 2004.

SCHUMACHER, M. V.; BRUN, E. J.; RODRIGUES, L. M.; SANTOS, E. M. Retorno de nutrientes via deposição de serapilheira em um povoamento de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) no Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Árvore**, v. 27, p. 29-37, 2003.

SCHUMACHER, M. V.; TRUBY, P.; MARAFIGA, J. M.; VIERA, M.; SZYMCZAK, D. A. Espécies predominantes na deposição de serapilheira em fragmento de Floresta Estacional Decidual no Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, v. 21, p. 475-482, 2011.

SCOTT, D. A.; PROCTOR, J.; THOMPSON, J. Ecological studies on a lowland evergreen rain forest on Maraca Island, Roraima, Brazil. **Journal of Ecology**, v. 4, p. 705-717, 1992.

SILVA, R. M.; COSTA, J. M. N.; RUIVO, M. L. P.; COSTA, A. C. L.; ALMEIRA, S. S. Influência de variáveis meteorológicas na produção de liteira na Estação Científica Ferreira Penna, Caxiuana, Pará. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 3, p. 573-582, 2009.

SPURR, S. H.; BARNES, B. V. **Forest ecology**. 3. ed. New York: J. Wiley, 1980.

STEVENSON, F. J. (Ed.). **Nitrogen in agricultural soils**. Madison: American Society of Agronomy, 1986.

SWITZER, G. L.; NELSON, L. E. Nutrient accumulation and cycling in Loblolly Pine (*Pinus taeda*) plantation ecosystems: the first 20 years. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 36, p. 143-147, 1972.

TAYLOR, B. R.; PARKINSON, D.; PARSONS, W. F. J. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. **Ecology**, v. 70, n.1, p. 97-104, 1989.

TOLEDO, L. O.; PEREIRA, M. G.; MENEZES, C. E. G. Produção de serapilheira e transferência de nutrientes em Florestas Secundárias localizadas na região de Pinheiral, RJ. **Ciência Florestal**, v. 12, n. 2, p. 9-16, 2002.

VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L. Deposição de nutrientes através da queda da serapilheira em dois remanescentes de Floresta Ombrófila Densa em Blumenau-SC. **Revista de Estudos Ambientais**, Blumenau, v. 2, n. 2/3, p. 41-55, 2000.

VIERA, M.; CALDATO, S. L.; ROSA, S. F.; KANIESKI, M. R.; ARALDI, D. B.; SANTOS, S. R.; SCHUMACHER, M. V. Nutrientes na serapilheira em um fragmento de Floresta Estacional Decidual, Itaara, RS. **Ciência Florestal**, v. 20, n. 4, p. 611-619, 2010.

VIERA, M.; SCHUMACHER, M. V. Deposição de serapilheira e de macronutrientes em um povoamento de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) no Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, v. 20, n. 2, p. 225-233, 2010a.

VIERA, M.; SCHUMACHER, M. V. Teores e aporte de nutrientes na serapilheira de *Pinus taeda* L. e sua relação com a temperatura do ar e pluviosidade. **Revista Árvore**, v. 34, n. 1, p. 85-94, 2010b.

VIERA, M.; SCHUMACHER, M. V. Variação mensal da deposição de serapilheira em povoamento de *Pinus taeda* L. em área de campo nativo em Cambará do Sul-RS. **Revista Árvore**, v. 34, n. 3, p. 487-494, 2010c.

VITAL, A. R. T.; GUERRINI, I. A.; FRANKEN, W. K.; FONSECA, R. C. B. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma Floresta Estacional Semidecidual em zona ripária. **Revista Árvore**, v. 28, n. 6, p. 793-800, 2004.

VITAL, A. R. T.; LIMA, W. P.; CAMARGO, F. R. A. Efeitos do corte raso de uma plantação de *Eucalyptus* sobre o balanço hídrico, a qualidade da água e as perdas de solo e de nutrientes em uma microbacia no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Forestalis**, v. 55, n. 1, p. 5-16, 1999.

VITOUSEK, P. M. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. **Ecology**, v. 65, n. 1, p. 285-298, 1984.

VITOUSEK, P. M. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. **American Naturalist**, v. 119, n. 1, p. 553-572, 1982.

VITOUSEK, P. M.; SANFORD, R. L. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, n. 4, p. 137-167, 1986.

VOGEL, H. L. M.; SCHUMACHER, M. V. Quantificação dos nutrientes na serapilheira em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em São Gabriel-RS, Brasil. In: FERTBIO, 2010, Guarapari. **Anais...** Guarapari: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010.

VOGEL, H. L. M.; SCHUMACHER, M. V.; TRUBY, P. Dinâmica da serapilheira e nutrientes em uma floresta secundária de Itaara. In: SCHUMACHER, M. V.; LONGHI, S. J.; BRUN, E. J.; KILCA, R. V. (Org.). **A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional**. Santa Maria: Os Organizadores, 2011.

VOGEL, H. L. M.; SCHUMACHER, M. V.; TRUBY, P. Avaliação da devolução de serapilheira em uma Floresta Estacional Decidual, em Itaara, RS, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 17, n. 3, p. 187-196, 2007.

VOGEL, H. L. M.; SPATHELF, P.; SCHUMACHER, M. V.; TRUBY, P. Biomass, litterfall and nutrients of tree species in a native forest in south Brazil. **Austrian Journal of Forest Science**, v. 125, n. 1, p. 157-182, 2008.

WERNECK, M. S.; PEDRALI, G.; GIESEKE, L. F. Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 2, p. 195-198, 2001.

EFEITOS NEGATIVOS NAS PROPRIEDADES DO SOLO EM TRILHAS DE ÁREAS NATURAIS

*Yukie Kabashima
Flávia Gizele König Brun
Ingo Isernhagen
Teresa Cristina Magro*

INTRODUÇÃO

As áreas naturais protegidas brasileiras, especialmente as de categoria Parque, recebem cada vez mais visitantes e a demanda para o uso recreacional destas áreas também está aumentando. Se por um lado representa um importante ganho para a população em termos de oportunidade de contato com o meio natural, por outro, é preocupante ao se observar que a maioria das unidades de conservação (UC) do país não conta com infraestrutura e pessoal treinado para receber essa visitação. Takahashi (2004) lembra que em UCs os administradores têm a difícil tarefa de conciliar o uso com a conservação dos recursos naturais e culturais sem degradar o ambiente.

Essa realidade torna necessária a análise de formas para avaliar impactos nas áreas utilizadas para atividades de uso público, como a área de instalação de um centro de visitantes, os sanitários, a área de acampamento, os locais para banho (rios, lagos, cachoeiras) e as trilhas, que são os objetos de avaliação dos trabalhos aqui levantados. As formas de avaliação devem atentar para a realidade na qual a UC se encontra, considerando-se fatores como recursos financeiros escassos, falta de profissionais qualificados, entre outros.

Dentro deste contexto, o solo é um dos recursos chave na questão de impactos em trilhas, sendo a erosão uma das degradações mais marcantes. A forma inadequada de interação com o solo no manejo das trilhas leva a uma série de consequências: alteração de ecossistemas através do desvio da drenagem natural ou deslocamento de solo,

contaminação e assoreamento de corpos d'água, como exemplos de efeitos ao meio ambiente. Também podem ser citadas as influências na qualidade da experiência do visitante como o aumento dos riscos a acidentes (desde pequenas torções a quedas), o desconforto, a necessidade de atenção ao piso quando poderia haver a contemplação do meio, o impacto visual, entre outros.

Estudos sobre os impactos de visitação em trilhas são relativamente recentes no Brasil. Desde a criação dos parques nacionais, destacando-se o Parque Nacional do Itatiaia como o primeiro em 1937, o estudo e o manejo de impactos da visitação aconteceram de forma pontual (BRASIL, 2011). Esse foi, no entanto, o Parque que recebeu um dos primeiros trabalhos científicos sobre avaliação de impactos da visitação em trilhas com alguns trabalhos publicados (MAGRO, 1999; MAGRO, 2003; MAGRO; GONÇALVES, 2003).

O presente trabalho tem por objetivo avaliar o estado da arte dos estudos brasileiros e internacionais, relacionados com impactos de visitação nas trilhas de áreas naturais, com foco no componente solo.

Inicialmente é apresentado um tópico sobre o manejo de trilhas, seu histórico e a descrição dos tipos de impactos do pisoteio no solo para subsidiar as análises subsequentes. Em seguida, é feita a análise dos trabalhos levantados e por fim a sugestão de indicadores que possam ser utilizados, considerando-se a realidade das áreas naturais brasileiras. As informações foram compiladas em tabelas para comparação de dados.

MANEJO DE TRILHAS

Segundo o *United States Department of the Interior* (1966), as primeiras trilhas nos Estados Unidos da América (EUA) formaram-se pelo pisoteio de animais e de índios. Estes caminhos foram utilizados posteriormente por exploradores e caçadores e, mais tarde, por pioneiros na colonização.

Atualmente as principais agências federais de gestão de terras têm apoiado os programas de desenvolvimento e de manutenção de trilhas (UNITED STATES DEPARTMENT OF THE INTERIOR, 1966).

Apesar de muitos destes caminhos terem sido criados primariamente para a proteção contra o fogo e para a criação de gado, é cada vez maior o interesse em trilhas planejadas para o uso recreativo. Um exemplo é a Appalachian Trail, nos EUA, completada em 1937, com 321,87 km, ligando o Monte Oglethorpe, na Geórgia, ao Katahdin, em Maine (BIRCHARD; PROUDMAN, 2000).

Alguns países como os EUA estudam e avaliam os impactos causados pelo uso recreativo desde a década de 60, inicialmente com foco em pesquisas sobre o uso e as características dos usuários. A partir da década de 80 passou a haver maior interesse nos impactos da visitação em solo e em vegetação (ROGGENBUCK; LUCAS, 1987).

Cole e Wright (2003) verificaram nos EUA que apenas 4% das 625 áreas naturais do *National Wilderness Preservation System* (NWPS), o que equivale a aproximadamente 3,7 milhões de hectares segundo Meyer e Landres (2000), possuíam levantamento de todas as trilhas dentro de sua área. Se forem considerados os estudos com técnicas específicas de medições com amostragem nas trilhas, medições contínuas de efeitos deletérios ao longo dos percursos, medições de pontos de amostragem ao longo da trilha, entre outros, a porcentagem torna-se ainda menor. Cole (1983) observa que a deterioração de trilhas é um problema comum em áreas naturais e se gasta, nos EUA, uma quantidade grande de dinheiro para manter, reconstruir e alterar traçados.

No Brasil são descritas as trilhas indígenas abertas no interior das matas que interligavam várias localidades da costa brasileira, sistema de caminhos conhecido como Peabiru. Nos primeiros séculos da descoberta do país, a expansão dos estrangeiros foi feita aproveitando-se essas trilhas. Dois exemplos são o Caminho de Paranapiacaba e o Caminho do Padre José, ambos antigos caminhos indígenas utilizados para acessar o planalto paulista (BUENO, 2009).

Muitas das trilhas existentes hoje são frutos dos caminhos citados anteriormente, e outras mais surgiram para acesso e para fluxo de mercadorias. Bons exemplos são o acesso à lavoura e caça, a sondagem de mineração, a busca de pedras preciosas, o fluxo de animais de carga com produtos de comércio, entre outros (PASSOLD, 2008; ZELLER, 2004).

No Brasil, os estudos sobre impactos de visitação e manejo de uso público são escassos devido à falta de planejamento e à falta de pessoal e de equipes qualificadas para a coordenação e implantação de programas de manejo nas unidades de conservação (ROBIM, 1999).

TIPOS DE IMPACTOS DO PISOTEIO NO SOLO

Os impactos relacionados a às trilhas para visitação são variados e não atuam de forma isolada. Magro (1999) aponta cinco componentes afetados pelo pisoteio, dentre eles, composição mineral, ar, água, húmus e organismos vivos. O equilíbrio desses elementos torna o solo menos vulnerável à erosão, por favorecer a drenagem da água e permitir melhor crescimento de vegetação.

Leung e Marion (2000) apontam como impactos diretos no solo - a compactação, a perda de serapilheira e de solo mineral; e, como impactos indiretos - a diminuição da umidade do solo, a redução da porosidade, a aceleração da erosão e a alteração das atividades microbianas. Marion (2006) ainda aponta efeitos sociais e econômicos, como o aumento da dificuldade de trânsito, a degradação estética, o comprometimento da segurança e o aumento no custo de restauração.

Dentre os impactos negativos no solo das trilhas para visitação destaca-se a erosão. Lechner (2006) aponta como fonte principal de impactos na trilha a erosão causada pela água. Cole (1983) também afirma que esse mesmo tipo de erosão é provavelmente o maior mecanismo de aprofundamento da trilha, podendo ser pronunciado tanto em locais de pouca, quanto de intensa visitação.

Em estudo feito com 106 Unidades do Serviço de Parques Nacionais nos EUA constatou-se que 50% dos administradores indicaram a perda de solo em trilhas como um problema em muitas ou na maioria das áreas em campo e 31% citaram o alargamento de trilhas (JEWELL; HAMITT, 2000).

Destacam-se a seguir as principais forças causadoras dos impactos no solo pelo uso de trilhas.

Erosão

Processo natural de transporte de partículas por ação de ventos ou água (PARKER, 2004), que pode ser intensificado por ações antrópicas ou eventos catastróficos. Como fatores naturais atuantes no processo pode-se citar o tipo de solo, o relevo, o clima e a intensidade dos ventos e das chuvas (MAGRO, 1999). Em relação ao tipo de solo, Parker (2004) afirma que cada material que origina o solo reage de forma diferente às ações como o pisoteio e os intemperismos.

A textura do solo é um dos temas centrais em se tratando do planejamento e da manutenção de trilhas. Referem-se às partículas que constituem o solo e dependem das características do material originário e dos agentes naturais de formação do solo. Lechner (2006) relaciona as principais texturas com características construtivas nas trilhas (Quadro 1).

Tipo de solo	Descrição	Adequabilidade para trilhas
Siltoso	Partículas finas, pouco drenado.	Pouca , quase sempre indica uma subestrutura fraca que deve ser evitada.
Argiloso	Partículas finas, pouco drenado, altamente coeso quando molhado; pulverulento quando seco; altamente erosivo em encostas inclinadas.	Pouca , especialmente em áreas de grande declividade, e moderada quando misturado a outros tipos de solo.
Arenoso	Partículas maiores com estrutura granulosa mais grosseira; bem drenado; suscetível a erosão eólica e hídrica.	Pouca , especialmente em áreas de grande declividade, e moderada quando misturado a outros tipos de solo.
Textura Média	Mistura de areia, silte e argila em quantidades variadas; suas características vão depender das proporções destas misturas, geralmente são plásticos e bem drenados.	Desejável , especialmente quando as proporções da mistura oferecem coesão, drenagem e estabilidade.

Quadro 1 - Adequabilidade dos diferentes tipos de texturas e solos para a construção de trilhas

Fonte: Adaptado de Lechner (2006).

Muitas vezes, a textura do solo onde se planeja o uso intensivo para caminhadas não é adequada ou impossibilita a implantação de uma trilha. Em casos específicos, pode ser necessária a remoção e a substituição do material original ou a colocação de estruturas como passarelas suspensas.

A erosão resultante da criação de uma trilha (planejada ou não) e/ou de seu uso com as ações naturais como chuva e vento pode ter diferentes consequências e magnitudes. No ambiente, a erosão pode levar à alteração da composição e da densidade de espécies e à fragmentação de habitat, tanto pela área erodida quanto pelos sedimentos deslocados. As partículas resultantes da erosão ainda podem ser carregadas pelo vento e/ou pela chuva assoreando e contaminando corpos d'água. A erosão é um processo natural, mas as interferências humanas tendem a intensificar seus efeitos.

A qualidade da visitação pode ser prejudicada principalmente pelo piso irregular da trilha (Figura 1), o que faz com que o visitante preste mais atenção no local onde pisa do que no ambiente que se quer conhecer ou contemplar. Aumenta-se também o risco de acidentes, desde pequenas torções que podem se tornar um grande problema em caminhadas de longo percurso, até quedas com risco de vida em casos como voçorocas.

Ainda, o visitante, no intuito de desviar de áreas erodidas para ter maior conforto e/ou segurança, pode ampliar a área de uso, contribuindo para a perda de cobertura vegetal e para a degradação do ambiente. A



Figura 1 - Trilha erodida com piso irregular

Foto: Autoria própria (2011).

criação de desvios pode ser desde trilhas paralelas às existentes, até grandes desvios, resultando em malhas de trilhas (Figura 2) nas quais os usuários podem se perder. O risco é ainda maior em regiões com matas densas ou sujeitas a fortes neblinas.



Figura 2 - Criação de desvios resultando em múltiplos caminhos

Foto: Autorial própria (2011).

Outros fatores como a declividade podem influenciar na magnitude da erosão. Helgath (1975), Birchard e Proudman (2000) e Parker (2004) relacionam o aumento da inclinação do terreno com o incremento da erosão, devido ao escoamento da água com maior volume e velocidade.

O traçado da trilha também é um fator atuante nos processos erosivos. Percursos feitos em linha de queda d'água, isto é, que não acompanham as curvas de nível do terreno, são segmentos que favorecem o processo erosivo, em casos mais graves, chegando a voçorocas.

Compactação

Resultante da ação do peso do visitante, ao qual pode ser somado também o peso de animais de transporte como o cavalo e os veículos motorizados (PARKER, 2004). Ocorre a diminuição da macroporosidade

e da cobertura vegetal, aumenta a resistência à penetração de raízes e menor é a taxa de infiltração da água (MAGRO, 1999; TAKAHASHI, 1998).

Em se tratando de compactação, é importante lembrar que existem duas situações de caminhar em áreas naturais, a primeira é a visita dispersa, na qual o visitante tem a possibilidade de experiência em ambiente pouco alterado. Neste caso, não existem trilhas definidas e a dispersão tem a função de permitir a recuperação das áreas utilizadas no percurso, portanto a compactação representa um impacto negativo em longo prazo.

No segundo, a visita é concentrada em áreas selecionadas e preparadas para receber uso intenso. Esse é o caso da maioria dos parques que recebem visitantes no Brasil. A compactação do solo, ou tecnicamente endurecimento do local, neste tipo de trilha é desejável e não é considerado um fator negativo.

A compactação planejada permite que o leito mantenha-se com forma estável por mais tempo, isto é, piso relativamente uniforme de forma a proporcionar maior conforto e segurança aos usuários, com leve inclinação lateral para permitir a drenagem adequada da água para fora da trilha. Lembrando que uma trilha devidamente projetada e implementada não deve permitir o escoamento da água ao longo de seu leito.

O simples recorte do terreno para a criação de uma trilha sem a compactação fará com que o usuário acabe criando sulcos ou afundamentos (Figura 3) com maior velocidade, conseqüentemente prejudicando a drenagem adequada da água para fora da mesma.

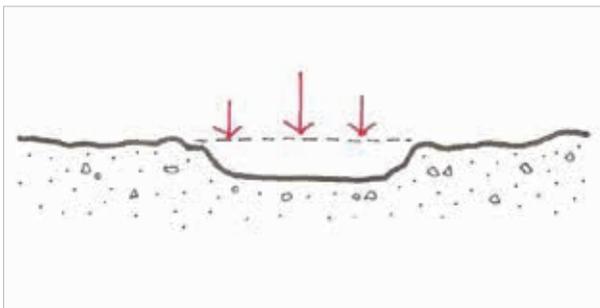


Figura 3 - Afundamento do piso por compactação

Fonte: Autoria própria (2011).

Como concluiu Magro (1999) em sua pesquisa, a compactação é consequência inevitável do pisoteio dos visitantes e é um parâmetro dispensável em avaliações futuras de impactos de visitação em trilhas.

Ressalta-se que, nos trabalhos analisados não há registros de que as trilhas foram criadas desde seu princípio com fins de visitação, portanto, é pouco provável que compactações propositais tenham sido feitas na sua criação ou manutenção. O que ocorre normalmente nas trilhas utilizadas para visitação é o aproveitamento de caminhos pré-existentes para diferentes finalidades como ligação entre comunidades, acesso à caça, madeira, minérios, transporte de carga, entre outros.

Deslocamento Lateral

Movimento horizontal do material do piso da trilha (Figura 4), causado pela fricção de calçados, de cascos e de pneus. Esse processo causa um aprofundamento inevitável no piso, com exceção de pisos sólidos (PARKER, 2004).

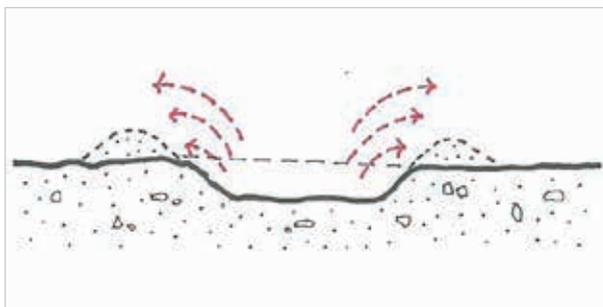


Figura 4 - Afundamento do piso por deslocamento lateral do solo

Fonte: Autoria própria (2011).

Com o tempo ocorre a formação de valas acompanhando o traçado da trilha, prejudicando a drenagem adequada da água para fora da mesma, podendo causar erosões com variadas dimensões. Juntamente com a compactação, podem acelerar a formação de valas no leito da trilha.

Assim como a compactação, o deslocamento lateral é um processo inevitável a não ser que se construa uma estrutura com materiais rígidos como rochas, concreto, madeira ou bloquetes. Desta forma,

a compactação do solo no momento da implantação da trilha pode minimizar os efeitos do deslocamento por maior tempo.

A resistência ao deslocamento varia entre as diferentes texturas, como pode ser visualizada no Quadro 2.

Nome da textura	Tamanho das partículas	Resistência ao deslocamento lateral
Argila	0,002 mm	Quando compactado é resistente ao deslocamento.
Silte	0,002 mm a 0,05 mm	Menos resistente ao deslocamento que a argila.
Areia	0,05 mm a 2,0 mm	Facilidade de deslocamento.
Franca	< 0,002 a 2,0 mm	Quanto maior a parcela composta de argila e de silte, mais firme se torna quando compactada, conseqüentemente ficando mais resistente ao deslocamento.
Cascalho	2,0 mm a 7,6 cm	Quanto maior a dimensão das partículas, mais resistente ao deslocamento.
Pedra	76 mm a 60,9 cm	Maior resistência ao deslocamento que o cascalho.
Brita*	Variado	Resistência moderada ao deslocamento, aumentando juntamente com o tamanho das partículas.
Húmus	Sem dimensão	Facilidade de deslocamento.

Quadro 2 - Resistência ao deslocamento lateral por tipo de textura de solo

Fonte: Adaptado de Parker (2004).

*Brita - obtida pela trituração mecânica de determinadas rochas duras.

Observa-se, que existem ainda as combinações entre as mesmas como a areia que, misturada com outros tipos de textura, proporciona maior drenagem e resistência à compactação. Outro exemplo é a combinação do silte com outras texturas aumentando a resistência ao deslocamento e à erosão.

Manutenções periódicas são necessárias para o acerto do piso da trilha, seja pela retirada dos montes formados nas laterais das trilhas, seja pelo reposicionamento e compactação do material nos sulcos existentes. A periodicidade dependerá de fatores como tipo e textura de solo, clima e uso.

Salpicamento por Gotas de Chuva

Processo natural de deslocamento de partículas de solo exposto que pode ser intensificado por fatores como a própria abertura da trilha, a limpeza

da serapilheira e o deslocamento de material orgânico por pisoteio. Nota-se que no caso da exposição, a compactação de forma a uniformizar o piso pode minimizar o deslocamento de partículas de solo. Helming, Römkens e Prasad (1998) em experimento relacionando declividade (17%, 8% e 2%), quantidade de chuva (60, 45, 30 e 15 mm h⁻¹) e rugosidade (rugoso, médio e liso) obteve como resultado a maior perda de solo em superfície rugosa para as maiores declividades (17% e 8%). Na menor inclinação, a quantidade de perda de solo não apresentou vínculo com a rugosidade.

Para a proteção do piso da trilha contra os efeitos da chuva pode-se relacionar os teores de matéria orgânica em sua superfície. Autores como Gray e Leiser (1989) afirmam que a serapilheira é importante para proteger o solo, sendo este fato relacionado principalmente à manutenção das condições mais apropriadas para o crescimento de vegetação que pode proteger o solo da erosão.

Ao mesmo tempo em que este material protege o solo de impactos diretos de gotas de chuva, pode oferecer problemas como o acúmulo de umidade e de matéria orgânica favorecendo que os usuários desviem e acabem alargando o leito da trilha por conta da umidade ou da proliferação de vegetação. Também, deixa o solo pouco coeso, facilitando o deslocamento e a compactação, favorecendo a formação de sulcos/canais.

Por fim, os efeitos da visitação no solo podem causar impactos negativos na fauna, flora e corpos d'água. O deslocamento de solo para a borda das trilhas, precedido da erosão, afeta a vegetação do entorno, seja alterando todo o sistema de drenagem natural, ou mesmo alterando o equilíbrio de materiais orgânicos ou inorgânicos. Assim, com o assoreamento tem-se a alteração na turbidez da água, podendo prejudicar a fauna aquática.

ESTUDOS NO BRASIL E NO EXTERIOR

A análise dos documentos, que relatam pesquisas e trabalhos técnico/científicos feitos no Brasil, mostra que são poucos os que descrevem a origem das trilhas. De certa forma, essa situação cria uma lacuna de

informação, pois se torna difícil dizer exatamente o quanto a visitação é a causa direta dos impactos. Estes dados se referem ao histórico de uso da trilha anterior à visitação, técnicas construtivas que foram aplicadas, por mão de obra capacitada ou não, manutenções feitas, as respectivas datas das ações empregadas nas mesmas, entre outros.

Em relação ao planejamento para a visitação, apenas um dos trabalhos relata a existência de trilhas planejadas para este fim (Quadro 3). Este fato pode contribuir para a intensificação dos processos naturais como a erosão.

Autor	Local	Cita origem das trilhas	Trilhas planejadas para visitação*
Binelli, Pinho e Magro (1997)	Município de Brotas, SP	Não	Não consta
Bonati et al. (2006)	Floresta Nacional São Francisco de Paula, RS	Não	Não consta
Carvalho et al. (2000)	Parque Estadual da Ilha Anchieta, SP	Não	Não consta
Maganhotto et al. (2007)	RPPN Reserva Ecológica Itaytiba, PR	Não	Não consta
Magro (1999)	Parque Nacional do Itatiaia, RJ / MG	Não	Não consta
Passold (2008)	Parque Estadual Intervalles, SP	Sim	Sim
Ribeiro (2006)	Parque Estadual de Dois Irmãos, PE	Não	Não
Rocha et al. (2007)	Parque Estadual do Ibitipoca, MG	Não	Não consta
São Mateus, Silva e Ismerim (2008)	Parque Nacional da Serra da Itabaiana, SE	Não	Não consta
Sardinha et al. (2007)	Município de Altinópolis, SP	Não	Não consta
Souza e Martos (2008)	Floresta Nacional de Ipanema, SP	Não	Não consta
Takahashi (1998)	Reserva Natural Salto Morato, PR	Não	Não consta
Vashchenko, Biondi e Favaratto (2008)	Campina Grande do Sul, PR	Não	Não consta
Zeller (2004)	Parque Nacional da Chapada Diamantina, BA	Sim	Não

Quadro 3 - Informações sobre o histórico das trilhas em trabalhos brasileiros

Fonte: Autoria própria (2011).

* Relativo a trilhas implantadas a partir do planejamento adequado, visando mínimo impacto ambiental e proporcionando qualidade na experiência do visitante, com cuidados como traçados acompanhando as curvas de nível, presença de estruturas de drenagem, dimensões e equipamentos de acordo com o público, entre outros.

A compilação das principais características avaliadas relacionadas ao estudo de impactos de visitação no solo de trilhas mostrou a existência de grupos similares em relação à fase das características analisadas (Figura 5), nomeadas de A a E. A mesma nomenclatura foi utilizada para os agrupamentos nos Quadros 4 e 5, de forma a facilitar a análise.

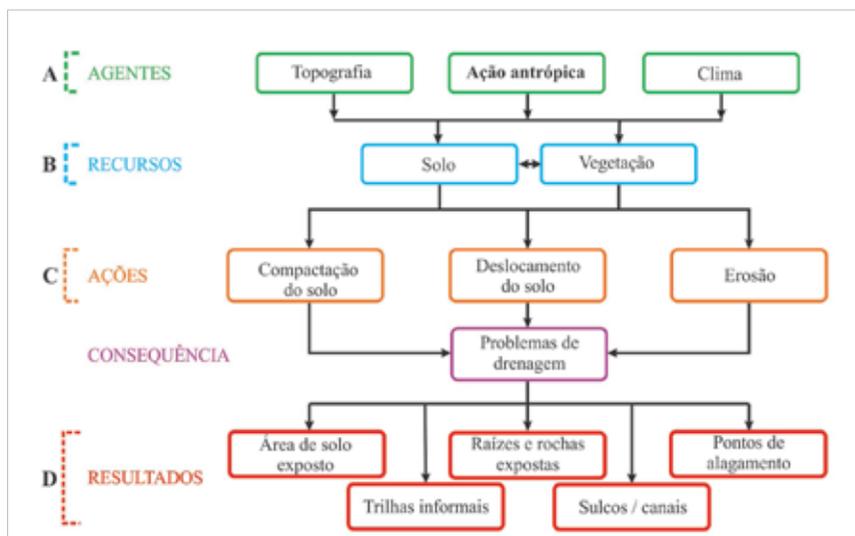


Figura 5 - Fluxograma do processo de impactos de pisoteio sobre o solo

Fonte: Autoria própria (2011).

Em (A) têm-se fatores que podem influenciar no processo de impactos no solo da trilha, a topografia, o clima e a ação antrópica, no caso o pisoteio de pedestres. Estes fatores atuam nos recursos (B), que também interagem entre si, e através de ações (C) como a compactação e o deslocamento do solo, e a erosão de forma geral, levam a problemas de drenagem. Por fim, os resultados do processo (D), como a presença de área de solo exposto, trilhas informais, raízes e rochas expostas, sulcos/canais e pontos de alagamento.

Autor	Características relacionadas ao solo analisadas nas trilhas																						
	A	B	C					D															
	Declividade paralela ¹	Declividade perpendicular ²	Caracterização dos solos	Compactação do solo	Densidade do solo	Resistência à penetração	Textura do solo	Porosidade	Microporosidade	Umidade	Área de seção transversal	Profundidade da trilha	Sulcos / canais	Rugosidade	Raízes expostas	Rochas expostas	Formação de degraus	Pontos de alagamento	Largura da trilha	Largura de influência pisoteio	N° de trilhas informais	Área de solo exposto	
Bayfield e Lloyd (1973)*												◆									◆		
Cole (1983)											◆												◆
Coleman (1977)											◆												◆
Kuss, Morgan e John (1986)											◆												
Leonard e Whitney (1977)											◆												
Leung e Maron (1999)											◆											◆	
Manning, Jacobi e Manton (2006)											◆											◆	
Olive e Marion (2009)											◆												
Rinehart, Hardy e Rosenau (1978)											◆												
Roote Krapik (1972)											◆											◆	
Summer (1980)**											◆												
Trotter e Scotter (1975)**											◆												
Wallin e Harden (1996)											◆												
Wimpey e Marion (2011)											◆											◆	
Total	2	3	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2	2	◆	◆

Quadro 5 - Características relacionadas ao solo analisadas nas trilhas dos trabalhos internacionais levantados

Fonte: Autoria própria (2011).

¹ Paralela em relação à trilha; ² Perpendicular em relação à trilha; * Apud Jewell e Hammit (2000); ** Apud Cole (1983).

Entre as características estudadas nos trabalhos brasileiros destacam-se: a erosão (dez citações); a área de solo exposto (sete citações); e, com seis citações, respectivamente, a compactação do solo, os pontos de alagamento e o número de trilhas informais. Nos trabalhos internacionais avaliados, com predominância nos EUA, destacam-se a erosão em primeiro, assim como nos trabalhos brasileiros (oito citações), a área de seção transversal (seis citações) e os pontos de alagamento (quatro citações). Apesar do item mais citado ser o mesmo para ambos os grupos, notam-se diferentes características que aparecem nos trabalhos brasileiros, mas que não aparecem nos trabalhos internacionais como: formação de degraus, declividade perpendicular, densidade do solo, resistência à penetração, porosidade, microporosidade e tipo de cobertura de vegetação. Um fator importante é o fato de que a inexistência de protocolos para a avaliação de trilhas com modelos brasileiros cria uma tendência para que as pesquisas no país sigam modelos de outros países ou mesmo uma adaptação dos mesmos.

Em ambos os casos, a característica mais analisada é a erosão, um dos problemas mais marcantes no manejo de trilhas. A forma de avaliação não é necessariamente a mesma entre os estudos e, muitas vezes, possui certo grau de subjetividade. Uma das técnicas que minimizam a subjetividade da avaliação de erosão é exatamente o segundo item mais citado nos trabalhos internacionais, a área de seção transversal. É provável que a diferença no número de trabalhos que envolvem esse indicador seja a maior dificuldade no levantamento, devido ao custo e à complexidade das medições.

Analisando os grupos de características que sobressaem, nota-se que os trabalhos internacionais focam estudos tanto dos possíveis agentes dos processos de degradação de uma trilha (A) quanto nas consequências (D). Já nos estudos brasileiros percebe-se a concentração nos aspectos relacionados às ações e às consequências (C e D), desde a alteração das características do solo como densidade, resistência à penetração e umidade até as erosões, presença de sulcos/canais, alargamento da trilha, entre outros.

Outra diferença está na relação ao traçado da trilha (OLIVE; MARION, 2009; ROOT; KNAPIK, 1972), que não é apresentada nos

trabalhos brasileiros. Kabashima (2011) verificou que os segmentos de trilhas com traçados inadequados, em linha de queda d'água, eram os locais também com a maior quantidade de afundamentos no piso causados pela erosão.

A avaliação de traçado, assim como a seção transversal, não são indicadores de fácil levantamento, exigindo certo nível de conhecimento e habilidade para visualização em campo. No caso do traçado, verifica-se a direção da trilha em relação ao relevo que, quando adequado, acompanha aproximadamente as curvas de nível do terreno. A seção transversal é calculada, segundo Magro (1999), esticando-se uma corda de nylon, presa a extremidades da trilha principal e tirando-se dez medidas de profundidade. Com essas medidas e a largura da trilha obtêm-se a seção transversal através de fórmula matemática.

Observa-se que a declividade paralela à trilha, citada em oito publicações (cinco brasileiras e três internacionais), quando vinculada ao comprimento do segmento de trilha, pode intensificar a degradação da mesma. Kabashima (2011) obteve a relação de maior presença de afundamentos no leito da trilha, quanto mais longo fosse o segmento uniforme (mesma declividade e direção). Também para Parker (2004), além da declividade, o comprimento é um fator crítico de erosão na trilha. Ambas as constatações estão relacionadas ao aumento de velocidade e de volume de água que escorre pelo leito, intensificando a possibilidade de deslocamento de partículas sólidas do piso da trilha.

Na Tabela 1, um resumo dos Quadros 4 e 5, nota-se que, apesar da quantidade de trabalhos analisados, o número total de características nas pesquisas brasileiras é o dobro dos itens estudados nos trabalhos internacionais. Da mesma forma, a média de características segue a mesma proporção, seis por trabalhos brasileiros e três para os internacionais.

Tabela 1 - Resumo das características relacionadas ao solo analisados nas trilhas dos trabalhos brasileiros e internacionais levantados

Trabalhos	Características relacionadas ao solo analisados nas trilhas				Total
	A	B	C	D	
Brasileiros	8 (8,9%)	7 (7,8%)	18 (20,0%)	57 (63,3%)	90 (100%)
Internacionais	5 (11,1%)	1 (2,2%)	4 (8,9%)	35 (77,8%)	45 (100%)

Fonte: Autoria própria (2011).

Este fato pode ser o reflexo da fase ainda inicial de pesquisas no Brasil. Além disso, possuindo ambientes diferentes de muitos dos locais onde as pesquisas internacionais ocorreram, como as florestas temperadas dos EUA, existe a tendência da ampliação de estudos brasileiros sobre os impactos de visitação em trilhas. Pode ser o caso da diferença do número de trabalhos que analisam as características dos recursos (B), destacando-se nos trabalhos brasileiros a avaliação da serapilheira. Outro item com grande diferença numérica e percentual são as medições das ações (C), com destaque para a compactação do solo, que é analisado por seis autores dos trabalhos brasileiros e apenas dois internacionais.

Predominam, tanto nos trabalhos brasileiros quanto nos internacionais, as pesquisas das características resultantes das ações sobre a trilha (D). Em geral, são itens de fácil verificação em campo. E em menor número, a caracterização dos recursos (B) - presença de serapilheira, tipo de cobertura de vegetação e caracterização dos solos.

É importante que os estudos de impactos de visitação em trilhas, especialmente no Brasil, sejam ampliados e tenham continuidade. No entanto, para o manejo das trilhas que recebem visitação no presente, ações mais imediatas são necessárias, portanto, nem sempre é possível aguardar por resultados de alguns tipos de pesquisas, complexas, que demandam recursos e tempo.

Assim, a partir dos trabalhos levantados, elaborou-se o Quadro 6 com o propósito de analisar de forma simplificada os indicadores citados nos estudos, de maior praticidade para uso imediato, levando-se em consideração os seguintes critérios:

- a) baixo custo;
- b) fornecimento de dados relevantes para tomada de decisão;
- c) facilmente mensuráveis;
- d) contemplar não só a conservação do ambiente natural, mas também a qualidade da experiência do visitante;
- e) medições e avaliações que não exijam muito treinamento ou experiência em planejamento e implantação de trilhas.

Indicadores	Meta	Forma de coleta dados	Possíveis causas	Ações de manejo
Largura da trilha	Manter largura estabelecida segundo planejamento	Medição da largura com trena de fita e marcação em pontos da trilha mapeada	1 - Dimensionamento inadequado no planejamento 2. Grupos de usuários muito grandes 3 - Número de visitantes 4 - Comportamento inadequado de visitantes 5 - Desvio de obstáculos como áreas úmidas, alagadas, raízes expostas ou pedras	1 - Reestudar dimensão 2 - Restringir tamanho de grupo 3 - Restringir número de visitantes 4 - Promover ações de sensibilização e educação ambiental 5 - Promover a manutenção das trilhas; reestudar o traçado
Presença de trilhas informais	Ausência de trilhas informais, aumentando qualidade do ambiente e experiência do visitante	Levantamento da quantidade de trilhas informais, assim como a sua localização	1 - Traçado inadequado, não levando a atrativos desejados 2 - Trilhas próximas umas das outras 3 - Desvio de obstáculos como áreas úmidas, alagadas, raízes expostas ou rochas 4 - Desvio de infraestrutura inadequada como escadas com degraus não ergonômicos	1 - Reestudar o traçado 2 - Reestudar o traçado 3 - Promover a manutenção das trilhas; reestudar o traçado 4 - Reestudar o traçado; melhorar a estrutura; promover a manutenção adequada
Presença de sulcos/canais	Ausência de sulcos/canais, aumentando segurança, qualidade da experiência e qualidade do ambiente	Classificação e mapeamento dos sulcos/canais	1 - Drenagem inadequada 2 - Falta de manutenção	1 - Reestudar sistema de drenagem 2 - Promover a manutenção adequada

Indicadores	Meta	Forma de coleta dados	Possíveis causas	Ações de manejo
Presença de raízes e rochas expostas	Ausência de raízes e rochas expostas, aumentando segurança e qualidade da experiência	Identificação das causas e mapeamento dos locais com esses problemas	1 - Drenagem inadequada	1 - Reestudar sistema de drenagem
			2 - Falta de manutenção	2 - Promover manutenção adequada
Pontos de alagamento	Ausência de pontos de alagamento	Classificar, mapear e identificar as causas desse problema	1 - Traçado inadequado passando por corpos d'água	1 - Reestudar traçado; implantar estrutura de drenagem
			2 - Drenagem inadequada	2 - Reestudar sistema de drenagem
			3 - Falta de manutenção	3 - Promover manutenção adequada

Quadro 6 - Análise simplificada de indicadores selecionados nos trabalhos levantados

Fonte: Autoria própria (2011).

Acredita-se que formas simples de avaliação possam ser desenvolvidas, como por exemplo, criando-se fichas de avaliação com os dados da tabela apresentada, especialmente ao considerar a falta de recursos financeiros, de pessoal, e de treinamento/capacitação de quem atua diretamente em campo nas áreas naturais protegidas. Entende-se, entretanto, que estudos aprofundados sobre os impactos em solos devem continuar a ser desenvolvidos e ampliados, gerando conhecimentos que possam ser utilizados e contribuir para a melhoria das condições do ambiente e de visitação.

Observa-se na Figura 6, a partir de análise de causas e ações de manejo, que os principais cuidados necessários são o planejamento e a manutenção adequados. Cole (1983) e Lechner (2006) apontam a falta de planejamento adequado como o principal problema de impacto. Ainda, Birchard e Proudman (2000) afirmam que a construção de trilha de forma adequada mitiga potenciais destruições por clima e tráfego de pedestres. Marion e Leung (2004) afirmam que numa mesma trilha,

recebendo mesmo manejo, pode haver trechos tanto com condições boas quanto ruins, sendo o problema, muitas vezes, decorrente mais da localização da trilha do que no impacto gerado em si.

O planejamento adequado de trilhas é de essencial importância para a minimização de impactos ao meio e de custos de implantação e manutenção, além de contribuir na segurança e na qualidade da experiência ao visitante. Considera-se uma ampla gama de fatores para o planejamento de uma trilha que vise os benefícios citados - solos, topografia, hidrologia, fauna, flora, clima, usuários, objetivos da área, histórico de uso da área, conflitos de uso, legislação, entre outros (DEMROW; SALISBURY, 1998; BIRCHARD; PROUDMAN, 2000; BIRKBY, 2005; INTERNATIONAL MOUNTAIN BICYCLING ASSOCIATION, 2001; LECHNER, 2006). O traçado é escolhido conciliando-se o menor impacto possível nos aspectos biofísicos, locais com maior resistência à deterioração, questões legais e experiência do visitante.

Por fim, ressalta-se que o manejo de trilhas é um processo cíclico (Figura 6), envolvendo as ações de planejar, construir, monitorar e manter.

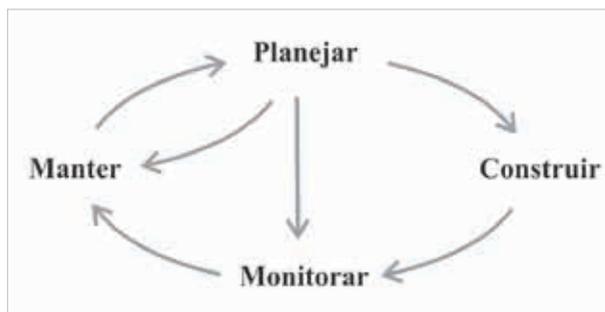


Figura 6 - Processo de planejamento

Fonte: Adaptado de Lechner (2006).

Mesmo com o planejamento adequado, qualquer tipo de infraestrutura, na qual se inserem também as trilhas, necessita de manutenção ao longo do tempo. Da mesma forma, o monitoramento é essencial para a identificação de manutenções que precisam ser providenciadas, assim como as eventuais ações a serem planejadas. Lechner (2006) afirma que,

apesar de todo o planejamento criterioso, é importante lembrar que a paisagem é dinâmica e as mudanças podem ocorrer, tanto graduais, quanto abruptas, decorrentes de eventos catastróficos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este capítulo não teve caráter de apontar soluções para os impactos atualmente encontrados em trilhas recreativas, mas de promover discussões visando contribuir para a conservação da natureza e a qualidade da experiência dos visitantes.

É importante ressaltar que o fato de os trabalhos realizados no Brasil apresentarem quantidade maior de itens analisados, não significa que os estudos feitos no país são mais detalhados ou de melhor qualidade. Observa-se que há grande dificuldade em encontrar pesquisas nessa área no Brasil com conteúdo de alto padrão, que não sejam superficiais. Raros são os estudos de longo prazo ou mais complexos, que exigem maior tempo de dedicação, recursos financeiros e acesso a equipamentos específicos, mas que podem fornecer respostas mais significativas às questões existentes.

Apesar dos inúmeros obstáculos existentes no manejo de trilhas, especialmente em unidades de conservação brasileiras, há a necessidade de maior investimento em pesquisas mais detalhadas e, principalmente, de longo prazo. Trabalhos feitos no exterior, como nos EUA, nem sempre conseguem abranger todos os problemas e as soluções relativas ao piso de trilhas, considerando-se que, muitas das paisagens brasileiras, possuem características distintas dos locais onde foram feitas as pesquisas internacionais.

Atualmente, boa parte das pesquisas de impactos de visitação em trilhas está disponível em publicações na língua inglesa, o que pode dificultar a ampliação e a evolução das pesquisas no Brasil. É importante que cada vez mais trabalhos brasileiros relacionados ao tema sejam publicados, não somente para fortalecer as pesquisas, mas, também, para tornar as informações acessíveis a um público amplo interessado neste tipo de tema: professores, estudantes, responsáveis pelo uso

público em unidades de conservação, pessoal de manutenção de trilhas, voluntários, entre outros.

Observou-se também que em se tratando de indicadores como a presença de serapilheira, compactação e porosidade do solo, é importante que os trabalhos esclareçam o tipo de trilha que está sendo analisado, se de uso disperso ou de concentração de impactos. A falta deste tipo de informação dificulta as avaliações e pode causar equívocos, como a definição de que a compactação necessariamente é um problema em qualquer tipo de trilha.

Por fim, é importante que os trabalhos que envolvam a avaliação de fatores que causam problemas nas características do solo em trilhas evoluam de forma a ter aplicabilidade no manejo desses espaços utilizados de forma intensiva pelo público em unidades de conservação.

REFERÊNCIAS

BINELLI, A. A.; PINHO, A. M; MAGRO, T. C. Adaptação do método de Miguel Cifuentes para determinação de capacidade de carga em trilhas do município de Brotas/SP. In: CONGRESSO NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 1., 1997, Curitiba. **Anais...** Curitiba: IAP; UNILIVRE; Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação, 1997.

BIRCHARD, W.; PROUDMAN, R. **Appalachian trail design, construction and maintenance**. Harpers Ferry: Appalachian Trail Conference, 2000.

BIRKBY, R. C. **Lightly on the land**: the SCA trail-building and maintenance manual. 2. ed. Seattle, Washington: The Mountaineers, 2005.

BONATTI, J.; MARCZWSKI, M.; REBELATO, G. S.; SILVEIRA, C. F.; CAMPELLO, F. D.; RODRIGUES, G.; GUERRA, T.; HARTZ, S. M. Trilhas da Floresta Nacional de São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, Brasil: mapeamento, análise e estudo da capacidade de carga turística. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 4, n. 1/2, p. 15-26, jan./jun. 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Roteiro metodológico para manejo de impactos da visitação**: com enfoque na experiência do visitante e na proteção dos recursos naturais e culturais. Brasília: ICMBio, 2011.

BUENO, B. P. S. Dilatação dos confins: caminhos, vilas e cidades na formação da Capitania de São Paulo (1532-1822). **Anais do Museu Paulista**, São Paulo, v. 17, n. 2, p. 251-294, jul./dez. 2009.

CARVALHO, J. L.; ROBIM, M. J.; STARZYNSKI, R.; FONTES, M. A. A influência do pisoteio em algumas propriedades físicas do solo na trilha da Praia do Sul do Parque Estadual da Ilha Anchieta. In: CONGRESSO NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 2., 2000, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2000.

COLE, D. N. **Assessing and monitoring backcountry trail conditions.** Ogden, Utah: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, 1983.

COLE, D.; WRIGHT, V. **Wilderness visitors and recreation impacts: baseline data available for twentieth century conditions.** Ogden, Utah: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2003.

COLEMAN, R. A. Simple techniques for monitoring footpath erosion in mountain areas of north-west England. **Environmental Conservation**, v. 4, n. 2, p. 145-148, 1977.

DEMROW, C.; SALISBURY, D. **The complete guide to trail building and maintenance.** 3. ed. Boston: Mass, 1998.

GRAY, D. H.; LEISER, A. T. **Biotechnical slope protection and erosion control.** Malabar, Florida: Krieger Publishing, 1989.

HELGATH, S. F. **Trail deterioration in the Selway-Bitterroot Wilderness.** Ogden, Utah: USDA, 1975.

HELMING, K.; RÖMKENS, M. J. M.; PRASAD, S. N. Surface roughness related processes of runoff and soil loss: a flume study. **Soil Science Society of America Journal**, v. 62, n. 1, p. 243-250, 1998.

INTERNATIONAL MOUNTAIN BICYCLING ASSOCIATION. **Building better trails: designing, constructing and maintaining outstanding trails.** Boulder, CO: IMBA, 2001.

JEWELL, M. C.; HAMMIT, W. E. Assessing soil erosion on trails: a comparison of techniques. **USDA Forest Service Proceedings**, v. 5, p. 133-140, 2000.

KABASHIMA, Y. **Fatores de degradação ambiental e elementos construtivos na avaliação e monitoramento de escadas no percurso de trilhas no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira.** 2011. 127 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

KUSS, F. R.; MORGAN I.; JOHN M. A first alternative for estimating the physical carrying capacities of natural areas for recreation. **Environmental Management**, v. 10, n. 5, p. 255-262, 1986.

LECHNER, L. **Planejamento, implantação e manejo de trilhas em unidades de conservação.** Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2006.

LEONARD, R. E.; WHITNEY, A. M. **Trail transect: a method for documenting trail changes**. Broomall, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, 1977.

LEUNG, Y. F.; MARION, J. L. Recreation impacts and management in wilderness: a state-of-knowledge review. **USDA Forest Service Proceedings RMRS-P**, Ogden, v. 5, n. 15, p. 23-48, 2000.

LEUNG, Y. F.; MARION, J. L. Assessing trail conditions in protected areas: application of a problem-assessment method in Great Smoky Mountains National Park, USA. **Environmental Management**, v. 4, n. 26, p. 270-279, 1999.

MAGANHOTTO, R. F.; SANTOS, L. J. C.; SOUZA, L. C. P.; MIARA, M. A.; SANTOS JUNIOR, J. B. Fragilidade de trilhas em áreas naturais protegidas: estudo de caso da Reserva Ecológica Itatyba – RPPN. **Revista Eletrônica Geografar**, Curitiba, v. 2, n. 1, p. 22-41, 2007.

MAGRO, T. C. **Closure of trails: a restoration strategy or lack of management?** Ogden, Utah: US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, 2003.

MAGRO, T. C. **Impactos do uso público em uma trilha no planalto do Parque Nacional do Itatiaia**. 1999. 135 f. Dissertação (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

MAGRO, T. C.; GONÇALVES, J. L. M. Seed bank as a tool for choosing the better strategy for trail recovery. **USDA Forest Service Proceedings**, p. 27, 2003.

MANNING, R.; JACOBI, C.; MARION, J. L. Recreation monitoring at Acadia National Park. **George Wright Forum**, v. 2, n. 23, p. 59-72, 2006.

MARION, J. L. **Assessing and understanding trail degradation: results from Big South Fork National River and recreational area**. Blacksburg, VA: National Park Service, 2006.

MARION, J. L.; LEUNG, Y. Environmentally sustainable trail management. In: BUCKLEY, R. (Ed.). **Environmental impacts of ecotourism**. Wallingford: CABI Publishing, 2004.

MEYER, S.; LANDRES, P. A national wilderness preservation system database: benefits, limitations, and future needs. **International Journal of Wilderness**, v. 1, n. 6, p. 13-18, 2000.

OLIVE, N. D.; MARION, J. L. The influence of use-related, environmental, and managerial factors on soil loss from recreational trails. **Journal of Environmental management**, v. 3, n. 90, p. 1483-1493, 2009.

PARKER, T. S. **Natural surface trails by design: physical and human design essentials of sustainable, enjoyable trails**. Boulder, Colorado: Natureshape, 2004.

PASSOLD, A. J. **Análise da visitação e seus impactos nas trilhas e atrativos da sede do Parque Estadual Intervales.** São Paulo: Fundação Florestal, 2008.

RIBEIRO, E. M. S. **Estudo para avaliação dos impactos ocasionados pelo uso público nas trilhas do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife-PE, Brasil.** Recife: CEFET/PE, 2006.

RINEHART, R. P.; HARDY, C. C.; ROSENAU, H. G. Measuring trail conditions with stereo photography. **Journal of Forestry**, v. 76, n. 9, p. 501-503, 1978.

ROBIM, M. J. **Análise das características do uso recreativo do Parque Estadual da Ilha Anchieta: uma contribuição ao manejo.** 1999. 161 p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1999.

ROCHA, C. H. B.; FONTOURA, L. M.; SIMIQUELI, R. F.; PECCATIELLO, A. F. O. Análise ambiental da capacidade de carga antrópica nas trilhas dos circuitos das águas e pico do pião - Parque Estadual do Ibitipoca, MG. In: ENCONTRO INTERDISCIPLINAR DE ECOTURISMO EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 2., 2007, Itatiaia, RJ. **Anais...** Rio de Janeiro: Instituto Physis, 2007.

ROGGENBUCK, J. W.; LUCAS, R. C. Wilderness use and user characteristics: a state-of-knowledge review. **General Technical Report INT-22Q**, Ogden, p. 203-244, 1987.

ROOT, J. D.; KNAPIK, L. J. **Trail conditions along a portion of the Great Divide trail route, Alberta and British Columbia Rocky Mountains.** Edmonton, AB: Research Council of Alberta; 1972.

SÃO MATEUS, F. P.; SILVA, E. J.; ISMERIM, M. Estudo do impacto ambiental em trilhas do Parque Nacional da Serra de Itabaiana, Sergipe. **Revista Nordestina de Ecoturismo**, Aracaju, v. 1, n. 1, 2008.

SARDINHA, D. S.; CONCEIÇÃO, F. T.; CARVALHO, D. F.; CUNHA, R.; SOUZA, A. D. G. Impactos do uso público em atrativos turísticos naturais no município de Altinópolis (SP). **Geociências**, São Paulo, v. 26, n. 26, p. 161-172, 2007.

SOUZA, P. C.; MARTOS, H. L. Estudo do uso público e análise ambiental das trilhas em uma unidade de conservação de uso sustentável: Floresta Nacional de Ipanema, Iperó – SP. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 1, p. 91-100, 2008.

TAKAHASHI, L. Y. **Uso público em unidades de conservação.** Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2004.

TAKAHASHI, L. Y. **Caracterização dos visitantes, suas preferências e percepções e avaliação dos impactos da visitação pública em duas unidades de conservação do Paraná.** 1998. 129 f. Dissertação (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1998.

UNITED STATES DEPARTMENT OF THE INTERIOR. **Trails for America: report on the nationwide trail study.** Washington, DC: USDI, 1966.

VASHCHENKO, Y.; BIONDI, D.; FAVARETTO, N. Erosão causada pela prática do montanhismo na trilha para os Picos Camapuã e Tucum – Campina Grande do Sul (PR). **Floresta**, v. 38, n. 1, p. 71-87, 2008.

WALLIN, T. R., HARDEN, C. P. Estimating trail-related soil erosion in the Humid Tropics: Jatun Sacha, Ecuador and La Selva, Costa Rica. **Ambio**, v. 25, n. 8, p. 517-522, 1996.

WIMPEY, J.; MARION, J. L. A spatial exploration os informal trail networks within Great Falls Park, VA. **Journal of Environmental Management**, n. 92, p. 1012-1022, 2011.

ZELLER, R. H. O estado de conservação em três trilhas do Parque Nacional da Chapada Diamantina (Bahia) e necessidades de manejo. **Natureza e Conservação**, Curitiba, v. 2, n.1, p. 34-41, abr. 2004.



EXTRATIVISMO FLORESTAL COMO FORMA DE REDUÇÃO DA VULNERABILIDADE SOCIOAMBIENTAL

Henrique Machado Dias

INTRODUÇÃO

A necessidade de assegurar a utilização sustentada de espécies nativas em um ecossistema varia de acordo com o grau de dependência da sociedade em relação aos recursos em questão, que pode ser de ambientes aquáticos ou terrestres, a partir da revalorização de sistemas tradicionais de gerenciamento ambiental e dos recursos naturais, em formas de manejo tradicional de pequenas comunidades (DIEGUES, 2001). No Brasil, a extração de produtos nativos provenientes da flora e da fauna é uma atividade constante na história (YOUNG, 2005) e vem atravessando todos os ciclos econômicos, encontrando épocas em que se constitui como principal atividade regional, tais como a borracha, a castanha, o cacau, entre outras (DEAN, 1996).

A atividade extrativista continua sendo a base econômica de muitas famílias no país (SCUDELLER, 2007). Apesar de encontrar crises de preço, ocasionadas pela concorrência com outros produtos, o extrativismo se constitui numa importante atividade econômica, empregando contingentes populacionais expressivos (SOUZA et al., 2005). O consumo dos denominados 'produtos frescos' vem aumentando em todo o mundo como parte das novas dietas, mas também como um estilo de vida em que são utilizados símbolos associados a comportamentos que valorizam produtos considerados exóticos e oriundos de regiões longínquas (MOTA; SILVA JÚNIOR; GOMES, 2007). Em paralelo a essa sofisticação em seu consumo, grupos sociais dependem da colheita dessas frutas para sobrevivência a partir da geração de trabalho e de renda, ao qual são caracterizados por

intenso uso da força de trabalho, reduzidos investimentos e utilização de tecnologias resultantes do conhecimento empírico.

O extrativismo praticado pelas populações tradicionais vem sendo re-valorizado como uma alternativa sustentável no uso dos recursos naturais, tendo os seus produtos ganhando espaço em mercados cada vez mais diversificados e exigentes, seja pela preocupação de consumo de ‘produtos frescos’, seja pela ‘novidade’ (MOTA; SCHMITZ; SILVA JÚNIOR, 2008). Assim, tem sido evidente a importância do extrativismo de Produtos Florestais Não-Madeireiros (PFNM) para moradores locais em diferentes ecossistemas no país (GOMES, 2005; SCUDELLER, 2007). No Brasil, a valorização desses produtos é visível pela disponibilidade de frutas naturalizadas ou nativas nas gôndolas dos supermercados, a exemplo do caju, jenipapo, cajá, umbu, mangaba, dentre outras, encontradas, até poucos anos atrás, somente nas feiras livres (MOTA; SCHMITZ; SILVA JÚNIOR, 2008). O manejo desses recursos naturais pode ser considerado como um dos instrumentos pelo qual se pode chegar a um processo de desenvolvimento sustentável (DIEGUES, 2001), mas para isso deve estar associado a um processo de gestão ambiental, que leve em consideração a diversidade dos cenários ambientais, econômicos, políticos, sociais e culturais (SOARES, 2002).

Em relação ao manejo dessas espécies por parte da população tradicional, existe o risco de ocorrer falhas de gestão devido ao baixo conhecimento técnico e à falta de planejamento a médio e longo prazo (DIAS, 2010).

A vulnerabilidade é definida como a inflexibilidade de uma comunidade para adaptar-se a uma mudança em seu ambiente e está relacionada à marginalização, à exclusão das atividades econômicas, dos processos decisórios e do acesso equitativo às oportunidades (SANTOS, 2008). As ações que propõem a redução da vulnerabilidade dessas comunidades locais, através do desenvolvimento de alternativas de geração de trabalho e renda, que sejam social e ambientalmente sustentáveis, tornam-se fundamentais para atingir a conservação ambiental local à luz do conceito de desenvolvimento sustentável.

Nesse contexto, o objetivo geral desse estudo foi demonstrar a importância ecológica e socioeconômica das funções ambientais do ecossistema para uma melhor qualidade de vida do ser humano; e, assim, contribuir para o uso sustentado do meio ambiente e dos recursos naturais associados.

Como objetivo específico, este capítulo relata um estudo de caso em uma área prioritária para conservação no município de Caravelas, Bahia, e suas formas de planejamento territorial, considerando-se o uso de espécies florestais, além do potencial e vocações naturais do ecossistema terrestre, com a identificação de práticas produtivas sustentáveis que viabilizem a inclusão social dos trabalhadores locais no mercado regional, a partir do extrativismo e da geração de trabalho e renda junto da produção de espécies nativas.

AS ZONAS COSTEIRAS E O CENÁRIO AVALIADO

As zonas costeiras são ambientes de interface entre o meio terrestre e o oceano e representam a cobertura de 10% da superfície terrestre, sendo moradia de cerca de 60% da população mundial (CICIN-SAIN; KNECHT, 1998; LAKSHMI; RAJAGOPALAN, 2000). No Brasil, a região costeira possui aproximadamente 70% da população nacional, assim como também a maior parte do complexo urbano-industrial no país (MAY, 2002).

A linha costeira brasileira se estende por aproximadamente 9.200 km de linha real (VILLWOCK et al., 2005), possuindo o estado da Bahia o litoral mais extenso do país, com 1.150 km (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2004). Essa privilegiada situação geográfica e a diversidade de recursos naturais que ela oferece às atividades fundamentais do ser humano, tais como alimentação, energia, recreação e transporte, motivaram a concentração da população neste ambiente durante séculos (ANDRADE; DOMINGUEZ, 2002).

Esse fato contribuiu para que essa região fosse uma área de múltiplos usos, localizada entre a terra e o mar e onde são desenvolvidas diferentes atividades humanas que envolvem o uso dos recursos florestais

ali existentes (MARRONI; ASMUS, 2005). Por conta disso, pode-se dizer que a zona costeira é um sistema ambiental formado pela interação direta entre os componentes da geosfera (continente) e hidrosfera (oceano). Portanto, as atividades desenvolvidas pelo ser humano no continente afetam diretamente a zona costeira, alterando processos e características físicas e biológicas do ecossistema que, por sua vez, acarreta em mudanças irreversíveis ao ambiente natural, como poluição da água e exaustão de recursos biológicos, tendo por consequência, variados conflitos de usos.

O município de Caravelas, ao longo de seus 2.361km² de área total, localiza-se no extremo sul da Bahia (17°43'S; 39°15'W) (Figura 1). A população municipal estimada para 2009 foi de 22.114 habitantes. Destes, cerca de 50% residem no núcleo urbano da zona costeira (Sede, Ponta de Areia e Barra) e o restante (50%) na área interiorana (rural) que engloba os distritos de Juerana, Santo Antônio de Barcelona, Rancho Alegre, Taquari, Nova Tribuna, Ferraznópolis, Espora Gato (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2009).

A região costeira do município, de acordo com o Ministério do Meio Ambiente, está inserida em uma região considerada com alta prioridade para a conservação e utilização sustentável da biodiversidade brasileira (BRASIL, 2007). No entanto, de acordo com o Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil (2013) do Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD), o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) no ano de 2010 no município foi de 0,616, considerado pela instituição como Médio.

Lemos (2008), utilizando outras variáveis além do IDH, afirma que o Índice de Exclusão Social (IES) para todo o município de Caravelas é de aproximadamente 50%. Além disso, o autor afirma que o índice de Privados de Renda (Privrend) atinge, aproximadamente, 70%. É justamente neste cenário socioambiental, junto da associação com este último índice, que se baseia a ideia deste estudo de caso, a de subsidiar uma proposta para a geração de trabalho e renda no intuito de reduzir esse elevado valor de privados de renda a partir da redução da vulnerabilidade social da população local e, conseqüentemente, na

redução das pressões exercidas sobre o ambiente natural prioritário para políticas de conservação ambiental (Figura 1).

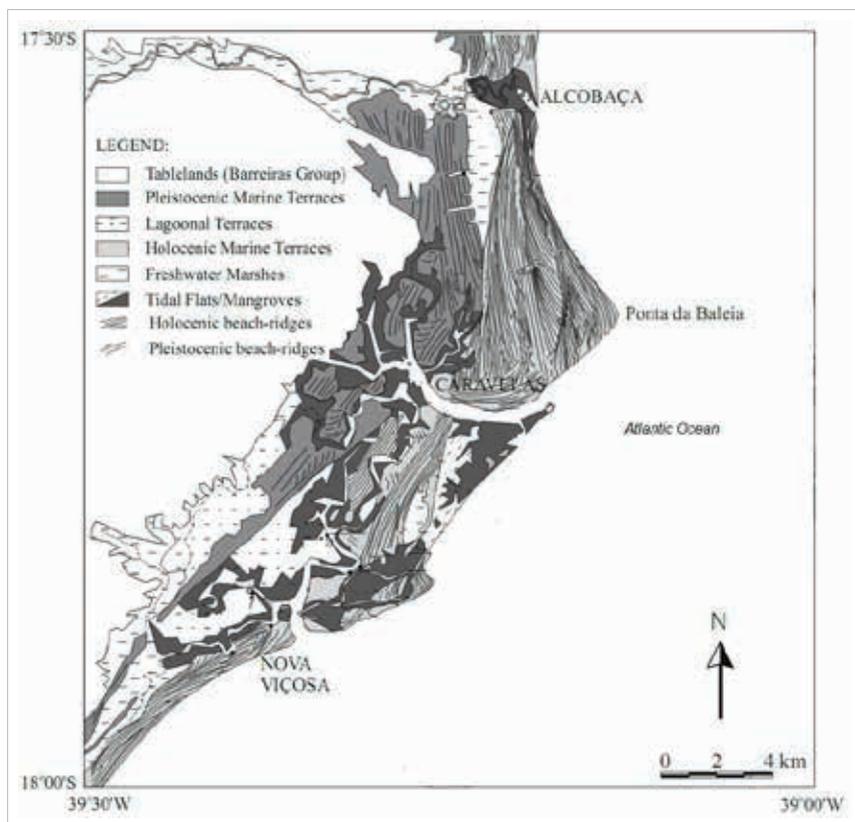


Figura 1 - Localização da área de estudo representando a motivação dessa proposta em Caravelas, BA

Fonte: Adaptada de Andrade e Dominguez (2002).

Ranauro (2004) afirma que, para as comunidades costeiras de Caravelas (Sede, Cassurubá, Ponta de Areia e Barra de Caravelas), mesmo estando inseridas no complexo estuarino de Caravelas/Nova Viçosa e possuírem ampla diversidade de espécies para o consumo humano (peixes e crustáceos), não dependem somente do manguezal e do mar para sobrevivência, mas também da pequena agricultura familiar (roça) e do manejo de espécies florestais nativas das restingas como alternativa alimentícia.

No núcleo urbano da cidade (Sede, Ponta de Areia e Barra), muitos utilizam essas espécies como forma de extrativismo vegetal (consumo e/ou comércio), possuindo, assim, maior variabilidade na geração de trabalho e renda, em conjunto com as atividades de pesca, mariscagem e agricultura (RANAURO, 2004).

Os povoados de Barra de Caravelas e Ponta de Areia estão por muito tempo ligados à pesca e à mariscagem, mas sua população sempre recorreu aos ambientes florestais em busca de recursos naturais para sua sobrevivência. O manguezal e as restingas sempre favoreceram os moradores de baixa renda, pois nelas existem uma variedade de produtos que são extraídos como fonte de alimento, seja para o próprio consumo ou para a comercialização. A maioria das espécies nativas, com potencial para a agricultura, mas que no momento não são culturas agrícolas localmente, são exploradas de forma extrativista, como o caju (*Anacardium occidentale*), a mangaba (*Hancornia speciosa*), a pitanga (*Eugenia uniflora*) e a aroeira-rosa (*Schinus terebinthifolius*), principalmente no período do defeso do camarão que geralmente coincide com as épocas de frutificação (DIAS, 2010).

VULNERABILIDADE DE ÁREAS PROTEGIDAS

A vulnerabilidade associa-se à exposição ao risco e designa maior ou menor susceptibilidade de pessoas, lugares, infraestruturas ou ecossistemas de sofrerem algum tipo de impacto (ACSELRAD; LEROY, 1999; ALVES, 2006). É definida como uma situação em que estão presentes três componentes: exposição, incapacidade de reação e dificuldade de adaptação diante da materialização do risco (SANTOS, 2008; VEYRET; RICHEMOND, 2007). Nesse sentido, percebe-se que a vulnerabilidade relaciona-se aos aspectos ambientais, econômicos, políticos e sociais, ao qual está integrada de forma holística (RODRIGUES, 2008).

Essa visão holística, apontada como interdisciplinar para a vulnerabilidade, está associada aos conceitos preconizados pela ecologia política, a qual Little (2006) estabelece como um novo campo de pesquisa que combina a ecologia e a conservação a partir de suas inter-relações

com as sociedades humanas e com os respectivos ambientes biofísicos. Esse campo é fruto de um diálogo intenso entre disciplinas da biologia, engenharia, antropologia, geografia, história e ciência política, criando um espaço multidimensional dentro das ciências naturais, permitindo que cada matriz disciplinar empregue seus conceitos e técnicas dentro de uma ciência ecológica ampla, frente às novas realidades sob os moldes da biologia da conservação.

A Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), da qual o Brasil é signatário e se destaca pela sua megadiversidade, propicia a mais importante estrutura para a conservação da biodiversidade brasileira (MITTERMEIER et al., 2005; SILVA; FONSECA, 2005). Baseado nisso, uma série de políticas públicas, no âmbito de definição de áreas prioritárias para conservação foi estabelecida nos últimos 20 anos, como por exemplo, a criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000) (RYLANDS; BRANDON, 2005; SILVA; FONSECA, 2005) que preconiza uma proteção *sensu lato* de áreas prioritárias para conservação (BRASIL, 2007). Nesse sentido, diferentes formas de proteção foram estabelecidas através da preservação da biodiversidade, tanto nos moldes sem a interferência da população humana (categoria de proteção integral), quanto a partir de uma ‘interação’ entre populações e biodiversidade a partir de práticas sustentáveis (categoria de uso sustentável).

PLANEJAMENTO TERRITORIAL E ÁREAS PROTEGIDAS

O termo gestão indica a tarefa de administrar, transformando os objetivos propostos em ferramentas para o planejamento, organização, direção e controle (CHIAVENATO, 2003). Nota-se que o passo inicial para uma gestão adequada é o planejamento, que se inicia com a criação da unidade até o estabelecimento do plano de manejo, exigido por lei quando da efetiva criação da unidade em até cinco anos.

A unidade de conservação está associada ao conceito de território e pressupõe a existência de relações de poder, sejam jurídicas, políticas ou econômicas. Santos (2006) afirma que o entendimento geral de território,

como extensão apropriada e usada, ressalta a diferença com a territorialidade, onde esta se refere a 'pertencer àquilo que nos pertence', tendo uma preocupação com a construção do futuro, para a sobrevivência da espécie. Nesse sentido, as áreas protegidas compreendem um território como área geográfica, delimitada por apropriação e influenciada por relações de poder (políticas, sociais, econômicas, jurídicas, culturais e ambientais).

O município de Caravelas, ao longo dos últimos 30 anos, se inseriu em um mosaico de unidades de conservação justapostas e sobrepostas, tanto de proteção integral, quanto de uso sustentável (DIAS, 2010). A maior parte da região costeira do município está inserida na Reserva Extrativista do Cassurubá (criada em 2009) e na Área de Proteção Ambiental (APA) Ponta da Baleia/Abrolhos (criada em 1993). Juntas, elas abrangem os ecossistemas manguezal e restingas. De acordo com a legislação que estabelece os tipos de unidades de conservação, ambas as categorias são consideradas de uso sustentável, ou seja, permitem o uso direto dos recursos naturais inseridos em seus limites, desde que delimitados, regulamentados e organizados. No âmbito costeiro/marinho existe o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (criado em 1983), que não tem influência direta na área terrestre do município, porém, tem sobre os pescadores por restringir áreas para suas atividades de pesca (DIAS; SOARES, 2007).

A APA Ponta da Baleia/Abrolhos, que compreende os municípios de Caravelas e Alcobaça, abrange parte do banco coralíneo dos Abrolhos e possui amplo território: 345.280 hectares (terrestre e oceânico). Enquanto unidade de conservação estadual, em uma região de grande valor biológico e antrópico e com 18 anos de criação, é carente quanto a sua gestão. Desde a sua criação ainda não dispõe de plano de manejo, ao qual por lei, teria o prazo de cinco anos após sua publicação em diário oficial. A administração pública não fomenta tal implementação e isto se põe como um problema pela sua grande área e sua importante riqueza natural, social e cênica (DIAS; SOARES, 2007).

Normalmente, essa categoria de conservação é extensa, com ocupação humana em nível considerável e composta por um conjunto de especificidades abiótica, biótica, estéticas ou culturais. O objetivo básico dela é proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de

ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais. Desta forma, percebe-se que o planejamento territorial se põe como imprescindível para alcançar tais objetivos.

A Reserva Extrativista do Cassurubá, unidade de conservação federal que engloba os municípios de Caravelas e Nova Viçosa, protege remanescentes de manguezais e de restingas, foi criado em 5 de junho de 2009 (Dia Mundial do Meio Ambiente), tendo a finalidade de proteger também as práticas socioculturais de comunidades ribeirinhas que englobam o uso dos recursos pesqueiros e florestais a partir de práticas sustentáveis (DIAS; SOARES, 2008; RANAURO, 2004).

Também no município há o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, criado como o primeiro parque marinho do país. Até o ano de 2007, a zona de amortecimento do parque estava sobreposta à unidade estadual o que, em parte, controlaria o crescimento do entorno. Porém, nesse mesmo ano, uma liminar da justiça federal recuou esta zona para exclusivamente a área marinha (DIAS; SOARES, 2007).

O planejamento territorial de unidades de conservação de uso sustentável, como a APA e a Reserva Extrativista (RESEX), onde o plano de manejo é ferramenta básica para sua delimitação, é indicado para o reconhecimento do uso múltiplo do território maximizando e delimitando o aproveitamento dos recursos naturais. Nesse sentido, o território da unidade de conservação, que faz parte do processo de planejamento ambiental, se concretizará com o zoneamento ambiental, no caso de uma APA e de uma RESEX. Por sua vez, com o zoneamento ecológico-econômico, se estabelecerão normas de uso baseado nas condições locais. Desta forma, o zoneamento é o passo inicial do planejamento territorial e é um fundamental instrumento para o plano de manejo e, conseqüentemente, na gestão da unidade de conservação.

O USO DE ESPÉCIES INDICADORAS PARA O ZONEAMENTO TERRITORIAL

As unidades de conservação brasileiras, após sua regulamentação jurídica (Lei 9985/00), tornaram-se a chave para preservar/conservar os

remanescentes da biodiversidade, principalmente espécies vulneráveis à extinção e áreas peculiares/sensíveis aos quais possuem remanescentes extremamente susceptíveis à degradação (BRUNER; GULLISON; FONSECA, 2001) ou, ainda, as que possuem populações humanas vulneráveis à degradação sociocultural (ARRUDA, 1999).

A rápida perda da biodiversidade reforça a importância para se avaliar a sobrevivência e a vulnerabilidade das espécies ameaçadas de extinção (BAILLIE; HILTON-TAYLOR; STUART, 2004), o estabelecimento de áreas prioritárias (MYERS et al., 2000) e a criação de espaços territoriais protegidos (RYLANDS; BRANDON, 2005). Nesse sentido, as espécies ameaçadas de extinção são importantes indicadores dos efeitos negativos antrópicos sobre o ambiente natural. É o caso da *Jacquinia armillaris*, uma espécie da família *Theophrastaceae*, que possui hábito arbustivo, encontrada ocasionalmente em áreas contíguas às faixas praianas (restingas), tendo distribuição sul-americana e no Brasil ocorre do estado do Piauí ao Rio de Janeiro.

Seus indivíduos estão inseridos exclusivamente em uma fitofisionomia de restinga conhecida como arbustiva fechada de pós-praia, entre 50 e 200 metros de distância da linha praial, ou seja, na ‘chegada à praia’, onde ocorre a maior especulação imobiliária litorânea, aberturas de estradas e pavimentação, além do pisoteio pelos banhistas (ARAUJO, 2000). Esse conjunto de características que a torna vulnerável para o litoral brasileiro foi a justificativa primordial para inseri-la na listagem oficial de espécies ameaçadas de extinção.

Nesse sentido, essa espécie está presente na lista da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção, dada pela Instrução Normativa nº 06/2008, do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2008). Ambos os arcabouços jurídicos consideram como pertencente à categoria vulnerável, necessitando de grande atenção devido aos poucos indivíduos remanescentes ao longo do litoral brasileiro.

ESPÉCIES FLORESTAIS PARA GERAÇÃO DE TRABALHO E RENDA

Nesse trabalho, a metodologia foi constituída de modo que diferentes técnicas pudessem contribuir, em medida variável e com rendimentos desiguais, para o conhecimento do objeto. Por conta disso, para compor o quadro geral dos informantes (coletor-extrativistas) e da comercialização dos seus frutos ao consumidor final, o método proposto para tal pesquisa foi predominantemente qualitativo, por meio de visitas ao campo para levantamento de dados primários (entrevistas semiestruturadas, informais e observação participante), como também para consulta às listagens florísticas (dados secundários), locais e regionais (essas por sinal são escassas na região), com o intuito de catalogar as espécies nativas com potenciais para PFSM e como forma de Tecnologia Social (TS). Cada espécie florestal com potencial para a proposta inicial foi analisada, no que se refere ao comportamento desde a coleta do subproduto do vegetal até a comercialização deste para o consumidor final ou atravessador externo.

Também foram realizadas entrevistas semiestruturadas (dados primários) junto ao Sindicato de Produtores Rurais de Caravelas; Sindicato dos Trabalhadores Rurais de Caravelas; Secretaria de Meio Ambiente de Caravelas; Secretaria de Meio Ambiente do Estado da Bahia; Empresa Baiana de Desenvolvimento Agrícola; Pescadores e Marisqueiras locais; Pequenos Produtores e Extrativistas Rurais. Todos esses com o intuito de identificar atores que possuem conhecimentos referentes aos locais de coleta das espécies, as formas de extrativismo, de comercialização e de custos associados a sua produção. Nas informações levantadas, focou-se também no valor de produção (comercialização) que o extrativista tem para cada espécie coletada e comercializada no município, quando disponível essa informação. Quando existente, foi realizada uma comparação com outros estudos realizados no país, principalmente em relação à produção por extrativismo em cada espécie selecionada neste estudo. Também foram realizadas visitas a feira livre (aos sábados), com o intuito de obter informações junto às espécies

identificadas neste estudo. Cabe ressaltar que essas visitas eram sempre realizadas por volta das 06:00 h, no início da feira, para encontrar o máximo de feirantes possível e com a feira ainda vazia de fregueses, não atrapalhando o seu comércio.

Também foram critérios para a escolha das espécies nativas nesse estudo, com potencial para geração de trabalho e renda, a existência de um mercado consumidor já estruturado em outras regiões do país, além da utilização pelas comunidades em Caravelas através do extrativismo. Nesse sentido, as espécies selecionadas já tinham um tipo de uso como forma de geração de renda local, bem como diferentes formas de manejo para a produção de mudas, tolerância às áreas degradadas e a facilidade no plantio e na coleta dos frutos.

Realizadas as saídas de campo, os levantamentos bibliográficos e as entrevistas semiestruturadas junto às comunidades e às instituições locais, permitiram verificar que existem quatro espécies nativas das restingas (Mangaba; Pitanga; Caju; Aroeira) com potenciais usos para geração de trabalho e renda junto às comunidades locais, e como forma alternativa de recuperação de áreas degradadas em sítios com plantios de coqueirais abandonados ou subutilizados no município (DIAS, 2010).

Mangaba (Apocynaceae - Hancornia speciosa Gomez)

Conhecida em tupi-guarani como ‘coisa boa de comer’ (VIEIRA NETO, 1994) e com uma distribuição nas regiões Centro-Oeste, Norte e Nordeste do país, a mangabeira é uma planta lenhosa que pode alcançar até cinco metros de altura e com copa de até quatro metros de diâmetro. Veira-Neto et al. (2002) identificaram indivíduos com porte arbóreo, atingindo até 10 metros de altura. Essa espécie tem maior abundância no Nordeste brasileiro, especificamente sobre os tabuleiros costeiros e as baixadas litorâneas dos estados da Paraíba, Sergipe e Bahia, detendo as maiores produções frutíferas no país (SOUZA et al., 2005; VIEIRA NETO et al., 2002).

É típica de clima tropical, ocorrendo em formações abertas de cerrado e de restingas, desde o nível do mar até 1500 metros de altitude. É tolerante à alta radiação, à elevada temperatura, ao déficit hídrico, à menor umidade relativa do ar, à baixa fertilidade (solo arenoso) e à

elevada acidez (VIEIRA NETO, 1994; VIEIRA NETO et al., 2002). Por ocupar ambientes costeiros, torna-se susceptível à exploração de forma extrativista pela população local de pescadores, que obtém seu fruto para consumo e comercialização (PINHEIRO et al., 2001; MOTA; SANTOS, 2008). Por ser típica da faixa litorânea nordestina (SOUZA et al., 2005), suas populações vegetais vêm sendo drasticamente reduzidas, juntamente com o restante da vegetação nativa, principalmente devido à especulação imobiliária e desmatamento ocasionado pelas monoculturas (VIEIRA NETO et al., 2002; BARROS et al., 2006), tornando-a vulnerável ao processo de erosão genética em razão da redução de suas populações promovida pela degradação do seu habitat (PINHEIRO et al., 2001).

Souza et al. (2005) afirmam que o látex dessa espécie é uma alternativa de fonte de renda, pois apresenta propriedades medicinais empregadas na farmacologia caseira, como também no tratamento da tuberculose, estimulante das funções hepáticas e tratamento de úlceras (uso interno) e dermatose e verrugas (uso externo). Apresenta boa digestibilidade e elevado valor nutritivo, como o teor de proteína (1,3 a 3,0%) superior ao da maioria das frutíferas tradicionalmente consumidas. De acordo com a Vieira Neto (1994), em 100 gramas de polpa podem ser encontradas 43 calorias; 0,7g de proteínas; 41mg de cálcio; 18 mg de fósforo; 28 mg de ferro; 30 mg de Vitamina A; 0,04 mg de Vitamina B₁; e, 33 mg de Vitamina C.

O fruto da mangabeira é do tipo baga elipsóide ou esférica, cor amarela ou esverdeada, com ou sem pigmentação vermelha, polpa branca, mole e fibrosa que recobre de 2 a 15 sementes. Em estado de maturação, o fruto tem casca amarelada com manchas avermelhadas, aromático e perecível (SOUZA et al., 2005) e, quando cai ao solo, amadurece entre 12 e 24 horas, sendo conhecido como 'fruto de caída', assim mais valorizado, mas de difícil beneficiamento por ser perecível o que dificulta a higienização por meio de lavagem. Quando o fruto é colhido 'de vez', amadurece em dois a quatro dias e é um pouco menos valorizado devido à facilidade em apodrecer e não apresenta tão boa qualidade. No entanto, esse tipo de colheita é preferido pelas agroindústrias, pois são mais resistentes ao transporte.

Mota e Santos (2008) afirmam que, em Barra dos Coqueirais/Sergipe, as extrativistas preferem colher seus frutos pela manhã, por volta das 5h30m e ao entardecer, pois, de acordo com os autores, as catadoras evitam os horários mais quentes, já que o sol em excesso ‘queima o fruto’, afetando a aparência e o sabor de sua polpa. O fruto é consumido diretamente in natura ou serve de matéria-prima para o preparo de geleias, doces em calda, compostas, sorvetes, sucos, refrescos, picolés, compotas, licores, vinagre, vinho, xaropes, dentre outros (VIEIRA NETO, 1994). Vieira Neto et al. (2002) acrescentam que o fruto pode apresentar um rendimento de polpa em torno de 94%.

O estado de Sergipe é o que produz a maior quantidade de mangaba (em toneladas – ton.) para o país, desde as duas últimas décadas (1990 – 102 toneladas; 2000 – 524 toneladas; 2007 – 436 toneladas) (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2009). Em 1990, no estado da Bahia, a colheita da mangaba representou 351 toneladas. Porém, em 2000, houve um retrocesso e a colheita não passou de 170 toneladas (VIEIRA NETO et al., 2002) e, em 2007, a colheita continuou mantendo-se estável (172 toneladas), gerando um valor de produção para 2007 de R\$ 250 mil, diferentemente de Sergipe que gerou R\$ 892 mil no mesmo ano (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2009). Apesar do recente desenvolvimento do mercado de frutas tropicais no país, que despertou o comércio de polpas congeladas para a produção de sucos e sorvetes (VIEIRA NETO et al., 2002; PINHEIRO et al., 2001), este não ‘esquentou’ a produção de mangaba para o país.

Mesmo com ambiente propício à produção e ao uso dessa espécie, devido às características edáficas e climáticas do litoral do estado da Bahia, assim como a maior parte do Nordeste (SOUZA et al., 2005), não há motivação para seu plantio por falta de instruções técnicas que fundamentem um aproveitamento racional, representando assim grande barreira à exploração dessa potencialidade. Por isso, esse potencial é mais em virtude do extrativismo como sua principal forma de exploração, pois inúmeras famílias têm na colheita e na comercialização da mangaba uma importante fonte de renda, principalmente nos estados de Sergipe, Bahia e Minas Gerais (MOTA; SILVA JÚNIOR; GOMES, 2007; MOTA; SANTOS, 2008; VIEIRA NETO et al., 2002). Contudo, a degradação do ambiente

costeiro tem prejudicado o extrativismo, já que acarreta baixa produtividade alcançando em torno de duas a quatro toneladas por hectare.

Souza et al. (2005) afirmam que há interesse por parte dos produtores em iniciar plantio estruturado sob bases comerciais, estimulados pela grande demanda e pelos bons preços alcançados. Para a adequada expansão do cultivo da mangabeira seriam fundamentais que fossem selecionadas plantas uniformes com elevada taxa de produção de frutos e que tenham características morfológicas adequadas. Fato interessante foi relatado por Mota e Santos (2008), em Barra dos Coqueirais, SE. De acordo com os autores, as extrativistas preferem que a produção das mudas seja a partir da dispersão por animais (cavalo, gado e aves), pois, segundo eles, seus frutos são melhores do que os produzidos artificialmente, já que devido à essa dispersão, as plantas são mais resistentes aos fatores ambientais, suportando calor e escassez de água do que as de sementes artificiais.

Vieira Neto (1994) e Vieira Neto et al. (2002) afirmam que indivíduos dessa espécie podem ter uma forma de plantio solitária, consorciada ou para enriquecimento de vegetação nativa e recuperação de áreas degradadas, já que os espaçamentos para o plantio são de várias formas: 7 x 6m ou 7 x 7m ao qual correspondem 238 e 204 indivíduos por hectare, respectivamente. Esse espaçamento é para porte arbóreo. Para as restingas existem três formas de plantio solitário: 5 x 4m, 6 x 4m, 6 x 5m, dependendo do porte dos indivíduos, geralmente arbustos de até 4m de altura (500, 417, 333 indivíduos por hectare, respectivamente).

Em plantio consorciado com coqueiro, Vieira Neto et al. (2002) sugerem que as mangabeiras sejam plantadas em linha com o coqueiro, observando espaçamento de 10 x 10m, para o coqueiro gigante e 9 x 9m para o anão (100 e 123 indivíduos por hectare, respectivamente). Esse é o padrão para a mangabeira de porte arbóreo e não para as de porte arbustivo, como as restingas, podendo ser reduzido para 8 x 8 m (156 indivíduos por hectare) sem prejudicar a facilidade no acesso e a colheita do fruto. Vieira Neto (1994) afirma que a mangabeira apresenta duas safras de fruto por ano – início e meados do ano – gerando uma produção de aproximadamente 4 toneladas/hectare/ano. Vieira Neto et al. (2002) afirmam que, do terceiro ao quinto ano pós-plantio, a cultura

apresenta de 10 a 12 toneladas/hectare/ano, dependendo das condições de clima, solo e manejo adotado.

Pitanga (*Myrtaceae* - *Eugenia uniflora* L.)

Diferentemente dos indivíduos que ocorrem no cerrado, com até 12 metros de altura (SCALON et al., 2001), nas restingas de Caravelas ela é uma espécie subarborescente ou arbustiva alcançando até 6,0m de altura. Scalon et al. (2001) identificam a pitanga como sendo uma espécie de grande importância para reflorestamentos heterogêneos, destinados à recomposição de áreas degradadas que visam proporcionar alimento para a avifauna. Tem ampla distribuição pelo litoral brasileiro, principalmente da Bahia até Rio Grande do Sul, nas restingas e mata atlântica *sensu stricto* (ARAUJO, 2000).

Scalon et al. (2001) afirmam que essa espécie possui as mais variadas formas para produtos não-madeiráveis, além de ser muito apreciada como geleia, doces, sorvetes, sucos, licores e infusões em cachaça. Além disso, suas folhas são utilizadas como aromáticas e têm ampla atividade medicinal, como estomáquico, hipoglicemiante, antibiótico, antitérmico, antidiarreico, antidisentérico, antireumático, analgésico e anti-hipertensivo (AURICCHIO; BACCHI, 2003; CONSOLINI; BALDINI; AMAT, 1999; FONSECA-KRUEL et al., 2006; OLIVEIRA et al., 2006; SCALON et al., 2001; WEYERSTAHL et al., 1988).

É uma espécie utilizada nas mais variadas formas de consumo, por isso é cultivada em pomares domésticos de todo o país. Em relação ao uso madeireiro (corte), o caule da pitanga é coletado para confecção de agulhas para costurar rede de pesca e como cabo de ferramentas para o uso na agricultura (FONSECA-KRUEL et al., 2006; SCALON et al., 2001). Fonseca-Kruel e Peixoto (2004) pesquisando o uso por pescadores artesanais detectaram que praticamente toda a parte da pitangueira é utilizada de alguma forma (frutos, folhas e troncos), principalmente como forma de alimento e para 'baixar a febre' e 'curar a gripe'. Os mesmos tipos de usos foram detectados por Hanazaki, Miranda e Silva (2007) para comunidades caiçaras ao longo do litoral do estado de São Paulo. Vendruscolo, Rates e Mentz (2005) afirmaram que essa espécie

é uma das dez mais importantes no uso pela comunidade por eles estudada no Rio Grande do Sul, demonstrando que tem um elevado valor agregado. Medeiros, Fonseca e Andreata (2004) também a listaram como a mais utilizada por uma comunidade de sítiantes no sul do estado do Rio de Janeiro, demonstrando o elevado uso que essa espécie tem na comunidade.

A pitangueira tem nos seus frutos drupas, 80% de polpa e 20% de semente, grande riqueza nutritiva. Sua composição é rica em cálcio, fósforo, antocianinas, flavonoides, carotenoides e vitaminas C, indicando seu elevado poder antioxidante e, além disso, tem sido apontada também com propriedades afrodisíacas (SANTOS et al., 2002; SILVA, 2006). Scalon et al. (2001), realizando testes de germinação de pitanga, afirmaram que essa é uma espécie de fácil produção e propagação por sementes e que suas mudas crescem em uma velocidade maior e melhor sob condição de luz plena, apresentando maior altura, diâmetro de caule, peso seco e área foliar, o que indica ser apta para um plantio consorciado em áreas abertas de restingas. Bezerra et al. (2004), em relação à produção de mudas, afirmam que, por serem produzidas por sementes, possui grande variabilidade, ocasionada pelo processo de recombinação gênica. Lorenzi (2002) afirma que em um quilo de sementes há cerca de 2.350 unidades.

Fraife-Filho, Leite e Ramos (2009) afirmam que no plantio, o espaçamento mais utilizado é o 4 x 5m, gerando densidade de 500 indivíduos/ha. O plantio deve ser efetuado no início da estação chuvosa, sendo que no 3º ano de plantio e 50 dias após a floração inicia-se a colheita. Os frutos maduros devem ser colhidos ‘no pé’, ‘à mão’, delicadamente, e alocados em caixas apropriadas, abrigadas do sol. A planta torna-se ‘safreira’ aos seis anos de idade e a produção ocorre duas vezes ao ano, normalmente nos meses de março a abril e de agosto a dezembro. Em áreas de produção controladas por irrigação, o rendimento é de 500kg/ha, no 2º ano; de 3.000kg/ha, no 3º ano; de 5.000kg/ha, no 4º ano; do 6º ano em diante 9.000kg/ha.

No que concerne à produção e à comercialização da fruta, não se dispõe de dados oficiais, tanto no Brasil quanto no mundo, porém estima-se que o Brasil seja o maior produtor mundial (SANTOS et

al., 2002). Bezerra et al. (2004) afirmam que o cultivo da pitangueira no Nordeste vem crescendo rapidamente devido à utilização do seu fruto pelas indústrias de polpas e sucos e, em menor quantidade, na fabricação de sorvetes, geleias, licores e vinhos, principalmente no estado de Pernambuco. Algumas estimativas indicam que os maiores plantios estão localizados nesse estado, com cerca de 300 ha cultivados (BEZERRA et al., 2004) o que equivale a 1.300 e 1.700 toneladas de frutos/ano (FRAIFE-FILHO; LEITE; RAMOS, 2009).

O principal mercado da pitanga *in natura* são as centrais de comercialização e as redes de supermercados no Nordeste brasileiro, como também as margens das rodovias, as feiras livres e as quitandas (SILVA, 2006), indicando ser um mercado ainda incipiente, com pouco beneficiamento e sem nenhum subsídio externo por parte de políticas públicas de incentivos. Santos et al. (2006) enfatizam que a espécie tem fruto de elevada perecibilidade, suscetível a injúrias mecânicas, deterioração fisiológica e excessiva perda de água, dificultando seu armazenamento e posterior comercialização. Afirmam ainda que, para melhorar a produtividade e a comercialização, é necessário estabelecer bases para a colheita apropriada, criando alternativas para o armazenamento que possam ampliar a vida útil e reduzir as perdas pós-colheita.

Caju (*Anacardiaceae* - *Anacardium occidentale* L.)

O nome caju é oriundo da palavra indígena ‘acaiú’, que em tupi quer dizer ‘noz que se produz’. É uma espécie que pode atingir porte arbustivo ou arbóreo de 3 a 10m de altura, dependendo da fertilidade do solo (LORENZI, 2002). Contudo, no ambiente arenoso das restingas (onde ocorre naturalmente) está inserida no estrato arbustivo. O fruto divide-se em duas partes distintas: ‘fruto propriamente dito – tipo núcula’, de pericarpo duro e seco, com cor parda (castanha) e uma parte carnososucosa, de cor vermelha ou amarela, conhecida pelo nome de ‘caju’ e representa o pedicelo do fruto espessado e modificado – ‘pseudo-fruto’ (BARROSO et al., 1999).

Cavalcanti (2003) afirma que o agronegócio do caju está dividido em dois grandes grupos – o do beneficiamento da castanha e o de transformação

do pedúnculo. Lorenzi (2006) afirmam existir dois tipos de caju, o comum (originado de semente – natural) e o anão precoce (cultivar).

Fator ecológico importante é o fato do pedicelo ser suculento, favorecendo a alimentação e tornando o fruto muito dispersado pela avifauna, ajudando na sua propagação. De acordo com Fonseca-Kruel et al. (2006), por essa planta ser amplamente cultivada no Neotrópico é difícil o estabelecimento exato de sua distribuição natural. Fleig (1989) afirma que é nativa da América do Sul, especificamente do Pará a Santa Catarina, pela região costeira. Deve-se ressaltar que, no cerrado brasileiro, outras espécies do gênero *Anacardium* predominam de forma natural e sem finalidade comercial.

Cavalcanti (2003) afirma que o Brasil, provavelmente, é o centro de origem do cajueiro e, por essa razão, possui grande variabilidade genética e morfológica, o que pode ser um benefício para a agroindústria brasileira.

De modo geral, o cajueiro é muito apreciado no uso alimentar e medicinal, seja no meio urbano, rural ou por comunidades tradicionais. Hanazaki, Miranda e Silva (2007), Fonseca-Kruel e Peixoto (2004) e Bastos (1995) afirmam que essa espécie é muito utilizada por populações de pescadores tradicionais, nas regiões litorâneas de São Paulo, Rio de Janeiro e Pará. Os pescadores a utilizam como forma de complementação alimentar e tratamento de doenças, como úlcera estomacal, leishmaniose e diabetes, pois nela existem diferentes propriedades farmacológicas, a partir do uso de suas folhas, na forma de chá como antisséptica, antidiarreica, antibacteriana, anti-inflamatória e adstringente (AKINPELU, 2001; FRANÇA, 1993; KAMTCHOUING, 1998; KUBO, 1999; MOTA, 1985).

A cajucultura representa uma atividade de expressiva importância socioeconômica, embora até a década de 1950 tenha-se estruturado em torno do extrativismo, com pouca ou nenhuma organização dos produtores. A partir de 1960, uma considerável expansão dos setores agrícola e industrial no Nordeste brasileiro, em decorrência de incentivos fiscais e subsídios oferecidos a produtores e indústrias no setor, estimularam sua industrialização e comercialização a partir do aumento progressivo de seu consumo (CAVALCANTI, 2003).

Tanto pelo fato de ser consumida *in natura* quanto pela industrialização de seus frutos, essa espécie é bastante consumida no mercado interno e externo, devido sua elevada diversidade de usos (PETINARI; TARSITANO, 2002), a tornando uma das frutas nativas de maior potencial para a exploração sustentada no território brasileiro.

Paiva, Garruti e Silva Neto (2000) listaram uma série de subprodutos oriundos da industrialização do caju, sendo obtidos na fração líquida (como sucos, xaropes, mel, licores, aguardentes, refrigerantes, vinhos, espumantes, vinagre, álcool, cerveja, conhaque, geleia, sorvete, condimento), fração fibrosa (como doce, compota, polpa, rapadura, pão, biscoito, bolo, farinha, hambúrguer, pizza, quibe) e derivados da castanha (amêndoa – alimentícia ou como subproduto oleaginoso para a indústria de tintas, vernizes, isolantes, cola, inseticida e farmacológico). Dentro dessa variabilidade de usos, é interessante enfatizar a utilização do pedicelo do caju (muito desperdiçado na agroindústria devido à sua reduzida estabilidade) na produção de hambúrgueres que, segundo Lima (2008), vem proporcionando uma alternativa de renda e de aproveitamento na diversificação da dieta da população.

Cavalcanti (2003) afirma que, mesmo com a industrialização dos subprodutos, essa cultura sofreu por anos com o baixo nível tecnológico, o manejo deficiente e o plantio por sementes de baixo potencial genético, gerando decréscimo acentuado na produtividade ao longo da década de 1980 que, mesmo com incentivos fiscais e subsídios, foram incapazes de reverter esse quadro, obrigando o governo a priorizar ações de ciência e de tecnologia para elevar sua produção.

O mercado mundial de produtos da agroindústria do caju apresenta concentração maior em torno da castanha, comparativamente aos demais produtos/subprodutos (CAVALCANTI, 2003). De acordo com Lorenzi (2002), um quilograma de castanha (separado seu pedicelo) contém cerca de 240 unidades. Isso demonstra uma facilidade maior no seu manejo, pois a rentabilidade entre extrativistas e quantidade de castanha coletada pode ser positiva, se bem manejada.

No Brasil, os estados do Ceará, Piauí e Rio Grande do Norte produziram, no ano de 2000, 166 mil toneladas de castanhas (100% da

produção nacional), em área de 597.000ha (PETINARI; TARSITANO, 2002), demonstrando a longa trajetória de dominância da cultura para esses três estados nordestinos (AGUIAR et al., 2001).

No ano de 2008, a produção de castanha em lavoura permanente na Bahia, foi de 4.327 toneladas (2% da produção nacional), em uma área de 24 mil hectares (3%), gerando aproximadamente R\$ 3,5 milhões (2%). O rendimento médio para o estado da Bahia foi de 180kg/ha. Já os rendimentos para os estados do Ceará, Piauí e Rio Grande do Norte foram 312, 313 e 365 kg/ha, respectivamente (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2009).

O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2009) também afirma que, para o ano de 2008, a produção nativa e extrativista da castanha de caju baiana 'bateu recorde', produzindo 2.418 toneladas (55% da produção no nordeste), arrecadando R\$ 2,2 milhões (54% do arrecadado para a mesma região). Tornando a Bahia o Estado com maior valor de produção de castanha de caju de forma extrativista do país. Demonstrando, ainda, a importância do extrativismo dessa espécie nativa para geração de emprego e de renda para o Estado.

Aguiar et al. (2001) afirma que a cajucultura tem papel importante na socioeconomia do Nordeste por ocupar a maior parte da mão-de-obra agrícola no período de outubro a dezembro (na produção extrativista), não concorrendo com as atividades das culturas tradicionais de subsistência da região. De acordo com Montenegro, Oliveira e Saunders (2003), para o semi-árido nordestino, a importância da cajucultura é ainda maior, pois os empregos do campo são gerados nas entressafas das culturas tradicionais como milho, feijão e algodão, reduzindo o êxodo rural na região.

Por isso, a importância social do caju no Brasil traduz-se pelo número de empregos diretos que gera, dos quais 35 mil no campo e 15 mil na indústria, além de 250 mil empregos indiretos nos dois segmentos (MONTENEGRO; OLIVEIRA; SAUNDERS, 2003). Lima (2008) enfatiza essa importância do caju no nordeste brasileiro, pois de acordo com o autor, nos seus 700 mil hectares de cajueiros, existe uma mobilização de cerca de 300 mil pessoas no campo, produzindo

aproximadamente 200 mil toneladas de castanha e 2 milhões de toneladas de pedicelo/ano. Ressaltando que 60% de toda produção nordestina vêm da agricultura familiar.

No início desse século, as exportações têm gerado divisas da ordem de 146 milhões de dólares anuais (CAVALCANTI, 2003). Petinari e Tarsitano (2002) afirmaram que, em 1999, o Brasil exportou mais de 24 mil toneladas de castanha de caju, gerando aproximadamente US\$ 142 milhões. Montenegro, Oliveira e Saunders (2003) enfatizaram que essa exportação tem gerado em torno de 150 milhões e os EUA e o Canadá são os principais mercados consumidores dessa amêndoa brasileira, sendo responsáveis por cerca de 85% das exportações. Segundo esses autores, o agronegócio do caju no mundo movimentava cerca de 2,4 bilhões de dólares por ano.

Em relação à colheita extrativista, Paiva, Garruti e Silva Neto (2000) afirmam que como a safra do caju é curta (outubro a dezembro), as fábricas precisam formar estoques para que possa haver trabalho ao longo de um ano inteiro. Por isso, os autores listaram uma série de etapas para o melhor beneficiamento. As castanhas devem ser secas até obter umidade de 7%-9% para que não haja problemas de deterioração, principalmente por fungos, durante a estocagem. A secagem é feita espalhando-se as castanhas em terreiros ou quadra de cimento por um período de até cinco dias, dependendo da região. As castanhas devem ser amontoadas em camadas de até 30 cm do solo, com revolvimentos pelo menos duas vezes por dia, sendo no período da noite cobertas com lonas com objetivo de evitar chuvas.

De acordo com Petinari e Tarsitano (2002), além da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) Agroindústria Tropical, algumas empresas também estão investindo em pesquisas para melhorar a produção de caju na região, com o objetivo de direcionar a produção para a comercialização *in natura* pois, atualmente, a produção vai para a região Sul/Sudeste do país em caminhões-frigoríficos, que fazem o percurso de mais de três mil quilômetros em três dias.

Em relação ao pedúnculo (ou pedicelo), em detrimento da castanha, Petinari e Tarsitano (2002) afirmam que estimativas oficiais

de indústrias de sucos indicam um desperdício na ordem de 95% da safra de pedúnculo. Cavalcanti (2003) afirma que as causas do baixo aproveitamento do pedúnculo do caju estão relacionadas ao pouco tempo necessário para a sua deterioração, ocasionando excessivas perdas no campo e na indústria.

Outro fator que influencia na comercialização da castanha *in natura*, de acordo com Cavalcanti (2003), é o baixo preço pago aos pequenos produtores e extrativistas (até R\$ 0,25/kg), ficando abaixo do preço mínimo estabelecido pelo governo (R\$ 0,50/kg). Já os grandes produtores, dependendo da oferta do produto, podem chegar até R\$ 1,00/kg. O preço da castanha inteira e quebrada varia na ordem de 130%. Cavalcanti (2003) afirma que essas características são fundamentais na cotação dos preços internacionais, pois o preço varia em relação à sua qualidade de US\$ 1,79/kg a US\$ 8,49/kg e, por isso, verifica-se que há necessidade maior de melhorar o controle e a qualidade no beneficiamento da castanha.

O pedicelo diferencia-se bastante do valor pago para a castanha, já que há uma maior dificuldade no armazenamento deste componente e por isso os preços variam muito em função das formas de beneficiamento. Para Cavalcanti (2003), no consumo *in natura*, o preço tem variado de R\$0,20/kg a R\$ 0,40/kg. No mercado atacadista, o preço de venda da caixa de 20kg de caju chega a alcançar R\$ 120,00 (R\$ 6,00/kg).

Alguns autores (AGUIAR et al., 2001; MONTENEGRO; OLIVEIRA; SAUNDERS, 2003; PETINARI; TARSITANO, 2002) afirmam que a cajucultura nordestina vem atravessando um período crítico, motivado pelos constantes decréscimos de produtividade causados pelo modelo extrativista de produção e de não adoção de uma tecnologia agrônômica orientadora, comprometendo todo o processo, com produtividade muito baixa, em torno de 220 kg/ha. Nesse sentido, sugerem que a solução seria adotar a produção do cajueiro anão-precoce (oriundo de melhoramentos) em larga escala e com sistemas de irrigação localizada, elevando sua produtividade para até 3.000 kg/ha. A Embrapa, através do Centro Nacional de Pesquisa em Agroindústria Tropical (CNPAT), vem desenvolvendo pesquisas com essa variedade de anão-precoce que deverá, ao longo do tempo, substituir o caju comum em termos de produção,

pois, segundo Petinari e Tarsitano (2002), o cajueiro nativo apresenta baixa produtividade e dificuldades na colheita, principalmente devido à multiplicação por sementes, à polinização cruzada, ao manejo inadequado da cultura e, também, por serem muito altos, podendo atingir 14 metros.

Aspecto importante citado por Cavalcanti (2003) é que a cultura do caju pode ser utilizada de forma consorciada (ou uso múltiplo) com outras culturas (animais, frutíferas e/ou madeireiras), criando alternativas sociais, econômicas e ambientais para a região. Um levantamento realizado pelo próprio autor junto aos pequenos e médios produtores, que tinham o cajueiro como principal atividade, foi constatado que o seu cultivo consorciado, principalmente com o feijão (73% dos estabelecimentos estudados), o milho (40%) e a mandioca (27%), além de atividades como bovinocultura, caprinocultura e apicultura, têm contribuído para o aproveitamento da área, agregando mais valor e ganhos aos produtores.

De acordo com Montenegro, Oliveira e Saunders (2003), um espaçamento ideal para a produção do caju é de 7x7m, para o anão-precoce (clones e de melhoramento) e de 10x8m, para o cajueiro comum (nativo ou silvestre). Contudo, deve ser levado em consideração o ambiente no qual está se realizando o plantio. Acredita-se que, para o ecossistema de restingas, devido ao porte dos indivíduos nativos serem arbustivos, o espaçamento pode ser menor. No entanto, não há referências acerca do espaçamento ideal para o plantio nas restingas.

Aroeira (Anacardiaceae - Schinus terebinthifolius Raddi)

Popularmente conhecida como aroeirinha, aroeira-vermelha, aroeira da praia, aroeira-pimenteira e pimenta-rosa, seus frutos possuem aparência rosa-avermelhada (LENZI; ORTH, 2004a; LORENZI, 2002). Facilmente reconhecida pelo cheiro de terebintina nas folhas (FONSECA-KRUEL et al., 2006), essa espécie da família das anacardiáceas (BARROSO et al., 1999) possui porte arbustivo ou arbóreo, de 5 a 10 metros de altura nas áreas de capoeiras (LORENZI, 2002). Nas restingas, possui estrutura arbustiva e subarbustiva variando de 1,0 a 3,0m de altura, de acordo com a comunidade vegetal de restinga que ocupa.

Nativa da América Tropical (LENZI; ORTH; LAROCA, 2003), a espécie apresenta vasta e expressiva distribuição nas faixas litorâneas da costa brasileira (FERNANDES et al., 2008), principalmente nas restingas dos estados de Pernambuco ao Rio Grande do Sul, chegando à Argentina, ao Uruguai e ao Paraguai (FLEIG, 1989; STRAPASSON; SANTOS; MEDEIROS, 2002).

A aroeira foi introduzida também em diversos países da Europa, da África, da América Central e da Ásia para fins ornamentais (BAGGIO, 1988; MORTON, 1978). Por ser heliófila e pioneira, crescendo também em ambientes secos e pobres em nutrientes, tem ampla ocorrência nas áreas abertas de vegetação natural e nos mais variados biomas (LORENZI, 2002).

Apesar de ser conhecida no meio rural, não é ainda utilizada em sistemas integrados de produção, principalmente pelos pequenos e médios produtores (BAGGIO, 1988). Contudo, de maneira extrativista, existe certa importância da espécie para a população costeira. Alguns autores (FONSECA-KRUEL; PEIXOTO, 2004; HANAZAKI; MIRANDA; SILVA, 2007; MIRANDA; HANAZAKI, 2008) detectaram-na como amplamente utilizada por pescadores artesanais, tanto no Rio de Janeiro quanto em São Paulo e Santa Catarina, nas suas mais variadas formas (medicinal, alimentar e de tecnologia de pesca – por exemplo tingir redes de captura para uma maior durabilidade), utilizando toda a estrutura da planta (tronco, casca, raiz, folha e fruto).

Baggio (1988) lista uma série de usos associados à espécie, mas também recomenda um conjunto de prioridades no desenvolvimento das pesquisas, com o objetivo de melhoria qualitativa e quantitativa dos produtos e dos serviços que ela pode oferecer tais como os relativos à sua propagação e ao manejo de plantios em sistemas agroflorestais (espaçamentos, podas).

A aroeira possui inúmeras potencialidades medicinais e fitoquímicas (LENZI; ORTH, 2004a; MORTON, 1978). Atualmente tem sido utilizada nas pesquisas relacionadas ao tratamento de doenças bacterianas, devido aos seus diversos mecanismos e princípios ativos (AMORIM; SANTOS, 2003; GUERRA, 2000). Também é utilizada

na ornamentação de ruas e praças devido à sua beleza na época de frutificação (LORENZI, 2002).

Nos últimos anos tem se destacado no mercado nacional e internacional como fonte de iguarias condimentares, pois seus frutos, do tipo drupa globosa e com diâmetro inferior a 1cm (BARROSO et al., 1999), de cor avermelhada e brilhante quando maduros, são cada vez mais consumidos sob a forma de pimenta-rosa, cuja demanda tem se elevado muito como condimento alimentar (LENZI; ORTH, 2004a).

Por essa ampliação no mercado internacional, a exploração da aroeira nas restingas, principalmente para extração dos frutos, tem se tornado uma fonte de renda importante para os moradores (populações tradicionais ou não), em períodos de menor atividade pesqueira (CESÁRIO; GAGLIANONE, 2008). No entanto, nem sempre essa exploração é feita de maneira satisfatória e com planejamento. Fato esse pode ser observado no período de frutificação da espécie na região de Caravelas, onde moradores ribeirinhos ou não, pescadores ou não, em um processo desordenado, desenfreado e descontrolado causam grandes impactos na extração desses frutos, podendo acarretar na morte dos indivíduos arbóreos que tiveram seus frutos extraídos.

Embora seja uma espécie que aparentemente não é cultivada no país (foram encontrados dois registros de produção agrícola no Espírito Santo), a pimenta-rosa possui grande potencial para exploração e uso. Lenzi e Orth (2004a, 2004b) afirmam que a exploração de seus frutos se restringe apenas à coleta manual em populações vegetais naturais, principalmente em áreas de restingas no litoral brasileiro. Alguns autores (GONÇALVES et al., 2007; FERNANDES et al., 2008; LORENZI, 2002) afirmam que, por ter uma alta plasticidade ecológica, ocupando os mais variados ambientes, ela está apta a um cultivo, sendo alternativa para a diversificação agrícola no país. Contudo, Cesário e Gaglianone (2008) e Lenzi e Orth (2004a) detectaram baixa frutificação da espécie, possivelmente resultante de um declínio da polinização natural, devido à supressão da vegetação nativa no entorno, o método equivocado de colheita do fruto e a intensa urbanização nas áreas naturais.

Lorenzi (2002) afirma que 1 kg de sementes de aroeira corresponde a cerca de 44.000 unidades. Em cada indivíduo é possível coletar até 4 quilos por estação de frutificação. Para a produção de mudas, podem ser coletadas diretamente do indivíduo e, quando maduras, serem plantadas diretamente nas sacolas plásticas, pois não há necessidade de retirar o pericarpo do fruto. Scalon et al. (2006) concluíram que as mudas de aroeira apresentam maior crescimento inicial a pleno sol do que sob condições de sombreamento, o que é um bom indicador para seu uso em recuperação de áreas degradadas.

Essa alta plasticidade ecológica permite-lhe colonizar e ocupar ambientes profundamente alterados pelo ser humano. É recomendada para recuperar ambientes marginais, como matas ciliares, devido à facilidade em estabelecer-se nessas áreas pelo seu caráter de pioneirismo e sua agressividade (JOSÉ; DAVIDE; OLIVEIRA, 2005; KAGEYAMA; GANDARA, 2000; LENZI; ORTH, 2004b; STRAPASSON; SATOS; MEDEIROS, 2002; MEDEIROS; ZANON, 1998).

Além de tolerar elevada intensidade luminosa, extrema radiação solar e carência de nutrientes, a aroeira também apresenta frutos que são atrativos para a avifauna e, por sua vez, são responsáveis pela abundância de indivíduos nessas áreas degradadas, pois trazem sementes de outros locais e deixam-nas na área ao defecarem (SOUZA et al., 2001). Passos e Oliveira (2003) analisaram as interações das formigas com a aroeira e verificaram que essa associação é benéfica na dispersão das suas sementes, demonstrando que tem potencial como dispersora da espécie no ambiente, elevando sua distribuição nas restingas.

Lorenzi (2002) afirma que no viveiro essa espécie floresce e frutifica já no primeiro ano de vida (germinação superior a 50%) sugerindo, de acordo com o autor, um retorno em curto prazo para quem investir em seu cultivo. Zamith e Scarano (2004) afirmam que ela é uma espécie sem restrição à produção, devido à sua facilidade germinativa e por frutificar duas vezes ao ano (abril a junho e outubro a novembro). Em relação à produção de mudas, José, Davide e Oliveira (2005) não verificaram diferenciação entre tubetes ou sacolas plásticas. Medeiros e Zanon (1998) afirmaram que as sementes de aroeira podem tolerar 360 dias em sacolas plásticas quando armazenadas em locais propícios. Quando armazenadas

de maneira errônea poderá haver proliferação de fungos provocando danos às plântulas (STRAPASSON; SANTOS; MEDEIROS, 2002).

Para o plantio, Nascimento (2007) fez uma revisão na literatura referente aos melhores espaçamentos e menores custos associados ao uso dessa espécie para recuperação de áreas degradadas e verificou que o melhor espaçamento para o plantio é acima de 2,0 x 2,0m. Assim, facilitaria o melhor e o maior desenvolvimento estrutural da planta (altura, diâmetro e produção de folhagem), bem como reduziria o custo do plantio e da manutenção dos indivíduos. Cabe ressaltar que, mesmo a espécie sendo considerada nativa, ela também é invasora e precisa de manejo adequado.

A REDUÇÃO DA VULNERABILIDADE SOCIAL

Em relação ao uso de áreas para a implantação dessa tecnologia, Dias (2010) demonstra um modelo representando a motivação dessa proposta (Figura 2), ao qual agrega mais valor às áreas degradadas por plantios de coco, com a viabilidade na colheita e na produção das quatro espécies nativas selecionadas neste estudo, pela população local, e os fatores positivos e negativos na implantação dessa tecnologia.

Nesse sentido, Dowbor (2005) afirma que essas iniciativas locais se caracterizam pelo fato de constituírem processos de pequena escala, mas que podem se multiplicar. De acordo com o autor, a sua eficiência está ligada à progressão geométrica que permite, ao favorecer e ao estimular pequenos avanços, em grande número, atingir resultados expressivos. Por isso, entende-se que mudanças na geografia e na escala de organização implicarão em modificação na estrutura do problema encontrado (vulnerabilidade socioambiental). Isso implica, também, na promoção de estruturas de soluções e no manejo de sistemas que podem ter bases realmente sustentáveis.

Para a viabilidade dessa proposta, é primordial o envolvimento de um conjunto de atores, desde os proprietários até os extrativistas/coletores, passando pelos órgãos públicos, setores privados e demais colaboradores. De acordo com Amador e Viana (1998), que pesquisaram

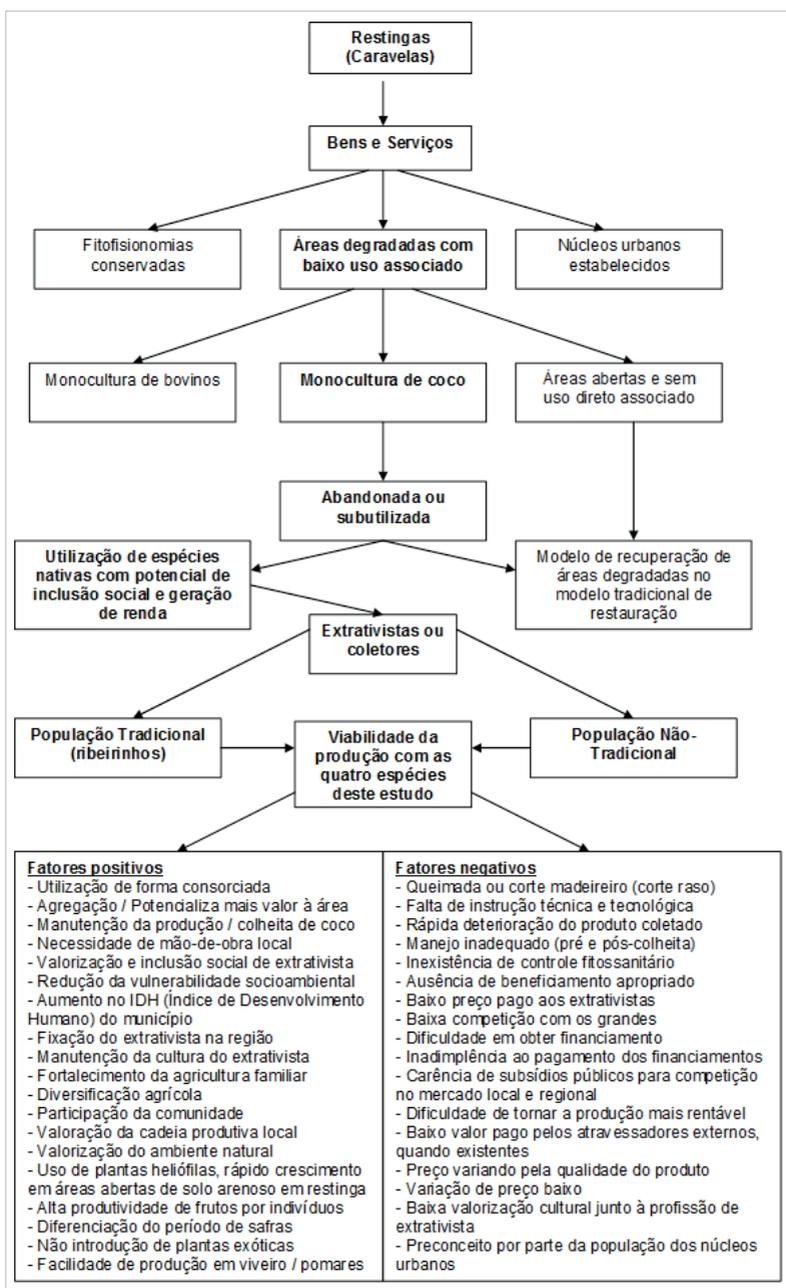


Figura 2 – Fatores positivos e negativos da produção com as espécies deste estudo

Fonte: Autoria própria (2011).

a utilização de Sistemas Agroflorestais (SAF), as estratégias para recuperação de áreas degradadas devem envolver parcerias entre proprietário, comunidade, instituições de pesquisa, órgãos públicos e organizações não governamentais (ONGs); podendo, dessa forma, influenciar no processo de decisão e na criação de políticas públicas para o desenvolvimento local. A relação das pessoas e das instituições envolvidas com esses processos é de extrema importância pela coresponsabilidade na conservação e na valorização da região por usos diretos ou indiretos, tradicionais ou não.

Garay (2006) afirma que a elaboração de um novo modelo de conservação, que obviamente constitui um modelo de gestão, enfrentará muitas dificuldades para sua continuidade. No entanto, parte-se do pressuposto que a conservação da biodiversidade exige a ação de novos conhecimentos e que barreiras impostas a novos modelos de produção e percepção do meio ambiente precisam ser transgredidas para que haja um novo modelo de gestão da biodiversidade.

O uso consorciado de espécies nativas possui como vantagem a geração de trabalho e de renda para a recuperação de áreas degradadas. Também, favorece a formação de corredores de interligação entre os fragmentos ainda conservados do ecossistema de restinga na região.

A partir das saídas de campo, junto das conversas informais e das observações pessoais, realizadas no âmbito desta pesquisa, observou-se que as áreas de monocultura de coco, no município de Caravelas, na maioria das vezes são subutilizadas. As mais distantes geralmente são abandonadas, devido à grande dificuldade no acesso, principalmente na região ribeirinha. No entanto, mesmo as abandonadas pelos proprietários têm certa utilização pela comunidade local do município como uma pequena forma de geração de renda. Os moradores coletam os frutos dos coqueiros e comercializam para um atravessador externo.

A transformação de monoculturas de coco em sistemas de policultura pode ser uma alternativa de geração de trabalho e de renda junto das atividades intercalares ou permeadas (misturadas). Moura e Leite (2008) afirmam que o consórcio com coqueiros pode ser uma estratégia eficaz para amenizar o manejo insuficiente que pode ocorrer

nessas monoculturas. Por essas monoculturas apresentarem amplos espaçamentos, podem sofrer diversas combinações de intercultivo e, segundo esses autores, isso já ocorre há muito tempo no município de Una, onde os produtores rurais empreendem sistemas de consórcios de coco com produções agrícolas de cacau, cupuazeiro, pimenta-do-reino, café, bananeira, acerola, maracujá e outros cultivos temporários. No entanto, a inserção dessas espécies agrícolas exóticas pode ‘importar’ pragas e doenças, comprometendo todo o sistema de cultivo consorciado (MOURA; LEITE, 2008).

Um modelo de policultura foi analisado por Brumer (1994) para o Rio Grande do Sul como estratégia de transformação produtiva na produção familiar para aquele estado. Para esse autor, a diversificação produtiva serve tanto para o autoconsumo como complementação de renda e, se bem articulada, promove transformações na base familiar dos envolvidos. No entanto, essa prática não tem sido bem aproveitada devido à limitação ao acesso às linhas de crédito, obstáculo também identificado para a região de Caravelas, conforme discutido anteriormente. No entanto, esta barreira pode ser ‘quebrada’ com a abertura de cooperativas pelos interessados (BRUMER, 1994).

Atualmente, para o município, a principal linha de microcrédito associado ao governo como possibilidade de financiamento é o Programa Nacional de Agricultura Familiar (PRONAF), intermediado pelo Banco do Nordeste. O PRONAF tem foco nos micro e pequenos produtores rurais. Já o crédito rural do Banco do Brasil tem mais o foco no agronegócio brasileiro, com linhas de crédito variando para pequenos até grandes produtores rurais, incluindo a agricultura familiar e o cooperativismo. Esta linha de crédito está focada na compra de insumos, máquinas e equipamentos.

Além da limitação do financiamento, a falta de instrução técnica, capacitação e organização também podem ser consideradas como possíveis barreiras ao desenvolvimento desta potencialidade de geração de trabalho e renda no município. Garcia (1994) afirma que o estabelecimento de negócios definitivos é limitado não apenas pelas dificuldades monetárias, mas também pela instrução reduzida e pelo freio à alternatividade que isto representa. Por conta disso, a

informalidade dessas relações é um dado constantemente apontado como inviabilizador dessas atividades.

Carneiro (2002) enfatiza que, nos anos 80 do século XX, a pluriatividade passou a ser considerada como uma estratégia válida para garantir o equilíbrio demográfico e ecológico das regiões ameaçadas pelo abandono e a desertificação e, principalmente, como enfatiza Schneider (1995) para o Rio Grande do Sul, como uma forma de promover a variabilidade nas formas de trabalho, produzindo um novo tipo de organização social na produção agrícola. Além disso, Seyferth (1984) afirma que a diversificação produtiva é considerada fundamental para manter uma determinada autonomia frente a um grande cultivo comercial dominante.

Em Caravelas, com a implantação da abordagem de tecnologia social, como analisado para os coqueirais, a barreira dos atravessadores à produção dessas espécies precisa ser 'quebrada'. O objetivo da 'quebra' é tornar a produção mais rentável ao extrativista/coletor. Alguns instrumentos de fortalecimento devem ser estruturados como cooperativismo que, de acordo com Kautsky (1968), é uma forma de ampliar as vantagens dos atores sociais locais.

Como analisado anteriormente, há a necessidade de prover aos trabalhadores condições para o desenvolvimento dessas cooperativas, dado ao isolamento e à falta de conhecimento técnico acerca desse processo de fortalecimento, pois a única coisa que o extrativista ou pequeno produtor pode oferecer de vantagem, em relação ao grande produtor, é um trabalho mais intenso, com maior zelo e um menor desperdício de sua produção. Por isso, a necessidade de concorrer com o grande produtor, tecnicamente modernizado, leva o extrativista/produtor intensificar ainda mais o seu trabalho (KAUTSKY, 1968).

Abramovay (1992) analisa essa situação afirmando que os agricultores (extrativistas) não se beneficiam da modernização da produção, pois a estrutura pouquíssima concentrada leva a uma rápida difusão do progresso técnico que faz baixar os preços, eliminando as vantagens que daí poderia advir. É nesse contexto que entra o subsídio do estado (poder público), através de planos e programas, mediados

por bancos públicos (Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social – BNDES –, Banco do Brasil e Banco do Nordeste) como forma de fortalecer a cadeia produtiva local para que o extrativista e/ou pequeno produtor se fortaleça na busca de mercados regionais e que gerem trabalho e renda viáveis de serem implantadas.

Para a aroeira vermelha há um fator positivo para o município de Caravelas porque já existe uma empresa exportadora deste fruto em uma cidade próxima, no norte do Espírito Santo (São Mateus), que atende a uma demanda de frutos dessa espécie para a produção de condimentos. Além disso, já existe uma prática de exploração dessa espécie pela população local, mesmo que informal e desordenadamente. Por isso, a proposta de produção em Caravelas teria melhor espaço, pois o sistema de compra de aroeira está mais bem estruturado para a região, já que atualmente atravessadores compram a produção local e a comercializam diretamente à empresa exportadora, em São Mateus/ES.

O atual modelo de comercialização em Caravelas tem um baixo preço pago aos extrativistas/coletores pelos atravessadores, tornando a atividade inviável. Para que haja melhor competitividade, principalmente no foco de produção consorciada com os coqueirais, deve haver um fortalecimento desses extrativistas/coletores e produtores. Por isso, o extrativista/coletor e produtor precisam ‘quebrar’ a cadeia de atravessadores, ‘pulando’ etapas para conseguir preços melhores junto às empresa exportadoras.

O mecanismo para alcançar esse objetivo é a organização através de cooperativas ou associações para ter acesso direto à empresa compradora, fortalecendo uma rede de contato e a capacidade de beneficiamento/armazenamento inicial a partir de um aparelhamento tecnológico e logístico. Para isso, depende do nível de organização e da capacidade técnica de beneficiamento. Já esses dependem de cursos de qualificação e financiamento para se capacitar na busca direta do mercado externo, resultando em preços melhores.

Com exceção da aroeira, para a qual existe uma precoce valorização e valoração referente à produção em toda a região, todas as outras três espécies (caju, mangaba e pitanga) têm um mercado local baseado no

extrativismo, com comercialização informal, mas como alternativa de renda. Lamarche (1993) afirma esse ser característico do modelo Exploração de Subsistência pela forte predominância da lógica familiar e pela fraca dependência em relação ao mercado, caracterizado por um sistema de exploração que utiliza técnicas tradicionais de coleta com baixa quantidade coletada, voltado principalmente para o consumo familiar.

Pode-se associar esse exemplo ao caso da mangaba, para o qual Mota, Silva Júnior e Gomes (2007), estudando um povoado em Sergipe, afirmam que, por anos, o extrativismo obedecia estritamente ao ciclo de reprodução da cultura e as pessoas se limitavam a colher o que ‘caía’ naturalmente no chão, pois seu uso era predominantemente destinado ao consumo ou à comercialização informal. Agora, com a existência de um mercado consumidor, a cultura de colheita está se transformando, pois passaram a ser coletados frutos imaturos para que posteriormente fossem comercializados antes mesmo de ‘cair do pé’.

Esse é um risco potencial para Caravelas, pois o aumento da pressão sobre os estoques naturais, através de colheita inadequada do fruto e a transformação de uma proposta de cultivo consorciado sustentável em uma monocultura (mesmo de espécies nativas), pode ‘fugir’ da intenção desta proposta de desenvolvimento local sustentável. Por isso, serão necessários cursos de capacitações aos coletores e aos extrativistas, bem como códigos e acordos de manejo com essa finalidade.

O extrativismo dos recursos florestais nas restingas é uma prática comum no município de Caravelas. Uma família na região ribeirinha, nos limites da Reserva Extrativista do Cassurubá, tem como atividade predominante a mariscagem, pesca e produção da farinha e a pequena agricultura de feijão, milho, banana, abacaxi, aipim, entre outras.

Para cada produto agrícola, o excedente é comercializado na feira. No entanto, de acordo com um dos moradores ribeirinhos “A farinha gera muito trabalho e não tem retorno, por isso, agora utilizamos só pra consumo mesmo”. E continua: “A terra aqui é boa para mangaba, caju e pitanga, mas só pra consumo caseiro mesmo. Quando tem quantidade, todo mundo tem né, aí fica difícil vender e ninguém vende nada. Não tem tanta gente pra comprar”. Para demonstrar o desânimo

junto à sua produção finalizam “Eles dão mais valor ao que vem de fora, que vende mais barato do que aqui da terra. Eles preferem o que tem remédio e muita química. Por isso, muitos desistiram de vender e agora estão desempregados na cidade, sem ter o que fazer”. A necessidade de comercialização da produção, fruto do extrativismo, pode ser explicada pela análise de Kautsky (1968). Ele afirma que, a necessidade de concorrer com o grande proprietário, tecnicamente modernizado, leva o produtor a intensificar ainda mais o seu trabalho e o da família, acarretando aumento na sua condição de miserável.

Em relação à procedência e destino final dos recursos florestais nativos das restingas, cabe ressaltar que a produção das quatro espécies listadas anteriormente é decorrente do extrativismo praticado pela população local (ribeirinhos, pescadores, marisqueiras, pequenos agricultores e moradores da cidade). No entanto, há, em alguns casos, a intenção de se produzir aroeira para fins comerciais. Como afirma um aposentado morador do município, que vendeu sua propriedade para um veranista de São Paulo e com o recurso financeiro adquiriu outra propriedade maior com a intenção de produzir aroeira de 17 hectares (Sítio das aroeiras). Ele afirma que a intenção é plantar a espécie junto dos coqueirais antigos para agregar mais valor à área: “A área estava abandonada, agora eu estou entrando para manter a área ocupada e, também, eu mantenho uma mata nativa de 3 ou 4 hectares bem preservados e não aceito que ninguém mexa, que quero averbar como reserva legal”.

Percebe-se que ele tem uma lógica familiar, tanto na produção quanto no extrativismo ao afirmar que “Pra colher, é o pessoal aqui de casa que vai fazer mesmo, pois a família é grande e nós sabemos uma técnica de coleta rápida, colocando uma tenda de baixo e puxando o galho até cair o fruto” – afirma. Essa forma de produção pode ser considerada, à luz de Lamarche (1993), como um modelo de exploração da agricultura familiar do tipo empresa familiar, pois, de acordo com o autor, esse se diferencia do modelo de empresa pela importância lógica que a família assume na propriedade, já que a exploração de tais recursos é considerada como patrimônio para as gerações futuras, em que todos os membros da família devem participar.

Nesse sentido, verifica-se para Caravelas a dependência da exploração em relação à economia de mercado. Por conta disso, a estrutura de exploração depende de um atacadista externo (atravessador) para comprar sua produção e revendê-la às empresas que posteriormente a beneficiarão para comercialização final, tornando-se uma barreira para uma produção mais rentável ao pequeno produtor e ao extrativista.

Por isso, a falta de instrução técnica que fundamente um aproveitamento racional desses frutos representa uma barreira à exploração de suas potencialidades. Além disso, muitas vezes os frutos silvestres estão em fase de domesticação, então o beneficiamento pré e pós-colheita não está sendo bem aplicado.

Esse é o caso do caju, da pitanga e da mangaba, que são frutos com rápida deterioração (frutos carnosos), ocasionando excessiva perda desde sua colheita até sua industrialização. A alta taxa de perda por injúrias, mal beneficiamento e baixo aparato tecnológico, são as principais causas de perdas na produção. Fatos que podem ser alterados a partir de subsídio técnico e financeiro e constantes capacitações promovidas por técnicos em extensão rural.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta pesquisa mostrou os desafios e potencialidades do uso sustentável de alguns produtos não madeireiros, bem como os compromissos dos cidadãos e das instituições públicas interessadas em estimular uma nova forma de produção e geração de trabalho e renda para a parcela mais carente e vulnerável da população ribeirinha da Reserva Extrativista do Cassurubá, entre os municípios de Caravelas e Nova Viçosa, no estado da Bahia.

De igual modo, foram analisadas as políticas ambientais das áreas protegidas (unidades de conservação) ali presentes, as quais se sobrepõem e não têm limites claros de uso de território, principalmente com relação à Área de Proteção Ambiental estadual local, que não tem um critério pré-estabelecido sobre sua implantação.

Evidenciou-se o potencial das áreas de coqueirais abandonadas e/ou subutilizadas, que associa o uso de espécies florestais nativas, de fácil adaptação aos ambientes de restingas antropizados, que, por apresentar um mercado consumidor já estabelecido, alia o desenvolvimento e a diminuição da vulnerabilidade socioambiental deste local, podendo tornar o município de Caravelas um modelo de implantação destes projetos que, por fim, colaborariam com a inclusão daquela comunidade à sociedade.

REFERÊNCIAS

ABRAMOVAY, R. As particularidades da agricultura no desenvolvimento econômico. In: ABRAMOVAY, R. **Paradigmas do capitalismo agrário em questão**. Campinas: UNICAMP, 1992.

ACSELRAD, H.; LEROY, J. P. **Novas premissas da sustentabilidade democrática**. Rio de Janeiro: FASE, 1999.

AGUIAR, M. J. N.; NETO, N. C. S.; BRAGA, C. C.; BRITO, J. I. B.; SILVA, E. D. V.; SILVA, M. A. V.; COSTA, C. A. R.; LIMA, J. B. Zoneamento pedoclimático para a cultura do cajueiro (*Anacardium occidentale* L.) na região nordeste do Brasil e no norte de Minas Gerais. **Revista Brasileira Agrometeorologia**, v. 9, n. 3, p. 557-563, 2001.

AKINPELU, D. A. Antimicrobial activity of *Anacardium occidentale* bark. **Fitoterapia**, v. 72, n. 3, p. 286-287, 2001.

ALVES, H. P. F. Vulnerabilidade socioambiental na metrópole paulistana: uma análise sócio-demográfica das situações de sobreposição espacial de problemas e riscos sociais e ambientais. **Revista Brasileira de Estudos Populacionais**, v. 23, n. 1, p. 43-59, 2006.

AMADOR, D. B.; VIANA, V. M. Sistemas agroflorestais para recuperação de fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 105-110, 1998.

AMORIM, M. M. R.; SANTOS, L. C. Tratamento da vaginose bacteriana com gel vaginal de aroeira (*Schinus terebinthifolius* Raddi): ensaio clínico randomizado. **Revista Brasileira de Ginecologia e Obstetrícia**, v. 25, n. 2, p. 95-102, 2003.

ANDRADE, A. C. S.; DOMINGUEZ, J. M. L. Informações geológico-geomorfológicas como subsídios à análise ambiental: o exemplo da planície costeira de Caravelas – Bahia. **Boletim Paranaense de Geociências**, v. 51, p. 9-17, 2002.

ARAÚJO, D. S. D. **Análise florística e fitogeográfica das restingas do estado do Rio de Janeiro**. 2000. 176 f. (Doutorado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.

ARRUDA, R. Populações tradicionais e a proteção dos recursos naturais em unidades de conservação. **Ambiente e Sociedade**, v. 5, p. 79-93, 1999.

ATLAS DO DESENVOLVIMENTO HUMANO NO BRASIL. **IDH Municipal 2010**. 2013. Disponível em: <http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/download/>. Acesso em: 15 jun. 2013.

AURICCHIO, M. T.; BACCHI, E. M. Folhas de *Eugenia uniflora* L. (pitanga): revisão. **Revista Instituto Adolfo Lutz**, v. 62, n. 1, p. 55-61, 2003.

BAGGIO, A. J. Aroeira como potencial para usos múltiplos na propriedade rural. **Boletim de Pesquisa Florestal**, v. 17, p. 25-32, 1988.

BAILLIE, J. E. M.; HILTON-TAYLOR, C.; STUART, S. N. (Ed.). **A global species assessment**. Cambridge: IUCN Publications Services Unit, 2004.

BARROS, D. I.; BRUNO, R. L. A.; NUNES, H. V.; SILVA, G. C.; PEREIRA, W. E.; MENDONÇA, R. M. N. Métodos de extração de sementes de mangaba visando à qualidade fisiológica. **Revista Brasileira Fruticultura**, v. 28, n. 1, p. 25-27, 2006.

BARROSO, G. M.; MORIM, M. P.; PEIXOTO, A. L.; ICHASO, C. L. F. **Frutos e sementes: morfologia aplicada à sistemática de dicotiledôneas**. Viçosa: UFV, 1999.

BASTOS, M. N. C. A importância das formações vegetais da restinga e do manguezal para as comunidades pesqueiras. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, v. 11, n. 1, p. 41-56, 1995.

BEZERRA, J. E. F.; LEDERMAN, I. E.; SILVA, J. F.; ALVES, M. A. Comportamento da pitangueira (*Eugenia uniflora* L.) sob irrigação na região do Vale do Rio Moxotó, Pernambuco. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 26, n. 1, p. 177-179, 2004.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 6, de 23 de setembro de 2008. Reconhece como espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes do Anexo I a esta Instrução Normativa. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, 2008.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade brasileira**. Brasília: MMA/SBF; 2007.

BRUMER, A. Transformações e estratégias produtivas na produção familiar na agricultura gaúcha. **Cadernos de Sociologia**, Porto Alegre, v. 6, n. 1, p. 98-11, 1994.

BRUNER, A. G.; GULLISON, R. E.; FONSECA, G. A. B. Effectiveness of parks in protecting biodiversity. **Science**, v. 291, n. 125, p. 125-128, 2001.

CARNEIRO, M. J. Pluriatividade na agricultura familiar. **Estudos Sociedade e Agricultura**, v. 12, n. 19, p. 176-185, 2002.

CAVALCANTI, J. J. V. O cajueiro: exploração, perspectivas e potencialidades no âmbito da mata atlântica. In: SIMÕES, L. L.; LINO, C. F. (Org.). **Sustentável Mata Atlântica: a exploração de seus recursos florestais**. 2. ed. São Paulo: SENAC, 2003.

CESÁRIO, L. F.; GAGLIANONE, M. C. Biologia floral e fenologia reprodutiva de *Schinus terebinthifolius Raddi* (Anacardiaceae) em restinga do norte fluminense. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 3, p. 828-833, 2008.

CHIAVENATO, I. **Introdução à teoria geral da administração**: uma visão abrangente da moderna administração das organizações. 7. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003.

CICIN-SAIN, B.; KNECHT, R. W. **Integrated coastal and ocean management: concepts and practices**. Washington: Island Press, 1998.

CONSOLINI, A. E.; BALDINI, O. A. N.; AMAT, A. G. Pharmacological basis for the empirical use of *Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae) as antihypertensive. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 66, p. 33-39, 1999.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996.

DIAS, H. M. **Avaliação do cenário para utilização dos recursos florísticos nativos de restingas para inclusão socioeconômica em Caravelas**, Bahia. 2010. 211 f. (Doutorado em Meio Ambiente) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

DIAS, H. M.; SOARES, M. L. G. As fitofisionomias das restingas do município de Caravelas (Bahia - Brasil) e os bens e serviços associados. **Boletim Técnico Científico do CEPENE**, v. 16, n. 1, p. 59-74, 2008.

DIAS, H. M.; SOARES, M. L. G. Conflitos políticos, sociais e ambientais: o exemplo da carcinicultura no município de Caravelas, BA. In: BRANQUINHO, F.; FELZENBERG, I. (Org.). **Meio ambiente: experiências em pesquisa multidisciplinar e formação de pesquisadores**. Rio de Janeiro: Mauad, 2007.

DIEGUES, A. C. **Ecologia humana e planejamento costeiro**. 2. ed. São Paulo: NUPAUB, USP, 2001.

DOWBOR, L. Redes de apoio ao empreendedorismo e tecnologias sociais. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, v. 1, n. 2, p. 83-108, 2005.

FERNANDES, K. H. P.; MORI, E. S.; SILVA, M. R.; PINTO, C. D. Propagação vegetativa de aroeira-pimenteira (*Schinus terebinthifolius Raddi*). **Revista Brasileira Fruticultura**, v. 30, n. 3, p. 853-856, 2008.

FLEIG, M. **Anacardiáceas**. Florianópolis: Flora Ilustrada Catarinense (ANAC), 1989.

- FONSECA-KRUEL, V. S.; PEIXOTO, A. L. Etnobotânica na Reserva Extrativista Marinha de Arraial do Cabo, RJ, Brasil. **Acta Botanica Brasileira**, v. 18, n. 1, p. 177-190, 2004.
- FONSECA-KRUEL, V. S.; PEIXOTO, A. L.; SÁ, C. F. C.; ARAUJO, D. S. D.; SILVA, W. L.; FERREIRA, A. J. **Plantas úteis da restinga**: o saber dos pescadores artesanais de Arraial do Cabo, Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: JBRJ, 2006.
- FRAIFE-FILHO, G. A.; LEITE, J. B. V.; RAMOS, J. V. **Pitanga**. Disponível em: <<http://www.ceplac.gov.br/radar/pitanga.htm>>. Acesso em: 23 jul. 2009.
- FRANÇA, F. An evaluation of the effect of a bark extract from the cashew (*Anacardium occidentale* L.) on infection by *Leishmania* (*Viannia*) *braziliensis*. **Revista da Sociedade Brasileira Medicina Tropical**, v. 26, n. 3, p. 151-155, 1993.
- GARAY, I. Construir as dimensões humanas da biodiversidade: um enfoque transdisciplinar para a conservação da Floresta Atlântica. In: GARAY, I.; BECKER, B. K. (Org.). **As dimensões humanas da biodiversidade**: o desafio de novas relações sociedade-natureza no século XXI. Petrópolis: Vozes, 2006.
- GARCIA, A. R. Trajetórias ascendentes e a economia familiar dos agricultores: campesinato, acumulação e diferenciação. **Cadernos de Sociologia**, v. 6, 1994.
- GOMES, M. D. G. Extrativismo e comercialização da aroeira (*Schinus terebinthifolius* Raddi) na região do Baixo São Francisco. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA E SOCIOLOGIA RURAL, 43., 2005, Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto: SBESR, 2005.
- GONÇALVES, M. P. M.; MAEDA, J. M.; SILVA, S. P.; SOUZA, G. R. Propagação vegetativa da aroeira (*Schinus terebinthifolius*) por alporquia. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 2, p. 363-365, 2007.
- GUERRA, M. J. M. Actividad antimicrobiana de un extracto fluido al 80% de *Schinus terebinthifolius* Raddi. **Revista Cubana de Plantas Medicinales**, v. 5, n. 1, p. 5-23, 2000.
- HANAZAKI, N.; MIRANDA, T. M.; SILVA, J. **Etnobotânica caiçara no litoral paulista**. São Carlos: RiMa, 2007.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE Estados**: Bahia – lavoura permanente e extração vegetal. 2009. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/estadosat>>. Acesso em: 15 jun. 2009.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Flora das restingas do litoral norte da Bahia**: Costa dos Coqueiros e Salvador. Salvador: IBGE, 2004.
- JOSÉ, A. C.; DAVIDE, A. C. OLIVEIRA, S. L. Produção de mudas de aroeira (*Schinus terebinthifolius* Raddi) para recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita. **Cerne**, v. 11, n. 2, p. 187-196, 2005.

- KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. (Org.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000.
- KAMTCHOUING, P. Protective role of *Anacardium occidentale* extract against streptozotocin-induced diabetes in rats. **Journal Ethnopharmacol**, v. 62, n. 2, p. 95-99, 1998.
- KAUTSKY, K. **A questão agrária**. Rio de Janeiro: Laemmert, 1968.
- KUBO, J. Anti-helicobacter pylori agents from cashew apple. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 47, n. 2, p. 533-537, 1999.
- LAKSHMI, A.; RAJAGOPALAN, R. Socio-economic implications of coastal zone degradation and their mitigation: a case study from coastal villages in India. **Ocean and Coastal Management**, v. 43, p. 749-762, 2000.
- LAMARCHE, H. **A agricultura familiar: comparação internacional**. Campinas: UNICAMP, 1993.
- LEMOS, J. J. S. **Mapa da exclusão social no Brasil: radiografia de um país assimetricamente pobre**. 2. ed. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, 2008.
- LENZI, M.; ORTH, A. I. Caracterização funcional do sistema reprodutivo da aroeira-vermelha (*Schinus terebinthifolius* Raddi) em Florianópolis-SC, Brasil. **Revista Brasileira Fruticultura**, v. 26, n. 2, p. 198-201, 2004a.
- LENZI, M.; ORTH, A. I. Fenologia reprodutiva, morfologia e biologia floral de *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae), em restinga da ilha de Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, v. 17, n. 2, p. 67-89, 2004b.
- LENZI, M.; ORTH, A. I.; LAROCA, S. Associação das abelhas silvestres (Hym., Apoidea) visitantes das flores de *Schinus terebinthifolius* (Anacardiaceae), na Ilha de Santa Catarina (sul do Brasil). **Acta Biologica Paranaense**, v. 32, n. 1-2-3-4, p. 107-127, 2003.
- LIMA, J. R. Caracterização físico-química e sensorial de hambúrguer vegetal elaborado a base de caju. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 32, n. 1, p. 191-195, 2008.
- LITTLE, P. E. Ecologia política como etnografia: um guia teórico e metodológico. **Horizontes Antropológicos**, v. 12, n. 25, p. 85-103, 2006.
- LORENZI, H. **Frutas brasileiras e exóticas cultivadas: de consumo in natura**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2006.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. 4. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2002.
- MARRONI, E. V.; ASMUS, M. L. **Gerenciamento costeiro: uma proposta para o fortalecimento comunitário na gestão ambiental**. Pelotas: USEB, 2005.

MAY, P. **Estado de la información forestal em Brasil**. Santiago: COMISION EUROPEA, FAO, 2002.

MEDEIROS, A. C. S.; ZANON, A. Conservação de sementes de aroeira-vermelha (*Schinus terebinthifolius* Raddi). **Boletim de Pesquisa Florestal**, v. 36, p. 11-20, 1998.

MEDEIROS, M. F. T.; FONSECA, V. S.; ANDREATA, R. H. P. Plantas medicinais e seus usos pelos sítiantes da Reserva Rio das Pedras, Mangaratiba, RJ, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 18, n. 2, p. 391-399, 2004.

MIRANDA, T. M.; HANAZAKI, N. Conhecimento e uso de recursos vegetais de restinga por comunidades das ilhas do Cardoso (SP) e de Santa Catarina (SC), Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 22, n. 1, p. 203-215, 2008.

MITTERMEIER, R. A.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A.; BRANDON, K. A brief history of biodiversity conservation in Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 601-607, 2005.

MONTENEGRO, A. A. T.; OLIVEIRA, V. H.; SAUNDERS, L. C. U. **Cultivo do cajueiro**: sistemas de produção. Aracaju: Embrapa Agroindústria Tropical, 2003.

MORTON, J. F. Brazilian pepper: its impact on people, animals and the environment. **Economic Botany**, v. 32, n. 4, p. 353-359, 1978.

MOTA, D. M.; SANTOS, J. V. Uso e conservação dos remanescentes de mangabeiras por populações extrativistas em Barra dos Coqueiros, Estado de Sergipe. **Acta Scientiarum Human and Social Sciences**, v. 31, n. 1, p. 97 – 105, 2008.

MOTA, D. M.; SCHMITZ, H.; SILVA JÚNIOR, J. F. Atores, canais de comercialização e consumo da mangaba no nordeste brasileiro. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 46, n. 1, p. 121-143, 2008.

MOTA, D. M.; SILVA JÚNIOR, J. F.; GOMES, J. B. V. Formas de gestão dos campos naturais de mangabeira no litoral de Sergipe. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 2, n. 1, p. 226-229, 2007.

MOTA, M. L. Anti-inflammatory actions of tannins isolated from the bark of *Anacardium occidentale* L. **Journal Ethnopharmacology**, v. 13, n. 3, p. 289-300, 1985.

MOURA, J. I. L.; LEITE, J. B. V. **Consórcios com coqueiro no sul da Bahia**. Itabuna: CEPLAC, 2008.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-845, 2000.

NASCIMENTO, D. F. **Avaliação do crescimento inicial, custos de implantação e de manutenção de reflorestamento com espécies nativas em diferentes espaçamentos**. 2007. 60 f. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2007.

OLIVEIRA, A. L.; SAUNDERS, L. C. U.; PARENTE, J. I. G.; ALMEIDA, J. I. L.; MONTENEGRO, A. A. T. Volatile compounds from pitanga fruit (*Eugenia uniflora* L.). **Food Chemistry**, v. 99, p. 1-5, 2006.

PAIVA, F. F. A.; GARRUTI, D. S.; SILVA NETO, R. M. **Aproveitamento industrial do caju**. Fortaleza: Embrapa-CNPAT/SEBRAE/CE, 2000.

PASSOS, L.; OLIVEIRA, P. S. Interactions between ants, fruits and seeds in a restinga forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 19, p. 261-270, 2003.

PETINARI, R. A.; TARSITANO, M. A. A. Comercialização de caju in natura na região noroeste do estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 24, n. 3, p. 700-702, 2002.

PINHEIRO, C. S. R.; MEDEIROS, D. N.; MACEDO, C. E. C.; ALLOUF, M. A. I. Germinação in vitro de mangabeira (*Hancornia speciosa* Gomez) em diferentes meios de cultura. **Revista Brasileira Fruticultura**, v. 23, n. 2, p. 413-416, 2001.

RANAURO, M. L. **Levantamento socioeconômico e cultural da área proposta para criação da unidade de conservação de uso sustentável do Cassurubá e de seu entorno**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004.

RODRIGUES, A. M. Evitar tragédias, corrigir problemas. In: LEMOS, A. I. G.; ROSS, J. L. S. (Org.). **América Latina: sociedade e meio ambiente**. São Paulo: Expressão Popular, 2008.

RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Brazilian protected areas. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 612-618, 2005.

SANTOS, A. F.; SILVA, S. M.; MENDONÇA, R. M. N.; FILGUEIRAS, H. A. C. Armazenamento de pitangas sob atmosfera modificada e refrigeração: qualidade e conservação pós-colheita. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 28, n. 1, p. 42-45, 2006.

SANTOS, A. F.; SILVA, S. D. M.; MENDONÇA, R. M. N.; SILVA, M. S. D. Alterações fisiológicas durante a maturação de pitanga (*Eugenia uniflora* L.). **Proceedings of the Interamerican Society for Tropical Horticulture**, v. 46, p. 52-54, 2002.

SANTOS, C. S. N. Um acercamiento al tema de la vulnerabilidad social. In: LEMOS, A. I. G.; ROSS, J. L. S. (Org.). **América Latina: sociedade e meio ambiente**. São Paulo: Expressão Popular, 2008.

SANTOS, M. **A natureza do espaço: técnica e tempo, razão e emoção**. São Paulo: EDUSP, 2006.

SCALON, S. P. Q.; MUSSURYII, R. M.; SCALON FILHO, H.; FRANCELINO, C. S. F. Desenvolvimento de mudas de aroeira (*Schinus terebinthifolius*) e sombreiro (*Clitoria fairchildiana*) sob condições de sombreamento. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 30, n. 1, p. 166-169, 2006.

- SCALON, S. P. Q.; MUSSURY, R. M.; SCALON FILHO, H.; FRANCELINO, C. S. F. Germinação e crescimento de mudas de pitangueira (*Eugenia uniflora* L.) sob condições de sombreamento. **Revista Brasileira Fruticultura**, v. 23, n. 3, p. 652-655, 2001.
- SCHNEIDER, S. As transformações recentes da agricultura familiar no Rio Grande do Sul: o caso da agricultura de tempo-parcial. **Ensaio FEE**, v. 16, n. 1, p. 105-129, 1995.
- SCUDELLER, V. V. Uso de recursos vegetais não-madeireiros como alternativa de geração de renda na RDS Tupé-AM. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 1, p. 258-260, 2007.
- SEYFERTH, G. Camponeses ou operários? O significado da categoria colono numa situação de mudança. **Revista do Museu Paulista**, v. 29, p. 73-96, 1984.
- SILVA, J. M. C, FONSECA, M. Editorial: uma vitória para a conservação da biodiversidade marinha brasileira. **Megadiversidade**, v. 1, n. 2, p. 219-221, 2005.
- SILVA, S. M. Pitanga. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 28, n. 1, p. 1, 2006.
- SOARES, M. L. G. Ética e conservação da diversidade biológica. In: BARTHOLO, R.; RIBEIRO, H.; BITTENCOURT, J. N. **Ética e sustentabilidade**. Rio de Janeiro: Engenho e Arte, 2002.
- SOUZA, C. S.; SILVA, S. A.; COSTA, M. A. P. C.; DANTAS, A. C. V. L.; FONSECA, A. A. Mangaba: perspectivas e potencialidades. **Bahia Agrícola**, v. 7, n. 1, p. 29-31, 2005.
- SOUZA, P. A.; VENTURIN, N.; MACEDO, R. L. G.; ALVARENGA, M. I. N.; SILVA, V. F. Estabelecimento de espécies arbóreas em recuperação de área degradada pela extração de areia. **Cerne**, v. 7, n. 2, p. 43-52, 2001.
- STRAPASSON, M.; SANTOS, A. F.; MEDEIROS, A. C. S. Fungos associados às sementes de aroeira-vermelha (*Schinus terebinthifolius*). **Boletim Pesquisas de Florestais**, v. 45, p. 131-135, 2002.
- VENDRUSCOLO, G. S.; RATES, S. M. K.; MENTZ, L. A. Dados químicos e farmacológicos sobre as plantas utilizadas como medicinais pela comunidade do bairro Ponta Grossa, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Farmacognosia**, v. 15, n. 4, p. 361-372, 2005.
- VEYRET, Y.; RICHEMOND, N. M. Representação, gestão e expressão especial do risco. In: VEYRET, Y. **Os riscos: o homem como agressor e vítima do meio ambiente**. São Paulo: Contexto, 2007.
- VIEIRA NETO, R. D. **Cultura da Mangabeira**. Aracaju: EMDAGRO, 1994.

VIEIRA NETO, R. D.; CINTRA, F. L. D.; SILVA, A. L.; SILVA JÚNIOR, J. F., COSTA, J. L. S.; SILVA, A. A. G.; CUENCA, M. A. G. **Sistema de produção de mangaba para os tabuleiros costeiros e baixada litorânea**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2002.

VILLWOCK, J. A.; LESSA, G. C.; SUGUIO, K.; ANGULO, R. J.; DILLENBURG, S. R. Geologia e Geomorfologia de regiões costeiras. In: SOUZA, C. R. G.; SUGUIO, K.; OLIVEIRA, A. M. S.; OLIVEIRA, P. E. **Quaternário do Brasil**. Ribeirão Preto: Holos, 2005.

WEYERSTAHL, P.; WEYERSTAHL H. M.; CHRISTIANSEN C; OGUNTIMEIN, B. O.; ADEOYE, A. O. Volatile continents of *Eugenia uniflora* leaf oil. **Planta Medica**, v. 54, p. 546-549, 1988.

YOUNG, C. E. F. Causas socioeconômicas do desmatamento da Mata Atlântica brasileira. In: GALDINO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2005.

ZAMITH, L. R.; SCARANO, F. R. Produção de mudas de espécies das restingas do município do Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, n. 1, p. 161-176, 2004.



ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO SOB CULTIVO FLORESTAL

Suzana Ferreira da Rosa
Denise Andréia Szymczak
Simone Filipini Abrão

INTRODUÇÃO

As áreas com reflorestamento no Brasil, em 2010, totalizaram 6.510.693 ha, sendo 73,0% correspondente aos plantios com espécies de *Eucalyptus* spp e 27,0% de *Pinus* spp. Nesse mesmo ano, o crescimento apresentado pelo reflorestamento com eucalipto foi de 5,3% (238.604 ha), ante ao crescimento médio anual de 6,9% a.a. do período 2005 a 2009. As áreas de reflorestamento de *pinus* alcançaram 1.756.359 ha, 2,1% inferior às de 2009, evidenciando a tendência de estagnação ou até mesmo ligeira redução dos plantios desse gênero, devido em parte à substituição dessas áreas por plantios de eucalipto, cujo rendimento em volume é superior (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS, 2011).

Espécies do gênero *Eucalyptus* têm ocorrência natural na Austrália, há cerca de 600 espécies adaptadas às mais diversas condições de clima e de solo (MORA; GARCIA, 2000). No Brasil, a introdução comercial de espécies de *Eucalyptus* ocorreu, inicialmente, para suprir a demanda de lenha pelas locomotivas e para servir de dormentes dos trilhos das ferrovias da Companhia Paulista de Estradas de Ferro (HASSE, 2006). A partir daí, os plantios do gênero se estenderam para todo o centro e sul do país, intensificando a produção a partir de 1960, com a política de incentivo fiscal ao reflorestamento, especialmente para as grandes indústrias siderúrgicas e de papel e celulose (HASSE, 2006).

Nos últimos anos, com a intensificação e aprimoramento das pesquisas científicas e melhoria das operações, os rendimentos triplicaram (STAPE et al., 2010). Além disso, estudos realizados com o fim de selecionar espécies relacionando a produtividade com as condições

ambientais de solo e de clima permitiram aumentar a produtividade dos sítios, através do uso de espécies já adaptadas ao ambiente de implantação. O eucalipto é bastante versátil e com emprego em vários ramos, fundamentalmente na indústria de celulose e papel, indústria moveleira, para combustível, moirões, postes, entre outros, motivo que contribui para a expansão da sua produção.

As espécies de *pinus* vêm sendo plantadas no Brasil há mais de um século pelos imigrantes europeus. Contudo, somente a partir da década de 80, a sociedade brasileira passou a perceber a introdução do gênero *Pinus* no país, quando ocorreram os investimentos em plantios florestais por meio da promulgação dos incentivos fiscais (ABRÃO, 2011).

Dentre as espécies introduzidas, destacaram-se o *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* e o *Pinus taeda* L.; as quais encontraram na região sul do Brasil, condições semelhantes aos seus locais de origem. Desse modo o *P. taeda* constituiu uma forte alternativa para suprir a demanda do mercado por matéria-prima, devido à alta adaptação da espécie ao clima, aos solos ligeiramente ácidos, à facilidade nos tratamentos culturais e ao rápido crescimento (KRONKA, BERTOLANI; PONCE, 2005; SHIMIZU; SEBBENN, 2008), além das baixas exigências nutricionais, se comparada ao *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* (REISSMANN; WISNIEWSKI, 2005); apesar desse, em especial, tolerar solos úmidos (SHIMIZU; SEBBENN, 2008). Portanto, ambas as espécies são consideradas de baixa exigência nutricional, e diferenças na produtividade podem estar associadas às condições de sítio.

Nesse sentido, os autores Reissmann e Wisniewski (2005) relatam que o *P. taeda* demonstra uma extraordinária capacidade de aproveitamento dos recursos nutricionais em sítios de baixa fertilidade, porém, nesse caso, o crescimento da espécie normalmente é afetado (RIGATTO; DEDECEK; MATTOS, 2005).

A maior parte dos plantios florestais com eucalipto e *pinus* ocorrem nas regiões sul (Figura 1) e sudeste do Brasil (75,2% do total nacional), onde estão instaladas as principais unidades industriais dos segmentos de celulose, papel, painéis de madeira industrializada e siderurgia a carvão vegetal. Porém, quase todos os estados brasileiros possuem áreas de reflorestamento, demonstrando a importância do setor florestal para

a economia do país. Desse modo, considerando a ampla distribuição do segmento florestal e a extensão do país com áreas plantadas, verifica-se a utilização de vários tipos de solo na sustentação dessas plantações.



Figura 1 - Área e distribuição geográfica dos plantios florestais no Brasil

Fonte: Adaptado de Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas (2011).

De acordo com essa grande variabilidade de solos, é possível inferir que, cada um deles possui características distintas quanto às suas propriedades físicas, químicas e biológicas; características próprias de uso e manejo; e, conseqüentemente, imprimem variações na produtividade.

Uma das formas de avaliar a relação entre o uso do solo e as suas características é através de estudos sobre as suas propriedades físicas,

químicas e biológicas em diferentes usos. No entanto, um dos desafios atuais da pesquisa é como avaliar a qualidade do solo de maneira simples e confiável.

Segundo Doran e Parkin (1994), a qualidade do solo pode ser conceituada como a capacidade desse recurso exercer várias funções, dentro dos limites do uso da terra e do ecossistema, para sustentar a produtividade biológica, manter ou melhorar a qualidade ambiental e contribuir para a saúde das plantas, dos animais e humana. De acordo com os mesmos autores, ela pode ser medida por meio da quantificação de alguns atributos, ou seja, de propriedades físicas, químicas e biológicas, que possibilitem o monitoramento de mudanças, a médio e longo prazo na qualidade desse solo. Dessa forma, a multiplicidade de inter-relações entre fatores físicos, químicos e biológicos que controlam os processos e os aspectos relacionados à sua variação no tempo e no espaço, torna a avaliação da qualidade do solo bastante complexa (MELLONI et al., 2008).

Para a quantificação da qualidade do solo em áreas florestais, uma alternativa viável é o estudo de indicadores relacionados ao ambiente, que apresentem relação com o crescimento e desenvolvimento de plantas (SUZUKI, 2008), dentre tais indicadores se pode citar a densidade, a textura, a umidade e os teores nutricionais do solo (BELLOTE; DEDECEK, 2006). Muitos dos indicadores e resultados obtidos em áreas agrícolas que apresentam as relações de qualidade do solo com a planta e o meio ambiente são usados como embasamento para os estudos em áreas florestais. No entanto, a resposta das espécies florestais aos indicadores é diferente das culturas anuais, pois as árvores apresentam um ciclo mais longo e estão sujeitas às variações climáticas e de ação antrópica durante vários anos (SUZUKI, 2008). Nesse sentido, Gonçalves (2002) corrobora afirmando que a remoção da vegetação natural geralmente causa grandes alterações edáficas, mas, em longo prazo, o que irá determinar as condições físicas, químicas e biológicas do solo serão a forma e o grau de perturbação antrópica, ou seja, o manejo realizado na área.

Além disso, a substituição da vegetação natural (campo ou floresta nativos) por áreas com florestas cultivadas pode acarretar modificações em algumas propriedades do solo, interferindo em sua qualidade, ou seja, estrutura, nutrição e biologia do solo. Tais alterações se manifestam de acordo com a espécie florestal, principalmente, em função da

decomposição da serapilheira e das atividades de manejo realizadas na área, e com isso podem promover melhorias ou degradação do solo.

As alterações das propriedades físicas do solo em florestas cultivadas podem manifestar-se como na alteração da estabilidade dos agregados, da densidade e da porosidade, redução na capacidade de armazenamento de água, na resistência do solo à erosão hidráulica e eólica, com reflexos ambientais e influenciando o desenvolvimento das plantas (ARATANI et al., 2009). Em solos florestais, a adição de material orgânico tem se mostrado como uma estratégia capaz de aumentar a agregação, a capacidade de armazenamento de água, a condutividade hidráulica e a resistência à erosão hidráulica e eólica e reduzir a densidade e o grau de compactação (LEROY et al., 2008) No entanto, ressalva-se, novamente, que tais melhorias dependerão da utilização de práticas de manejo que beneficiem essas condições.

Nesse sentido, tem-se por objetivo, com base na literatura, discorrer sobre os atributos físicos do solo em áreas de florestas, com ênfase ao cultivo do *pinus* e do eucalipto e elencar os efeitos da floresta nos aspectos físicos do solo e seus reflexos na sustentabilidade do sistema de produção.

QUALIDADE FÍSICA DE SOLOS FLORESTAIS

Solos florestais correspondem a uma categoria específica de solos, que se forma como resultado da interação com a vegetação florestal (GONÇALVES, 2002). Como solos florestais também se designam os solos submetidos a cultivos florestais inclusive aqueles cultivados com essências exóticas. Entretanto, os solos florestais apresentam uma relação solo-floresta que caracteriza uma distinta formação estrutural do mesmo. Nesse sentido, os solos florestais tendem a ser mais bem estruturados quando comparados aos agrícolas com frequentes intervenções e revolvimentos, que são fatores responsáveis pela degradação da estrutura.

As propriedades físicas relacionadas à qualidade do solo referem-se às condições, que permitem a infiltração, a retenção e a disponibilização de água para as plantas, proporcionando as trocas de calor e de gases com a atmosfera e com as raízes, bem como, possibilitando o crescimento

radicular (REICHERT; REINERT; BRAIDA, 2003). Dentre as propriedades físicas, a estrutura é a que reflete melhor a qualidade do solo.

A qualidade dos solos florestais tem sido avaliada de diferentes maneiras (BARROS; COMERFORD, 2000). Uma delas é a avaliação do estado do solo através de um monitoramento antes da instalação do povoamento florestal e no final do ciclo de rotação. Ou também, de acordo com esses autores, é possível utilizar níveis referenciais das propriedades do solo de florestas naturais para efeito de comparação com as florestas cultivadas em diferentes sistemas de manejo. Porém, para se utilizar este tipo de metodologia é necessário assegurar-se de que as características do material de origem, da classe textural e/ou da classificação pedológica do solo sejam semelhantes entre os ecossistemas avaliados.

Dessa forma, a qualidade do solo deve ser avaliada de acordo com funções específicas no solo, podendo estar relacionada com o crescimento da vegetação em determinadas condições. No Quadro 1 estão listados alguns atributos e indicadores da qualidade do solo em florestas plantadas.

Função	Atributo	Indicador	Determinação
Produção Florestal	Promover o crescimento de raízes	Resistência do solo; faixa mínima de água; índice de cultivo	Resistência do solo à penetração; densidade do solo; matéria orgânica; distribuição de agregados; índice de plasticidade
	Receber, reter e suprir água	Infiltração, capacidade de retenção d'água, condutividade hidráulica não saturada, profundidade do lençol freático	Água disponível (0,033 a 1,5 kPa) Textura do solo
	Promover troca gasosa	Porosidade, condutividade de água e de ar	Macroporosidade, potencial redox, teor de O ₂
Regular o balanço de C	Receber, reter e liberar C	Queda de <i>litter</i> , renovação de raízes, respiração do solo, matéria orgânica do solo	
Regular o ciclo hidrológico	Receber, reter e suprir água	Infiltração, capacidade de retenção d'água, evaporação	Macroporosidade, relevo superficial

Quadro 1 - Atributos e indicadores da qualidade do solo de acordo com algumas funções do solo de florestas plantadas

Fonte: Adaptado de Barros e Comerford (2000).

A estrutura do solo é caracterizada pelo arranjo e organização das partículas, é muito variável e permite as combinações das diferentes formas, tamanhos e orientações dessas partículas (DEDECEK, 2008). O grau de desenvolvimento estrutural do solo é estreitamente relacionado com a sua porosidade e, conseguinte, com as propriedades que regulam as trocas gasosas entre a atmosfera e o solo e os processos de transferência de água e nutrientes do solo para as raízes das plantas, que são a capacidade de drenagem, a aeração e a capilaridade (GONÇALVES, 2002). Dessa forma, a qualidade estrutural do solo é fundamental para a manutenção da produtividade florestal, bem como a redução de perdas de solo e nutrientes devido a processos erosivos que atuam mais intensamente em solos com menor estruturação.

A estrutura do solo corresponde ao arranjo das suas partículas (areia, silte e argila) em unidades estruturais chamadas agregados. Diferentes tipos de unidades estruturais ocorrem no solo, as quais se diferenciam de acordo com a forma, o tamanho e o grau de desenvolvimento.

A forma da estrutura do solo corresponde à sua geometria e é resultado da intensidade das forças de coesão entre as partículas minerais e orgânicas, bem como da ação física e química dos macro e microrganismos vegetais e animais. O tamanho das unidades estruturais é influenciado pelo tipo dos minerais do solo (tipo de argila, óxidos), presença de sais, matéria orgânica, atividade biológica, ciclo de umedecimento e secagem, textura, entre outros. Um fator importante que afeta o tamanho da estrutura, principalmente nas camadas superficiais, é o tipo de manejo que se emprega no solo, pois o preparo intensivo causa a quebra dos agregados e, conseqüentemente, das unidades estruturais, reduzindo seu tamanho. O grau de desenvolvimento reflete a condição de coesão dentro e entre os agregados, isto é, a força com que as partículas minerais e orgânicas estão unidas (CAPECHE, 2008).

Solos florestais apresentam uma boa estruturação em virtude das condições que favorecem a formação e a estabilização dos agregados do solo em tamanho e grau de desenvolvimento. Tais condições estão ligadas à quantidade da matéria orgânica.

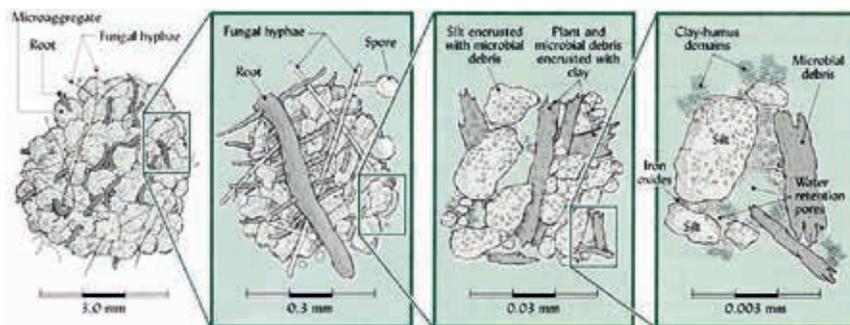
Grigal (2000), revisando os efeitos do manejo extensivo da floresta na produtividade do solo, constatou que as alterações nas propriedades físicas do solo podem ser extensivas e imediatas, afetando, dentre outras propriedades, a produtividade. Por isso é importante prever os danos causados pelos sistemas de uso do solo de modo a evitá-los ou minimizá-los, pois os danos podem ser de longa duração. Além disso, o solo de floresta apresenta uma recuperação muito lenta da compactação e da perturbação do subsolo (RAB, 2004), pois a maioria dos solos usados no cultivo florestal possui fragilidade estrutural, característica da sua formação e material de origem e, com isso dificulta a recuperação.

Dentre as principais propriedades físicas que interferem na estrutura do solo pode-se destacar a agregação, a densidade, a porosidade total, macro e microporosidade e a resistência à penetração, as quais serão abordadas a seguir.

Agregação do Solo

A agregação do solo é uma propriedade correlacionada com a matéria orgânica, tem sido bastante utilizada em avaliações dos índices de qualidade do solo dos sistemas de manejo. Os agregados são considerados unidades complexas em que todos os componentes do solo estabelecem íntimas relações estruturais e funcionais (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A formação dos agregados do solo segue uma hierarquia (Figura 2), ou seja, a formação ocorre em diferentes unidades estruturais, dos quais, na menor escala se formam aglomerados de partículas de argila que interagem com óxidos de ferro ou alumínio e polímeros orgânicos; já unidades maiores, chamadas de submicroagregados são constituídas por partículas de silte cobertas com matéria orgânica e resíduos de plantas e microrganismos. Os microagregados consistem, principalmente, de partículas de areia fina e pequenos aglomerados de silte, argila e substâncias orgânicas unidas por pelos radiculares, hifas de fungos e substâncias produzidas por microrganismos; os macroagregados são compostos por muitos microagregados, unidos por uma rede de hifas de fungos e raízes (TISDALL; OADES, 1982).



<p>Macroagregados Raiz Hifas de fungos</p>	<p>Microagregado Pelos radiculares Hifas de fungos Polissacarídeos</p>	<p>Sub-microagregados Partículas minerais incrustadas com fragmentos de plantas e microorganismos</p>	<p>Partículas primárias Silte, argila e húmus Argila e complexos de argila-húmus, domínios</p>
--	--	---	--

Figura 2 - Hierarquia de formação dos agregados do solo

Fonte: Adaptado de Brady e Weil (2008).

A formação de um agregado pode ocorrer de duas formas: através da aproximação das partículas unitárias ou através da manutenção e/ou estabilização dessa aproximação (BOCHNER et al., 2008). A primeira ocorre devido às variações do conteúdo de água no solo, favorecida pelos ciclos de umedecimento e secagem, por meio da ação das raízes vegetais, de hifas de fungos ou pela atração eletrostática das partículas do solo. A consolidação dessa aproximação pode ser feita pela ação de agentes cimentantes, sendo os principais as substâncias húmicas, as argilas silicatadas e os óxidos de ferro e de alumínio (BOCHNER et al, 2008).

A agregação do solo se trata de uma propriedade física fortemente influenciada pela textura, sendo que em solos arenosos há pouca ou nenhuma agregação das partículas, enquanto que em solos argilosos, a argila constitui um agente agregante e promove uma melhor estruturação do solo devido a presença de cátions nessa fração. A exemplo disso, em solos de textura mais grosseira, pobres em argila, a ocorrência de agregados misturados a partículas primárias está mais correlacionada à presença de matéria orgânica, a qual é mais eficiente que a argila na formação de agregados estáveis nesse tipo de solo (GONÇALVES, 2002). Já em solos com cobertura vegetal, os macroagregados são favorecidos

com a estabilização promovida pelas raízes das plantas e hifas de fungos (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Na Figura 3 observa-se o efeito do sistema radicular na formação de agregados em solo arenoso.



Figura 3 - Raízes de plantas na formação e estabilização dos agregados do solo

Fonte: Autorial própria (2011).

Os efeitos das plantas sobre a estabilidade dos agregados podem ser diretos ou indiretos, principalmente pela ação de proteção dos agregados superficiais, pelo aporte de matéria orgânica na superfície ou internamente ao solo e pela ação do sistema radicular (REICHERT; REINERT; BRAIDA, 2003). Nesse sentido, o sistema radicular auxilia na formação e estabilização dos agregados através do crescimento das raízes, as quais promovem a compressão de partículas primárias de agregados, a absorção de água que causa desidratação e gera movimentos de contração, além da adição de matéria orgânica ao solo por exsudação, ciclagem e descamação das células radiculares (GONÇALVES, 2002).

Segundo Lima (1996), os plantios florestais com eucalipto são responsáveis por melhorias nas condições do solo, principalmente no que se refere à matéria orgânica e à atividade microbológica, o que, conseqüentemente, beneficia as suas propriedades físicas. Segundo o autor, os plantios com eucalipto promovem uma maior agregação do

solo (formação de macro-agregados) em comparação com áreas agrícolas e outras espécies florestais. Dessa forma, deve-se considerar o período sem haver mobilização no solo, geralmente longo em áreas com atividade florestal, bem como a manutenção da serapilheira na superfície do solo, pois a manutenção da matéria orgânica promove esse efeito benéfico.

Maior agregação do solo expressa pela porcentagem dos agregados estáveis em água e Diâmetro Médio Geométrico (DMG) em povoamentos de eucalipto quando comparado a campo nativo foi reportado por Rosa (2010), em que na camada de solo de 0,00 a 0,10 m foi observado maior DMG e porcentagem de agregados estáveis na classe 8,00 a 4,75 mm. A relação da agregação do solo com os tratamentos estudados está relacionada com a maior atividade da matéria orgânica e agentes cimentantes promovidos pelos resíduos do eucalipto (TAYLOR; ASHCROFT, 1972). Também é importante ressaltar que o tipo de estrutura que se forma no campo nativo é diferente do tipo que se desenvolve na floresta de eucalipto. Agregados menores e granulares são frequentes em áreas de campo e de estrutura granular com formação de blocos subangulares são observados em áreas de menor conteúdo de matéria orgânica do solo e com maior intensidade de umedecimento e secagem.

Em estudo realizado por Morales et al. (2010), considerando sítios com povoamentos de *Pinus taeda* em terceira rotação, foi constatada alta estabilidade dos agregados. Nestes locais, foi observado valor de DMG de 4,5 mm, que prevaleceu até a profundidade de 0,60 m, indicando solos com elevada estabilidade de agregados e sugerindo a manutenção da qualidade dos solos. Todavia, esse estudo não considera as condições de agregação do solo anterior à implantação do *Pinus taeda*. Maior agregação do solo em mata nativa quando comparado a plantios de *pinus*, indicada por valores de DMG, foram reportados por Martins et al. (2002).

Ao comparar povoamentos florestais com a mata nativa, esta apresentou os maiores valores de DMG de agregados estáveis em água, evidenciando maior grau de estruturação do solo. Esse efeito foi condicionado pela maior presença de raízes que liberam exsudatos e elevam os teores de material orgânico no solo, através da ciclagem bioquímica, contribuindo para a estabilização de agregados (MARTINS et al., 2002). Além disso, os autores ressaltam a ampla diversidade

arbórea, formando uma camada de serapilheira mais rica em nutrientes e diversificada, o que aumenta a atividade dos organismos no solo; pois a matéria orgânica advinda da serapilheira serve como fonte de energia para os micro-organismos atuarem na agregação do solo.

Portanto, diante do exposto e em conformidade com Kiehl (1979), a estabilidade de agregados, expressa pela distribuição de tamanho de agregados, pode ser utilizada para se avaliar a qualidade estrutural do solo, uma vez que a estabilidade da estrutura está relacionada à resistência que os agregados do solo apresentam à influência desagregante da água e de forças mecânicas (GAVANDE, 1976).

Dessa maneira, mudanças no uso do solo, variações na atividade e na natureza de micro-organismos, ação do sistema radicular (REICHERT; REINERT; BRAIDA, 2003) e a própria qualidade do material orgânico depositado, podem alterar de forma permanente ou temporária as condições de agregação do solo e, por conseguinte, a estabilidade dos agregados (BOCHNER et al., 2008; WOHLLENBERG et al., 2004).

Na Tabela 1, verifica-se a maior agregação do solo expressa pelo maior DMG dos agregados encontrados em floresta de araucária, eucalipto e mata nativa quando comparado com a pastagem (MELLONI et al., 2008).

Tabela 1 - Atributos físicos do solo em diferentes ecossistemas

Indicador	Unidade	Eucalipto	Pastagem	Mata	Araucária
Densidade do solo	kg dm ⁻³	1,06 b	1,36 a	0,94 b	1,28 a
Diâmetro de partículas	kg dm ⁻³	2,35 a	2,34 a	2,15 b	2,45 a
Índice de floculação	%	50,00 c	73,00 b	93,33 a	91,12 a
Diâmetro médio geométrico	mm	0,73 b	0,37 c	0,62 b	1,13 a
Microporosidade	%	33,29 a	32,68 a	24,95 a	34,72 a
Macroporosidade	%	20,81 b	13,53 b	34,31 a	16,52 b
Classe textural	-	média a argilosa	média a argilosa	argilosa	muito argilosa

Fonte: Melloni et al. (2008).

Nota: Médias na linha seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Duncan a 5% de probabilidade.

Esses valores são efeito da matéria orgânica do solo que é mais elevada nesses sistemas; também se considera a classe textural do solo, a qual difere entre os sistemas. Tendo em vista que solos mais argilosos apresentam maior agregação, o resultado da araucária pode ter relação maior com o solo do que com a cobertura vegetal.

Densidade do Solo

A densidade do solo pode ser definida como a relação existente entre a massa de uma amostra de solo seca a 110°C e sua unidade de volume ocupado pelas partículas e pelos poros (BRADY, 1989; KIEHL, 1979), de modo que os solos com elevada proporção de espaços porosos em relação aos sólidos, como os de textura fina e franco-siltosos, terão densidades menores (BRADY, 1989); logo, não é possível fazer comparações de densidade entre diferentes tipos de solo.

De forma geral, a faixa de densidade para solos minerais é estabelecida entre os valores de 1,10 e 1,60 Mg m⁻³ (KIEHL, 1979), mas em solos florestais tais valores podem variar de 0,20 Mg m⁻³, em camadas mais orgânicas, até 1,90 Mg m⁻³, em solos mais arenosos (PRITCHETT; FISHER, 1987).

Sendo assim, a densidade pode ser eficiente como indicador da qualidade estrutural do solo em áreas com plantios florestais. Nesse sentido, Liu et al. (2002) encontraram reduções da densidade do solo relacionadas ao tempo de reflorestamento (aproximadamente 15 anos), evidenciando que em longo prazo ocorrem efeitos benéficos a partir da interação da cobertura florestal com esta propriedade do solo.

Dalben e Osaki (2008), comparando floresta nativa e povoamento de *Pinus taeda* aos 21 anos de idade, em Cambissolo Háplico, observaram maior densidade no ecossistema floresta nativa, nas profundidades de 0 a 20 e de 20 a 40 cm. A este resultado se atribui o efeito da maior espessura de serapilheira presente na área com povoamento de *pinus*. Por outro lado, em estudo comparativo entre lavoura sob plantio convencional cultivada por 15 anos, mata nativa, campo nativo e reflorestamento com *Pinus elliottii* com 15 anos de idade, em Cambissolo Húmico, foi constatado que os diferentes usos não afetaram a densidade na profundidade de 15 a 20 cm, indicando que a influência do sistema radicular sobre a matéria

orgânica é expressiva apenas na camada mais superficial do solo (BERTOL; SANTOS, 1995).

Em estudo realizado por Abrão (2011), em áreas de *Pinus taeda* em primeira e segunda rotação, verificou-se que a densidade do solo não diferiu significativamente entre as áreas estudadas. Dessa forma, os povoamentos de *pinus* não promoveram alterações na densidade, conseguindo manter-se semelhante ao campo natural e, sugerindo por meio desse, a manutenção da qualidade estrutural do solo. Evidências de menor densidade do solo em sistemas com pouca ou nenhuma intervenção, boa cobertura vegetal, com entrada de carbono e com presença de serapilheira foram também relatadas por Portugal et al. (2008). Os autores verificaram que a densidade foi menor em solos de mata natural e seringueira, na profundidade de 0 a 20 cm, quando comparado aos sistemas cultivo de laranja, pastagem e cana-de-açúcar, observando-se compactação e/ou adensamento do solo em áreas de cultivo com grande intervenção.

Portanto, aumentos da densidade podem ocorrer devido a não mobilização do solo em conjunto com o tráfego de máquinas, pois o não revolvimento promove uma acomodação da camada superficial, que conjuntamente com o tráfego de máquinas, leva ao aumento da densidade (CAVENAGE et al., 1999). Nesse sentido, observa-se que em áreas com plantios florestais, deve ser considerado o tempo do ciclo de corte, pois longos períodos permitem o acúmulo de matéria orgânica e, conseqüentemente, redução da densidade do solo. Além disso, o desenvolvimento do sistema radicular das árvores favorece o aumento de bioporos, o que também reduz a densidade. Logo, o reflorestamento não aumenta a densidade do solo, mas sim, as práticas de manejo adotadas, visto que a atividade requer o tráfego de máquinas pesadas e, por vezes, utilizadas em umidades do solo inadequadas.

Efeito prejudicial no solo ao crescimento das plantas por compactação foi constatado em estudo que avaliou a influência de níveis de compactação do solo com diferentes umidades sobre o crescimento e nutrição de mudas de eucalipto. Nesse estudo, a produção de matéria seca de raízes, massa seca total e densidade radicular foram reduzidas pela compactação do solo em Latossolo Vermelho-Amarelo (SILVA; BARROS; VILAS BOAS, 2006).

Valores de densidade do solo restritivos ao crescimento de plantas foram reportados por vários autores de acordo com o tipo de solo, densidade de 1,76 Mg m⁻³ em solo arenoso (8,93% argila, 27,9% silte e 61,4% areia) foram restritivos ao crescimento radicular de soja (COLLARES, 2005), em solos argilosos (75 % argila, 20% silte e 5% areia) densidade de 1,21 Mg m⁻³ já foram considerados restritivos para a redução do crescimento radicular de soja (MARIA; CASTRO; SOUZA DIAS, 1999). Embora os exemplos reportem informações de cultivos agrícolas e a restrição de crescimento de acordo com as propriedades do solo seja variável entre espécies, é possível ter uma noção do efeito da densidade do solo no crescimento das plantas.

A densidade do solo constitui uma propriedade física que tem relação com a produtividade florestal, tendo em vista, que a mesma reflete, de certa forma, a estruturação do solo. Estudos realizados com o objetivo de avaliar a produção florestal de acordo com as propriedades físicas do solo evidenciam a relação negativa que se estabelece entre a densidade e o crescimento/produção. Como exemplo disso, em estudo realizado avaliando a influência dos atributos do solo sobre a produtividade de *Pinus taeda*, Rigatto, Dedecek e Mattos (2005) ressaltam que aumentos na densidade do solo reduziram o crescimento em altura das árvores. Da mesma forma, Morales et al. (2010) verificaram que os solos com menor densidade coincidem com os sítios de maior produção de *Pinus taeda*.

Diante do exposto, a avaliação da densidade é importante para demonstrar a manutenção da qualidade estrutural do solo, sendo uma propriedade de fácil mensuração que demonstra o estado estrutural do solo.

Porosidades do Solo

A porosidade é uma propriedade importante que deve ser considerada na avaliação da qualidade estrutural do solo (MARTINS et al., 2002), porque se refere à parte do volume de solo não ocupado por partículas sólidas (KIEHL, 1979; PRITCHETT; FISHER, 1987) e, dessa forma, responsável pelo armazenamento e transporte da água e do ar no solo (BELLOTE; DEDECEK, 2006); conseqüentemente, interferindo no aproveitamento da água e dos nutrientes disponíveis para as plantas

(RIBEIRO et al., 2007). Neste sentido, essas funções não dependem somente da porosidade total, mas também de como o espaço poroso é distribuído por tamanho, ou seja, a quantidade de macro e microporos que constituem a estrutura do solo (PREVEDELLO, 1996).

De acordo com Prevedello (1996), o solo considerado com boa porosidade deve ter $1/3$ de macro e $2/3$ de microporos e, além disso, necessita apresentar volume de poros de aeração superior a $0,10 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ (BAVER; GARDNER; GARDNER, 1972; HILLEL, 1980). No caso de concentração de oxigênio abaixo de 10%, o crescimento das plantas pode ficar comprometido devido à falta de oxigenação do solo, tão vital para as atividades necessárias no ambiente edáfico (OLIVEIRA; BAHIA; PAULA, 1998). Entretanto, solos com macroporos superiores ao ideal terão dificuldade em formar fluxo contínuo de água, dificultando a movimentação dos nutrientes até a zona radicular das plantas (BOGNOLA et al., 2010).

Juntamente com a densidade do solo, a porosidade é um parâmetro relacionado às alterações no volume de solo e, portanto, altamente influenciada pela compactação. Geralmente quando acontece a redução da porosidade, esta ocorre primeiramente nos poros maiores que $50 \mu\text{m}$ (macroporos), responsáveis pela infiltração de água e aeração do solo (REICHERT; SUZUKI; REINERT, 2007), sendo, portanto, fundamental a quantificação da porosidade para avaliar a qualidade estrutural do solo, principalmente após alterações no uso do mesmo.

Diante do exposto, Bertol et al. (2001) afirmam que o solo submetido ao processo produtivo tende a perder sua estrutura original, o que normalmente está associado a reduções no volume de macroporos e aumentos de microporos e de densidade do solo, sendo esta última inversamente relacionada à porosidade total (REICHERT; SUZUKI; REINERT, 2007). Os mesmos autores afirmam que essa relação inversa ocorre devido à forma laminar das argilas, apresentando uma tendência a se ajustarem face a face, diminuindo os espaços vazios. A exemplo disso, Rigatto, Dedecek e Mattos (2005) analisando os efeitos dos atributos do solo sobre a produtividade do *Pinus taeda*, associaram os maiores valores de porosidade total, na profundidade de 0 a 10 cm, aos

menores resultados de densidade do solo nesta camada. Os mesmos autores verificaram ainda, aumentos nas quantidades de macroporos e nos teores de material orgânico nessa profundidade.

Com o objetivo de analisar as alterações nas propriedades físicas de um Latossolo sob diferentes culturas e sua capacidade de recuperação, foi observado que os diferentes usos do solo promoveram alterações nos atributos físicos em relação à vegetação natural de cerrado (CAVENAGE et al., 1999). Nesse estudo, a mata ciliar e o *Pinus caribaea* var. *hondurensis* apresentaram valores de macroporos mais próximos das condições típicas do solo, atribuindo ao resultado o fato de as espécies florestais interagirem, a longo prazo, com o ambiente edáfico. Os autores ressaltaram a importância da cobertura florestal, as quais promovem diferentes efeitos na restauração das condições originais do solo, antes sob vegetação de cerrado, uma vez que as espécies diferem quanto à dinâmica do sistema radicular, às características da serapilheira, às atividades biológicas no solo e à interceptação da luz, entre outros.

Abrão (2011) estudando as alterações nas propriedades físicas do solo em área de primeira e segunda rotação de *Pinus taeda*, em Cambissolo Húmico, observou que não houve diferença na porosidade total entre o povoamento de *pinus* e o campo natural, para ambas as rotações. A macroporosidade na área de primeira rotação foi significativamente maior até a camada de 0,20 m e, para a microporosidade, observou-se diferença em todas as camadas avaliadas, sendo os maiores valores encontrados na área de campo nativo. A maior macroporosidade do solo encontrada nas camadas superficiais do povoamento de *pinus* em primeira rotação se associa à ocorrência de sistemas radiculares lignificados e possíveis canais (bioporos) resultantes da decomposição e renovação dessas raízes na superfície do solo (Figura 4), além da atividade biológica da mesofauna (Figura 5).

Também se considerou conjuntamente os elevados teores de carbono orgânico, os acúmulos de materiais e a alta agregação proporcionada a essas camadas superiores.



Figura 4 - Raiz de *Pinus taeda* em decomposição em um povoamento com 13 anos de idade em uma área de segunda rotação em Cambissolo Húmico, no município de Cambará do Sul, RS

Fonte: Autoria própria (2011).



Figura 5 - Atividade da fauna edáfica (coró das pastagens) em área com povoamento de *Pinus taeda* com 13 anos de idade em área de primeira rotação em Cambissolo Húmico, no município de Cambará do Sul, RS

Fonte: Autoria própria (2011).

Resistência do Solo à Penetração

A resistência do solo à penetração (RP) é um fator importante quando se refere à produtividade das plantas, pois influi na expansão do sistema radicular, com consequências sobre a produtividade da floresta (DALBEN; OSAKI, 2008). A resistência do solo à penetração pode alterar o fluxo de água no solo, reduzir a produtividade do sítio florestal, além de aumentar os níveis de erosão, já que normalmente diminui a taxa de infiltração, aumentando o escoamento superficial (DALBEN; OSAKI, 2008).

Nesse sentido, são importantes as avaliações que relacionam as propriedades do solo com o crescimento das plantas. Além disso, a resistência do solo a penetração é um atributo importante na identificação de camadas compactadas, sendo, em muitos casos, mais sensível que a densidade e a porosidade do solo (REICHERT; SUZUKI; REINERT, 2007). Também é capaz de estimar a capacidade de suporte de carga aplicada ao solo (CECHIN, 2007), ou seja, quanto maior a resistência do solo a penetração, em condições normais, menor a sua deformação e maior a capacidade de suporte.

Em estudo sobre a resistência do solo à penetração em um Latossolo Vermelho Distrófico de textura média em recuperação em sistema agrosilvopastoril, Campos e Alves (2006) observaram que áreas em regeneração com floresta de *pinus* apresentaram a menor resistência à penetração quando comparadas com áreas degradadas e áreas em regeneração com pastagem.

Dalben e Osaki (2008), estudando os atributos físicos do solo de um Cambissolo Háptico em floresta nativa e de *Pinus taeda*, observaram que na camada de 0-5 cm, o ecossistema plantado com *Pinus taeda* apresentou menor resistência à penetração do solo, sendo diferente do ecossistema nativo.

No estudo realizado por Portugal et al. (2008), onde se avaliou a resistência do solo à penetração em diferentes usos, foram observados maiores valores de resistência à penetração na sequência mata = seringueira = cana < laranja < pasto, até 10 cm de profundidade; a 15 cm de profundidade, laranja e pasto não são diferentes, aos 20 cm de profundidade, os solos começam a apresentar valores menos

discrepantes de resistência à penetração, havendo diferença somente entre seringueira e as áreas com laranja e pastagem. Segundo os autores, esses resultados se correlacionam com os valores de densidade, indicando que a resistência à penetração se relaciona com o estado de compactação dos solos e com a permanência da continuidade dos poros.

Ainda, avaliando diferentes usos do solo com relação à resistência à penetração, Benedetti et al. (2010) constaram que o menor valor de resistência do solo à penetração ocorreu no eucalipto, com 0,13 MPa na profundidade de 0 a 8 cm, quando comparado os sistemas área de *pinus* com pastejo (0,27 Mpa), integração lavoura-pecuária (0,15 Mpa), plantio convencional de soja em sucessão a milho (0,22 Mpa) e Cerrado natural (0,19 Mpa).

Alguns resultados experimentais mostram que a resistência do solo à penetração é uma das propriedades físicas que frequentemente restringe o crescimento das raízes e da parte aérea das plantas em solos fisicamente degradados (COLLARES, 2005; TORMENA; SILVA; LIBARDI, 1999). Há uma estreita dependência da resistência à penetração em relação à condição estrutural do solo, expressa pela densidade e pelo conteúdo de água do solo (SILVA; KAY; PERFECT, 1994; IMHOFF; SILVA; FALLOW, 2004).

Ao relacionar a condição estrutural do solo com o crescimento e/ou produtividade de florestas, Bellote e Dedecek (2006) observaram diminuição na produtividade de *pinus* com o aumento da resistência do solo à penetração, esse estudo considerou diferentes tipos de solos e crescimentos de plantas. Estudo realizado por Morales et al. (2010) corrobora nesse sentido, onde observou-se que os sítios de produção de *Pinus taeda* com maior resistência à penetração foram os menos produtivos.

DEGRADAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO FLORESTAL POR COMPACTAÇÃO

Compactação define-se como o adensamento do solo pela aplicação de energia mecânica (REICHERT; SUZUKI; REINERT, 2007). Também se entende como uma compressão do solo não saturado na qual

ocorre um aumento de densidade e, conseqüentemente, redução do seu volume. Esse processo causa efeitos nas propriedades físicas do solo, como elevação dos valores de densidade e resistência mecânica, redução da porosidade total, no tamanho e continuidade dos poros, infiltração e movimento interno de água deficitário, dentre outros (REINERT, 1990).

A compressibilidade mede a facilidade com que o solo não saturado decresce de volume quando sujeito a pressões, sendo influenciada por fatores externos e internos do solo. Dentre os fatores externos, tem-se o tipo, a frequência e a intensidade das cargas aplicadas, enquanto os internos são relativos à umidade do solo, à textura, à densidade inicial e à história de tensão (DIAS JUNIOR, 1994). Segundo o mesmo autor, o fator que governa a compactação, ou a quantidade de deformação que poderá ocorrer é a umidade em que o solo se encontra no momento da aplicação das cargas.

Há duas fases para que o processo de compactação do solo ocorra segundo Gonçalves (2002), primeiro, os implementos de preparo causam a quebra da estrutura do solo e posteriormente as partículas primárias e os agregados se aproximam por compressão formando um arranjo compacto, devido ao tráfego com máquinas e implementos.

Assim, solos mais secos apresentam maior suporte de carga e o contrário acontece para solos mais úmidos. Hillel (1980) afirma que solo seco é bastante coeso e apresenta grande resistência à compactação, mas, à medida que ele umedece, ocorre a formação de um pequeno filme de água entre os agregados do solo, facilitando o deslocamento e o rearranjo das partículas sólidas da matriz do solo, diminuindo a resistência do solo às cargas externas. Dessa forma, na Figura 6 observa-se a deformação promovida ao solo com o tráfego de máquinas pesadas com umidade inadequada.

De acordo com Fenner (2002), enquanto a capacidade de suporte de carga for maior ou igual à pressão exercida ao solo, não ocorre deformação, porém quando a pressão for inferior, há deformação até que o equilíbrio seja estabelecido, sendo, esse efeito, dependente de fatores internos e externos ao solo.



Figura 6 - Tráfego de maquinário utilizado na atividade de desbaste com umidade do solo inadequada

Fonte: Autorial própria (2011).

A compactação em solos agrícolas tem sido bastante estudada, principalmente com relação ao sistema de plantio direto decorrente do não revolvimento do solo e do excessivo tráfego de máquinas e implementos. No entanto, em sistemas florestais a compactação do solo merece atenção especial, pois é influenciada pelo tráfego de máquinas pesadas, pelas raízes das árvores que aplicam forças mecânicas no solo por longos períodos de tempo, além do peso pela derrubada das árvores combinada com o arraste e levantamento dos troncos por ocasião da colheita (REICHERT; SUZUKI; REINERT, 2007).

A compactação causada pelas operações mecanizadas é elevada, onde a derrubada de grandes árvores impõe carga única no solo (GREACEN; SANDS, 1980). As máquinas utilizadas na colheita são muito pesadas e quando combinadas com o arraste e levantamento dos troncos, podem exercer grandes pressões no solo. Os efeitos das deformações físicas do solo por compactação podem perdurar por muitos anos e afetar todo o sistema florestal e sua produtividade (FENNER, 2002).

Para Seixas (1999), as principais forças ou cargas causadoras da compactação em solos florestais originam-se das máquinas utilizadas

nas atividades de silvicultura e colheita da madeira. O efeito da compactação no solo, na maioria das vezes, é negativo para a produção de plantas, interferindo na disponibilidade de água e oxigênio, no aumento da densidade do solo e da resistência que o solo oferece à penetração de raízes, levando à redução do crescimento das plantas e à degradação física do solo (CAMARGO; ALLEONI, 1997).

Nesse sentido, Suzuki (2008) afirma que a manutenção da estrutura do solo em áreas florestais se comparada a áreas agrícolas e de pecuária é complexa, pois, nas áreas florestais, as máquinas utilizadas na colheita são mais pesadas, causando grandes danos ao solo, além disso, o intenso tráfego na área para retirada da madeira degrada ainda mais a estrutura do solo.

O tráfego excessivo (Figuras 7 e 8) sem o controle das condições adequadas do solo contribui para a compactação ocasionada por forças mecânicas, tanto pelo exagerado número de operações como pelo simples tráfego do trator sobre o solo, ou seja, a mecanização tem se mostrado como a maior responsável pela deterioração das condições físicas em solos sob uso florestal (BELTRAME; TAYLOR, 1980).

Seixas, Oliveira Júnior e Souza (1998) afirmam que uma alternativa para minimizar o impacto do tráfego na estrutura dos solos sob exploração florestal é o uso de resíduos florestais. Em seu estudo, foi constatado que a presença de uma camada orgânica sobre o solo minimizou o impacto da



Figura 7 - Movimentação de máquinas pesadas nas operações de colheita florestal

Fonte: Autoria própria (2011).



Figura 8 - Sulcos gerados pelo tráfego de máquinas da colheita florestal em condições de solo inapropriadas para tal

Fonte: A autoria própria (2011).

exploração e transporte de madeira, protegendo a superfície do solo. O uso desses resíduos florestais tem como efeito a redução da densidade aparente do solo ao adicionar material com densidade específica mais baixa. A presença de uma camada orgânica sobre o solo minimizou o impacto causado pelo tráfego de um trator agrícola, equipado com grua mais carreta acoplada, utilizada para transporte de madeira, em média 56% do nível de compactação (SEIXAS; OLIVEIRA JÚNIOR; SOUZA, 1998).

Diante disso, o efeito da camada de resíduos da colheita passa a ser significativo na redução dos sulcos causados pelos rodados das máquinas e, dessa forma, aumentam a capacidade de suporte do solo. Seixas et al. (1995) detectaram reduções significativas na compactação do solo devido ao tráfego de um *forwarder* sobre camada de resíduos da colheita de madeira. Coberturas de galhos e acículas com densidades de 10 e 20 kg m⁻² reduziram, em média, cerca de 40% do incremento na densidade do solo quando comparado com parcelas sem cobertura. Corroborando com isso, estudo desenvolvido por Silva, Dias Junior e Leite (2007) também mostrou que os resíduos florestais minimizaram a compactação do solo causada pelo tráfego de *forwarder*.

A redução da degradação do solo em áreas de exploração florestal mecanizada pode ser realizada com a criação de unidades de colheita definidas em função dos teores de umidade ótimos para compactação na capacidade de campo, dessa forma, classificando os solos quanto à suscetibilidade para a compactação (MILDE; DEDECEK; GAVA, 2010). De acordo com os autores, estas unidades baseiam-se no agrupamento dos diferentes solos de uma propriedade em classes, com base no número de dias para atingir teores de umidade menores do que o da umidade ótima para compactação.

O comportamento de um solo em relação à sua compactabilidade depende, principalmente, da sua textura e do teor de água em que se encontra, quando submetido a uma pressão externa. Dessa maneira, solos em que o teor de água no limite líquido é igual ou superior ao teor da umidade ótima compactam mais facilmente do que aqueles em que esse teor é menor do que a umidade ótima de compactação. O mesmo também acontece quando se compara o teor de água do solo na capacidade de campo e o teor de água ótima para compactação. Esse estudo passa a representar uma opção para orientar o momento adequado do tráfego de máquinas sobre os solos, de modo a evitar a compactação e reduzir a intensidade de preparo de solos florestais.

Práticas de preparo de solo e operações de manejo com máquinas e implementos em povoamentos florestais ocorrem no período inicial de desenvolvimento da floresta e, dessa forma, a capacidade de resiliência do solo permite o seu restabelecimento estrutural até o final do ciclo de rotação da consolidação do solo e rearranjo estrutural interno (REICHERT et al., 2009).

Diante disso, considerando os danos causados à estrutura do solo por compactação, Dedeczek e Gava (2005) observaram a ocorrência de compactação do solo causada pelo trânsito de equipamentos na colheita em floresta de eucalipto, cuja alteração se verificou até a profundidade de 30 cm em solo arenoso e de 20 cm no argiloso. Os autores também ressaltam que a compactação do solo persiste na área de rebrota até a próxima colheita, em que há recuperação da estrutura do solo na camada até 10 cm de profundidade.

Evidências de compactação do solo em área de colheita florestal, ocasionada pelo rodado de *forwarder*, foram relatados por Silva, Dias Junior e Leite (2007). Os autores observaram aumento na densidade do solo, de até 15,3%, em relação ao tratamento sem tráfego, nas profundidades de 0 a 10 cm com oito passadas da máquina e de 10 a 20 cm com quatro passadas (SILVA; DIAS JUNIOR; LEITE, 2007). Também se verificou que a resistência do solo à penetração aumentou com o número de passadas.

Em estudo realizado por Finger et al. (1996) visando avaliar a influência da camada de impedimento no solo no desenvolvimento de plantas de *Eucalyptus grandis* em uma área anteriormente utilizada para fins de agricultura e pastoreio verificou-se que o crescimento apresentado pelas plantas em solo subsolado foi superior em mais de 50% quanto ao diâmetro a altura do peito e mais de 35% para a altura, quando comparado com o valor em solo não subsolado, evidenciando o efeito prejudicial da compactação do solo no crescimento e produção das espécies florestais.

Dessa forma, as operações de colheita florestal mecanizada constituem uma das principais causas de degradação da estrutura em solos florestais, principalmente pelo aspecto econômico em que não se utiliza os limites ideais de umidade do solo para a realização dessas operações. No entanto, de acordo com o exposto, há medidas que minimizam estes impactos para se tentar manter a qualidade do solo a níveis aceitáveis e que possam permitir o bom desenvolvimento das plantas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

É evidente que qualquer sistema de produção tende a promover impacto aos ecossistemas naturais. Nesse sentido, os cultivos com espécies florestais de rápido crescimento não se apresentam de forma diferenciada. Contudo, devido ao maior ciclo de rotação e menor número de intervenções na área de cultivo quando comparado a outros sistemas, o cultivo florestal passa a promover menor degradação do ambiente, no que se refere à estrutura do solo.

Para que ocorra mínima degradação ao solo com o cultivo de florestas comerciais, é fundamental que o manejo aplicado à área tenha, além da produção de madeira, o objetivo de uma produção sustentável. Para isso, as avaliações de qualidade do solo de um sítio não devem ser relacionadas unicamente com a capacidade de produção em madeira, pois esta é influenciada por uma série de fatores que mudam a cada nova rotação, a exemplo disso, podem-se citar o material genético, o sistema de preparo, o clima e o sistema de manejo (STAPE, 2006). Nesse sentido, as avaliações de qualidade do solo devem considerar a interferência do uso do solo e/ou manejo aplicado a um cultivo com valores referências obtidos anteriormente a implementação do empreendimento ou comparando a áreas com vegetação naturais não perturbadas sob o mesmo bioma e material de origem do solo.

Em termos de avaliação e monitoramento da qualidade do solo, são fundamentais as avaliações dos aspectos relacionados à estrutura do solo, destacando-se a agregação, a densidade, o espaço poroso do solo e a resistência à compactação, para predizer o grau de qualidade em que os sistemas florestais encontram-se e situá-los em relações as condições ideais dos ecossistemas não perturbados.

REFERÊNCIAS

ABRÃO, S. F. **Alterações físicas e químicas de um cambissolo húmico em povoamentos de *Pinus taeda* L. com diferentes rotações.** 2011. 95 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

ARATANI, R. G.; FREDDI, O. S.; CENTURION, J. F.; ANDRIOLI, I. Qualidade física de um latossolo vermelho acriférrico sob diferentes sistemas de uso e manejo.

Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 33, n. 3, p. 677-687, 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS.

Anuário estatístico da ABRAF 2011 - ano base 2010. Disponível em: <www.abraflor.org.br> Acesso em: 07 nov. 2011.

BARROS, N. F.; COMMERFORD, N. B. Sustentabilidade da produção de florestas plantadas na região tropical. In: ALVAREZ, V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BARROS, N. F.; MELLO, J. W. V.; COSTA, L. M. **Tópicos em Ciência do Solo.** Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000.

BAVER, L. D.; GARDNER, W. H.; GARDNER, W. R. Soil structure: classification and genesis. In: BAVER, L. D.; GARDNER, W. H.; GARDNER, W. R. **Soil physics**. New York: J. Wiley, 1972.

BELLOTE, A. F. J.; DEDECEK, R. A. Atributos físicos e químicos do solo e suas relações com o crescimento e a produtividade do *Pinus taeda*. **Boletim de Pesquisa Florestal**, n. 53, p. 21-38, 2006.

BELTRAME, L. F. S.; TAYLOR, J. C. Causas e efeitos da compactação do solo. **Lavoura Arrozeira**, v. 32, p. 59-62, 1980.

BENEDETTI, M. M.; DUARTE, I. N.; MELO, H. B.; BORGES, E. N. Resistência do solo à penetração em um latossolo vermelho distrófico típico sob diferentes usos. **Enciclopedia Biosfera**, v. 6, n.11, p. 1-9, 2010.

BERTOL, I.; BEUTLER, J. F.; LEITE, D.; BATISTELA, O. Propriedades físicas de um cambissolo húmico afetadas pelo tipo de manejo do solo. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 58, n. 3, p. 555-560, 2001.

BERTOL, I.; SANTOS, J. C. P. Uso do solo e propriedades físico-hídricas no planalto catarinense. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 30, n. 2, p. 263-267, 1995.

BOCHNER, J. K. ; FERNANDES, M. M.; PEREIRA, M. G.; BALIEIRO, F. C.; SANTANA, I. K. S. Matéria orgânica e agregação de um planossolo sob diferentes coberturas florestais. **Cerne**, v. 14, n. 1, p. 46-53, 2008.

BOGNOLA, I. A.; DEDECEK, R. A.; LAVORANTI, O. J.; HIGA, A. R. Influência de propriedades físico-hídricas do solo no crescimento de *Pinus taeda*. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 61, p. 37-49, 2010.

BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos**. 7. ed. Rio de Janeiro: F. Bastos, 1989.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The nature and properties of soils**. 14. ed. Londres: Pearson-Prentice Hall, 2008.

CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F. **Compactação do solo e o desenvolvimento das plantas**. Piracicaba: Edição dos Autores, 1997.

CAMPOS, F. S.; ALVES, M. C. Resistência à penetração de um solo em recuperação sob sistemas agrosilvopastoris. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 759-764, 2006.

CAPECHE, C. L. **Noções sobre tipos de estrutura do solo e sua importância para o manejo conservacionista**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2008.

CAVENAGE, A.; MORAES, M. L. T.; ALVES, M. C. A.; CARVALHO, M. A. C.; FREITAS, M. L. M.; BUZETTI, S. Alterações nas propriedades físicas de um latossolo vermelho-escuro sob diferentes culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 4, p. 997-1003, 1999.

CECHIN, N. F. **Compactação de dois argissolos na colheita florestal de *Pinus taeda* L.** 2007. 135 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

COLLARES, G. L. **Compactação em latossolos e argissolo e relação com parâmetros de solo e de plantas.** 2005. 106 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

DALBEN, A. D.; OSAKI, F. Atributos físicos do solo de um cambissolo háplico em floresta nativa e de *Pinus taeda*. **Revista Acadêmica de Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 6, n. 1, p. 29-37, 2008.

DEDECEK, R. A. Meio físico para o crescimento de *pinus*: limitações e manejo. In: SHIMIZU, J. Y. ***Pinus na silvicultura brasileira***. Colombo: Embrapa Florestas, 2008.

DEDECEK, R. A.; GAVA, J. L. Influência da compactação do solo na produtividade da rebrota de eucalipto. **Revista Árvore**, v. 29, n. 3, p. 383-390, 2005.

DIAS JUNIOR, M. S. **Compression of three soils under long-term tillage and wheel traffic.** 1994. 114 p. Tese (Doutorado em Crop and Soil Sciences) - Michigan State University, Estados Unidos, 1994.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. **Defining soil quality for sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America, 1994.

FENNER, P. T. Compactação do solo. In: MACHADO, C. C. **Colheita florestal**. Viçosa: UFV, 2002.

FINGER, C. A. G.; SCHUMACHER, M. V.; SCHNEIDER, P. R.; HOPPE, J. M. Influência da camada de impedimento no solo sobre o crescimento de *Eucalyptus grandis* (Hill) ex Maiden. **Ciência Florestal**, v. 6, n. 1, p. 137-145, 1996.

GAVANDE, S. A. **Física del suelos**: principios y aplicaciones. México: Editorial Limusa, 1976.

GONÇALVES, J. L. M. Principais solos usados para plantações florestais. In: GONÇALVES, J. L. M.; STAPE, J. L. **Conservação e cultivo de solos para plantações florestais**. Piracicaba: IPEF, 2002.

GREACEN, E. L.; SANDS, R. Compaction of forest soils: a review. **Australian Journal of Soil Research**, v. 18, p. 163-169, 1980.

GRIGAL, D. F. Effects of extensive forest management on soil productivity. **Forest Ecology and Management**, v. 138, p. 167-185, 2000.

HASSE, G. **Eucalipto**: histórias de um imigrante vegetal. Porto Alegre: Ja Editora, 2006.

HILLEL, D. **Fundamentals of soil physics**. Amherst: Academic Press, 1980.

IMHOFF, S.; SILVA, A. P.; FALLOW, D. Susceptibility to compaction, load support capacity, and soil compressibility of Hapludox. **Soil Science Society of América Journal**, v. 68, p. 17-24, 2004.

KIEHL, E. J. **Manual de edafologia: relações solo-planta**. São Paulo: Agronomica Ceres, 1979.

KRONKA, F. J. N.; BETOLANI, F.; PONCE, R. H. **A cultura do pinus no Brasil**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 2005.

LEROY, B. L. M.; HERATH, H. M. S. K., SLEUTEL, S.; NEVE, S. The quality of exogenous organic matter: short-term effects on soil physical properties and soil organic matter fractions. **Soil Use and Management**, v. 24, n. 2, p. 139-147, 2008.

LIMA, W. P. **Impacto ambiental do eucalipto**. 2. ed. São Paulo: EDUSP, 1996.

LIU, S. L.; FU, B. J.; LÜ, Y. H.; CHEN, L. D. Effects of reforestation and deforestation on soil properties in humid mountainous areas: a case study in Wolong Nature Reserve, Sichuan province, China. **Soil Use and Management**, v. 18, n. 4, p. 376-380, 2002.

MARIA, I. C.; CASTRO, O. M.; SOUZA DIAS, H. Atributos físicos do solo e crescimento radicular de soja em latossolo roxo sob diferentes métodos de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 5, 703-709, 1999.

MARTINS, S. G.; SILVA, M.; L. N.; CURTI, N.; FERREIRA, M. M. Avaliação de atributos físicos de um latossolo vermelho distroférico sob diferentes povoamentos florestais. **Cerne**, v. 8, n. 1, p. 32-42, 2002.

MELLONI, R.; MELLONI, E. G. P.; ALVARENGA, M. I. N.; VIEIRA, F. B. M. Avaliação da qualidade de solos sob diferentes coberturas florestais e de pastagem no sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 6, p. 2461-2470, 2008.

MILDE, G. A.; DEDECEK, R. A.; GAVA, J. L. Unidades de colheita: estratégia para evitar a compactação dos solos florestais. **Revista Árvore**, v. 34, n. 6, p. 1075-1083, 2010.

MORA, A. L.; GARCIA, C. H. **A cultura do eucalipto no Brasil**. São Paulo: SBS, 2000.

MORALES, C. A. S.; ALBUQUERQUE, J. A.; ALMEIDA, J. A.; MARANGONI, J. M.; STAHL, J.; CHAVES, D. M. Qualidade do solo e produtividade de *Pinus taeda* no planalto catarinense. **Ciência Florestal**, v. 20, n. 4, p. 629-640, 2010.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2006.

OLIVEIRA, C. V.; BAHIA, V. G.; PAULA, M. B. Compactação do solo devido à mecanização florestal: causas, efeitos e práticas de controle. **Informe Agropecuário - EPAMIG**, v. 19, n. 191, p. 46-48, 1998.

- PORTUGAL, A. F.; COSTA, O. D. A.; COSTA, L. M.; SANTOS, B. C. M. Atributos químicos e físicos de um cambissolo háplico Tb distrófico sob diferentes usos na zona da mata mineira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 2, p. 249-258, 2008.
- PREVEDELLO, C. L. **Física do solo com problemas resolvidos**. Curitiba: UFPR, 1996.
- PRITCHETT, W. L.; FISHER, R. F. **Properties and management of forest soils**. 2. ed. New York: J. Wiley e Sons, 1987.
- RAB, M. A. Recovery of soil physical properties from compaction and soil profile disturbance caused by logging of native forest in Victorian Central Highlands, Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 191, n. 1-3, p. 329-340, 2004.
- REICHERT, J. M.; KAISER, D. R.; REINERT, D. J.; RIQUELME, U. F. B. Variação temporal de propriedades físicas do solo e crescimento radicular de feijoeiro em quatro sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 2, p. 310-319, 2009.
- REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Revista Ciência e Ambiente**, n. 27, p. 29-48, 2003.
- REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J. Compactação do solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos, limites críticos e mitigação. In: CERETTA, C. A.; SILVA, L. S.; REICHERT, J. M. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, v. 5, p. 49-134, 2007.
- REINERT, D. J. **Soil structural form and stability induced by tillage in a Typic Hapludalf**. 1990. 129 p. Tese (Doutorado em Crops and Soil Science) - Michigan State University, Estados Unidos, 1990.
- REISSMANN, C. B.; WISNIEWSKI, C. Nutritional aspects of pine plantations. In: GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. (Ed.) **Nutrition and forest fertilization**. Piracicaba: IPEF, 2005.
- RIBEIRO, K. D.; MENEZES, S. M.; MESQUITA, M. G. B. F.; SAMPAIO, F. M. T. Propriedades físicas do solo influenciadas pela distribuição de poros de seis classes de solos da região de Lavras-MG. **Ciência Agrotécnica**, v. 31, n. 4, p. 1167-1175, 2007.
- RIGATTO, P. A.; DEDECEK, R. A.; MATTOS, J. L. M. de. Influência dos atributos do solo sobre a produtividade de *Pinus taeda*. **Revista Árvore**, v. 29, n. 5, p. 701-709, 2005.
- ROSA, S. F. **Propriedades físicas e químicas de um solo arenoso sob o cultivo de *Eucalyptus spp.*** 2010. 92 f. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.
- SEIXAS, F. Avaliação da compactação de solos e sua influência na produtividade e qualidade da floresta. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE COLHEITA E TRANSPORTE FLORESTAL, 4., Viçosa, 1999. **Anais...** Viçosa: SIF/UFV, 1999.

- SEIXAS, F.; MCDONALD, T. P.; STOKES, B. J.; RAPER, R. L. Effect of slash on forwarder soil compaction. In: COFE ANNUAL MEETING, 1995, Cashiers. **Proceedings...** Cashiers: COFE, 1995.
- SEIXAS, F.; OLIVEIRA JÚNIOR, E. D.; SOUZA, C. R. Efeito da camada de resíduos florestais na compactação do solo causada pelo transporte primário da madeira. **Scientia Forestalis**, n. 54, p. 9-16, 1998.
- SHIMIZU, J. Y.; SEBBENN, A. M. Espécies de *pinus* na silvicultura brasileira. In: SHIMIZU, J. Y. **Pinus na silvicultura brasileira**. Colombo: Embrapa Florestas, 2008.
- SILVA, A. P.; KAY, B. D.; PERFECT, E. Characterization of the least limiting water range of soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, n. 6, p. 1775-1781, 1994.
- SILVA, A. R.; DIAS JUNIOR, M. S.; LEITE, F. P. Camada de resíduos florestais e pressão de preconsoidação de dois latossolos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 1, p. 89-93, 2007.
- SILVA, S. R.; BARROS, N. F.; VILAS BOAS, J. E. B. Crescimento e nutrição de eucalipto em resposta à compactação de latossolos com diferentes umidades. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 5, p. 759-768, 2006.
- STAPE, J. L. Como abordar a sustentabilidade das florestas plantadas. **Revista Opiniões**, v. 3, n. 1, p. 25, 2006.
- STAPE, J. L.; BINKLEY, D.; RYAN, M. G.; FONSECA, S.; LOOS, R. A.; TAKAHASHI, E. N.; SILVA, C. R.; SILVA, S. R.; HAKAMADA, R. E.; FERREIRA, J. M. A.; LIMA, A. M. N.; GAVA, J. L.; LEITE, F. P.; ANDRADE, H. B.; ALVES, J. M.; SILVA, G. G. C.; AZEVEDO, M. R. The Brazil eucalyptus potential productivity project: influence of water, nutrients and stand uniformity on wood production. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 10, p. 1684-1694, Oct. 2010.
- SUZUKI, L. E. A. S. **Qualidade físico-hídrica de um argissolo sob floresta e pastagem no sul do Brasil**. 2008. 138 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.
- TAYLOR, S. A.; ASHCROFT, G. L. **Physical edaphology**: the physics of irrigated and non irrigated soils. San Francisco: W. H. Freeman and Company, 1972.
- TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and waterstable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, v. 33, n. 2, p. 141-163, 1982.
- TORMENA, C. A.; SILVA, A. P.; LIBARDI, P. L. Soil physical quality of a Brazilian oxisol under two tillage systems using the least limiting water range approach. **Soil and Tillage Research**, v. 52, n. 3-4, p. 223-232, 1999.
- WOHLENBERG, E. V.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BLUME, E. Dinâmica da agregação de um solo franco-arenoso em cinco sistemas de culturas em rotação e em sucessão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 5, p. 891-900, 2004.

GEOSTATÍSTICA APLICADA À CARACTERIZAÇÃO DE FLORESTAS

*Lúcio de Paula Amaral
Regiane Aparecida Ferreira
Michelle Dullius
Luciano Farinha Watzlawick*

INTRODUÇÃO

No setor florestal, o conhecimento sobre seus recursos dá-se através da medição e da estimação de variáveis dendrométricas, além de muitas características das áreas sobre as quais as árvores estão crescendo, por meio de instrumentos e métodos apropriados (SOARES; PAULA NETO; SOUZA, 2011).

Os estudos detalhados dos componentes de um ecossistema florestal, como por exemplo, o solo e a comunidade arbórea, servem de subsídios ao desenvolvimento e ao aperfeiçoamento das técnicas de conservação, preservação, silviculturais e de manejo, visando sua operacionalidade e sustentabilidade. Muitos destes estudos são realizados, no entanto, sem considerar a dependência espacial que existe para as variáveis de um ecossistema, ou ainda, sem se preocupar com a sua representação no espaço (AMARAL, 2010), ou no tempo.

Batista (1998) afirma que o objetivo de qualquer levantamento de recursos naturais é obter informações que possam ser utilizadas nas tomadas de decisões. A tomada de decisão na área florestal, deve envolver o abastecimento contínuo dos produtos florestais, com mínimo dano ao ambiente, e que assegure a perpetuidade da produção. Assim, a mensuração florestal torna-se um importante elemento no manejo florestal, uma vez que fornece informações precisas sobre a floresta, permitindo a tomada de decisões adequadas no planejamento, no ordenamento e na realização de suas atividades.

Para Watzlawick et al. (2008), a caracterização dos componentes de uma floresta, assim como dos processos resultantes da interação entre eles, são fundamentais para conhecer o seu funcionamento, e para avaliar as implicações qualitativa e quantitativas, da interferência antrópica, na sua auto-sustentabilidade.

Hoje, para estes estudos, as análises estatísticas clássicas que consideram a independência entre as amostras, baseadas na média e variância, vêm sendo substituídas por análises geoestatísticas. Essas análises são fundamentadas na teoria das variáveis regionalizadas (ISAAKS; SRIVASTAVA, 1989), verificadas por intermédio do ajuste do semivariograma, e na ocorrência de dependência espacial (SOUZA; MARQUES JÚNIOR; PEREIRA, 2004). Segundo Ushizima, Bernardi e Landim (2003), os estudos pertinentes à aplicação de metodologia geoestatística na avaliação da distribuição espacial, e mapeamento de populações de espécies ou comunidades vegetais, ainda são escassos.

O objetivo deste capítulo é apresentar a importância da geoestatística aplicada à caracterização de florestas.

ORIGEM DA GEOESTATÍSTICA

A geoestatística surgiu na África do Sul, em meados de 1950, na área de mineralogia, como ferramenta para previsão e localização de reservas de ouro, uma vez que apenas os parâmetros de média e variância não explicavam a ocorrência deste metal precioso. Essa metodologia era empírica e foi desenvolvida pelo engenheiro de minas Daniel Krige entre outros pesquisadores. Posteriormente na França, essa metodologia recebeu tratamento formal no Centre de Morphologie Mathematique em Fontaineblau (MATHERON, 1963).

Tal metodologia recebeu de Matheron o nome *Geoestatística* para o estudo das chamadas variáveis regionalizadas, ou seja, variáveis com condicionamento espacial, as quais têm um comportamento espacial mostrando características intermediárias entre as variáveis verdadeiramente aleatórias e aquelas totalmente determinísticas (LANDIM, 2003).

Para Guerra (1988), essas variáveis têm em comum uma dupla característica: são aleatórias, pois os valores numéricos observados podem variar consideravelmente de um ponto a outro no espaço, e são espaciais, pois apesar de serem muito variáveis no espaço, os valores numéricos observados não são inteiramente independentes. Segundo Landim (2003), essas variáveis apresentam uma aparente continuidade no espaço, sendo representada por funções numéricas ordinárias que assumem um valor definido a cada ponto no espaço e matematicamente descrevem um fenômeno natural.

CARACTERIZAÇÃO DA TÉCNICA GEOESTATÍSTICA

Segundo Isaaks e Srivastava (1989), a geoestatística fundamenta-se na esperança de que, na média, as amostras próximas, no tempo e no espaço, sejam mais similares entre si do que as que estiverem mais distantes, configurando a autocorrelação espacial/temporal ou a dependência espacial/temporal, que aqui será chamada de dependência espacial.

Alguns métodos estimadores geoestatísticos da autocorrelação espacial são usados como ferramentas para a observação da continuidade espacial, tais como: o variograma ou semivariograma, o covariograma e o correlograma. Essas ferramentas são usadas para investigar a magnitude da correlação entre as amostras e sua similaridade ou não com a distância (ZIMBACK, 2001).

O semivariograma é a descrição matemática do relacionamento entre a variância de pares de observações (pontos/dados – x) e a distância separando estas observações (h). A autocorrelação espacial pode então ser usada para fazer melhores estimativas para pontos não amostrados (JAKOB, 2002). O semivariograma depende da distância h entre x e $x+h$ (VIEIRA, 2000).

Segundo Isaaks e Srivastava (1989), a dependência espacial dos dados é dada:

$$\gamma = \frac{1}{2N_{(h)}} \sum_{i=1}^{N_{(h)}} [Z_{(x_i)} - Z_{(x_i+h)}]^2$$

Onde:

$\gamma_{(h)}$ = é a semivariância estimada;

$N_{(h)}$ = é o número de pares de valores medidos [$Z(x_i) - Z(x_i+h)$] separados por um vetor h .

Segundo Clarck (1979), a variável regionalizada é denominada $Z_{(x_i)}$, na notação geoestatística.

O semivariograma fundamenta-se na Teoria das Funções Aleatórias (ISAAKS; SRIVASTAVA, 1989), que apresenta a estimativa experimental dessas estatísticas. Para um local x o valor da variável é representado por $Z(x)$, onde x é o vetor (x,y) e $Z(x_i+h)$ representa o valor da mesma variável para alguma distância h (ou *lag*), em qualquer direção. O semivariograma resume a continuidade espacial para todos os pareamentos (comparação de dois valores) e para todos os h significativos.

Para Vieira (2000), se $\gamma(h)$ depende somente da distância e não da orientação, o semivariograma é denominado isotrópico. Uma outra hipótese da teoria geoestatística é que o semivariograma não depende da posição x , mas sim da natureza e da forma da relação de uma variável regionalizada, entre um ponto e outro qualquer, que depende da distância entre estes dois pontos, e não onde os pares de pontos estão localizados dentro da área. A dependência espacial manifesta-se como uma correlação entre as amostras que diminui à medida que a distância entre os pontos amostrais aumenta, e desaparece completamente quando as distâncias entre os pontos amostrais são suficientemente grande, os quais, neste caso, são considerados estatisticamente independentes.

Os modelos esférico, exponencial, gaussiano e os lineares sobressaem-se dentre os modelos teóricos de sevariograma (GUERRA, 1988). A Figura 1 representa a análise e o ajuste do semivariograma experimental a um teórico, constituindo a Análise Estrutural, onde:

$\gamma_{(h)}$ = Semivariância;

h = Distância;

C_o = Efeito Pepita;

C_i = Contribuição;

C = Patamar ou soleira;

$\hat{\gamma}_a$ = Alcance.

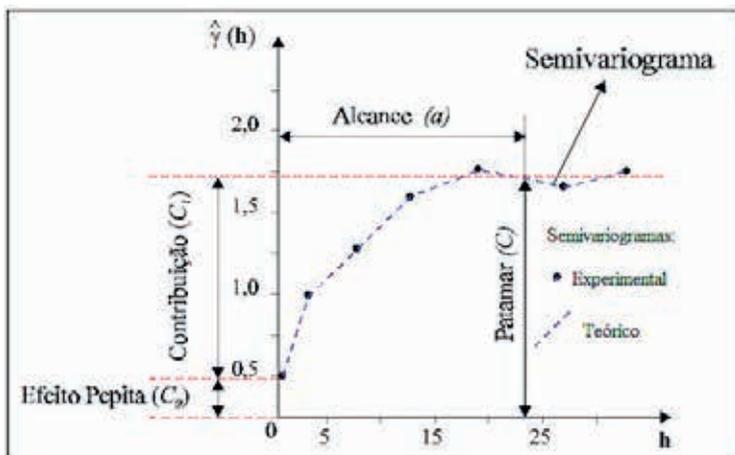


Figura 1 - Exemplo de semivariograma

Fonte: Adaptado de Camargo (1998).

Sendo:

a) alcance (a): distância dentro da qual as amostras apresentam-se correlacionadas espacialmente (CAMARGO, 1998). Segundo Guerra (1988) corresponde ao conceito da zona de influência ou de dependência espacial de uma amostra, marcando a distância a partir da qual as amostras tornam-se independentes;

b) patamar (C): é o valor do semivariograma correspondente a seu alcance (a). Deste ponto em diante, considera-se que não existe mais dependência espacial entre as amostras, porque a variância da diferença entre pares de amostras ($\text{Var}[Z(x) - Z(x+h)]$) torna-se não dependente da distância (CAMARGO, 1998), ou ainda corresponde ao ponto onde toda variância da amostra é de influência aleatória, correspondendo a variância total das amostras (S^2) obtida pela estatística clássica (TRANGMAR; YOST; UEHARA, 1985);

c) efeito pepita (C_0): corresponde a cota do ponto onde o semivariograma corta o eixo das ordenadas. Segundo Valente (1989), este ponto reflete as microestruturas não captadas pela escala da amostragem, erros de amostragem, de análises

laboratoriais, entre outros. Idealmente $\gamma(0) = 0$. Entretanto, na prática à medida que h tende para zero, $\hat{\gamma}^{(h)}$ se aproxima de um valor positivo chamado efeito pepita (C_0), que revela a descontinuidade do semivariograma para distâncias menores do que a menor distância entre as amostras. Parte desta descontinuidade pode ser também devida a erros de medição (ISAASKS; SRIVASTAVA, 1989), mas é impossível quantificar se a maior contribuição provém dos erros de medição ou da variabilidade de pequena escala não captada pela amostragem (CAMARGO, 1998);

d) contribuição (C_i): é a diferença entre o Patamar (C) e o Efeito Pepita (C_0) (CAMARGO, 1998).

Segundo Guerra (1988), ocorrem três tipos de semivariogramas: o observado ou experimental (obtido a partir das amostras coletadas ou mensuradas no campo), o verdadeiro (real, mas desconhecido) e o teórico (de referência, utilizado para o ajuste do modelo).

A sensibilidade dos semivariogramas, com a finalidade de detectar a variabilidade espacial das amostras, está diretamente ligada ao melhor ajuste dos dados experimentais ao modelo teórico do variograma (ZIMBACK, 2001).

O procedimento de ajuste não é direto e automático, como no caso de uma regressão, por exemplo, mas sim interativo, pois nesse processo o intérprete faz um primeiro ajuste e verifica a adequação do modelo teórico. Dependendo do ajuste obtido, pode ou não redefinir o modelo, até obter um modelo que seja considerado satisfatório (CAMARGO, 1998).

Dentre as ferramentas geoestatísticas, segundo McBratney e Webster (1986), o ponto central é o semivariograma, pois descreve variações quantitativas e faz interpolações, ou seja, estima valores da variável de interesse para os pontos não amostrados. Assim, é importante escolher o modelo apropriado para a estimação do semivariograma uma vez que cada modelo apresenta valores muito diferentes para o efeito pepita, variância e alcance, os quais são parâmetros críticos da krigagem (interpolador) (TRANGMAR; YOST; UEHARA, 1985), porém a escolha do modelo não pode ser baseada apenas nestes parâmetros.

Os modelos mais utilizados na geoestatística (Figura 2) são os chamados por Isaaks e Srivastava (1989) de modelos isotrópicos, onde:

Esférico:

$$\gamma(h) = C_0 + C [1,5 (h/a) - 0,5 (h/a)^3]$$

Exponencial:

$$\gamma(h) = C_0 + C [1 - \exp(-h/a)]$$

Gaussiano:

$$\gamma(h) = C_0 + C [1 - \exp(-h/a)^2]$$

Linear:

$$\gamma(h) = C_0 + [h(C/a)]$$

Linear com patamar (C):

$$\gamma(h) = C_0 + [h(C/a)] \text{ para } h \leq a$$

$$\gamma(h) = C_0 + C \text{ para } h > a.$$

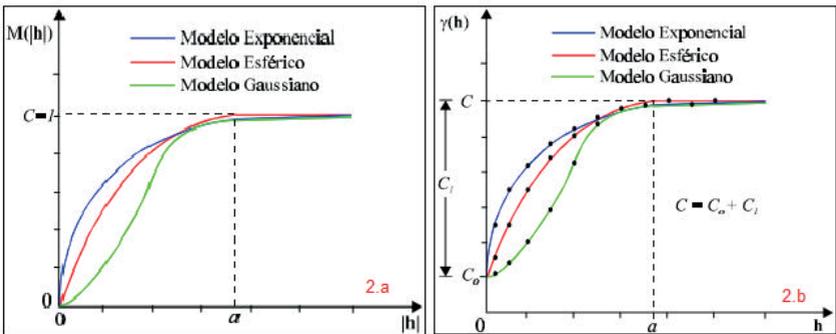


Figura 2 - Representação gráfica dos modelos exponencial, esférico e gaussiano - 2.a, e representação gráfica de semivariogramas experimentais e modelos teóricos - 2.b. C (Patamar) = 1

Fonte: Autoria própria (2011).

Segundo Zimback (2001), na análise estrutural do semivariograma, além do efeito pepita (C_0), do patamar (C) e do alcance (a), outros parâmetros são fornecidos pelo programa GS+ e podem ser utilizados para posterior análise:

- a) alcance efetivo: para alguns modelos o alcance é igual ao alcance efetivo (esférico, linear e linear com patamar), para outros, como para o gaussiano e o exponencial, o alcance efetivo representa $3x(\text{alcance})$ e $1,7x(\text{alcance})$,

respectivamente, devido ao longo espaço de curvatura da curva (GUERRA, 1988), sendo interpretado em unidades de distância (metro, quilômetros) de alcance;

- b) estrutura ou proporção espacial $C/(C+Co)$: determina quanto da variância espacial está presente na variância total da amostra, podendo ocorrer variância espacial nula (0,00), fraca (0,00 – 0,25), moderada (0,25 – 0,75) e forte ($> 0,75$);
- c) soma dos quadrados dos resíduos (SQR): determina o ajuste do modelo teórico ao semivariograma experimental. Quanto menor o valor de SQR, melhor o ajuste (ZIMMERMAN; ZIMMERMAN, 1991), porém o aplicativo Gs+ realiza essa análise para a reta toda, sendo que na verdade o que interessa é saber o valor de SQR apenas na subida da reta (região onde as amostras possuem dependência espacial);
- d) coeficiente de determinação (r^2): indica quantos dos pontos do semivariograma experimental encontram-se na curva do modelo teórico, embora não seja considerado um bom indicativo de ajuste (GS+, 2000).

Quando o Efeito Pepita for aproximadamente igual ao Patamar, denomina-se Efeito Pepita Puro demonstrando que a amostra não recebe influência espacial. Trangen, Yost e Uehara (1985), sugerindo o uso da porcentagem da semivariância do Efeito Pepita para mensurar a dependência espacial (GS+, 2000), propõem a seguinte relação:

$$\% \text{ Dependência Espacial} = \frac{C}{C + Co} \cdot 100$$

Sendo a dependência espacial fraca para valores $\leq 25\%$; entre 25% e 75% dependência moderada e $\geq 75\%$ forte dependência.

A confirmação do modelo que fornece o melhor ajuste é efetuada por meio da escolha do modelo que apresentar o menor erro. Ajustado o modelo faz-se a interpolação de dados, técnica pela qual são geradas estimativas de dados em pontos não amostrados a partir de pontos amostrados, a validação dos dados, pela técnica da validação cruzada ou *cross-validation* e a confecção dos mapas de isolinhas (ZIMBACK, 2001).

KRIGAGEM

O conhecimento de determinada característica em locais não amostrados pode ser feita pelo método da krigagem, técnica usada na geoestatística com os pesos atribuídos de acordo com a variabilidade espacial expressa no semivariograma (ANDRIOTTI, 2003), com base nos seus vizinhos. A krigagem comporta-se como um interpolador ótimo, pela maneira como os pesos são distribuídos, não sendo tendenciosos, apresentando variância mínima e possibilitando o conhecimento da variância da estimativa (WEBSTER; OLIVER, 1980).

Landim (1998) descreveu a krigagem como uma série de técnicas de análise de regressão que procura minimizar a variância estimada, a partir de um modelo prévio, que leva em conta a dependência estocástica entre os dados distribuídos no espaço.

Segundo Vieira (2000) e Thompson (1992), a krigagem tem capacidade de produzir melhores estimativas em termos de interpolação, porque está embasada em duas premissas: não-tendenciosidade do estimador e variância mínima das estimativas. Além disso, quando se trabalha considerando a dependência espacial, podem-se reduzir os erros aleatórios pelo controle de parcela deste erro associado à dependência espacial (MELLO et al., 2003). Landim, Monteiro e Corsi (2002) apresentaram uma comparação entre alguns métodos de interpolação, onde a krigagem parece ser um dos melhores (Quadro 1).

Algoritmo	Fidelidade aos dados originais	Suavidade das curvas	Velocidade de computação	Precisão geral
Triangulação	1	5	1	5
Inverso da distância	3	4	2	4
Superfície/tendência	5	1	3	2
Mínima curvatura	4	2	4	3
Krigagem	2	3	5	1

Quadro 1 - Comparação entre métodos de interpolação

Fonte: Landim, Monteiro e Corsi (2002).

Nota: 1= melhor 5=pior.

A krigagem é considerada uma boa metodologia de interpolação de dados, utilizando o dado tabular e sua posição geográfica para calcular as interpolações. Com o princípio da Primeira Lei de Geografia de Tobler, que diz que unidades de análise mais próximas entre si são mais parecidas do que unidades mais afastadas, a krigagem utiliza funções matemáticas para acrescentar pesos maiores nas posições mais próximas aos pontos amostrais e pesos menores nas posições mais distantes, e criar assim os novos pontos interpolados com base nessas combinações lineares de dados (JAKOB, 2002).

As formas mais usuais de krigagem lineares são: simples, ordinária, universal e intrínseca (LANDIM, 1998).

A krigagem simples é a mais comum das estimações usadas na ciência do solo (BURGESS; WEBSTER, 1980), sendo a krigagem ordinária sua variação mais utilizada (ZIMBACK, 2001), descrita por Trangmar, Yost e Uehara (1985), com o valor interpolado $Z(x_o)$ de uma variável regionalizada Z , num local x_o , não requerendo o conhecimento inicial da média estacionária da amostragem (LANDIM, 1998), requerendo que a soma dos pesos $\sum \lambda_i$ seja igual a 1 (UZUMAKI, 1994), podendo ser determinada por:

$$Z(x_o) = \sum [\lambda_i \cdot Z(x_i)]$$

Onde:

$Z(x_o)$ = valor estimado para o local x_o não amostrado;

$Z(x_i)$ = valor obtido por amostragem no campo;

λ = pesos aplicados em cada $Z(x_i)$, sendo gerados por um estimador *best linear unbiased predictor* (BLUP), descrito por Robinson (1991) como estimadores lineares não viciados e de mínima variância.

O sistema de krigagem ordinária tem solução única se o modelo de semivariograma for válido (UZUMAKI, 1994). Essa interpolação é essencialmente idêntica à regressão linear múltipla, com algumas diferenças quanto ao uso de matrizes utilizadas para resolver os sistemas (DAVID, 1988; ISAAKS; SRIVASTAVA, 1989).

A maneira como é feita a coleta de amostras e a sua representatividade determinam como deverá ser calculada a krigagem

ordinária: pontual ou em bloco (ZIMBACK, 2001). A krigagem pontual é indicada quando a coleta é de amostras simples. Se forem utilizadas amostras compostas, é indicada a krigagem em bloco.

VALIDAÇÃO CRUZADA

Segundo Zimback (2001), como toda subjetividade e variabilidade de resultados nos cálculos dos parâmetros do variograma, é importante que se tenha um meio para checar se o modelo ajustado é satisfatório ou não (DAVID, 1988), bem como para validar o plano de krigagem antes do seu uso na construção de mapas. Na comparação entre métodos de interpolação são utilizados alguns critérios, entre eles o coeficiente de correlação entre os valores observados e estimados obtidos pela validação cruzada proposto por Leenaers, Ohx e Burrough (1990).

A validação cruzada é um processo bastante simples: remove-se um dado do conjunto de dados amostrais e, usando-se um estimador e função ponderada relacionada com a distância, estima-se o valor retirado, utilizando as amostras remanescentes. Com dois valores para o mesmo ponto, o real e o estimado, o erro da estimação pode ser calculado pela diferença desses valores, sendo repetido para cada local amostrado (MYERS, 1997), ressaltando-se que a estimação do valor depende do modelo variográfico escolhido, aquele que teve o melhor ajuste (ISAACS; SRIVASTAVA, 1989).

O módulo de validação cruzada do GS+ (GS+, 2000) calcula o melhor ajuste pelo método do quadrado mínimo, descrito em uma equação de regressão linear, sendo o erro padrão da estimativa definido por:

$$DP \text{ est.} = DP \text{ real} \cdot (1-r^2)^{0,5}$$

Onde:

DP est. = desvio padrão da estimativa;

DP real = desvio padrão dos dados atuais;

r^2 = coeficiente de determinação.

O erro padrão de estimação avalia quantitativamente o ajuste do variograma e os erros dele decorrentes na krigagem, utilizando-se dos conceitos definidos por Davis (1987).

No gráfico da validação cruzada estão representados os valores estimados por krigagem *versus* os valores observados das taxas de detecção das variáveis analisadas. Deve-se observar duas características que são desejáveis na validação cruzada: os pontos devem estar acompanhando a diagonal traçada (reta estimada pela regressão) o mais próximo possível; e os dois lados da diagonal devem estar equilibrados (OPROMOLLA; DALBEN; CARDIM, 2005). As linhas contínuas representam as funções descritas pelos dados estimados e as linhas pontilhadas representam as funções descritas pelos dados reais, quanto mais próximas as linhas, maior a coincidência entre os dados reais e estimados pela krigagem (GS+, 2000).

PROCEDIMENTO COMPUTACIONAL

As coordenadas obtidas no campo foram descarregadas do receptor GPS para o computador utilizando o aplicativo Track Maker® Versão Profissional 3.8 (Copyright® 1998-2004), onde gerou-se a tabela de coordenadas para cada unidade amostral, com os respectivos dados das variáveis da floresta e dos atributos do solo, compondo uma planilha eletrônica no Excel da Microsoft® Excel 2003 (Copyright – Microsoft Corporation), onde realizou-se a estatística descritiva para os dados, sendo importada para o aplicativo GS+ versão 7.0 (Copyright® 1989-2004) desenvolvido por Gamma Design Software, realizando os procedimentos de análise variográfica, validação cruzada e interpolação dos dados (GS+, 2000). Esses procedimentos foram bem descritos por Zimback (2001).

A estatística descritiva, como análise preliminar dos dados, tem o objetivo de conhecer a variável em estudo e resumi-la, para posterior análise espacial. O cálculo de estatísticas como a média, variância, desvio padrão, coeficiente de variação, valor mínimo, valor máximo, coeficiente de assimetria e coeficiente de curtose, moda e mediana, colaboram na descrição das variáveis.

Na análise espacial, a escolha dos modelos, para o ajuste do semivariograma experimental ao teórico, foi realizada com base na menor SQR, na classe de dependência espacial, conforme Zimback (2001), e nas condições das retas dos dados reais e estimados na validação cruzada. Segundo Guimarães (2004), no ajuste do modelo a sensibilidade do usuário é muito mais importante do que os valores de SQR e r^2 e, portanto, tentativas de ajustes diferentes ao proposto pelo programa devem ser utilizadas, mesmo que isso cause queda no valor de r^2 e acréscimo no valor de SQR. A qualidade dos ajustes dos semivariogramas aos dados experimentais podem ser verificados por vários métodos, onde Vieira et al. (1983) sugerem o método de ajuste por tentativa e erro (ajuste a critério do observador) associado à avaliação do modelo pela técnica da validação cruzada ou autovalidação.

Para Guimarães (2004), a validação cruzada deve ser feita com base em todos os parâmetros e não com base em parâmetros isolados, e Ortiz et al. (2005 apud AMARAL, 2010), complementam que nem sempre o modelo que apresenta menor efeito pepita é o que melhor se ajusta aos dados pela validação cruzada. O melhor modelo é aquele que apresenta erros padronizados com distribuição próxima da normal, com média zero e variância mínima.

APLICAÇÃO NA ENGENHARIA FLORESTAL

Em estudos ecológicos, a geoestatística é utilizada na detecção e descrição da estrutura de dependência espacial, na otimização amostral (escala de estudo, tamanho e forma da unidade amostral), interpolação e construção de mapas de variabilidade espacial, e na estimação e inferência de variáveis relacionadas ao meio (AUBRY; DEBOUZIE, 2001, 2000), em locais não amostrados, definindo tendências regionalizadas de comportamento. Essas aplicações são também de interesse da Engenharia Florestal, pois podem ser utilizadas em uma ampla gama de pesquisas e trabalhos técnicos.

A metodologia geoestatística permite a análise de dependência espacial e a caracterização da variabilidade apresentada na floresta,

possibilitando estimar as variáveis de interesse em locais não amostrados através da interpolação, facilitando o planejamento de intervenções. Isso significa dizer que se pode definir manejos ou usos diferenciados para a floresta, uma vez que a mesma possui diferentes ambientes e necessidades de intervenção, com fins para produção ou conservação (AMARAL et al., 2010).

Segundo Mello (2004), a preocupação com a estrutura espacial de características dendrométricas não é assunto novo para a ciência, já sendo abordada por Osborne (1942) e Matérn (1960), que utilizaram a função exponencial para caracterizar a continuidade espacial de volumes de madeira obtidos de amostragens sistemáticas, surgindo novamente na década de 80 com Samra, Gill e Bhatia (1989), que procuraram modelar o crescimento de altura para *Melia azedarach* na Índia fazendo uso de técnicas da Geoestatística.

Cohen, Spies e Bradshaw (1990) e Wulder, Lavigne e Franklin (1996) associaram técnicas geoestatísticas com sensoriamento remoto e procuraram caracterizar a estrutura de copa de coníferas a partir de imagens de satélite e parâmetros biofísicos, tais como índice de área foliar e área basal.

Especificamente para florestas nativas, podem-se citar os trabalhos de Montes, Hernandez e Canellas (2005), Biondi, Myers e Avery (1994), Jost (1993), sendo todos esses trabalhos realizados fora do Brasil.

No Brasil, recentemente começaram a surgir trabalhos com geoestatística voltados para florestas, iniciando com trabalhos para plantações florestais, a exemplo de Ushizima, Bernardi e Landim (2003), Mello (2004) e Rufino et al. (2006), voltado para distribuição de indivíduos, características dendrométricas e volumétricas, associando esse comportamento com os atributos do solo.

Recentemente vêm surgindo trabalhos voltados para as florestas nativas, a exemplo de Neves et al. (2010), Amaral (2010), Amaral et al. (2010), Oda-Souza (2009) e Klein et al. (2007). Mas também não se deve deixar de citar que a geoestatística já se encontra presente há um bom tempo na ciência agrária brasileira, fortemente vinculada aos centros de

pesquisa em ciência do solo, e de agricultura de precisão, a exemplo de trabalhos como o de Zimback (2001).

ESTUDOS DE CASOS APLICADOS

Neste item apresenta-se dois usos da geoestatística como ferramenta para geração de informações que descrevem o comportamento da Variabilidade Espacial do Número de Espécies e Índice de Diversidade Shannon-Weaner em Fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Município de General Carneiro-PR (AMARAL, 2010); e dependência espacial de diferentes alturas das árvores de um fragmento de Floresta Estacional Decidual na região do Rebordo do Planalto do Rio Grande do Sul (AMARAL et al., 2010).

Variabilidade Espacial do Número de Espécies e Índice de Diversidade Shannon-Weaner em Fragmento de Floresta Ombrófila Mista

A presente pesquisa foi realizada em General Carneiro-PR (Figura 3), em um Fragmento de Floresta Ombrófila Mista (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 1992), com 1254,92 ha,

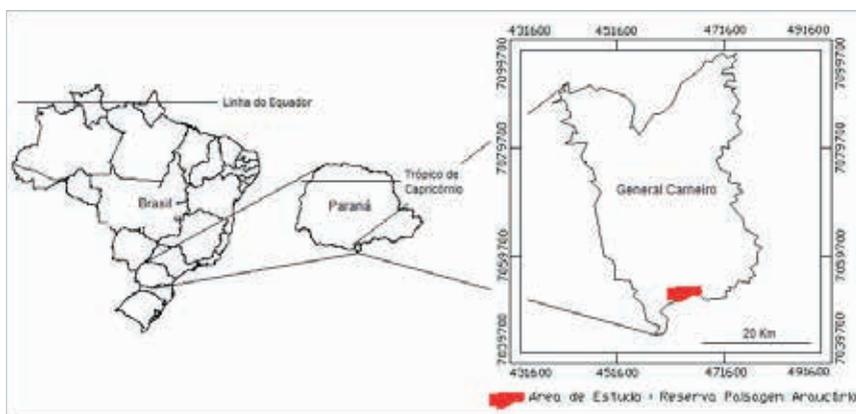


Figura 3 - Mapa de Localização da área de estudo (Coordenadas UTM, Fuso 22 Sul - Meridiano Central -51° W, Datum SAD 69 Brasil)

Fonte: Autoria própria (2011).

aplicando a metodologia geostatística em dados mensurados em 45 unidades amostrais (UA) de 500 m² (10 x 50 m), dispostas a distância que variavam entre 400 a 600 m, instaladas no ano de 2007. Foram mensurados o diâmetro a altura do peito (DAP) (cm) de todos os indivíduos com DAP ≥ 10 cm, e identificadas as espécies e famílias botânicas.

Todas as UA foram georreferenciadas, obtendo-se a localização das mesmas na área de estudo, e o limite possui precisão submétrica sendo os dados cedidos pelos responsáveis pela área naquele momento.

A Figura 4 mostra a distribuição das UA instaladas, além de outras informações da área e da coleta de solo utilizadas posteriormente em demais estudos envolvendo a área em questão.

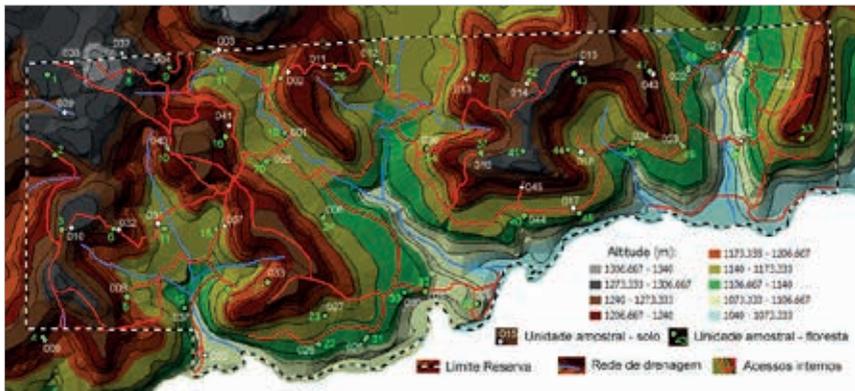


Figura 4 - Distribuição das unidades amostrais (UA) na área de estudo

Fonte: Autoria própria (2011).

O número de espécies (S) é uma variável importante pois a partir dela é que se conhece a diversidade da floresta, calculando-se índices de diversidade, como por exemplo, o Índice de Shannon-Weaner (H'). É um índice que estima a diversidade específica Magurran (1989), expressando a heterogeneidade florística da área em questão Krebs (1978) e Greig-Smith (1983), calculado pela seguinte fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^n (p_i * \ln p_i),$$

Sendo:

$$p_i = n_i/N$$

Onde:

H' = Índice de Shannon-Weaner;

p_i = proporção de indivíduos da i -ésima espécie;

\ln = logaritmo de base neperiano (e);

n_i = número de indivíduos amostrados para a espécie i ;

N = número total de indivíduos amostrados.

Segundo Durigan (1999), os valores desse índice em geral situam-se entre 1,50 e 3,50 na Floresta Ombrófila Mista.

A estatística descritiva (Tabela 1) aponta as medidas de posição (média, mediana e moda), medidas de dispersão (valor mínimo e máximo, desvio padrão (S) e variância (S^2)) e medidas de forma (assimetria, curtose e coeficiente de variação ($CV\%$)).

Tabela 1 – Análise estatística descritiva para as variáveis analisadas no fragmento florestal da Reserva Paisagem Araucária

Variável	Média	Mediana	Moda	Valor máx.	Valor min.	S^2	S	Assimetria	Curtose	$CV\%$
S	10	10	10	17	3	11,40	3,38	-0,0004	-0,23	34,31
H'	1,92	1,96	2,16	2,68	1,04	0,15	0,39	-0,4340	-0,01	20,10

Fonte: Autoria própria (2011).

Nota: S =número de espécies na UA; H' =índice de Shannon-Weaner; S^2 =variância; S =desvio-padrão; CV =coeficiente de variação.

Os valores de média e mediana foram próximos entre si, indicando que o ponto central dos valores analisados é similar à média aritmética das variáveis analisadas, não havendo discrepâncias acentuadas para as mesmas.

O número de espécies por amostra, apresentou bons resultados na análise variográfica (Tabela 2), ilustrado pelo semivariograma (Figura 5) e validação cruzada (Tabela 3 e Figura 6), apresentando forte dependência espacial (99%), utilizando-se o modelo exponencial, resultando em um bom mapa de isovalores para esta variável da floresta.

Tabela 2 - Parâmetros variográficos das variáveis analisadas no fragmento florestal da Reserva Paisagem Araucária, General Carneiro, PR

Variável	Modelo	Efeito Pepita (Co)	Patamar (Co+C)	Alcance (m)	R ²	SQR	C/ (C+Co)	Dependência Espacial
S	Exponencial	2,86	14,29	2784,00	0,99	1,229E-03	0,80	Forte
H'	Esférico	0,02	0,15	1975,00	0,77	6,497E-03	0,87	Forte

Fonte: Autoria própria (2011).

Nota: S=número de espécies na UA; H'=índice de Shannon-Weaner, R²=coeficiente de determinação.

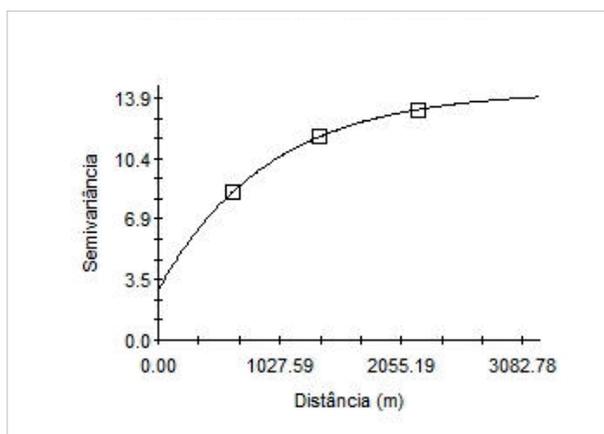


Figura 5 - Semivariograma para o número de espécies por amostra

Fonte: Autoria própria (2011).

Tabela 3 - Validação cruzada da krigagem para as variáveis analisadas no fragmento florestal da Reserva Paisagem Araucária, General Carneiro, PR

Variável	Erro Padrão	Erro Padrão Estimado	R ²	Equações
S	0,250	3,098	0,159	Valor Real = 2,87 + 0,712 . Valor Estimado
H'	0,174	0,279	0,375	Valor Real = 0,28 + 0,862 . Valor Estimado

Fonte: Autoria própria (2011).

Nota: S=número de espécies na UA; H'=índice de Shannon-Weaner; R²=coeficiente de determinação.

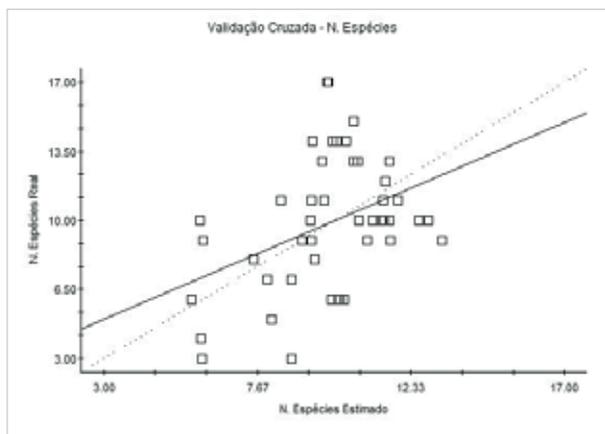


Figura 6 - Validação cruzada para o número de espécies por amostra

Fonte: Autoria própria (2011).

O comportamento da validação cruzada mostra que há pequena diferença entre dados reais e estimados (retas quase se sobrepõem), havendo uniformidade na distribuição dos pontos ao longo das retas, sendo esta situação muito próxima à desejada na validação cruzada, mostrando que houve uma boa estimação.

O mapa obtido (Figura 7) mostra claramente os locais onde ocorrem os maiores números de espécies, sendo que nos locais onde ocorrem poucas espécies existe grande distúrbio na floresta, em função da abertura da mesma no momento da retirada das espécies de interesse comercial, ou de danos gerados durante esta operação, que possivelmente modificaram a estrutura vertical e horizontal da floresta, alterando condições de luminosidade (quantidade e qualidade de luz que chega ao solo), umidade do ar, condições de ventos, favorecendo a ocupação da área por taquaras (*Bambusoedae*) e xaxim (*Dicksonia sellowiana*), o que dificulta a regeneração da floresta, por serem espécies adaptadas às condições de floresta alterada para a formação Floresta Ombrófila Mista, em detrimento ao seu banco de plântulas e sementes no solo.

Segundo Klein (1978), em encostas íngremes, entre altitudes superiores a 700 m e inferiores a 1200 m, como as que acontecem na área de estudo, ocorrem espécies tolerantes a solos rasos, próprias de

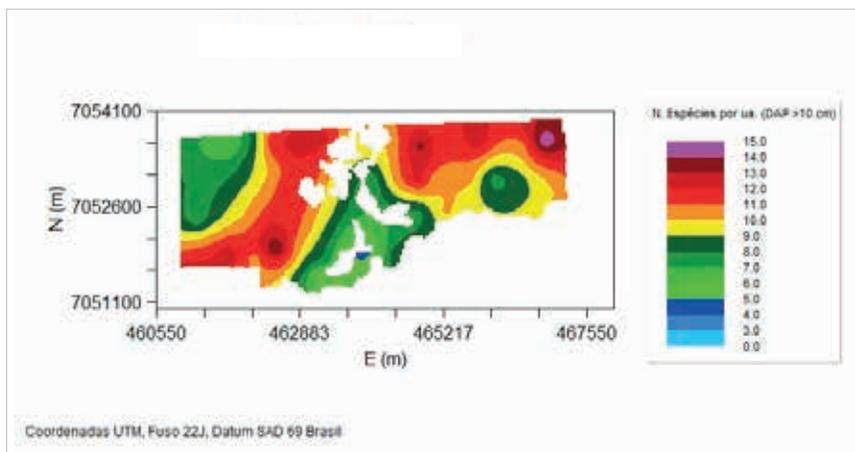


Figura 7 - Mapa da distribuição espacial para o número de espécies observadas
 Fonte: Autoria própria (2011).

encostas abruptas e predomínio de taquarais, o que não caracteriza o comportamento de uma floresta saudável, sendo provavelmente um distúrbio cíclico instalado a longa data na floresta em questão.

Klauber et al. (2010) também encontraram problemas em fragmento de Floresta Ombrofila Mista (FOM) relacionada a presença de taquaral (*Merostachys multiramea* Hackel), em Lages-SC, encontrando 135 árvores em uma parcela (40x40 m, dividida em 4 unidades amostrais de 10x10 m), sendo que na unidade amostral que continha apenas 1 indivíduo ocorria clareira com forte ocupação de taquara, formando densas e grandes touceiras, comportamento mencionado por Klein (1963), ocorrendo diminuição do número de indivíduos e de espécies.

Durante a coleta de solo (novembro de 2009), onde foram visitadas praticamente todas as unidades amostrais utilizadas no levantamento florístico, foi observado que as taquaras morreram e estavam acamadas sobre o solo, e que haviam muitas árvores quebradas pelos ventos e chuvas, pois estas não tinham resistência mecânica para suportar a pressão gerada por estes, o que pode contribuir também para a diminuição do número de espécies, principalmente nas regiões onde existe baixo número de indivíduos.

O Índice de Shannon-Weaver (H') variou de 1,04 a 2,68 nats ind⁻¹ (Tabela 1), quando consideradas as unidades amostrais isoladamente, e

apresentou bons resultados na análise variográfica (Tabela 2), contendo forte dependência espacial (87%), resultando em um ótimo mapa de isovalores. A Figura 8 traz o semivariograma e a Figura 9 a validação cruzada para o índice de Shannon.

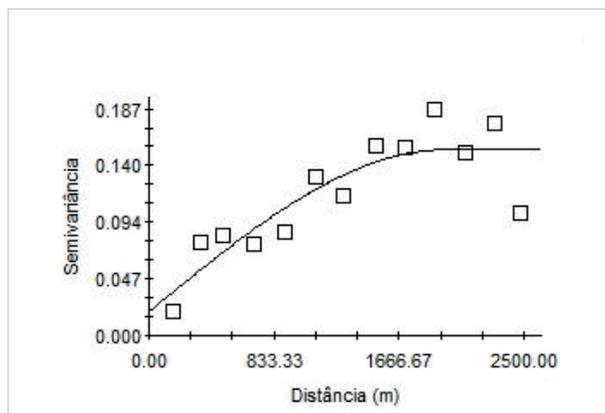


Figura 8 - Semivariograma para o Índice de Shannon-Weiner

Fonte: Autoria própria (2011).

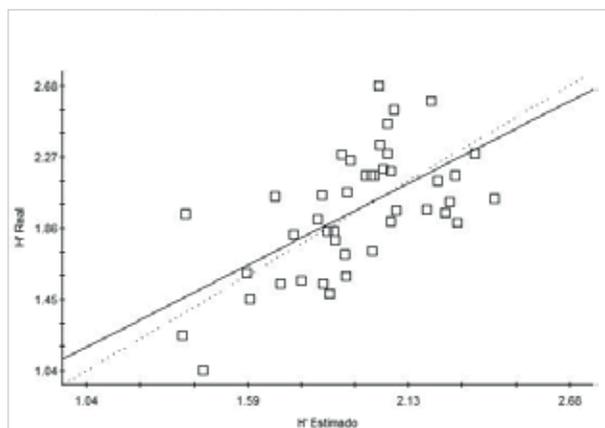


Figura 9 - Validação cruzada para o Índice de Shannon-Weiner

Fonte: Autoria própria (2011).

O mapa (Figura 10) mostra claramente as regiões onde ocorrem os maiores índices de diversidade, sendo estas compatíveis com áreas onde não ocorria alto adensamento de taquara, representando a distribuição da diversidade de espécies arbóreas no fragmento.

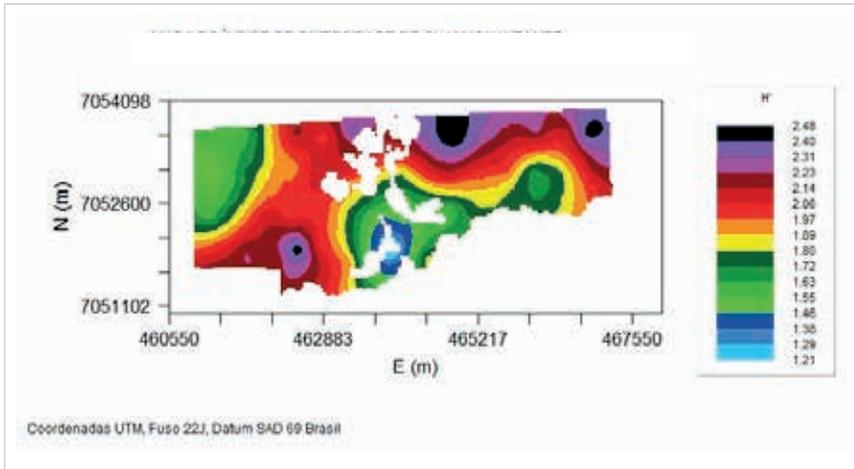


Figura 10 - Mapa da distribuição espacial para o Índice de Diversidade de Shannon-Weaver observado

Fonte: Autoria própria (2011).

De forma geral o fragmento apresentou H' de 3,42 nats ind⁻¹, o que pode ser considerado como uma diversidade alta, visto que Klauber et al. (2010) e Nascimento, Longhi e Brena (2001) encontraram, em fragmentos de FOM, H' de 3,05 e 3,0 nats ind⁻¹, respectivamente, considerando-os como um índice mediano de diversidade, em função das ações antrópicas a que os locais foram submetidos. Watzlawick et al. (2005) encontraram $H' = 3,26$, considerando-o como elevada a diversidade, tendo como base o intervalo de 1,50 a 3,50, para o H' na FOM (DURIGAN, 1999).

Galvão, Kuniyoshi e Roderjan (1989) estudando as principais associações arbóreas na Floresta Nacional de Irati-PR, sendo FOM a vegetação predominante, influenciada por múltiplas condições de sítio e por apresentar antecedentes de exploração diferenciados, observaram que as formações pioneiras eram mais homogêneas, quanto a composição de espécies, em relação às outras quatro unidades de levantamento

(associações arbóreas diferentes), apresentando menor diversidade. Isso mostra que a exploração intensiva reduz o número de espécies e pode levar um fragmento de estágio médio/avançado à condição de formação pioneira ou estágio inicial de regeneração, empobrecendo a floresta, situação observada na área de estudo, em regiões onde ocorre a dominância de taquara.

Dependência Espacial de Diferentes Alturas das Árvores de um Fragmento de Floresta Estacional Decidual na Região do Rebordo do Planalto do Rio Grande do Sul

A pesquisa foi realizada em um fragmento de floresta secundária, Floresta Estacional Decidual (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 1992), localizado em uma região de transição entre o Planalto e a Depressão Central, denominada Rebordo do Planalto, situado na região central do Estado do Rio Grande do Sul, no município de Itaara, estabelecido a $29^{\circ}30'15,2''$ de latitude Sul e $53^{\circ}46'06,5''$ de longitude Oeste. A localização da área de estudo está representada na Figura 11.

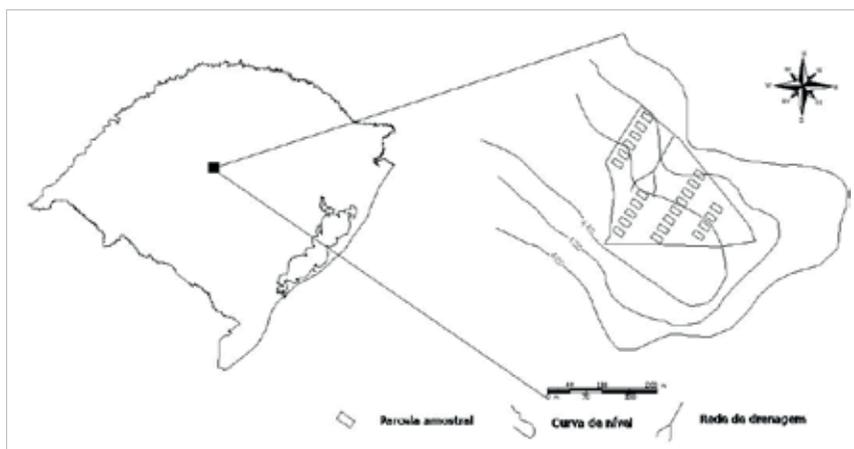


Figura 11 - Representação da área de estudo e da malha amostral

Fonte: Autoria própria (2011).

A vegetação pertence à região fitogeográfica de Floresta Estacional Decidual (OLIVEIRA, 1991) sendo composta pelas espécies

características: *Nectandra megapotamica* (canela-preta), *Alchornea triplinervea* (tanheiro), *Cupania vernalis* (camboatá-vermelho), *Luehea divaricata* (açoita-cavalo), *Casearia sylvestris* (chá-de-bugre), *Parapiptadenia rigida* (angico-vermelho), *Cordia americana* (guajuvira), *Matayba elaeagnoides* (camboatá-branco) e *Allophylus edulis* (chal-chal) (RIO GRANDE DO SUL, 2001).

Para a coleta de dados adotou-se o método de amostragem sistemática com parcelas de área fixa com dimensões de 20 m x 10 m de forma a cobrir a variabilidade da área. As unidades amostrais foram distribuídas em transectos que cortam toda a extensão da encosta, no sentido de maior declividade (sudoeste-nordeste). A distância entre os transectos é de 40 m, e entre as parcelas em cada transecto 10 m. Os transectos foram abertos utilizando-se para a orientação bússola e balizas, bem como aparelho de *Global Position System* (GPS) para a localização. As parcelas amostrais foram delimitadas por seis estacas de madeira com fita de demarcação. Ao todo foram alocadas 23 parcelas, distribuídas em 4 transectos.

Foi realizado um inventário florestal, adotando-se como critério de inclusão para a vegetação arbóreo-arbustiva a circunferência a altura do peito (CAP) maior que 15,7 cm. Para cada indivíduo, foi registrado o nome científico, a CAP medida com fita métrica, a altura total medida com Hipsômetro Digital *Vertex Forestor* para a árvore mais alta da parcela e a altura das demais estimadas com vara graduada de sete metros, a altura de copa e a posição sociológica. Para as árvores que não foram identificadas *in loco* fez-se coleta de material botânico para posterior identificação no Herbário do Departamento de Ciências Florestais.

A estatística descritiva (Tabela 4) aponta as medidas de posição (média, mediana e moda), medidas de dispersão (valor mínimo e máximo, desvio padrão e variância (S^2)) e medidas de forma (assimetria, curtose e coeficiente de variação (CV%)).

Os valores de média e mediana foram próximos entre si, indicando que o ponto central dos valores analisados é similar a média aritmética das variáveis analisadas, não havendo discrepâncias acentuadas para as mesmas, apresentando um baixo coeficiente de variação, abaixo de 30%, de acordo com os parâmetros propostos por Gomes (1976), apresentando também baixa variância, o que pode facilitar o ajuste do semivariograma.

Tabela 4 - Análise estatística descritiva das alturas médias das árvores analisadas nas unidades amostrais do fragmento florestal em Itaara, RS

Variável	Média	Mediana	Moda	Valor Mín.	Valor Max.	S ²	Desvio Padrão	Assimetria	Curtose	CV %
Altura total média (m)	8,36	8,38	Amodal	6,88	9,50	0,40	0,13	-0,39	0,21	7,60
Altura média dos fustes (m)	6,15	6,20	Amodal	5,00	7,15	0,30	0,55	-0,27	-0,28	8,92
Altura média das copas (m)	2,20	2,13	Amodal	1,65	3,50	0,19	0,439	1,44	2,44	19,95

Fonte: Autoria própria (2011).

Nota: S²= variância; CV= coeficiente de variação.

As três variáveis analisadas, altura total média, altura média dos fustes e altura média das copas, obtidas para as árvores das unidades amostrais, apresentaram bons resultados nas análises semivariográficas (Tabela 5), utilizando-se o modelo Gaussiano (Figura 12a, 12b e 12c), e também nas validações cruzadas (Figura 12d, 12e e 12f), apresentando forte dependência espacial (82,7%; 95,4%; 98,4%), resultando em bons mapas de isovalores para estas variáveis dendrométricas (Figura 12g, 12h e 12i).

Tabela 5 - Parâmetros semivariográficos das alturas médias das árvores analisadas nas unidades amostrais do fragmento florestal em Itaara, RS

Variável	Modelo	Efeito Pepita (Co)	Patamar (Co+C)	Alcance (C) (m)	R ²	SQR	C/ (C+Co)	Dependência Espacial
Altura total média (m)	Gaussiano	0,110	0,64	86,43	0,91	0,0113	0,83	Forte
Altura média dos fustes (m)	Gaussiano	0,013	0,28	115,18	0,93	5,14E ⁻⁰³	0,95	Forte
Altura média das copas (m)	Gaussiano	0,005	0,30	60,45	0,79	0,0147	0,98	Forte

Fonte: Autoria própria (2011).

Nota: R²= coeficiente de determinação; SQR= Soma dos Quadrados dos Resíduos.

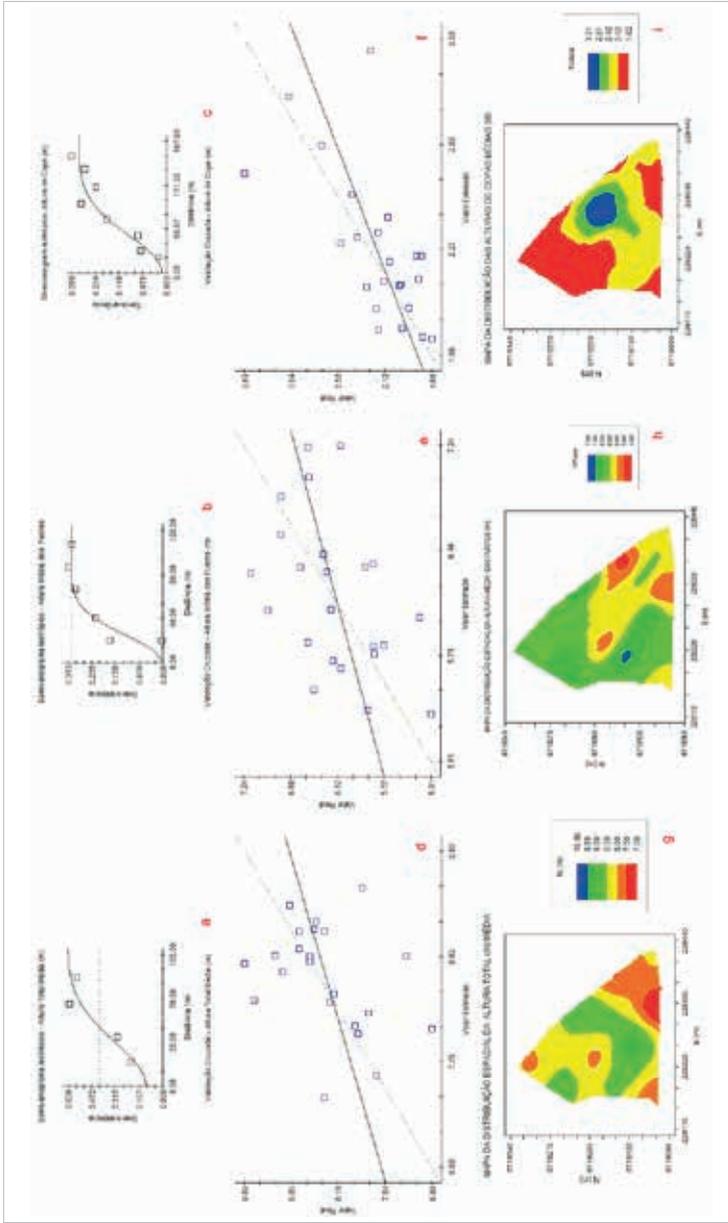


Figura 12 - Semivariograma, validação cruzada e mapa de isovalores para as alturas médias das árvores por unidade amostral analisadas no fragmento florestal em Itaara, RS (Coordenadas UTM, Fuso 22 Sul, Meridiano Central -51º W, Datum WGS 84)
 Fonte: Autoria própria (2011).

Assim, há uma grande diferença em caracterizar as três alturas somente pela média (Figura 13a, 13b e 13c) em relação à variável regionalizada (Figura 12g, 12h e 12i), que é a base da geoestatística.

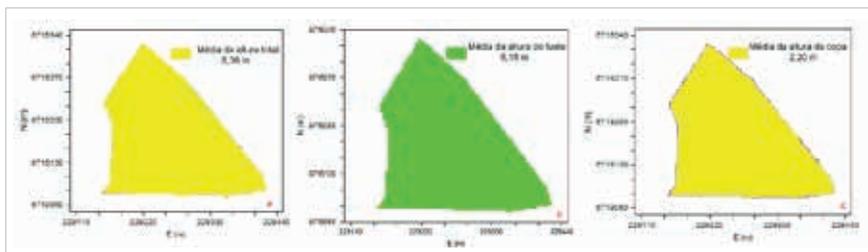


Figura 13 - Médias das alturas médias das árvores analisadas nas unidades amostrais do fragmento florestal em Itaara, RS (Coordenadas UTM, Fuso 22 Sul, Meridiano Central -51º W, Datum WGS 84)
Fonte: Autoria própria (2011).

Comparando os mapas, para cada uma das alturas, as cores para as médias nos mapas da Figura 13 são as mesmas (amarelo, verde, e amarelo) das regiões de isovalores delimitadas nos mapas da Figura 12, sendo correspondente a faixa mais próxima da média, para mostrar o quanto esta medida de posição deixa de representar as respectivas alturas, em uma considerável porção da área de estudo.

No caso da média, tem-se o desvio padrão como estimador do erro da média, que é oriundo da variância dos dados, mas neste caso não se sabe para um determinado ponto o quanto é essa variância ou desvio padrão para a média, pois, de uma maneira geral, são parâmetros oriundos de simples extrapolações do que se observa nas unidades amostrais para o hectare, e depois para a área total.

Dessa forma, não se sabe como a variável se comporta em diferentes pontos (principalmente nos não amostrados) ao longo da área de estudo, sendo uma informação muito diferente para o gestor florestal, uma altura total média caracterizada pela média de 8,36 m, em relação a uma altura total média que varia de 7,00 a 9,50 m, e ainda tendo a localização de onde ocorrem classes de variação deste fator, o que permite interferência específica para cada local da floresta, fazendo-se assim a silvicultura, o manejo e/ou a colheita de precisão (Tabela 6).

Tabela 6 - Validação cruzada da krigagem para as alturas médias das árvores analisadas nas unidades amostrais do fragmento florestal em Itaara, RS

Variável	Erro Padrão	Erro Padrão de Estimativa	R ²	Equações
Altura total média (m)	0,307	0,611	0,113	Valor Real = 0,409 + 4,22 . Valor Estimado
Altura média dos fustes (m)	0,167	0,336	0,418	Valor Real = 0,649 + 0,73 . Valor Estimado
Altura média das copas (m)	0,193	0,488	0,208	Valor Real = 0,454 + 3,34 . Valor Estimado

Fonte: Autoria própria (2011).

Nota: R²= coeficiente de determinação.

De maneira geral, com a estatística clássica, se conhece a média, mas não se sabe quanto é o desvio padrão ($1\sqrt{S^2}$, $2\sqrt{S^2}$, ..., $x\sqrt{S^2}$) em um dado ponto dentro dos limites espaciais de interesse, não tendo condições de saber o quanto é o erro de estimativa, ou seja, se há super ou subestimativas, o que não se permite hoje em qualquer empreendimento florestal.

Essa metodologia pode ser aplicada a qualquer variável da floresta, desde que ela possua dependência espacial, ou correlação, como diz a estatística clássica, que é feita quando se avalia a condição ou a dispersão dos resíduos, e que geralmente apresenta correlação em série, positiva ou negativa, sendo essa característica natural das populações classificadas como erro não amostral.

A análise de variância (ANOVA), individualizada para as três variáveis estudadas, foram compostas por dois tratamentos, sendo um o valor real observado no campo, e outro o valor estimado pela validação cruzada, onde depois de ajustado o semivariograma, se retira um valor do conjunto de dados e se estima um valor para aquele ponto. Como não foi observada diferença estatística (Tabela 7), pode-se considerar como boas as estimativas das três alturas avaliadas.

Tabela 7 - ANOVA para valores reais e observados gerados na validação cruzada das alturas médias das árvores analisadas nas unidades amostrais do fragmento florestal em Itaara, RS

Fonte de variação	Grau de liberdade	Soma de quadrados	Quadrado médio	F
Altura total média (m)				
Tratamentos	1	0,09645	0,09645	0,3115 NS
Resíduo	42	13,00547	0,30965	
Total	43	13,10192		
Média do valor real: 8,36 a				Média do valor estimado: 8,46 a
Altura média dos fustes (m)				
Tratamentos	1	0,01571	0,01571	0,0518 NS
Resíduo	44	13,33219	0,30300	
Total	45	13,34790		
Média do valor real: 6,15 a				Média do valor estimado: 6,19 a
Altura média das copas (m)				
Tratamentos	1	0,07201	0,07201	0,3661 NS
Resíduos	44	8,65337	0,19667	
Total	45	8,72538		
Média do valor real: 2,20 a				Média do valor estimado: 2,28 a

Fonte: Autoria própria (2011).

Nota: NS = Não significativo a 5% de probabilidade; Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso da geoestatística foi satisfatório nos dois estudos de caso apresentados neste capítulo, mostrando grande potencial para caracterização de florestas, apresentando resultados satisfatórios para as variáveis estudadas.

A metodologia proposta atingiu os objetivos dos casos apresentados, visto que foi possível estimar informações em pontos não amostrados para as variáveis estudadas, verificando a ocorrência

de dependência espacial em todas as análises realizadas, onde pode-se elaborar os mapas temáticos que mostram a variabilidade espacial das informações ao longo das respectivas áreas de estudo, caracterizando os fragmentos de florestas em questão, com uma abordagem diferente a do inventário florestal tradicional, apresentando informações com maior grau de precisão para a tomada de decisão dos gestores florestais.

REFERÊNCIAS

AMARAL, L. P. **Geoestatística na caracterização do solo e vegetação em Floresta Ombrófila Mista**. 2010. 134f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual do Centro-Oeste, Guarapuava, 2010.

AMARAL, L. P.; FERREIRA, R. A.; GENÚ, A. M.; WATZLAWICK, L. F. Análise da distribuição espacial de biomassa e carbono arbóreo acima do solo em Floresta Ombrófila Mista. **Revista Ambiência**, Edição Especial, p. 103-114, 2010.

ANDRIOTTI, J. L. S. **Fundamentos de estatística e geoestatística**. São Leopoldo: Unisinos, 2003.

AUBRY, P.; DEBOUZIE, D. Estimation of the mean from a two-dimensional sample: The geostatistical model-based approach. **Ecology**, v. 82, n. 5, p. 1484-1494, 2001.

BATISTA, J. L. F. **Levantamentos florestais: conceitos de amostragem aplicados ao levantamento de florestas**. Piracicaba: EDUSP, 1998.

BIONDI, F.; MYERS, D. E.; AVERY, C. C. Geostatistically modeling stem size and increment in an old-growth forest. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 24, p.1354-1368, 1994.

BURGESS, T. M.; WEBSTER, R. Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties. I. The semivariogram and punctual kriging. **Journal Soil Science**, v. 31, p. 315-331, 1980.

CAMARGO, E. C. G. Geoestatística: fundamentos e aplicações. In: CÂMARA, G.; MEDEIROS, J. S. (Org.). **Geoprocessamento em projetos ambientais**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1998. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/gilberto/tutoriais/gis_ambiente/5geoest.pdf>. Acesso em: 22 jan. 2010.

CLARK, I. **Practical geostatistics**. London: Applied Science, 1979.

COHEN, W. B.; SPIES, T. A.; BRADSHAW, G. A. Semivariograms of digital imagery for analysis of conifer canopy structure. **Remote Sensing of Environment**, v. 34, n. 3, p. 167-178, 1990.

- DAVID, M. **Handbook of applied advanced geostatistical ore sererve estimation**. New York: Elsevier, 1988.
- DAVIS, B. M. Uses and abuses of cross-validation in geostatistics. **Mathematical Geosciences**, v. 19, p. 241-248, 1987.
- DURIGAN, M. E. **Florística, dinâmica e análise protéica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo - PR**. 1999, 125p. Dissertação (Mestrado em Engenahria Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.
- GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; RODERJAN, C. V. Levantamento fitossociológico das principais associações arbóreas da Floresta Nacional de Irati-PR. **Floresta**, v. 19, n. 1-2, p. 30-49, 1989.
- GOMES, F. P. **Curso de estatística experimental**. Piracicaba: CALQ/ESALQ, 1976.
- GREIG-SMITH, P. **Quantitative plant ecology**. 3. ed. Oxford: Blackwell, 1983.
- GS+. **GS+ Geostatistical for environmental science**. Versão 5.0. Michigan: Gamma Design Software, 2000.
- GUERRA, P. A. G. **Geoestatística operacional**. Brasília: DNPM, 1988.
- GUIMARÃES, E. C. **Geoestatística básica e aplicada**. Uberlândia: UFU/FAMAT, 2004.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 1992.
- ISAACS, E. H.; SRIVASTAVA, M. **An introduction to applied geostatistics**. New York: Oxford University Press, 1989.
- JAKOB, A. A. E. **Kriging demographic variables in order to look for trends in the spatial distribution of population**. Ithaca: Department of Crop and Soil Science, Cornell University, 2002.
- JOST, A. **Geostatistische analyse des Stichprobenfehlers systematischer Stichproben**. 1993. 113p. Tese (Pós doutorado) – Universidade de Freiburg, Breisgau, Alemanha, 1993.
- KLAUBERG, C.; PALUDO, G. F.; BORTOLUZZI, R. L. C.; MANTOVANI, A. Florística e estrutura de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Planalto Catarinense. **Biotemas**, v. 23, n. 1, p. 35-47, 2010.
- KLEIN, R. M. **Mapa fitogeográfico do Estado de Santa Catarina**. Itajaí: SUDESUL/FATMA/Herbário Barbosa Rodrigues, 1978.
- KLEIN, R. M. Observações e considerações sobre a vegetação do nordeste catarinense. **Sellowia**, v. 15, p. 39-56, 1963.

KLEIN, W. L.; SOUZA, E. G.; URIBE-OPAZO, M. A.; NÓBREGA, L. H. P. Altura do ipê-roxo (*Tabebuia avellanedae*) nos manejos convencional e de precisão, analisada pela geoestatística. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 17, n. 4, p. 299-309, 2007.

KREBS, A. Levantamento fitossociológico da formação - mata do Morro do Coco, Viamão, RS, Brasil. **Iheringia**, Série Botânica, n. 23, p. 65-108, 1978.

LANDIM, P. M. B. **Análise estatística de dados geológicos**. 2. ed. São Paulo: Unesp, 2003.

LANDIM, P. M. B. **Análise estatística de dados geológicos**. São Paulo: Unesp, 1998.

LANDIM, P. M. B.; MONTEIRO, R. C.; CORSI, A. C. **Introdução à confecção de mapas pelo software Surfer®**. Rio Claro: UNESP, 2002.

LEENAERS, H.; OHX, J. P.; BURROUGH, P. Comparison spatial prediction methods for mapping floodplain soil pollution. **Catena**, v. 17, p. 535-550, 1990.

MAGURRAN, A. E. **Diversidad ecológica y su medición**. Barcelona: Vedral, 1989.

MATÉRN, B. Spatial variation: stochastic models and their application to some problems in forest surveys and other sampling investigations. **Journal Meddelenden fran Statens Skogsforsknings Institut**, v. 49, n. 5, 1960.

MATHERON, G. Principles of geostatistics. **Economic Geology**, v. 58, p. 1246-1266, 1963.

McBRATNEY, A. B. WEBSTER, R. Choosing functions for semi-variograms of soil properties and fitting them to sampling estimates. **Journal of Soil Science**, v. 37, n. 4, p. 617-639, 1986.

MELLO, C. R.; LIMA, J. M.; SILVA, A. M.; MELLO, J. M.; OLIVEIRA, M. S. Krigagem e inverso do quadrado da distância para interpolação dos parâmetros da equação de chuvas intensas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 27, p. 925-933, 2003.

MELLO, J. M. **Geoestatística aplicada ao inventário florestal**. 2004. 122 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor Ciências Agrárias, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

MONTES, F.; HERNANDEZ, M. J.; CANELLAS, I. A geostatistical approach to cork production sampling in *Quercus suber* forests. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 35, p. 2787-2796, 2005.

MYERS, J. C. **Geostatistical error management**. Qualifying uncertainty for environmental sampling and mapping. New York: Van Nostrand Reinhold, 1997.

NASCIMENTO, A. R. T.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, n. 1, p. 105-119, 2001.

NEVES, D. A.; LEMOS, F.; GONZÁLEZ, A. P.; VIEIRA, S. R.; SIQUEIRA, G. M. Using geoestatistics for assessing biodiversity of forest reserve areas. **Bragantia**, Campinas, v. 69, p. 131-140, 2010.

ODA-SOUZA, M. **Modelagem geoestatística em quatro formações florestais do Estado de São Paulo**. 2009, 99 f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

OLIVEIRA, M. L. A. A. Dados florísticos preliminares e elaboração da flórua vascular da Reserva Biológica do Ibicuí-Mirim, Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, Série Botânica, Porto Alegre, v. 41, p. 141-153, 1991.

OPROMOLLA, P. A.; DALBEN, I.; CARDIM, M. Análise da distribuição espacial da hanseníase no Estado de São Paulo, 1991-2002. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, São Paulo, v. 8, n. 4, 2005.

OSBORNE, J. G. Sampling errors of systematic and random surveys of cover-type areas. **Journal Statistics Association**, v. 37, p. 256-264, 1942.

RIO GRANDE DO SUL. **Inventário florestal contínuo do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: SEMA/UFSM/DEFAP/FDF, 2001.

ROBINSON, G. K. That BLUP is a good thing: the estimation of random effects. **Statistic Science**, v. 6, p. 15-51, 1991.

RUFINO, T. M. C.; THIERSCH, C. R.; FERREIRA, S. O.; JUNIOR, H. K.; FAIS, D. O uso da geoestatística no estudo da relação entre variáveis dendrométricas de povoamentos de *Eucalyptus sp.* e atributos do solo. **Ambiência**, Guarapuava, v. 2, n. 1, p. 83-93, 2006.

SAMRA, J. S. GILL, H. S.; BHATIA, V. K. Spatial stochastic modelling of growth and forest resource evaluation. **Forest Science**, v. 35, n. 3, p. 663-676, 1989.

SOARES, C. P. B.; PAULA NETO, F.; SOUZA, A. L. **Dendrometria e inventário florestal**. 2. ed. Viçosa: UFV, 2011.

SOUSA, Z. M.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T. Variabilidade espacial de agregados e matéria orgânica em solos de relevo diferentes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 5, p. 491-499, 2004.

THOMPSON, S. K. **Sampling**. New York: Wiley-Interscience Publication, 1992.

TRANGMAR, B. B.; YOST, R. S.; UEHARA, G. Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. **Advances in Agronomy**, Madison, v. 38, n. 1, p. 45-94, 1985.

USHIZIMA, T. M.; BERNARDI, J. V. E.; LANDIM, P. M. B. Estudo da distribuição espacial do angico (*Anadenanthera peregrina*) na floresta Estadual “Edmundo Navarro de Andrade” – Rio Claro, SP, Brasil, empregando metodologia geoestatística. **HOLOS Environment**, v. 3, n. 1, p. 59-73, 2003.

UZUMAKI, E. T. **Geoestatística multivariada**: estudo de métodos de predição. 1994. 104 f. Dissertação (Mestrado em Estatística) - Instituto de Matemática, Estatística e Ciência da Computação, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1994.

VALENTE, J. M. G. P. **Geomática**: lições de geoestatística. Ouro Preto: Fundação Gorceis, 1989.

VIEIRA, S. R. Geoestatística em estudos de variabilidade espacial do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V. V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. **Tópicos especiais em ciências do solo**. Viçosa: UFV, 2000.

VIEIRA, S. R.; HATFIELD, J. L.; NIELSEN, D. R.; BIGGAR, J. W. Geostatistical theory and application to variability of some agronomical properties. **Hilgardia**, Berkeley, v. 31, n. 3, p. 1-75, 1983.

WATZLAWICK, L. F.; ALBUQUERQUE, J. M.; SILVESTRE, R.; VALÉRIO, A. F. Projeto Sistema Faxinal: implantação de um sistema de parcelas permanentes. In: SANQUETTA, C. R. **Experiências de monitoramento no Bioma Mata Atlântica com uso de parcelas permanentes**. Curitiba: Funpar, 2008. p. 177-210

WATZLAWICK, L. F.; SANQUETTA, C. R.; VALERIO, A. F., SILVESTRI, R. Caracterização da composição florística e estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, no Município de General Carneiro (PR). **Ambiência**, Guarapuava, p. 71-82, 2005.

WEBSTER, R.; OLIVER, M. A. **Statistical methods in soil and land resource survey**. Oxford: Oxford University Press, 1980.

WULDER, M.; LAVIGNE, M.; FRANKLIN, S. High spatial resolution optical image texture for improved estimation of forest stand leaf area index. **Canadian Journal of Remote Sensing**, v. 22, n. 4, p. 441-449, 1996.

ZIMBACK, C. R. L. **Análise espacial de atributos químicos de solo para fins de mapeamento de fertilidade do solo**. 2001. 114f. Tese (Livre Docência na Disciplina de Levantamentos de Solos e Fotopedologia) - Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2001.

ZIMMERMAN, D. L.; ZIMMERMAN, M. B. A comparison of spatial semivariogram estimators and corresponding ordinary kriging predictors. **Technometrics**, v. 33, p. 77-91, 1991.

ORGANIZADORES

Alvaro Boson de Castro Faria

Graduado, mestre e doutor em Engenharia Florestal pela Universidade Federal do Paraná. Professor da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) na área de Legislação do meio ambiente. Desenvolve pesquisas com a implementação da silvicultura no sudoeste do Paraná, com metodologias de Avaliação de Impactos Ambientais, com a aplicabilidade do Código Florestal e com Pagamento por Serviços Ambientais.

Eleandro José Brun

Graduado e Mestre em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), doutor em Engenharia Florestal pela UFSM/Uni-Freiburg (Alemanha). Professor e coordenador do Mestrado em Agroecossistemas da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Atua principalmente nos temas: implantação e condução de florestas, sistemas agrosilvipastoris, ciclagem de nutrientes, silvicultura urbana, solos florestais, nutrição e ecologia florestal. Líder de grupo de pesquisa Recursos florestais: tecnologias de produção, conservação e restauração vinculado ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Fernanda Ferrari

Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG), mestre em Botânica pela Universidade Federal do Paraná (UFPR) e doutora em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal) pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP). Professora da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Desenvolve projetos de ensino e pesquisa nos seguintes temas: taxonomia e ecologia de diatomáceas, fitoplâncton, perífíton e ecologia de reservatórios.



AUTORES

(em ordem alfabética)

Denise Andréia Szymczak

Graduada, mestre e doutora em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Professora da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Atua nas áreas de Ecologia florestal com ciclagem de nutrientes em remanescentes de florestas nativas e em povoamentos comerciais de Pinus e Eucalipto no Rio Grande do Sul e no Paraná. Também atua em projetos de monitoramento ambiental, englobando as áreas de Educação Ambiental, recuperação de áreas degradadas bem como Silvicultura Urbana.

Eleandro José Brun

Graduado e Mestre em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), doutor em Engenharia Florestal pela UFSM/Uni-Freiburg (Alemanha). Professor e coordenador do Mestrado em Agroecossistemas da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Atua principalmente nos temas: implantação e condução de florestas, sistemas agrosilvipastoris, ciclagem de nutrientes, silvicultura urbana, solos florestais, nutrição e ecologia florestal. Líder de grupo de pesquisa Recursos florestais: tecnologias de produção, conservação e restauração vinculado ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Flávia Gizele König Brun

Graduada e mestre em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) e doutora em Recursos Florestais pela Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo (ESALQ-USP). Professora da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Atua nos seguintes temas: arborização urbana, ecologia urbana, educação ambiental, sequestro de carbono orgânico, hidrologia e solos florestais e recuperação de passivos ambientais urbanos.

Henrique Machado Dias

Graduado em Ciências Biológicas pelo Centro Universitário da Cidade, mestre em Botânica pelo Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro e doutor em Ciências (Multidisciplinar em Meio Ambiente) pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Professor da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Atua nas linhas de pesquisa em Ecologia de Comunidades Vegetais e Conservação da Natureza.

Ingo Isernhagen

Graduado em Ciências Biológicas e mestre em Botânica ambos pela Universidade Federal do Paraná (UFPR) e doutor em Recursos Florestais Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo (ESALQ-USP). Pesquisador em Restauração Florestal e Adequação Ambiental da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Atua nas áreas de restauração florestal, conservação da natureza e adequação ambiental de propriedades rurais e bacias hidrográficas. Presta apoio nas capacitações continuadas de cadeias produtivas, no tema adequação ambiental. Recentemente vem desenvolvendo pesquisas com sementes florestais nativas.

Luciano Farinha Watzlawick

Graduado em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), mestre em Sensoriamento Remoto pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), doutor em Engenharia Florestal pela Universidade Federal do Paraná (UFPR) e pós-doutor pela UFSM. Professor da Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO). Tem experiência na área de Recursos Florestais e Engenharia Florestal, com ênfase em Manejo Florestal, atuando principalmente nos seguintes temas: floresta com araucária, floresta ombrófila mista, sensoriamento remoto, biomassa e fitossociologia.

Lúcio de Paula Amaral

Graduado em Engenharia Florestal pela Faculdade de Ciências Agrônomicas da Universidade Estadual Paulista (FCA-UNESP), mestre em Agronomia pela Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO), mestre em Agricultura de Precisão pelo Colégio Politécnico e doutor em Engenharia Florestal ambos pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Professor da UFSM.

Marcos Vinicius Winckler Caldeira

Graduado e Mestre em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), doutor em Engenharia Florestal pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Professor da Universidade Federal da Espírito do Santo (UFES). Atua nas seguintes linhas de pesquisa: Silvicultura, manejo e ecologia de florestas de produção; Biomassa e carbono de florestas e plantações comerciais; Ciclagem de nutrientes em florestas nativas e plantações; Nutrição de florestas nativas e plantações comerciais. Bolsista de produtividade em pesquisa do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) - Nível 2.

Michelle Dullius

Graduada em Engenharia Florestal e mestre em Ciência do Solo ambos pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Agente Administrativa do Ministério Público do Estado do Rio Grande do Sul.

Regiane Aparecida Ferreira

Graduada em Engenharia Florestal pela Faculdade de Jaguariaíva (FAJAR) e mestranda em Agricultura de Precisão no Colégio Politécnico da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM).

Simone Filipini Abrão

Graduada e mestre em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) e doutoranda em Engenharia Florestal pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Atua como Técnica Administrativa Educacional na UFPR e pesquisa na área de Conservação da Natureza, no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, na mesma instituição.

Suzana Ferreira da Rosa

Graduada, mestre e doutora em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Professora do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul (IFRS). Atua na área de silvicultura e meio ambiente.

Teresa Cristina Magro

Graduada em Engenharia Florestal pela Universidade Federal do Mato Grosso (UFMT), mestre em Ciência Florestal pela Universidade Federal de Viçosa (UFV) e doutora em Ciências da Engenharia Ambiental pela Universidade de São Paulo (USP). Professora da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo (ESALQ-USP). Trabalha com ensino e pesquisa em planejamento de unidades de conservação e dedica-se à ecologia da recreação.

Tiago de Oliveira Godinho

Graduado em Engenharia Florestal e mestre em Ciências Florestais (Silvicultura e Solos Florestais) ambos pela Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) e doutor em Recursos Florestais pela Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo (ESALQ-USP). Pesquisador em Silvicultura, Manejo Florestal e SAF's no Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (INCAPER).

Yukie Kabashima

Graduada em Arquiteta e Urbanismo pela Universidade de São Paulo (USP) e mestre em Ciências pela Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo (ESALQ-USP). Atua como consultora em manejo de trilhas e visitação em áreas naturais.



Fontes: Constantia (títulos, subtítulos e texto)
e Arial Narrow (quadros)

Curitiba

2015



Este livro é o produto final de uma iniciativa de professores da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Dois Vizinhos, para agregar conhecimentos sobre ciências florestais e biológicas, produzidos por pesquisadores de diferentes e valorosas instituições do país. Foram cinco capítulos aprovados, sendo o primeiro, sobre ciclagem de nutrientes por meio da serapilheira em ecossistemas naturais no Brasil. Em seguida, um manuscrito sobre os efeitos negativos nas propriedades do solo em trilhas de áreas naturais. O terceiro, trata do tema sobre o extrativismo florestal como forma de redução da vulnerabilidade socioambiental. Ainda na linha de pesquisa em solos, o quarto capítulo discute os seus atributos físicos em uma plantação florestal. Por último mas não menos importante, o quinto trabalho apresenta a geoestatística aplicada à caracterização de florestas.

Agência Brasileira do ISBN

ISBN 978-85-7016-149-1



9 788570 141491