Maria Francisca Roncero Siles

Efeitos do pisoteio humano experimental sobre a vegetação
em fragmentos de Floresta Pluvial Tropical Atlântica, São
Paulo, Brasil

São Paulo

2008

Maria Francisca Roncero Siles

Efeitos do pisoteio humano experimental sobre a vegetação
em fragmentos de Floresta Pluvial Tropical Atlântica, São
Paulo, Brasil

Tese apresentada ao Instituto de
Biociências da Universidade de São
Paulo, para a obtenção de Título de
Doutor em Ciências, na Área de
Ecologia.

Orientadora: Profa. Dra. Marisa
Dantas Bitencourt

Co-orientadora: Profa. Dra. Maria
Margarida R. Fiuza de Melo

São Paulo

2008

Ficha Catalográfica

Roncero-Siles, Maria Francisca
Efeitos do pisoteio humano experimental
sobre a vegetação em fragmentos de
Floresta Pluvial Tropical Atlântica, São
Paulo, Brasil

128 páginas

Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências
da Universidade de São Paulo.
Departamento de Ecologia.

1. Ecologia da Recreação
2. Vulnerabilidade 3. Tipos morfo-
funcionais. I. Universidade de São Paulo.
Instituto de Biociências. Departamento de
Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dra.

Orientador(a)

Dedicatória

Aos meus pais,
Maria Juana e Francisco,
sempre.

Epígrafe

"Los turistas son como las abejas:
dan la miel, pero pican"

José Saramago

Agradecimentos

Agradeço à Dra. Marisa Dantas Bitencourt, orientadora e amiga, pelo privilégio de ter convivido ao seu lado por todos estes anos e recebido inúmeros ensinamentos.

À Dra. Maria Margarida R. Fiuza de Melo, pela confiança que sempre colocou em mim, pelo incentivo constante e pelo carinho.

À CAPES, pelo bolsa concedida.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.

Aos professores e professoras do Departamento de Ecologia, pelos ensinamentos.

Ao Sérgio Tadeu Meirelles, pelas contribuições importantes feitas neste trabalho.

Aos amigos e colegas do Departamento de Ecologia.

Aos funcionários e funcionárias do Departamento de Ecologia e do Instituto de Botânica, no trabalho do dia-a-dia. À Dalva e Bernardete, sempre ajudando e facilitando a minha vida.

Ao Wellington Bispo, pela ajuda sempre valiosa.

À Administração do Parque Estadual Fontes do Ipiranga.

À Administração da Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, em particular à Dra. Rosângela Bianchini. Aos funcionários, em especial ao “Seu Vitor” e “Seu Dorival”, pela ajuda no campo e por compartilhar comigo seu enorme conhecimento e carinho por aquela terra.

À Administração do Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, em especial à Ruth Ramos e ao Leandro.

À AMA de Paranapiacaba, pela ajuda dos seus monitores.

À Fundação Santo André, por permitir o uso das instalações na Vila de Paranapiacaba.

À doutoranda Sonia Aragaki, ao Dr. Eduardo Pereira Cabral Gomes, ao Dr. Eduardo Luís Martins Catharino, pela ajuda na seleção das áreas e pelas ricas discussões metodológicas e ecológicas ao longo dos nossos percursos.

À Dra. Marie Sugiyama, pela grande ajuda em todas as etapas do trabalho.

À Dra. Susana Bautista pela espontaneidade e alegria que tão valiosamente contribuíram para este trabalho.

Ao doutorando Diego Queirolo, pelas nossas discussões estimulantes e a amizade.

À Graziela Dotta, pela leitura de grande parte do trabalho, pelas dicas e o carinho, claro.

Aos amigos do laboratório, especialmente ao Felipe e ao Kitaro, pela ajuda com os mapas.

À Luisa Maciel, pela ajuda no campo, pela alegria e o carinho, especialmente na fase final das revisões.

A todos os que me ajudaram no campo, alunos da graduação da Biologia e amigos, por tudo que aprendi com todos, porque sem vocês não seria possível concluir nada e, com certeza, teria sido muito menos divertido. Especialmente à Carol Laurenti, Juliana Hirata, Berta, Leda, Andressa, Rosa e Pepe, por tudo o que compartilhamos.

À Lilian Faria, que sempre me salva na última hora com o inglês, e pela amizade.

À Serafina, pela sua enorme generosidade, agradeço simplesmente o fato de poder andar pela vida do seu lado.

Ao Estebe, porque abrindo as portas da sua casa e da sua vida, permitiu que tudo isto fosse possível, pela amizade incondicional e, claro, pelo lindo desenho para a capa.

Ao Haritz e ao Amandi, por todas as alegrias que trazem para minha vida. E ao Joaquin. Porque através dos olhos deles reaprendo a ver a vida.

À Sandra Oliveira e ao Marcelo Reis, por me mostrar outros caminhos e me guiar por eles.

Às amigas e amigos que de alguma forma, ou de muitas, tornaram tudo possível. À Soninha, ao Blas, Rosângela, Giu, Rosa, Marquinhos, Roberto, Leda, Daniela, Lilian, Alê, Soraia, porque vocês me sustentam e me alegram, agradeço por tudo o que aprendo com vocês a cada dia.

Aos meus pais, Francisco e Maria Juana. Aos meus irmãos, Fernando, Ana Mari, Pepe e aos meus cunhados Pepe e Blanca e ao meu sobrinho, Francisco. Sou grata por fazer parte desta família, que será sempre a minha referência.

Resumo

O crescente fluxo de visitantes em áreas naturais, com a conseqüente pressão sobre os recursos naturais, provocou o aumento da preocupação com os impactos negativos gerados. A Ecologia de Recreação estuda os impactos das atividades recreativas nos ambientes visitados, ocupando-se de fornecer resultados que sejam úteis ao manejo desses impactos. Os efeitos do pisoteio humano sobre a vegetação têm despertado particular interesse em diversos ecossistemas do mundo, com publicações concentradas basicamente nas regiões temperadas. No presente trabalho foi realizado um estudo experimental de pisoteio para avaliar a resposta da vegetação em áreas de Floresta Pluvial Tropical Atlântica em três Unidades de Conservação no Estado de São Paulo, Brasil. O desenho experimental foi em blocos randômicos, tendo sido aplicados quatro níveis de intensidade de pisoteio, em uma única estação, com medidas feitas imediatamente antes do impacto e repetidas em vários períodos, de modo a acompanhar a recuperação da vegetação. As variáveis analisadas foram: a cobertura vegetal total, a riqueza de tipos vegetais morfo-funcionais, a cobertura de cada tipo e a quantidade de solo exposto. No geral, confirmando estudos anteriores em outras regiões, os resultados mostraram relações não-lineares entre o nível de impacto e o efeito nas variáveis medidas na vegetação. As três áreas estudadas tiveram respostas diferentes, duas mostraram-se pouco resistentes e resilientes e outra apresentou resistência moderada e recuperação após um ano. Esses resultados podem subsidiar futuras estratégias de manejo em ambientes semelhantes.

Palavras-chave: Ecologia da Recreação, vulnerabilidade, tipos morfo-funcionais vegetais, resistência, resiliência, subsídios para o manejo da visitação.

Abstract

The growing flow of visitors at natural areas, with the consequent pressure over natural resources caused an increase on concerns about the produced negative impacts. Recreation Ecology studies the impacts of recreational activities at visited environments, aiming to provide results which are useful for the management of these impacts. The effects of human trampling on vegetation have raised particular interest in several ecosystems in the world, with publications basically centered in temperate regions. An experimental trampling study was carried out in the present work to evaluate the response of vegetation in areas of Atlantic Tropical Rain Forest, at three protected areas in São Paulo State, Brazil. A randomized block design was done, on which four trampling intensity levels have been applied during an only Season with measurements taken immediately before the impact and repeated at various periods, to follow vegetation recovery. The variables analyzed were: herbaceous plant total cover, richness of plant morpho-functional types, coverage of each type and the amount of bare ground. In general, confirming previous studies in other regions, the results showed non-linear relationships between impact level and effect on measured variables on vegetation. The three studied areas had different responses, two were little resistant and resilient and the other showed moderate resistance and recovery after a year. These results can be used to subsidize future management strategies in similar areas.

Key-words: Recreation Ecology, vulnerability, plant morpho-functional types, resistance, resilience, visitation management subsidies

Índice

Resumo

Abstract

Introdução geral 11

Capítulo 1 14

Pesquisas em Ecologia da Recreação: um auxílio ao manejo da visitação em áreas naturais

Capítulo 2 37

Material e Métodos

Capítulo 3 57

Estudo experimental de pisoteio: relação entre intensidade e resposta da vegetação em fragmentos de Floresta Pluvial Tropical Atlântica, São Paulo, Brasil

Capítulo 4 98

Respostas de tipos morfo-funcionais vegetais ao pisoteio humano experimental em vegetação de Floresta Pluvial Tropical Atlântica, São Paulo, SP, Brasil

Considerações finais 126

Introdução Geral

Nas últimas décadas, o fluxo cada vez maior de visitantes em áreas naturais, relativamente livres da influência e do contato do homem, provocou um aumento da pressão antrópica e das perturbações nos ambientes visitados (HAMMIT; COLE, 1998), particularmente em áreas protegidas de países em desenvolvimento, detentores da maior diversidade do planeta. Consequentemente, despertou uma preocupação ainda maior com os impactos negativos derivados da visitação e da necessidade de manejá-los (CIFUENTES, 1992).

As atividades recreativas em áreas naturais são consideradas como um meio para conservá-las, uma alternativa potencial para alcançar os objetivos de desenvolvimento e conservação (TAKAHASHI, 2004).

Os programas de manejo demandam pesquisas intensivas sobre os impactos das atividades humanas nos ecossistemas naturais, os mecanismos pelos quais esses ocorrem e os fatores que influenciam nas relações entre esses impactos e as características do uso (COLE, 1995; HAMMITT; COLE 1998). Os resultados desses estudos devem fornecer a base para o desenvolvimento de técnicas de manejo capazes de minimizar os impactos (COLE, 1981).

Entretanto, no Brasil, o crescimento humano desordenado, a escassez de informações, de recursos humanos e financeiros para o planejamento e manejo das Unidades de Conservação dificultam a previsão dos impactos da visitação pública aos meios físico e biótico (TAKAHASHI, 2004; TAKAHASHI; MILANO; TORMENA, 2005).

Pesquisas com abordagens experimentais buscam eliminar os problemas metodológicos inerentes às abordagens analíticas. O mais comum nessas abordagens é estudar áreas não perturbadas e compará-las com outras perturbadas pelas atividades recreativas, assumindo que as diferenças são devidas exclusivamente aos impactos dessas atividades, sendo de fato difícil entender as relações de causa e efeito. Com os experimentos é possível

separar os efeitos da intensidade de pisoteio de outros e avaliar variações nas respostas entre comunidades diferentes (COLE; 1995).

Além disso, muitas vezes, medidas de manejo são tomadas depois que os problemas são bem evidentes. São necessárias pesquisas que forneçam indicadores adequados dos impactos, variáveis de fácil mensuração e monitoramento, que possam ser adotadas como referência. Há necessidade que essas pesquisas apontem quais ações corretivas de manejo devem ser colocadas em prática e que possam ajudar a determinar se os objetivos das Unidades de Conservação estão sendo atingidos ou não (TAKAHASHI; MILANO; TORMENA, 2005).

O presente trabalho buscou avaliar os impactos causados por diferentes intensidades na vegetação, a partir de um experimento de pisoteio controlado, pioneiro em áreas de florestas no Brasil.

O trabalho foi estruturado em cinco capítulos: No capítulo 1, é apresentada uma visão geral das pesquisas em Ecologia da Recreação, área do conhecimento que oferece uma base teórica para estudar os impactos da visitação nos ambientes naturais e seu manejo. No capítulo 2, são apresentadas as áreas de estudo, três Unidades de Conservação com uso público, no bioma da Mata Atlântica, assim como a metodologia seguida nos dois capítulos seguintes. A relação entre a intensidade de pisoteio experimental e a resposta da vegetação é avaliada no Capítulo 3, no qual se analisa a cobertura vegetal do estrato herbáceo, a riqueza de tipos vegetais morfo-funcionais e a proporção de solo exposto. No Capítulo 4, apresenta-se uma proposta de classificação das espécies em tipos vegetais morfo-funcionais e analisa-se a relação desses tipos com a intensidade de impacto. Finalmente, no Capítulo 5, são apresentadas as considerações finais.

Referências Bibliográficas

- CIFUENTES, M. **Determinación de capacidad de carga turística em áreas protegidas**. Turrialba: CATIE, 1992. p. 18-35. (Série Técnica. Informe Técnico, 194).
- HAMMITT, W.E.; COLE, D.N. **Wildland recreation: ecology and management**. 2. ed. New York: J. Wiley, 1998.
- TAKAHASHI, L.Y. **Uso público em Unidades de Conservação**. Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2004. p. 40. (Cadernos de Conservação, ano 02, n. 02).
- TAKAHASHI, L.Y.; MILANO, M.S. & TORMENA, C.A. Indicadores de impacto para monitorar o uso público no Parque Estadual Pico do Marumbi – Paraná. **Sociedade de Investigações Florestais**, v.29, n.1, p.159-167, 2005.
- COLE, D.N. Vegetational changes associated with recreational use and fire suppression in the Eagle Cap Wilderness, Oregon: some management implications. **Biological Conservation**, v. 20, p. 247-270, 1981.
- _____. Experimental trampling of vegetation I: relationship between trampling intensity and vegetation response. **Journal of Applied Ecology**, v. 32, p. 203-214, 1995.

Capítulo I

Pesquisas em Ecologia da Recreação: um auxílio ao
manejo da visitação em áreas naturais

ABSTRACT – (Researches on Recreation Ecology: an assistance for visitation management at natural areas). The studies in the field of Recreation Ecology supply the theoretical basis for the study of impacts of recreational activities at natural areas and subsidies for their management. In Brazil, concerns with the implications of these activities over the environment are very recent. In order to subsidize the management, there is a necessity of researches that provide quantitative data over the impacts, mechanisms through which they occur and vulnerability of Brazilian ecosystems to damages. Therefore, medium and long term studies are needed to make the results available in adequate language for the management objectives of protected areas. This chapter presents a revision of the state of the art and theoretical foundation about the Ecology of Recreation.

RESUMO – (Pesquisas em Ecologia da Recreação: um auxílio ao manejo da visitação em áreas naturais). Os estudos na área da Ecologia da Recreação fornecem a base teórica para o estudo dos impactos das atividades recreativas em áreas naturais e subsídios para seu manejo. No Brasil, as preocupações com as implicações dessas atividades sobre o ambiente são bastante recentes. Para subsidiar o manejo, há necessidade de pesquisas que forneçam dados quantitativos sobre os impactos, mecanismos pelos quais ocorrem e vulnerabilidade dos ecossistemas brasileiros aos danos. Assim, estudos de médio e longo prazo são necessários para disponibilizar os resultados em linguagem adequada aos objetivos do manejo das áreas protegidas. Neste capítulo apresenta-se uma revisão do estado da arte e a fundamentação teórica sobre a Ecologia da Recreação.

I.1. Introdução

A necessidade do planejamento e do manejo do uso recreativo em áreas naturais não é uma questão recente; desde início do século XX, gestores de áreas protegidas e numerosos pesquisadores já se preocupavam em encontrar relações entre o uso e os possíveis impactos em uma variedade de ecossistemas e situações (LIDDLE, 1975b).

A demanda cada vez maior por áreas naturais para as atividades recreativas ao ar livre provocou um interesse crescente por esse tipo de estudo (BURDEN; RADERSON, 1972), estimulado pela degradação de trilhas e pelos danos causados na vegetação nas áreas recreativas (BAYFIELD, 1979).

Entender os processos biológicos que ocorrem como consequência das atividades recreativas tornou-se fundamental, pois isso permite fazer predições quantitativas sobre a tolerância ao pisoteio em diferentes habitats (LIDDLE, 1975b) e desenvolver métodos adequados de manejo visando conciliar a conservação dos recursos e das áreas naturais disponíveis à visitação (LIDDLE, 1975a, 1975b).

Nesse contexto, algumas questões importantes devem ser levadas em consideração: o papel da pesquisa na resolução de problemas e a disponibilização dos resultados para os gestores das áreas protegidas. A falta de pesquisas que forneçam dados quantitativos, a escassez de estudos de médio e longo prazo, e a existência de literatura dispersa e pouco disponível, ou em linguagem nem sempre adequada aos objetivos de manejo, constituem grandes entraves para as tomadas de decisão baseadas em critérios científicos (LIDDLE, 1975a; KUSS, 1986).

Apesar do aumento considerável no número de pesquisas, poucas foram conduzidas nos ecossistemas tropicais (BOUCHER *et al.*, 1991; SUN, WALSH, 1998; TALORA; MAGRO; SCHILLING, 2006). Na América Latina e no Brasil, a falta de dados quantitativos e a não disponibilização destes faz com que as decisões sejam tomadas baseadas em outros

critérios, como o conceito de capacidade de carga recreativa, apesar de sabido que o número de visitantes não é a única causa dos impactos (TALORA; MAGRO; SCHILLING, 2006).

Neste capítulo é mostrada uma visão geral da Ecologia da Recreação (ER), das pesquisas e resultados obtidos nessa área da ecologia, e da importância dos dados gerados como base para o manejo das atividades recreativas. Para ajudar a entender tudo isso, é apresentado um breve resumo sobre os impactos derivados das atividades recreativas, mecanismos pelos quais acontecem, características relacionadas com a maior ou menor susceptibilidade dos ecossistemas aos danos, assim como as implicações para o manejo.

1.2. Ecologia da recreação

A Ecologia da Recreação (ER) pode ser definida como aquela área da ciência capaz de fornecer a base teórica para o estudo dos impactos recreativos em áreas naturais e semi-naturais, e para seu manejo (LIDDLE, 1991). Mesmo sendo difícil situar a origem desse campo de estudo, seus antecedentes podem ser vistos em trabalhos realizados no século XVIII (HAMMIT; COLE, 1998), e posteriormente em alguns trabalhos isolados como os de Meinecke em 1928 e Bates na década de 1930 (LIDDLE, 1975b; LIDDLE, 1991). Bayfield pode ser considerado o pioneiro da ER pois, com seus trabalhos a partir da década de 1960, mostrou o que até hoje são consideradas questões centrais dos problemas tratados (LIDDLE, 1991).

É precisamente a partir da década de 1960 que a ER começou a ganhar reconhecimento, com seu interesse principal voltado para as consequências do pisoteio humano sobre a vegetação (LIDDLE, 1991), por serem geralmente de natureza deletéria, as primeiras que acontecem e as mais visíveis (COLE, 1995a). Hoje em dia, a ER lida com os impactos em todos os recursos em áreas naturais (HAMMIT; COLE, 1998).

A ER progrediu desde sua origem, sendo possível identificar três fases:

1) Fase descritiva, quando observações gerais eram feitas, gerando-se dados qualitativos. Porém, percebeu-se a falta de uma base de dados quantitativos na qual fundamentar afirmações preditivas ou teorias mais gerais (LIDDLE, 1975b). Os esforços da ER foram então dirigidos para a quantificação dos impactos sobre a vegetação. Para conseguir isso, existem basicamente duas abordagens: estudos de campo ou experimentos (SUN; WALSH, 1998).

2) Fase analítica, na qual eram estudadas e comparadas áreas impactadas e não impactadas. Para tanto, foram realizados estudos de campo, onde geralmente foram medidos os parâmetros escolhidos em um dado local antes e depois do uso ou, então, entre locais impactados e outros não-impactados adjacentes (KUSS; GRAEFE; VASKE, 1990). Neste último caso, assume-se que as diferenças encontradas nas variáveis medidas são devidas ao uso recreativo (SUN; LIDDLE, 1993a).

Diversos trabalhos trataram de relacionar os impactos da pressão de pisoteio com características da vegetação e condições ambientais locais (ASPINALL; PYE, 1987; BOWLES; MAUN, 1982; COLE, 1981; GÓMEZ-LIMÓN; LUCIO, 1995; MAGRO, 1999; WEAVER; DALE, 1978.); outros verificaram e compararam impactos de intensidades de uso diferentes em áreas de acampamento e trilhas (BROWN; KALISZ; WRIGHT, 1977; COLE, 1978; DALE; WEAVER, 1974; TAKAHASHI; MILANO; TORMENA, 2005). Estudos desse tipo contribuíram muito para o entendimento das relações entre os efeitos do pisoteio e algumas variáveis do ambiente, embora, a grande complexidade e a confusão de efeitos, impediram muitas vezes de se obter resultados mais conclusivos (COLE, 1987).

3) Fase experimental, na qual muitos dos problemas metodológicos foram resolvidos mediante a aplicação de níveis controlados de intensidade de uso em áreas que previamente não estavam perturbadas pelo uso recreativo (LIDDLE, 1975a). A utilização de estudos

experimentais foi iniciada por Wagar em 1964 e posteriormente realizada por vários pesquisadores em diversos ecossistemas do mundo (COLE; BAYFIELD, 1993, MONZ *et al.*, 2000).

Essa aproximação é a ideal, pois permite isolar os efeitos da variável quantidade de uso de outras variáveis (COLE, 1995a; MONZ *et al.*, 2000, SUN; WALSH, 1998). Além disso, possibilita comparar a vulnerabilidade relativa entre locais e ecossistemas (COLE, 1987) e modelar a relação existente entre a intensidade de pisoteio e indicadores da resposta da vegetação previamente selecionados (COLE, 1995a).

Alguns experimentos foram realizados em laboratório, outros em campo com maquinarias que simulavam a pressão, mas poucos estudos chegaram a comparar essas experiências diferentes (LENEY, 1974 *apud* KUSS, 1986). O sistema de parcelas fixas foi utilizado em pesquisas realizadas em diversos ecossistemas do mundo (BAYFIELD, 1979; BOWLES; MAUN, 1982; COLE, 1987; MARION; COLE, 1996, MONZ, 2002; MONZ *et al.*, 2000, GALLET; ROZÉ, 2001, 2002; GALLET; LEMAUVIEL; ROZÉ, 2004; ROOVERS *et al.* 2004, SUN; LIDDLE, 1991; WHINAM; CHILCOTT, 1999, 2003).

Porém, por muito tempo, a falta de padronização quanto aos níveis de pisoteio aplicados, a época das medidas, o tamanho e o formato das parcelas de amostragem, os períodos de recuperação e as variáveis medidas tornaram impossível a obtenção de conclusões gerais acerca das relações entre uso e impactos, bem como sobre o comportamento dos indicadores utilizados (COLE; BAYFIELD 1993).

Percebendo a necessidade de obter-se respostas que fossem comparáveis, Cole e Bayfield (1993) elaboraram um protocolo que tem sido usado em diversos experimentos posteriores (COLE, 1995a, 1995b; MONZ *et al.*, 1994, 2000; TALORA, 2007). O método mostrou-se eficaz em relação às necessidades de área e de tempo nas regiões estudadas,

adequado para avaliar a resposta da vegetação frente a um tipo de impacto de curta duração e útil para fazer comparações entre ecossistemas diferentes (COLE; BAYFIELD, 1993).

Existe necessidade desse protocolo ser testado em outras comunidades vegetais e ecossistemas (COLE; BAYFIELD, 1993), porém, os experimentos nem sempre são possíveis, muitas vezes por serem financeiramente mais custosos e demandarem maior tempo de execução (SUN; WALSH, 1998). Por outro lado, a maioria dos experimentos realizados examinou os efeitos do pisoteio aplicado em uma única estação (COLE, 1987), o que, de fato, não simula condições reais de uso. Além disso, existem problemas relacionados com a aplicabilidade dos resultados obtidos pelo método para o manejo da visitação, por exemplo, em áreas de acampamento ou de piquenique (SUN; WALSH, 1998)

I.3. Impactos sobre os recursos naturais

Pouco se sabe sobre os efeitos biológicos do uso recreativo em longo prazo (KUSS, 1986), mas, por comparação com outros impactos como pastejo e fogo, as mudanças atribuídas ao uso recreativo intensivo podem ser consideradas como localizadas no espaço, porém severas (COLE, 1981). A magnitude das mudanças depende da quantidade de uso, da extensão da área, do tempo em que o uso aconteceu e do tipo de ecossistema (KUSS, 1986).

As atividades recreativas podem, potencialmente, afetar o solo, a vegetação, a fauna, os recursos hídricos e, algumas outras atividades, podem afetar até a geologia e o ar, mesmo que indiretamente (HAMMITT; COLE; 1998). A literatura sobre impactos é relativamente extensa, embora seja mais abundante para certos recursos naturais e ecossistemas do que para outros. Algumas compilações foram feitas, considerando trabalhos de quase o mundo todo, mas, principalmente, os dos EUA, Inglaterra e Austrália (KUSS; GRAEFE; VASKE, 1990; HAMMITT; COLE, 1998; SUN; WALSH, 1998).

Em síntese, pode-se dizer que os solos e a vegetação são fortemente afetados ao longo de trilhas, caminhos, áreas de acampamento e outros lugares onde o uso é concentrado (COLE, 1987). Os solos sofrem mudanças nas suas propriedades físicas, químicas e biológicas, podendo ser fortemente erodidos ou compactados. As plantas sofrem danos nas suas estruturas e/ou morrem, havendo redução na abundância e mudanças na composição da comunidade, com algumas espécies desaparecendo e outras podendo ser favorecidas. Os animais são afetados diretamente pelo encontro com os visitantes ou, indiretamente, pelas mudanças nos seus habitats. A qualidade da água é afetada pelo depósito de sedimentos, causado pela maior erosão, ou pela deposição inadequada de lixo e esgoto, provocando sua poluição (COLE, 1994; HAMMITT; COLE, 1998; KUSS; GRAEFE; VASKE, 1990; SUN; WALSH, 1998).

Os impactos mais graves são aqueles que afetam áreas extensas, que são muito intensos ou que afetam atributos raros do ecossistema (HAMMITT; COLE, 1998). Foram considerados dentre os danos mais severos, a destruição de espécies raras ou ameaçadas, a perda da integridade física e biológica do sistema impactado, as perdas e quebras de perfil de solos e as modificações dos nichos ecológicos, refletidas em mudanças de composição de espécies, diversidade e abundâncias (KUSS, 1986).

I.4. Fatores que influenciam as relações entre os usos e os impactos

A natureza e o grau dos impactos no ambiente dependem de uma série de fatores que atuam entre si (HAMMITT; COLE, 1998). Dentre todos os fatores envolvidos, a quantidade de uso recebeu particular ênfase durante muito tempo, buscando-se relacionar o nível de impacto com a intensidade do uso (SUN; WALSH, 1998). Trabalhos como o de Liddle (1991) mostraram haver maior impacto quanto maior foi o nível do uso recreativo. Esse tem sido um dos pontos centrais na Ecologia da Recreação, que vem despertando grande interesse

(COLE; BAYFIELD, 1993). Porém, não se trata de uma questão simples e nem sempre essa relação foi mostrada, pois existem numerosos outros fatores envolvidos que incluem tanto características relacionadas ao tipo, intensidade e frequência da atividade recreativa quanto às relacionadas ao tipo e comportamento dos visitantes (SUN; WALSH, 1998). Características do ambiente tais como clima, topografia, altitude e fatores edáficos também interferem (KUSS, 1986, KUSS; GRAEFE; VASKE, 1990; HAMMITT; COLE 1998; SUN; WALSH, 1998). Além disso, especificamente na resposta da vegetação, há influência de características próprias, tais como a resistência das espécies individuais, a composição de espécies, a cobertura vegetal total e a estrutura da vegetação (KUSS, 1986, KUSS; GRAEFE; VASKE, 1990, HAMMITT; COLE 1998).

A grande complexidade de fatores e relações tem importantes implicações para o manejo, pois a resposta do ambiente ao uso varia de lugar para lugar, fazendo com que os esforços nas pesquisas devam ser direcionados na busca de indicadores adequados desses impactos (HAMMITT; COLE 1998). Os indicadores são variáveis que representam as condições que se desejam medir e que podem ser monitoradas para avaliar a eficácia dos programas de manejo (GRAEFE; KUSS; VASKE, 1990) e identificar relações específicas de causa e efeito entre turismo e ambiente (HAMMITT; COLE, 1998).

Podem ser variáveis biológicas como porcentagem de cobertura vegetal, diversidade, altura e vigor de espécies vegetais, diversidade de fauna, assim como presença ou ausência de certas espécies selecionadas de fauna ou flora. Dependendo dos objetivos do estudo, podem ser também variáveis físicas tais como compactação ou erosão do solo, pH (GRAEFE; KUSS; VASKE, 1990; KUSS; GRAEFE; VASKE, 1990), resistência do solo à penetração, densidade, micro e macroporosidade, conteúdo de carbono orgânico no solo ou máxima capacidade de retenção de água (COLE; MARION, 1996; TAKAHASHI, 1997).

I.5. Efeitos do pisoteio na vegetação

Uma vez que o presente trabalho visa estudar especificamente os impactos do pisoteio humanos sobre a vegetação, são apresentados a seguir alguns resultados sobre as respostas de parâmetros da vegetação que têm se mostrado bons indicadores.

Em geral, conforme aumenta a intensidade do pisoteio, acontece uma diminuição da altura, da cobertura e da biomassa da vegetação, às vezes após um aumento inicial em baixas intensidades (LIDDLE, 1991).

A altura da vegetação é comumente a variável que mostra primeiro o efeito do pisoteio, sofrendo reduções em intensidades de impactos inclusive inferiores às necessárias para reduzir a cobertura vegetal (MONZ *et al.*, 2000; SUN; LIDDLE, 1993a; TALORA, 2007).

Em relação à cobertura vegetal e à biomassa, o efeito do pisoteio é complexo (LIDDLE, 1975a), sendo que a resposta o comportamento normal é uma diminuição rápida em níveis baixos de intensidade de pisoteio e mais lenta em níveis altos (COLE, 1987, SUN; LIDDLE, 1993a). Porém, em alguns casos, é relatado um pequeno aumento da cobertura vegetal e da biomassa em áreas que sofreram intensidades leves e moderadas de pisoteio (LIDDLE, 1975a, LIDDLE, 1988 *apud* TALORA, 2007) Por exemplo, níveis muito baixos podem estimular o crescimento de algumas gramíneas e, assim, causar aumento de biomassa (LIDDLE, 1975a). Por outro lado, em níveis intermediários, foi encontrada redução da biomassa das gramíneas dominantes (BURDEN; RANDERSON, 1972).

Em outras ocasiões, contudo, notou-se que a perda da cobertura vegetal continua um tempo depois do impacto, por alguns dias, semanas ou inclusive anos (COLE, 1987; COLE; BAYFIELD, 1993; WHINAM; CHILCOTT, 1999, 2003). Por exemplo, em áreas sujeitas a experimentos de curto período de tempo, em comunidades montanas dominadas por arbustos da família Ericaceae, a menor cobertura foi medida dois anos depois da perturbação

(BAYFIELD, 1979). Esse atraso no efeito pode ter sido ser devido à morte gradual dos tecidos afetados, o que parece ser mais pronunciado em áreas onde acontecem geadas (BAYFIELD, 1979).

Da mesma forma, para a riqueza de espécies foi descrita como normal uma diminuição da riqueza conforme aumentou o número de passadas, e que isso aconteceu mais rapidamente em níveis baixos de intensidade e mais lentamente em níveis altos (COLE, 1987; SUN; LIDDLE, 1993a). Em ocasiões, o número de espécies pode primeiro aumentar e depois diminuir com o aumento gradual do pisoteio (GRIME, 1973 *apud* LIDDLE 1975b). Cole (1987) encontrou um modelo próximo do assintótico.

A diversidade de espécies vegetais, medida por algum índice, pode tanto aumentar como diminuir, como resultado do pisoteio, dependendo das condições das áreas não impactadas (controles) e da intensidade real da pressão (LIDDLE, 1975a). Assim, foram encontrados índices de diversidade maiores em áreas sujeitas a pisoteio leve do que em áreas não pisoteadas; mas os índices menores foram encontrados em áreas altamente impactadas (CHAPPEL *et al.*, 1971). Em comunidades de dunas do sudeste brasileiro também foi registrado aumento da diversidade de espécies com o pisoteio (TALORA, 2007). Por outro lado, Liddle e Grieg-Smith (1975) encontraram índices de diversidade menores em áreas sujeitas a pisoteio humano em relação a áreas de pastejo.

Há também redução no número de indivíduos que sobrevivem em caminhos e trilhas, pois alguns indivíduos de uma mesma espécie são mais resistentes que outros, embora isso parece estar mais ligado à plasticidade fenotípica do que a características genéticas (LIDDLE, 1991). Nas comunidades vegetais pode acontecer também substituição de umas espécies por outras, como, por exemplo, aumento de invasoras e ruderais (LIDDLE, 1988 *apud* TALORA, 2007). Em comunidades mistas, a porcentagem de espécies dicotiledôneas aumentou em detrimento das monocotiledôneas, em níveis baixos de pressão. Porém, com o aumento do

pisoteio, há um aumento das espécies mais resistentes, sendo que muitas delas são monocotiledôneas (LIDDLE, 1975a).

I.6. Fatores associados às respostas

A maioria das pesquisas experimentais encontrou uma relação curvilínea entre a intensidade do pisoteio e a resposta da vegetação, medida como porcentagem de cobertura vegetal, com uma rápida diminuição da vegetação em níveis baixos de uso (BOUCHER *et al.* 1991; COLE 1995a; KUSS; GRAEFE; VASKE, 1990). No entanto, Cole (1995a) encontrou relação linear em alguns casos, particularmente em áreas compostas por comunidades com maior resistência e tolerância.

Os poucos dados existentes para ecossistemas tropicais mostram-se em concordância com os das áreas temperadas. Os resultados obtidos em trilhas de Floresta Pluvial Tropical na Costa Rica mostraram uma relação curvilínea espacial e temporal entre a quantidade de impacto, e a cobertura e a riqueza de formas de vida (BOUCHER *et al.*,1991). Resultados similares, que reforçam a não-linearidade, foram obtidos em um experimento com vegetação de dunas no sudeste brasileiro (TALORA; MAGRO; SCHILLING, 2006).

No entanto, poucos são os estudos que descrevem matematicamente essa relação (Cole 1995a). Foram encontrados modelos logísticos em dois trabalhos com vários tipos de vegetação (COLE, 1987; DENMARK *et al.* 1981 apud COLE, 1995a). Um resultado interessante mostrou que a relação entre a intensidade do pisoteio e a resposta da vegetação tende a ser menos curvilínea conforme aumenta a resistência da vegetação, porém, não foi apresentada nenhuma explicação para esse resultado (COLE, 1987).

Diversos estudos apontam para a existência de um limiar de vulnerabilidade para certos tipos de vegetação. Nesses casos, a vegetação seria capaz de resistir aos danos à medida

que a intensidade do pisoteio aumentasse; porém, uma vez ultrapassado esse limiar o dano aumentaria com o aumento da intensidade (COLE, 1995a). Outros trabalhos apresentaram dados que concordam com a existência de limiares (WHINAM; CHILCOTT, 1999, 2003). Na comunidade de dunas do sudeste brasileiro, observou-se que, a partir de 500 passadas, a interferência poderia ser dobrada sem ocorrer mudança na resposta da cobertura vegetal; e que, no caso da altura da vegetação, o limite apareceu nas 200 passadas, com pouca mudança em intensidades superiores de pisoteio.

I.7. Vulnerabilidade, resistência e resiliência

Esses termos, comuns na literatura específica e amplamente usados, são por vezes interpretados de maneiras diversas por autores distintos.

A vulnerabilidade, susceptibilidade ou sensibilidade de uma dada comunidade vegetal pode ser considerada como sua capacidade para resistir às alterações provocadas pelo pisoteio (BOUCHER *et al.*, 1991; COLE; BAYFIELD, 1993). Portanto, nesse caso são usados como conceitos opostos ao de resistência.

Porém, a vulnerabilidade pode ser entendida como um conceito mais amplo, que envolve três atributos do ecossistema, a resistência, a resiliência e a tolerância (COLE, 1995b).

A resistência pode ser medida, por exemplo, como a quantidade de pisoteio necessária para causar uma dada quantidade de impacto (COLE; BAYFIELD, 1993, COLE, 1995a, 1995b; SUN; LIDDLE, 1991). Um indicador de resistência relativamente fácil de obter foi proposto por Liddle (1975b), definido como o número de passadas necessárias para reduzir a 50% a cobertura ou biomassa vegetal original (I_{50}).

A vantagem de usar índices como esse é porque permitem fazer comparações entre tipos vegetais diferentes (COLE; BAYFIELD, 1993). Por exemplo, considerando o I_{50} , os

valores podem variar entre 17 passadas em bosques de eucalipto na Austrália (LIDDLE, 1991), 25 passadas em comunidades alpinas dominadas por espécies pouco resistentes, até valores de 200 ou 500 passadas em comunidades dominados por espécies mais resistentes (COLE; BAYFIELD, 1993), ou até 1.475 passadas em pradarias subtropicais da Austrália (LIDDLE, 1991)

Outro aspecto da vulnerabilidade a ser considerado diz respeito à capacidade de uma comunidade vegetal se recuperar do impacto após esse ter cessado. Trata-se da resiliência (BOUCHER *et al.*, 1991; KUSS, 1986), podendo ser estimada considerando a quantidade de recuperação que ocorre após um dado nível de pisoteio. Por exemplo, pode ser usada a recuperação que se segue em uma comunidade após um período de um ano e depois de ter sofrido perdas de 50% (COLE; BAYFIELD, 1993).

A vulnerabilidade pode ter ainda mais um aspecto, podendo ser definida comparando-se as condições originais da vegetação e aquelas após um ciclo completo de dano e recuperação. Essa característica foi definida por Cole e Bayfield (1993) como tolerância e integra os conceitos de resistência e resiliência. Uma medida da tolerância sugerida é considerar o número de passadas que uma comunidade pode suportar, de forma que possa voltar a recuperar pelo menos 75% da sua cobertura, após um ano do pisoteio (COLE; BAYFIELD, 1993).

Cole e Bayfield (1993) defenderam que o modo mais apropriado para caracterizar a vulnerabilidade varia entre estudos e propuseram outros índices para os três atributos: o índice de resistência, que seria a cobertura vegetal relativa média (%) para todas as intensidades de pisoteio entre 0 e 500 passadas (2 semanas depois da perturbação); o índice de tolerância, que seria a cobertura vegetal relativa média (%) para todas as intensidades de pisoteio entre 0 e 500 (1 ano depois); e o de resiliência, que seria a diferença entre os dois primeiros índices.

As diferenças encontradas na vulnerabilidade, no seu sentido mais amplo, frente aos impactos do pisoteio entre tipos vegetais têm sido explicadas em função de características relacionadas com a quantidade total de cobertura vegetal, a biomassa, a estrutura da vegetação, a diversidade, a composição de espécies, e a resistência individual das espécies (HAMMITT; COLE, 1998; KUSS, 1986; KUSS; GRAEFE; VASKE, 1990; LIDDLE, 1975a, 1975b).

A resistência das espécies ao pisoteio está fortemente influenciada por características morfológicas (formas de vida e crescimento) e anatômicas, como a presença de hastes e folhas flexíveis, a constituição por células pequenas a suculência e o turgor que exercem influência direta na capacidade de resistência aos danos mecânicos (KUSS, 1986; LIDDLE, 1991; SUN; LIDDLE, 1993a, 1993b).

Outras características associadas à vulnerabilidade são as preferências de habitats, o comprimento da atividade sazonal e a altura das plantas (KUSS, 1986). Em diversos estudos, as plantas mais baixas sobreviveram melhor em áreas pisoteadas, o que parece estar mais relacionado com a plasticidade fenotípica das espécies do que com a determinação genética (LIDDLE, 1991).

A resistência relativa das espécies é afetada sazonalmente em função da fase do ciclo de vida em que as plantas se encontram, crescimento, rebrotamento ou reprodução, quando o uso ocorre (KUSS, 1986; HAMMITT; COLE, 1998).

Um outro fator que influencia é o estrato ao qual pertencem as plantas, sendo que impactos no estrato herbáceo podem gerar tanto uma diminuição na riqueza de espécies como na equitatividade, podendo levar ao desaparecimento de determinadas espécies mais sensíveis ou ao estabelecimento daquelas mais resistentes. Nos estratos arbóreo e arbustivo, os impactos devem-se mais a danos nas estruturas aéreas das plantas (HAMMITT; COLE, 1998).

Liddle (1975b) identificou três fatores principais relacionados à tolerância das comunidades vegetais ao pisoteio: a estrutura das plantas, o potencial para o rebrotamento e as condições ambientais. Por outro lado, a resiliência parece estar mais relacionada com características ambientais, como o tipo de solo e a umidade, do que com características da própria vegetação (COLE; BAYFIELD, 1993).

Em relação ao uso recorrente, os poucos dados existentes indicam que a capacidade de uma dada comunidade vegetal para resistir ao uso recorrente pode ser função da sua capacidade para recuperação mais do que da sua resistência (COLE, 1995a).

1.8. Implicações para o manejo

Desde a origem da Ecologia da Recreação, uma preocupação sempre presente refere-se às implicações dos seus estudos e resultados para o manejo da visitação pública em áreas naturais (LIDDLE, 1991)

Trata-se de um grande desafio para os gestores dessas áreas, muitas delas protegidas em Unidades de Conservação, necessitando tornar compatível um binômio aparentemente antagônico, o uso e a conservação dos recursos naturais.

Os órgãos responsáveis pela gestão e manejo das atividades recreativas em áreas naturais têm adotado algumas estratégias que podem ser agrupadas em quatro categorias simples: planejamento, manejo, educação e regulamentação (SUN; WALSH, 1998).

As estratégias específicas a serem adotadas dependem dos objetivos de manejo para as áreas naturais. Devem ser sempre levantadas questões como: Trata-se de preservar espécies ameaçadas ou de preservar a integridade física das áreas? Quanto de mudança será permitida? (KUSS, 1986). Questões que envolvem tanto conhecimento técnico e científico como juízos de valor (TAKAHASHI, 2004).

Além de tentar influenciar no comportamento dos visitantes, com educação e regulamentação, o manejo deve envolver estratégias que influenciem na quantidade, no tempo e na localização do uso (COLE, 1987). Algumas ações específicas podem ser: limitar o uso (COLE, 1987; GRAEFE; KUSS; VASKE, 1990); desestimular o uso em locais altamente impactados, procurando localizar trilhas ou áreas de acampamento em locais mais resistentes ao uso e/ou fechar trilhas ou campings para sua recuperação (COLE, 1987); aumentar a oferta no espaço ou no tempo, aumentando a durabilidade do recurso ou diminuindo o nível do impacto (KUSS, 1986).

No entanto, muitas medidas adotadas não tiveram o suporte da pesquisa e do monitoramento (SUN; WALSH, 1998), tendo sido tomadas normalmente sem entender como a quantidade, tempo e a localização do uso influenciavam os impactos (COLE, 1987).

O papel da pesquisa é, portanto, fornecer dados quantitativos que dêem o suporte para as tomadas de decisão e que sirvam para nortear o manejo da visitação em áreas naturais.

Conhecer quais comunidades e espécies são mais ou menos vulneráveis aos impactos e por ser fundamental, por exemplo, para direcionar o uso à áreas mais resistentes ou àquelas que recuperam melhor. Resultados como os que indicam a não linearidade entre o nível de uso e o impacto implicam em que só reduzir o uso para níveis baixos de uso não previne impactos substanciais (BOUCHER *et al.*, 1991).

Fazer um rodízio de trilhas ou dispersar o uso pode ser uma boa estratégia em lugares onde os níveis de pisoteio possam ser mantidos abaixo dos limiares (WHINAM; CHILCOTT, 1999). Se isso não for possível, então o melhor seria concentrar o uso, reduzindo a área a ser “sacrificada” (COLE, 1995b; WHINAM; CHILCOTT, 1999).

Em áreas muito resilientes, como em Florestas Pluviais Tropicais, uma forma eficaz de controlar os impactos do pisoteio pode ser o fechamento completo das trilhas e áreas de

acampamento por um período, para suas recuperações. Uma estratégia seria a de criar um mosaico de áreas perturbadas e de manchas em recuperação (BOUCHER *et al.*, 1991).

I.9. Conclusões

No Brasil, onde a preocupação com a avaliação da influencia das atividades recreativas sobre o ambiente é muito recente, na prática as áreas recreativas são estabelecidas, em sua maioria sem o adequado planejamento colocando em risco os ecossistemas e provocando sérios danos ao ambiente (TAKAHASHI, 2004).

Há falta de estudos quantitativos que forneçam respostas sobre as relações entre o uso e seus efeitos sobre a vegetação. Até o momento, pouquíssimos estudos experimentais de pisoteio foram publicados em ambientes brasileiros: um em vegetação de dunas no sudeste brasileiro (TALORA; 2007, TALORA; MAGRO; SCHILLING, 2006) e um sobre impactos na fauna de costões rochosos (FERREIRA, 2006).

Portanto, esforços devem ser direcionados na realização de pesquisas experimentais para melhor compreensão dos efeitos das atividades recreativas sobre os recursos naturais se os objetivos de conservação das áreas que se pretende conservar sejam atingidos.

Referências bibliográficas

- ASPINALL, R. J.; PYE, A. M. The effect of trampling on limestone grassland in the Malham area of North Yorkshire. **Journal of Biogeography**, v. 14, 105 – 115, 1987.
- BAYFIELD, N.G. Recovery of four montane heath communities on Cairngorm, Scotland, from disturbance to trampling. **Biological Conservation**, v. 15, 165-179, 1979.
- BOUCHER, D.H.; AVILES, J.; CHEPOTE, R.; GIL, O.E.D.; VILCHEZ B. Recovery of trailsides vegetation from trampling in a Tropical Rain Forest. **Environmental Management**, v. 15, p.257-262, 1991.

- BOWLES, J. M.; MAUN, M. A. A study of the effects of trampling on the vegetation of Lake Huron sand dunes at Pinery Provincial Park. **Biological Conservation**, v. 2, n. 4, p. 273-283, 1982.
- BROWN, J. H. Jr.; KALISZ, S. P.; WRIGHT, W. R. Effects of recreational use on forested sites. **Environmental Geology**, v. 1, n. 5, p. 425-431, 1977.
- BURDEN, R. F.; RANDERSON, P. F. Quantitative studies of the effects of human trampling on vegetation as an aid to the management of semi-natural areas. **Journal of Applied Ecology**, v. 9, n. 2, p. 439-457, 1972.
- CHAPPEL, H. G. *et al.*, The Effect of Trampling on a Chalk Grassland Ecosystem. **Journal of Applied Ecology**, v. 8, n. 3, p. 869-882, 1971.
- COLE, D. N. Estimating the susceptibility of wildland vegetation to trailside alteration. **Journal of Applied Ecology**, v.15, p. 281-286, 1978.
- _____. Vegetational changes associated with recreational use and fire suppression in the Eagle Cap Wilderness, Oregon: some management implications. **Biological Conservation**, v. 20, p. 247-270, 1981.
- _____. Effects of three seasons of experimental trampling on five montane forest communities and a grassland in Western Montana, USA. **Biological Conservation**, v. 40, p. 219-244, 1987.
- _____. **The wilderness threats matrix**: a framework for assessing impacts. United States Department of Agriculture Forest Service. Intermountain Research Station, 1994. (Research Paper INT 475). Disponível em: <http://www.fs.fed.us/rm/pubs/int_rp475/>. Acesso em: 04 de agosto de 2003.
- _____. Experimental trampling of vegetation I: relationship between trampling intensity and vegetation response. **Journal of Applied Ecology**, v. 32, p. 203-214, 1995a.
- _____. Experimental trampling of vegetation II: predictors of resistance and resilience. **Journal of Applied Ecology**, v. 32, p. 215-224, 1995b.

- COLE, D.N., BAYFIELD, N.G., Recreational trampling of vegetation: standard experimental procedures. **Biological Conservation**, v.63, p. 209–215, 1993.
- COLE, D.N.; MARION J.L. Spatial and temporal variation in soil and vegetation impacts on campsites. **Ecological Applications**, v.6, n.2, p. 520-530, 1996.
- DALE, D.; WEAVER, T. Trampling effects on vegetation of the trail corridors of North Rocky Mountain Forest. **Journal of Applied Ecology**, v. 11, p. 767 - 772, 1974.
- FERREIRA, M. N. **Efeitos do pisoteio humano nos povoamentos de *Isognomon bicolor* (Bivalvia: Pteroida) e *Chthamalus bisinuatus* (Cirripedia: Thoracica) de um costão rochoso na Praia do Obuseiro, Guarujá, São Paulo.** 2006. 108f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.]
- GALLET, S.; ROZÉ, F. Resistance of Atlantic Heathlands to trampling in Brittany (France): influence of vegetation type, season and weather conditions. **Biological Conservation**, v.97, p189–198, 2001.
- _____. Long-term effects of trampling on Atlantic Heathland in Brittany (France): resilience and tolerance in relation to season and meteorological conditions. **Biological Conservation**, v.103, p. 267–275, 2002.
- GALLET, S.; LEMAUVIEL, B.S.; ROZÉ, F. Responses of three Heathland Shrubs to single or repeated experimental trampling. **Environmental Management**, v. 33, n. 6, p. 821–829, 2004.
- GÓMEZ-LIMÓN, F. J.; de LUCIO, J. V. Recreational activities and loss of diversity in grasslands in Alta Manzanares Natural Park, Spain. **Biological Conservation**, v. 74, p. 99 - 105, 1995.
- GRAEFE, A.R.; KUSS, F.R.; VASKE, J.J. **Visitor impact management: the planning framework.** Washington, D.C: National Parks and Conservation Association, 1990.
- HAMMITT, W.E.; COLE, D.N. **Wildland recreation: ecology and management.** 2. ed. New York: J. Wiley, 1998.

- KUSS, F.R. A review of major factors influencing plant responses to recreation impacts. **Environmental Management**, v. 10, p.637-650, 1986.
- KUSS, F.R.; GRAEFE, A.R.; VASKE, J.J. **Visitor impact management**: a review of research. Washington, D.C: National Parks and Conservation Association, 1990.
- LIDDLE, M. J. A selective review of the ecological effects of human trampling on natural ecosystems. **Biological Conservation**, v. 7, p. 17-36. 1975a
- _____. A theoretical relationship between the primary productivity of vegetation and its ability to tolerate trampling. **Biological Conservation**, v. 8, 251-255, 1975b.
- _____. Recreation Ecology: Effects of Trampling on Plants and Corals. **Tree**, v.6, p. 13-17, 1991.
- LIDDLE, M. J.; GRIEG-SMITH, P. A survey of tracks and paths in a sand dune ecosystem. II: vegetation. **Journal of Applied Ecology**, v. 12, 909- 930, 1975.
- MAGRO, T.C. **Impactos do uso público em uma trilha no Planalto do Parque Nacional do Itatiaia**. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 1999. 135 f., 1999.
- MARION, J.L.; COLE, D.N. Spatial and temporal variation in soil and vegetation impacts on campsites. **Ecological Applications**, v. 6, n. 2, p. 520-530, 1996.
- MONZ, C.A.; COLE, D.N. JOHNSON, L.A.; SPILDE, D.R. Response of Five Native Plant Communities to Trampling in The Wind River Range, Wyoming, USA. **Bulletin Ecological Society of America**, v. 75,n. 2, p. 158,1994.
- MONZ, C.A.; POKORNY, T.; FREILICH, J; KEHOE S.; AYERS-BAUMEISTER, D. **The consequences of trampling disturbance in two vegetation types at the Wyoming Nature Conservancy's Sweetwater River Project Area**. USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-15-VOL-5. 2000. Disponível em: <<http://leopold.wilderness.net/research>>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2003.
- MONZ, C. A. The response of two arctic tundra plant communities to human trampling disturbance. **Journal of Environmental Management**, v. 64, 207–217, 2002.

- ROOVERS, P., BAETEN, S.; HERMY, M. Plant species variation across path ecotones in a variety of common vegetation types. **Plant Ecology**, 170: 107–119, 2004.
- SUN, D.; LIDDLE, M.J. Field Occurrence, Recovery, and Simulated Trampling Resistance and Recovery of Two Grasses. **Biological Conservation**, v. 57, p. 187-203, 1991.
- _____. A survey of trampling effects on vegetation and soil in eight tropical and subtropical sites. **Environmental Management**, v. 17, p.497-510, 1993a.
- _____. Plant morphological characteristics and resistance to simulated trampling. **Environmental Management**, v. 17, p.511-521, 1993b.
- SUN, D.; WALSH, D. Review of studies on environmental impacts of recreation and tourism in Australia. **Journal of Environmental Management**, v.53, p.323-338, 1998.
- TAKAHASHI, L.Y. Limite aceitável de câmbio (LAC): manejando e monitorando visitantes. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 1., 1997, Curitiba. **Anais**. Curitiba: Rede Nacional Pró Unidades de Conservação, 1997a. v. 1, p. 445-464.
- _____. **Uso público em Unidades de Conservação**. Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2004. p. 40. (Cadernos de Conservação, ano 02, n. 02).
- TAKAHASHI, L.Y.; MILANO, M.S.; TORMENA, C.A. Indicadores de impacto para monitorar o uso público no Parque Estadual Pico do Marumbi – Paraná. **Sociedade de Investigações Florestais**, v.29, n.1, p.159-167, 2005.
- TALORA, D.C. **Efeitos do pisoteio experimental sobre a vegetação de dunas do Parque Estadual da Serra do Mar**, Picinguaba, Ubatuba, SP. Tese (Doutorado) escola Superior de agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2007.
- TALORA, D.C.; MAGRO, T.C.; SCHILLING, A.C. Trampling Impacts on Coastal Sand Dune Vegetation in Southeastern Brazil. In: Siegrist, D., Clivaz, C., Hunziker, M, Iten, S. (eds.). **Exploring the nature of Management**: proceedings of the Third International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas. Rapperswil: University of Applied. 2006.

WEAVER, T.; DALE, D. Trampling effects of hikers, motorcycles and horses in meadows and forests. **Journal of Applied Ecology**, v. 15, p. 451 – 457, 1978.

WHINAM, J.; CHILCOTT, N. Impacts of trampling on alpine environments in central Tasmania. **Journal of Environmental Management**, v. 57, p.205-220, 1999.

_____. Impacts after four years of experimental trampling on alpine /sub-alpine environments in western Tasmania. **Journal of Environmental Management**, v. 67, p.339-351, 2003.

Capitulo II

Material e Métodos

II.1. Áreas de estudo

Foram estudados remanescentes de Floresta Pluvial Tropical Atlântica em três Unidades de Conservação (UCs), no Estado de São Paulo, Brasil (Fig. II.1), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba (RBASP) e Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP). Essas UCs foram selecionadas por serem de uso público (pesquisa, educação ambiental e/ou visitação) e por existir interesse no manejo dos impactos derivados desse uso com base em indicadores quantitativos.

II.2. Parque Estadual das Fontes do Ipiranga

O Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) está localizado na parte sudeste do município de São Paulo, limite com o município de Diadema (SP), entre as coordenadas 23°38'08''-23°40'18''S e 46°36'48''-46°38'00''W (Figura II.1). O PEFI constitui um dos mais significativos remanescentes de Floresta Pluvial Tropical Atlântica inserido em área urbana do país, possuindo uma área total de 526,38 ha., sendo que 357 ha. são de Reserva Biológica (BARBOSA; POTOMATI; PECCININI, 2002; FERNANDES; REIS; CARVALHO, 2002).

O clima na região do PEFI, inserido no contexto da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, enquadra-se como Cwb, segundo a classificação de Köppen (1948). É um clima temperado, com regime de chuvas no verão, inverno seco com precipitação anual média acima de 1.000mm, temperatura média do mês mais quente abaixo de 22°C e a do mês mais frio abaixo de 18°C (STRUFFALDI-DE-VUONO, 1985; SANTOS; FUNARI, 2002).

Quanto à geologia, a área de estudo localiza-se em região de contato entre as rochas pré-cambrianas, pertencentes ao Complexo Embu, e os sedimentos da Bacia Sedimentar de São Paulo. Identificam-se na área as seguintes unidades geológicas: sedimentos quaternários dispostos em planícies aluviais; depósitos de provável idade terciária que ocorrem na porção

noroeste do Parque; e rochas pré-cambrianas que ocupam uma grande parte do PEFI (FERNANDES; REIS; CARVALHO, 2002).

A respeito da geomorfologia, a área está inserida na Província do Planalto Atlântico, Zona do Planalto Paulistano. Essa zona apresenta relevo suavizado, com altitudes médias entre 770 e 825m e com topografia pouco movimentada (STRUFFALDI-DE-VUONO, 1985). Nessa zona aparecem morros e espigões de altitudes entre 715 e 900m e contém, na área centro-norte, a Bacia de São Paulo.

De modo geral, o modelado dominante é constituído por formas de topos convexos, predominante nos lados leste, sudeste, centro-sul e sul sudoeste, evidenciando as cotas altimétricas mais elevadas. Constan também os patamares convexizados, que são superfícies aplanadas, com topos convexos de curvatura ampla e com cotas altimétricas mais modestas (abaixo de 800m), predominando nas áreas localizadas nas porções oeste, noroeste e norte do Parque, próximos ao contato com a Bacia Sedimentar de São Paulo. Um terceiro modelado consiste nas planícies aluvias/colúvias, que são superfícies aplanadas localizadas nas margens dos canais fluviais e dos lagos, em cotas altimétricas abaixo de 775m, nos lados norte, oeste e, principalmente, na porção central do PEFI. Existem, ainda, formas antrópicas pretéritas e atuais, como cortes em vertentes e terraplenagens (FERNANDES; REIS; CARVALHO, 2002).

O solo é do tipo latossolo vermelho-amarelo fase rasa, de textura média, com acidez muito alta, rico em matéria orgânica na superfície, oriunda principalmente do sub-bosque denso e à alta mortalidade de indivíduos (PENHALBER, 1995).

A vegetação do PEFI pertence ao domínio da Floresta Pluvial Tropical Atlântica, compreendendo uma zona de transição florística entre a floresta ombrófila densa e floresta estacional semidecidual de planalto (STRUFFALDI-DE-VUONO, 1985; GOMES; MANTOVANI, 2001; BARROS *et al.* 2002).

O PEFI esteve sujeito a numerosas perturbações, cujas principais causas derivam de sua localização urbana, tais como: chuva ácida, poluição atmosférica, efeito de “ilha de calor” e isolamento, dentre outros. Outras causas esporádicas foram extração de madeira e plantas ornamentais, caça e fogo ao longo dos limites do Parque (GOMES; MANTOVANI; KAGEYAMA, 2003). Por isso, a vegetação do PEFI é constituída por áreas florestais secundárias em processo de regeneração formando um mosaico de fases sucessionais distintas (PIVELLO; PECCININI; 2002).

O PEFI contém diversas categorias de UCs, sendo que a área selecionada para a instalação do experimento está localizada na Reserva Biológica, cujo objetivo principal é a preservação. Sua gestão é de responsabilidade do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo e o Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo.

A área é considerada como uma das que se encontra em melhor estado de conservação do PEFI (STRUFFALDI-DE-VUONO, 1985, PIVELLO; PECCININI; 2002). Os resultados obtidos em um estudo de dinâmica florestal sugeriram que esse trecho de floresta encontra-se em processo de recuperação após algum evento de distúrbio (GOMES; MANTOVANI; KAGEYAMA, 2003).

Situada em um espigão, aproximadamente a 815m acima do nível do mar (PIVELLO; PECCININI, 2002;), a vegetação na área é uma floresta com dossel heterogêneo e porte alto. Caracteriza-se pela presença de árvores com alturas acima de 10m que ocorrem esporadicamente e não formam dossel, o que ocorre entre 5 e 7m. O sub-bosque constitui-se de marantáceas, gramíneas, raros arbustos e arvoretas, e em alguns trechos com grande frequência de pequenas palmeiras do gênero *Geonoma*. A quantidade de epífitas é relativamente baixa; ocorrem muitas lianas e cipós, principalmente concentrados em clareiras.

Além das lianas, ocorrem muitas espécies pioneiras e agressivas, como *Chusquea* sp. (PIVELLO; PECCININI, 2002).

Embora com seus limites demarcados desde 1893, o PEFI foi criado oficialmente em 1969. Tem grande importância do ponto de vista científico, educacional e cultural, com umas das mais importantes coleções de plantas das Américas, possuindo áreas abertas para visitação para receber milhares de pessoas por ano (BARBOSA; POTOMATI; PECCININI, 2002).

Atualmente, existe uma considerável malha de trilhas, para usos diferentes como manutenção, passagens de moradores do entorno e coletas científicas, e com diferentes graus de manutenção. Muitas picadas, caminhos e trilhas foram abertos de acordo com a necessidade do momento, porém sem planejamento ou preocupação com a preservação do fragmento florestal (HIRATA, 2006).

II.3. Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba

A Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba (RBASP) está localizada no Alto da Serra do Mar, em Santo André (SP), entre as coordenadas 23°46'00"-23°47'10"S e 46°18'20"-46°20'40"W (Figura II.1). Localizada na borda do Planalto Atlântico e com uma área de 336ha, a Reserva está coberta predominantemente pela Floresta Pluvial Tropical sub-montana, cuja principal característica é a grande diversidade em espécies vegetais que existiam no passado (DOMINGOS; LOPES; STRUFFALDI-DE VUONO, 2000).

A Reserva está assentada em formações geológicas das fases Pré-Carbonífero, Holoceno e formação Cenozóica indiscriminada (ROSSI; PFEIFER; MATTOS, no prelo). O relevo é tipicamente montanhoso, com altitudes variando entre 750 e 900m, apresentando declividades bastante acentuadas, podendo atingir até 65%. Devido a isso e à geologia, constituída por rochas metamórficas do embasamento cristalino brasileiro, são áreas sujeitas a eventos como

escorregamentos, erosões e deslizamentos de terras, bastante desfavoráveis à ocupação (SILVA; 2000). Os solos predominantes são latossolo vermelho-amarelo háplico e cambissolo distrófico (ROSSI; PFEIFER; MATTOS, no prelo; DOMINGOS; LOPES; STRUFFALDI-DE VUONO, 2000).

O clima da região enquadra-se como Cfb, segundo a classificação de Köppen (1948), variando de clima temperado super úmido (no alto da serra) a tropical super úmido (ao nível do mar), ambos sem estação seca (ROSSI; PFEIFER; MATTOS, no prelo). A temperatura média anual é de 17.9°C e a umidade relativa é frequentemente entorno de 100% (DOMINGOS; LOPES; STRUFFALDI-DE VUONO, 2000).

A RBASP está localizada, predominantemente, na bacia hidrográfica do reservatório Billings e, parcialmente, na Bacia do rio Mogi. Constitui uma importante região de mananciais do rio Grande e de nascentes dos córregos formadores do rio Mogi.

A área sofreu algumas perturbações de origem antrópica, em parte devido à construção da estrada de ferro Santos–Jundiaí, que tornou a Reserva alvo para a extração de madeira (SILVA, 2000), de palmito, musgos e plantas ornamentais. Mas, devido sua localização no vale do rio Mogi, o principal problema sofrido pela RBASP foi devido à poluição atmosférica emitida pelo complexo industrial de Cubatão, desde a década de 1960.

Isso causou declínio da estrutura da floresta em diferentes graus, em função dos ventos dominantes, e afetou o processo de ciclagem de nutrientes. As principais consequências do estresse causado pela poluição foram detectadas no fluxo de nutrientes no compartimento da serapilheira acumulada sobre o solo (DOMINGOS; LOPES; STRUFFALDI-DE VUONO, 2000).

Apesar desse histórico, a RBASP apresenta vegetação secundária com alguns testemunhos de mata primária em locais acidentados, de difícil acesso e menos afetados pela

poluição. A formação vegetal natural da área caracteriza-se por um estrato arbóreo variando entre 5 e 10m e um estrato arbustivo-herbáceo (DOMINGOS, 1987).

A área escolhida para o estudo experimental foi caracterizada como uma mata alta, situada em uma vertente oposta a da bacia do rio Mogi, foi menos afetada pela poluição atmosférica devido à própria irregularidade do terreno. A cobertura é descontínua e irregular, com dossel em torno de 10 a 12 m de altura, emergentes que chegam a 20 m de altura, e estratificação das árvores pouco definida. O estrato herbáceo, bastante expressivo em relação à fisionomia anterior, abriga bastantes bromeliáceas e samambaias terrestres. O solo é úmido, apresentando uma camada de serapilheira relativamente espessa e pouco decomposta (SUGIYAMA *et al.*, no prelo).

As Reservas Biológicas são Unidades de Conservação (UCs) destinadas à preservação integral da biota e demais atributos naturais existentes em seus limites, onde são permitidas a pesquisa e a visitação pública unicamente com objetivo educacional, segundo a Lei nº 9.985 que criou o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (BRASIL, 2002). A RBASP, apesar de não ter sido formalmente oficializada como uma Unidade de Conservação, é reconhecida como Reserva Biológica (SILVA, 2000) e atualmente está em processo de reavaliação e ainda sem Plano de Manejo. Sua gestão é de responsabilidade do Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo.

A origem da RBASP remonta a 1909, quando uma pequena área foi adquirida para a fundação de uma estação ecológica destinada, principalmente, à conservação ambiental, à pesquisa e à educação (HOEHNE, 1925). Desde sua origem apresenta uma malha de trilhas e picadas que foram utilizados para fins científicos e educacionais, muitas das quais subsistem até hoje, acrescidos novos trajetos (SILVA, 2000).

II.4. Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba

O Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP) está localizado entre as coordenadas 23°46'15" 23°46'41"S e 46°17'30" 46°18'16"W (Fuira II.1), com área de 426ha, fazendo divisa com o Parque Estadual da Serra do Mar (administrado pelo Governo Estadual), formando assim junto com a RBASP um grande cinturão de floresta. O Parque localiza-se numa área de proteção de mananciais no município de Santo André, onde se encontram as nascentes do rio Grande, o maior rio formador do reservatório Billings.

O clima da região é tropical úmido, de tipo Afa (KÖPPEN, 1948). A umidade e a temperatura apresentam médias elevadas, com grande nebulosidade e com média anual de chuvas da ordem de 3.000mm, podendo chegar 4.000mm e ausência de estação seca. A temperatura média nos meses mais quentes é de 22°C e de 18°C nos mais frios (SANTO ANDRÉ, 2008).

O PNMNP está inserido no Planalto Paulistano, pertencente à Província Geomorfológica do Planalto Atlântico. O embassamento geológico é altamente intemperizado, o que resulta em um relevo muito acidentado, com declividades médias e altas e amplitudes topográficas de até 200m (SANTO ANDRE, 2008).

Quanto à geologia, o Parque é atravessado pela falha geológica de Cubatão, dividindo-o em dois complexos litólicos: o Costeiro e o Embu. No primeiro, localizado na parte SE, predominam encostas de morros bastante entalhadas, com declividades acentuadas, com amplitudes altimétricas podendo chegar a 200m e muito suscetíveis a escorregamentos. Na parte inserida no complexo Embu o relevo é ondulado, marcado por forte ação fluvial, com amplitudes altimétricas em torno de 60m podendo chegar a 100m e com declividades de encostas também acentuadas (SANTO ANDRÉ, 2008). As altitudes variam entre os 789m e os 1.174m, predominando altimetria superior a 850m.

Em relação aos solos, são identificadas duas unidades pedológicas representativas, o Cambissolo e o Latossolo Vermelho-Amarelo, e pontualmente ocorrem Neossolo Litólico e Gleissolo.

A vegetação do Parque é caracterizada pela formação Montana da Floresta Ombrófila Densa que ocupa as faixas de altitude de 500 a 1.500m (RADAMBRASIL, 1983 *apud* SANTO ANDRÉ, 2008). É uma vegetação bastante densa, com dossel de 20 a 30m e árvores emergentes de até 40m de altura, possuindo densa vegetação no sub-bosque, composta por arbustos e árvores menores, onde se destacam samambaias arborescentes, palmeiras e espécies de Myrtaceae e Rubiaceae, com uma rica diversidade de trepadeiras e epífitas (bromélias, orquídeas) cactos, samambaias, etc. (TONHASCA Jr., 2005 *apud* LIMA, 2007).

A ocorrência de geadas é característica da região, podendo ser muito fortes em anos atípicos, chegando a levar à mortalidade muitas arvores de dossel e emergentes, promovendo assim alterações no estrato arbóreo em escala maior que aquela devida à abertura de clareiras pela morte de indivíduos (SMA 1994 *apud* SANTO ANDRE, 2008).

A região sofreu no passado intenso extrativismo de madeira para instalação e manutenção da ferrovia Santos-Jundiaí e para ser usada como combustível para mover as caldeiras das locomotivas; além também dos processos erosivos da biodiversidade ocasionados pela poluição atmosférica gerada pelo pólo industrial de Cubatão principalmente entre as décadas de 1960 e 1980 (SANTO ANDRE, 2008). Por tudo isso, quase metade da mata que atualmente recobre o Parque é vegetação secundária em estágio avançado de regeneração (46,86%) e outros 40% se encontra em estágio médio (EKOS 2006 *apud* SANTO ANDRE, 2008).

Igualmente como nas outras duas UCs estudadas, para a implantação do experimento foi escolhida uma área considerada em bom estado de conservação.

O PNMNP é uma Unidade de Conservação Municipal criada pelo Decreto Municipal nº 14.937, de 5 de junho de 2003. A gestão e implementação de programas de manejo no Parque são feitas pela Subprefeitura de Paranapiacaba e Parque Andreense, de Santo André (SP).

O PNMNP conta com diversos atrativos, dentre eles seis trilhas abertas para visitação. Segundo dados da Sub-Prefeitura de Paranapiacaba e Parque Andreense (dados não publicados), desde sua criação o Parque recebe em média cerca de 15.500 visitantes por ano, bem distribuídos ao longo do ano, mas com maior concentração nos meses de maio a julho.

II.4. Escolha das áreas experimentais

Os experimentos foram instalados em três Unidades de Conservação representativas do bioma Mata Atlântica, em locais descritos como estando em melhor estado de conservação, tanto pela literatura como por mapeamentos disponíveis. Também foram percorridas trilhas procurando-se por remanescentes florestais que não apresentassem grandes clareiras ou não estivessem muito invadidos por bambus. Assim, nas três UCs, foram escolhidas áreas que se encontravam em estádios médios e avançados de regeneração (Figura II.2). Isso implicou em buscar algumas características ambientais, específicas de lugar, similares (HAMMITT; COLE, 1998) como a altura média do dossel e incidência de luz no sub-bosque. Outro critério utilizado foi o de que nas áreas selecionadas para os experimentos não houvesse evidências recentes de perturbações, buscando-se também o afastamento de trilhas ou caminhos pré-existentes. A tabela II.1 resume as características ambientais das áreas onde foram instalados os experimentos em cada área de estudo.

II.5. Desenho Experimental

O desenho experimental realizado é uma adaptação do que foi desenvolvido por Cole e Bayfield (1993) e, posteriormente, aplicado em diversos tipos de vegetação em regiões temperadas. Foram instaladas quatro parcelas (blocos) de 4,1 x 3,0m em cada Unidade de Conservação, separadas umas das outras por, aproximadamente, 20m. Cada bloco foi subdividido em cinco faixas de 50cm de largura separadas entre si por faixas-tampão de 40cm de largura. Foram atribuídos, aleatoriamente, tratamentos de intensidades de pisoteio em quatro faixas (25, 75, 200 e 500 passadas), deixando-se uma como controle (sem pisoteio). Cada passada constituiu-se pelo caminhar natural em cada faixa de tratamento, de forma a garantir que toda a largura da faixa fosse pisoteada, e tomando-se o cuidado de virar por fora da parcela para minimizar o impacto dessa ação (Figura II.3). As unidades amostrais foram quadros de 50 x 50cm, colocados de forma contígua umas às outras ao longo de cada faixa e deixando-se de 10 a 15cm em ambos os extremos para evitar a borda da parcela.

Apesar de não existirem diferenças nas respostas em função do peso e do tipo de calçado utilizado (COLE; BAYFIELD, 1993; COLE, 1995), buscou-se uma padronização para que os resultados fossem comparáveis com outros trabalhos, sendo o peso médio dos pisoteadores de 60-75 kg e o calçado usado, tênis comum.

Não foram registradas, na literatura, diferenças em relação à quantidade de impacto recebida durante um dia ou ter sido distribuída ao longo de alguns meses (COLE, 1987; COLE; BAYFIELD, 1993; WHINAM; CHILCOTT, 1999). Porém, o pisoteio no presente experimento foi completado durante um a três dias, no máximo, com o intuito de evitar variações devidas a mudanças nas condições climáticas.

II.6. Indicadores da resistência e resiliência

Em cada área foi medido um conjunto de variáveis com o objetivo de avaliar diversos aspectos da vegetação e sua subsequente resposta: cobertura vegetal do estrato herbáceo; riqueza (número) de tipos morfo-funcionais; cobertura relativa de cada tipo morfo-funcional do estrato herbáceo; e porcentagem de solo exposto (Tabela II.2)

A cobertura total foi estimada visualmente, em porcentagem, considerando todas as plantas vasculares e não-vasculares do estrato herbáceo. Apesar da avaliação visual parecer imprecisa e depender do observador, o método é um dos mais eficientes para o reconhecimento de tipos de vegetação na escala utilizada, como no caso do presente trabalho (PILLAR, 1996), sendo considerada um bom indicador da biomassa (LIDDLE, 1975a, 1975b).

Para avaliação mais precisa da cobertura, os quadros foram subdivididos em quadrículas de 10 x 10cm (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). Em cada quadrícula foram, então, estimadas as coberturas segundo uma escala em “classes de cobertura” que permitem avaliar, em porcentagem, a projeção da parte aérea da planta na superfície da parcela. A escala utilizada foi de: 0, 5, 5-10, 10-25, 25-50, 50-75, 75-90, 100% (CAUSTON, 1988).

A riqueza dos tipos morfo-funcionais foi feita seguindo uma classificação “a priori” baseada em dados obtidos da literatura e na experiência de campo, sendo amplamente discutida no Capítulo 4.

Finalmente, estimou-se a porcentagem de solo exposto, ou seja, a proporção de solo totalmente desprovida de vegetação viva (COLE; BAYFIELD, 1993) e sem a camada de serapilheira (COLE, 1987; WHINAM; CHILCOTT, 1999, 2003).

Com o intuito de verificar características relacionadas à resistência da vegetação, as medidas foram feitas antes do pisoteio e duas semanas depois do experimento, tempo esse deixado por acreditar-se que os maiores efeitos do pisoteio não aparecem de maneira imediata

(COLE; BAYFIELD, 1993). Para verificar se as variáveis estudadas estavam relacionadas com a resiliência, as medidas foram repetidas.

No PEFI as medidas iniciais e os tratamentos foram feitos entre os meses de junho e julho de 2005 e repetidas após seis meses da aplicação do impacto.

Na RBASP e no PNMNP, foram realizadas durante os meses de junho e julho de 2006, na mesma estação do ano, para reduzir o efeito da sazonalidade, e repetidas três meses e um ano após o tratamento.

Referências Bibliográficas

- BARBOSA, L.M.; POTOMATI, A; PECCININI, A.A.:PEFI: histórico e legislação. In: BICUDO, D.C.; FORTI, M.C.; BICUDO, C.E.M. (Orgs). **Parque Estadual Fontes do Ipiranga (PEFI):** unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. São Paulo: Editora Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2002. p.15-26.
- BARROS, F. et al. A flora fanerogâmica do PEFI: composição, afinidade e conservação. In: BICUDO, D.C.; FORTI, M.C.; BICUDO, C.E.M. (Orgs). **Parque Estadual Fontes do Ipiranga (PEFI):** unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. São Paulo: Editora Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2002. p.93-110.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Diretoria de Ecossistemas. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza –SNUC.** Lei No. 9.985, de 18 de Julho de 2000. Brasília: IBAMA, 2002.
- CAUSTON, D.R. **An introduction to vegetation analysis:** principles, practice and interpretation. London: Unwin Hyman, 1988.
- COLE, D.N. Effects of three seasons of experimental trampling on five montane forest communities and a grassland in Western Montana, USA. **Biological Conservation**, v. 40, p. 219-244, 1987.

- _____. **Recreational trampling experiments**: effects of trampler weight and shoe type. US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station. Research Note INT-RN-425, 1995.
- COLE D.N.; BAYFIELD, N.G. Recreational trampling of vegetation: standard experimental procedures. **Biological Conservation**, v. 63, p. 209-215, 1993.
- DOMINGOS, M **Aspectos da ciclagem de nutrientes na Reserva Biológica de Paranapiacaba (São Paulo), sujeita aos poluentes aéreos do complexo industrial de Cubatão**. 165p. Tese (Mestrado em Ciências) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1987.
- DOMINGOS, M.; LOPES, M.I.M.S.; STRUFFALDI-DE VUONO, Y. Nutrient cycling disturbance in Atlantic Forest sites affected by air pollution coming from the industrial complex of Cubatão, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.23, n.1, p.77-85, 2000.
- FERNANDES A.J.; REIS, L.A.M.; CARVALHO, A. Caracterização do Meio Físico. In: BICUDO, D.C.; FORTI, M.C.; BICUDO, C.E.M. (Orgs). **Parque Estadual Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo**. São Paulo: Editora Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2002. p.49-62.
- GOMES, E.P.C.; MANTOVANI, W. Size structure of six tree populations in a Subtropical Rain Forest in Southeastern Brazil. **Naturalia**, v.26, p. 131-158, 2001.
- GOMES, E. P. C.; MANTOVANI, W.; KAGEYAMA, P. Y. Mortality and recruitment of trees in a secondary Montane Rain Forest in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n.1, p. 47-60, 2003.
- HAMMITT, W.E.; COLE, D.N. **Wildland recreation: ecology and management**. 2. ed. New York: J. Wiley, 1998.
- HIRATA, J.K.R. **Composição florística e estrutura do componente arbóreo sob interferência de trilhas no Parque Estadual Fontes do Ipiranga, São Paulo, Brasil**. 2006. 91f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Botânica, São Paulo, 2006.
- HOEHNE, F.C. Álbum da seção de Botânica do Museu Paulista e suas dependências, etc. São Paulo: Imprensa Metodista, 1925.
- KÖPPEN, W. **Climatologia**. Ed. Fondo de Cultura Económica. México, 1948.

- LIDDLE, M. J. A selective review of the ecological effects of human trampling on natural ecosystems. **Biological Conservation**, v. 7, p. 17-36. 1975a
- _____. A theoretical relationship between the primary productivity of vegetation and its ability to tolerate trampling. **Biological Conservation**, v. 8, 251-255, 1975b.
- LIMA, M.E.L. **Estudo florístico do componente arbóreo de um trecho de FLORESTA Ombrófila Densa Montana do Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP), Santo André – São Paulo**. 47f. 2007. Monografia (Pós-Graduação *Lato Sensu* em Botânica) LAVRAS, MINAS GERAIS – BRASIL, 2007
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and Methods of Vegetation Ecology**. Wiley, New York. 1974.
- PENHALBER, E.F. **Fenologia, chuva de sementes e estabelecimento de plântula em um trecho de mata em São Paulo, SP**. 1995. 124f. Tese (Mestrado em Ciências) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.
- PILLAR, V.D. 1996. **Descrição de comunidades vegetais**. UFRGS, Departamento de Botânica. Disponível em:< <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br>>. Acesso em: 16 de outubro de 2008.
- PIVELLO, V.R.; PECCININI, A.A. A vegetação do PEFI. In: BICUDO, D.C.; FORTI, M.C.; BICUDO, C.E.M. (Orgs). **Parque Estadual Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo**. São Paulo: Editora Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2002. p. 75-92.
- ROSSI, M., PFEIFER, R.M.; MATTOS, I.F.A. O recurso solo da Reserva Biológica de Paranapiacaba. In. M.I.M.S. Lopes, M. Kirizawa; M.M.R.F. Melo (orgs). **Patrimônio da Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba: a antiga Estação Biológica do Alto da Serra**. São Paulo, Editora Neotrópica (no prelo).
- SANTO ANDRÉ. **Atlas do Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba: revelando o nosso Parque**. 2ª Ed ampliada e revisada. Prefeitura de Santo André, São Paulo: Annablume, Paradiso, 2008.
- SANTOS, P.M.; FUNARI, F.L. Clima local. In: BICUDO, D.C.; FORTI, M.C.; BICUDO, C.E.M. (Orgs). **Parque Estadual Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo**. São Paulo: Editora Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2002. p. 29-48.

- SILVA, L.S. **Ecoturismo: uma alternativa para a Reserva biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba?** 2000. 204f. Trabalho de Conclusão de Curso (Pós-graduação em Ecoturismo). SENAC, São Paulo, 2000.
- STRUFFALDI-DE-VUONO, Y. **Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta da Reserva Biológica do Instituto de Botânica** (São Paulo, SP). 213f. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 198. 1985.
- SUGIYAMA, M., SANTOS, R.P., AGUIAR, L.S.J., KIRIZAWA, M.; CATHARINO, E.L.M. Caracterização e mapeamento da vegetação. In. M.I.M.S. Lopes, M. Kirizawa; M.M.R.F. Melo (orgs). **Patrimônio da Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba: a antiga Estação Biológica do Alto da Serra**. São Paulo, Editora Neotrópica (no prelo).
- WHINAM, J.; CHILCOTT, N. Impacts of trampling on alpine environments in central Tasmania. **Journal of Environmental Management**, v. 57, p.205-220, 1999.
- WHINAM, J.; CHILCOTT, N. Impacts after four years of experimental trampling on alpine /sub-alpine environments in western Tasmania. **Journal of Environmental Management**, v. 67, p.339-351, 2003.

Figura.II.1. Áreas de estudo em fragmentos de Floresta Pluvial Tropical Atlântica em três Unidades de Conservação (UCs), do Estado de São Paulo, Brasil. PEFI: Parque Estadual das Fontes do Ipiranga; PNMNP: Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba; RBASP: Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba

Figura II.2. Imagens das três Unidades de Conservação com a localização aproximada das áreas onde foram instaladas as parcelas experimentais. PEFI: Parque Estadual Fontes do Ipiranga, RBASP: Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, PNMNP: Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba

Figura II.3. Esquema do desenho experimental em blocos randômicos, com intensidades de pisoteio aleatorizadas (adaptado de Cole e Bayfield, 1993).

Figura II.4. Fotos do trabalho de campo, detalhe de uma parcela experimental, do pisoteio, aspecto da vegetação imediatamente após o pisoteio e quadrado utilizado para estimativa da cobertura e coleta dos dados (da esquerda para à direita).

Tabela II.1. Características ambientes, específicas de lugar, dos locais onde foram implantados os experimentos nas três Unidades de Conservação. PEFI: Parque Estadual Fontes do Ipiranga, RBASP: Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, PNMNP: Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba

Características ambientais locais	PEFI	RBASP	PNMNP
Altitude (m)	800-820	780-800	950-960
Solo	Latossolo vermelho-amarelo	Argissolo amarelo ou vermelho-amarelo	Cambissolo/Latossolo vermelho-amarelo
Declividade	10° - 20°	12° - 25°	25° - 45°
Orientação da vertente	Oeste	Leste	Oeste
Altura do dossel (m)	5-7	5-10	10-20

Tabela II.2. Variáveis, tempos e áreas em que foram realizadas as medidas. PEFI: Parque Estadual Fontes do Ipiranga, RBASP: Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, PNMNP: Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba

Tempos Variáveis	Antes do pisoteio	2 semanas depois	3 meses depois	6 meses depois	12 meses depois
Cobertura vegetal total (%)	PEFI RBASP PNMNP	PEFI RBASP PNMNP	RBASP PNMNP	PEFI	RBASP PNMNP
Riqueza dos tipos morfo-funcionais	PEFI RBASP PNMNP	PEFI RBASP PNMNP	RBASP PNMNP	PEFI	RBASP PNMNP
Cobertura de cada tipo morfo-funcional (%)	PEFI RBASP PNMNP	PEFI RBASP PNMNP	RBASP PNMNP	PEFI	RBASP PNMNP
Solo exposto (%)	PEFI RBASP PNMNP	PEFI RBASP PNMNP	RBASP PNMNP	PEFI	RBASP PNMNP

Capítulo III

Estudo experimental de pisoteio: relação entre intensidade e resposta da vegetação em fragmentos de Floresta Pluvial Tropical Atlântica, São Paulo, Brasil

ABSTRACT - (Experimental research on trampling: relationship between trampling intensity and vegetation response in fragments of the Atlantic Rain Forest, São Paulo, Brazil). At Atlantic Rain Forests, studies relating human trampling effects with vegetation response are still very scarce. An experiment of controlled trampling was performed in three protected areas of São Paulo State, Brazil: the “Fontes do Ipiranga” State Park (PEFI), the “Alto da Serra de Paranapiacaba” Biological Reserve (RBASP) and the “Nascentes de Paranapiacaba” Natural Municipal Park (PNMNP). The adopted experimental design was adapted from Cole and Bayfield, a randomized block design to analyze the effect of increasing trampling intensities (0 to 500 passes), carried out in winter only. The trampling responses were evaluated regarding herbaceous plant total cover, richness of plant morpho-functional types, bare ground and coverage of each plant type. Measurements were obtained before trampling, two weeks, and six months after trampling, at PEFI; at RBASP and PNMNP, before trampling, two weeks, three, and twelve months after it. The vegetation at the three areas responded differently to trampling impact, with higher losses on total vegetation cover and on the diversity, increasing according to the higher trampling intensity level, but with non-linear relationships. The PEFI lost plant cover at low levels and did not recover after six months of the impacts. The loss on diversity happened at high and very high intensities, without recovering. The RBASP lost plant cover also at low intensity levels, showed a tendency toward restoration, but did not achieve its original condition after a year. The diversity suffered losses at moderate levels, recovering just after three months. At the PNMNP there was loss of plant cover and diversity at moderate levels, recovered after one year. Soil exposure proportion at the three areas increased to high and very high intensities, with subsequent recovery. The PEFI and the RBASP presented little resistant and resilient to trampling and the PNMNP showed intermediate resistance and high resilience.

RESUMO – (Estudo experimental de pisoteio: relação entre intensidade e resposta da vegetação em fragmentos de Floresta Pluvial Tropical Atlântica, São Paulo, Brasil). Em florestas pluviais tropicais, estudos que relacionem os efeitos do pisoteio humano com a resposta da vegetação são ainda muito escassos. Um estudo experimental de pisoteio controlado foi realizado em três Unidades de Conservação do Estado de São Paulo, Brasil: o Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), a Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba (RBASP) e o Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP). O desenho experimental adotado foi uma adaptação do elaborado por Cole e Bayfield, um desenho em blocos randômicos, para analisar-se o efeito de intensidades crescentes de pisoteio (de 0 a 500 passadas), realizado em uma única estação, o inverno. Foram analisadas a cobertura vegetal total do estrato herbáceo, a riqueza de tipos vegetais morfo-funcionais, suas coberturas e o solo exposto. No PEFI, as medidas foram feitas antes do pisoteio, duas semanas e seis meses após o pisoteio; na RBASP e no PNMNP, foram feitas antes do pisoteio, duas semanas, três e 12 meses após o pisoteio. A vegetação das três áreas respondeu de forma diferente ao impacto do pisoteio, com perdas maiores na cobertura total e na riqueza, maiores quanto maior o nível de impacto, mas com relações não-lineares. O PEFI sofreu perdas na cobertura em níveis baixos e não teve sua cobertura vegetal recuperada, após seis meses da aplicação do impacto. As perdas na riqueza aconteceram para as intensidades alta e muito alta, sem chegar a recuperar. A RBASP sofreu perdas na cobertura também para níveis baixos de intensidade, mostrou tendência para a recuperação, mas não voltou à situação original um ano após. A riqueza sofreu perdas em níveis moderados, recuperando já aos três meses. No PNMNP houve perda de cobertura e de riqueza em níveis moderados, com recuperação após um ano. A proporção do solo exposto nas três áreas aumentou para as intensidades alta e muito alta, com posterior recuperação. O PEFI e a RBASP mostraram-se pouco resistentes e resilientes ao pisoteio e o PNMNP mostrou resistência intermédia e resiliência alta.

III.1. Introdução

Desde as últimas décadas do século passado é possível observar o aumento na preocupação com os impactos negativos derivados da visitação pública devido à crescente demanda por áreas naturais para sua realização (BURDEN; RANDERSON, 1972) e pelos conflitos entre usuários (WHINAM; CHILCOTT, 1999). Por parte dos ecólogos, houve um interesse também crescente nos efeitos do uso sobre o ambiente estimulado pela degradação de trilhas, pelos danos evidentes causados sobre vegetação e solos nas áreas recreativas (BAYFIELD, 1979).

A ecologia da recreação surgiu para tentar explicar os efeitos da visitação nos ambientes naturais, com grande ênfase na natureza das relações entre o uso e as respostas da vegetação, e na caracterização da vulnerabilidade de espécies e comunidades vegetais (COLE; BAYFIELD, 1993).

Os trabalhos foram progredindo, desde as primeiras e isoladas observações de natureza descritiva, porém com escassa base de dados quantitativos na qual fundamentar afirmações preditivas ou proposições de teorias gerais (LIDDLE, 1975a, 1975b) até chegar à fase analítica e experimental.

Uma abordagem amplamente utilizada para explicar as relações entre impactos e fatores envolvidos, e para selecionar indicadores adequados para o manejo, é a abordagem experimental, na qual são aplicados níveis controlados de intensidade de pisoteio em áreas que previamente não estavam perturbadas pelo uso recreativo (COLE; BAYFIELD, 1993).

Experimentos foram realizados em diversos ecossistemas do mundo (BAYFIELD, 1979; BOWLES; MAUN, 1982; MARION; COLE, 1996; MONZ, 2002; MONZ *et al.*, 2000, GALLET; ROZÉ, 2001, 2002; GALLET; LEMAUVIEL; ROZÉ, 2004; ROOVERS; BAETEN; HERMY, 2004, SUN; LIDDLE, 1991;; WHINAM; CHILCOTT, 1999, 2003), porém, a falta de padronização dos métodos dificultou a obtenção de respostas comparáveis.

Em 1993, Cole e Bayfield propuseram uma metodologia buscando padronizar os níveis de pisoteio aplicados, a época das medidas, o tamanho e o formato das parcelas de amostragem, os períodos de recuperação, as variáveis medidas e a forma de analisá-las (COLE; BAYFIELD, 1993). Esse protocolo padrão vem, desde então, sendo adotado em diversos trabalhos (COLE, 1995a, 1995b; MONZ *et al.*, 1994, 2000; TALORA, 2007).

Dentre todas as possíveis formas de medir a resposta da vegetação ao pisoteio, uma série de variáveis se mostraram mais adequadas, pois refletem mudanças na vegetação de forma evidente e rápida. São elas: a cobertura total (BAYFIELD, 1979; COLE, 1995a; MONZ, 2002; TALORA, 2007, TALORA; MAGRO, SCHILLING, 2006), a riqueza e diversidade de espécies (CHAPPEL *et al.*, 1971; COLE, 1987; LIDDLE, 1975a; LIDDLE; GRIEG-SMITH, 1975; SUN; LIDDLE, 1993; GÓMEZ-LIMÓN; LUCIO, 1995; TALORA, 2007), a riqueza de tipos vegetais (BOUCHER *et. al.*, 1991) e a quantidade de solo exposto (BAYFIELD, 1979; COLE, 1995a; COLE; BAYFIELD, 1993; WHINAM; CHILCOTT, 1999, 2003).

Numerosos estudos encontraram uma relação curvilínea entre a intensidade do pisoteio e a resposta da vegetação, medida como porcentagem de cobertura vegetal, com uma rápida diminuição da vegetação em níveis baixos de uso (BOUCHER *et al.*, 1991, COLE, 1995a; KUSS GRAEFE; VASKE, 1990). Assim mesmo, foi constatado que a relação entre a intensidade do pisoteio e a perda de vegetação tende a ser menos curvilínea conforme aumenta a resistência da vegetação, a tolerância e a diversidade de espécies, porém, as causas não foram determinadas (COLE, 1987).

Relações lineares são descritas em alguns casos, particularmente, em áreas compostas por comunidades com maior resistência e tolerância (COLE, 1995a). Há indícios de que para certos tipos de vegetação pode haver um limiar de vulnerabilidade, sendo capazes de

resistirem aos danos na medida em que a intensidade do pisoteio aumenta, porém, uma vez ultrapassado esse limiar o dano aumenta com o aumento da intensidade (COLE, 1995a).

Em ecossistemas tropicais, os estudos quantitativos são escassos (SUN; LIDDLE 1993, SUN; WALSH, 1998), ainda mais se considerarmos os de natureza experimental (TALORA, 2007). Boucher *et al.* (1991), realizando estudos em trilhas de Floresta Pluvial Tropical da Costa Rica com diferentes intensidades de impacto e de períodos de uso e recuperação, obtiveram resultados que se mostraram em concordância com outros de áreas temperadas, encontrando uma relação curvilínea entre quantidade de impacto e resposta da vegetação, medida como porcentagem de cobertura total e número de tipos vegetais.

Sun e Liddle (1993) encontraram redução no número de espécies vegetais, na altura das plantas e na cobertura vegetal total de cada espécie com o aumento da intensidade do uso, em bosques australianos. Resultados similares, que reforçam a não-linearidade, foram relatados por Talora (2007) e Talora, Magro e Schilling (2006), a partir de experimento realizado em vegetação de dunas no sudeste brasileiro.

Esse tipo de informação, que relaciona o nível de uso recreativo e seus efeitos sobre parâmetros mensuráveis das comunidades vegetais, permite fazer previsões quantitativas sobre a vulnerabilidade de tipos vegetais específicos e comparações entre tipos diferentes. Isso é de grande importância para o planejamento do uso, o monitoramento dos recursos naturais e a manutenção destes em bom estado (LIDDLE, 1975b).

Os objetivos gerais deste capítulo foram verificar se o protocolo padrão é adequado para o estudo das relações entre a intensidade do pisoteio humano e a resposta da vegetação em fragmentos de floresta pluvial atlântica, assim como gerar informações que possam ser úteis para o manejo da visitação.

Os objetivos específicos foram descrever a natureza dessas relações quantificando os danos do pisoteio sobre a vegetação herbácea das três áreas estudadas e a subsequente recuperação; verificar se existem diferenças na resposta da vegetação das três Unidades de Conservação e na sua vulnerabilidade frente aos impactos; e fornecer índices de resistência, e resiliência.

A hipótese da presente pesquisa é a que existe uma relação curvilínea entre a intensidade de pisoteio e os parâmetros selecionados (cobertura vegetal, riqueza de tipos morfo-funcionais e solo exposto).

III.2. Material e métodos

A descrição das áreas de estudo e a metodologia empregada no estudo experimental encontram-se detalhadas no Capítulo 2.

As variáveis amostradas foram: cobertura total, riqueza de tipos morfo-funcionais, solo exposto e cobertura dos tipos morfo-funcionais. Vale lembrar que no caso do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) o pisoteio realizou-se em junho de 2005 e que a recuperação refere-se ao período de seis meses após o impacto. Nas outras duas áreas, o pisoteio foi um ano depois, na mesma estação, em junho de 2006, e as medidas de recuperação foram feitas aos três e 12 meses.

III.3. Análises dos dados

Primeiramente foram avaliados quais dos atributos da vegetação mensurados foram importantes para explicar as maiores fontes de variação associadas com os tratamentos, ou seja, quais variáveis podem ser consideradas preditivas do impacto sobre a vegetação. Para tanto, foram utilizadas Análises de Componentes Principais – PCA (PIELOU, 1984), para

cada área individualmente no período relativo às duas semanas após a aplicação do pisoteio. O procedimento foi aplicado à matriz de covariância, obtida a partir da matriz original com todas as variáveis medidas padronizadas pelo método de re-escalarização. As PCAs foram realizadas em MVSP 3.1 para Windows.

A comparação do efeito dos níveis do pisoteio nas variáveis estudadas foi testada usando ANOVA de medidas repetidas. Trata-se de um desenho de blocos randômicos que incorpora o efeito do tempo (fator intra-grupos) e dos fatores bloco e tratamento (fatores inter-grupos). O modelo utilizado foi um modelo misto (tipo III), no qual o bloco é o fator randômico e a intensidade de pisoteio, o fator fixo (SOKAL; ROHLF, 1979).

Todas as análises apresentadas aqui são baseadas nas respostas médias por linha de tratamento e bloco, para evitar pseudo-replicação, considerando os valores absolutos. Os testes F empregados são relativamente robustos frente à não-normalidade e heterocedasticidade de variâncias (WHINAM; CHILCOTT, 2003). Quando foram detectadas diferenças significativas, aplicaram-se testes *a posteriori* para verificar diferenças entre o controle e os tratamentos, e desses entre si, com o nível de significância adotado de 5%. As análises foram realizadas com auxílio do pacote estatístico SPSS 13.0 (SPSS Inc., 1989-2004).

Para caracterizar a vulnerabilidade das comunidades estudadas ao pisoteio, foram estimados índices de resistência e a resiliência. Com o intuito de que os dados sejam comparáveis com os de outros tipos vegetais, foram realizados os cálculos das coberturas vegetais relativas, conforme proposto por Cole e Bayfield (1993). A cobertura relativa é expressa como uma proporção entre as condições antes e após o pisoteio, depois de aplicado um fator de correção para eliminar o efeito de possíveis mudanças naturais (mortes e recrutamentos), obtido a partir dos valores de cobertura da faixa controle.

III.4. Resultados

Os resultados das PCAs revelaram que, embora antes do pisoteio as observações estivessem dispersas em gradientes ao longo dos componentes, duas semanas após a aplicação do pisoteio foi possível observar agrupamentos em função do nível de impacto. Considerando o período de duas semanas após o impacto, as maiores contribuições para os primeiros eixos sintéticos foram, em todas as UCs, a porcentagem de cobertura vegetal total, de solo exposto e de riqueza de tipos morfo-funcionais. Portanto, é possível considerar esses três parâmetros como preditivos do efeito do uso nas três áreas estudadas, optando-se por realizar as ANOVAS para as três variáveis em cada UC. Além disso, são apresentados os resultados das análises de variância para aqueles tipos morfo-funcionais que estão presentes na maior parte das unidades amostrais antes do pisoteio e em cada UC, e que pelos resultados das PCAs contribuem individualmente para explicar as variações encontradas.

Cobertura total

Os valores de cobertura apresentados a seguir referem-se aos valores absolutos, tratando-se da soma das coberturas dos tipos morfo-funcionais das plantas vasculares do estrato herbáceo ($\leq 1\text{m}$ de altura).

Antes da perturbação, a porcentagem de cobertura total média nas três UCs foi similar, porém com grandes variações entre as unidades amostrais mesmo considerando cada área individualmente. Assim, a cobertura total no PEFI variou entre os quadros de 0% a 69,5% ($17,92 \pm 17,11$, média $\pm$ DP), na RBASP de 0 a 79% ($18,45 \pm 13,92$, média $\pm$ DP) e no PNMNP de 0% a 79,25% ($17,76 \pm 14,60$, média $\pm$ DP).

O efeito da intensidade crescente de pisoteio na porcentagem de cobertura vegetal média ao longo do tempo nas três áreas de estudo pode ser observado na figura III.1. Com a aplicação do pisoteio houve perdas nas coberturas totais médias em todas as UCs e para todos os tratamentos, assim como diminuição das variâncias em torno das médias. Porém, a intensidade das mudanças detectadas depende da área em questão e do número de passadas em cada área.

Os resultados das ANOVAS de medidas repetidas mostram que há evidência de mudança na porcentagem de cobertura vegetal média em relação ao tempo em todas as áreas ($p = 0,000$), com padrões de mudança ao longo do tempo que variam, significativamente, com a intensidade do pisoteio (interação tempo e intensidade) também nas três áreas (Tabela III.1).

No PEFL, foi possível observar que mesmo antes da perturbação ter sido aplicada havia diferenças bem evidentes nas porcentagens médias de cobertura entre as faixas que posteriormente receberam os diferentes níveis de pisoteio. Com o pisoteio houve diminuição da porcentagem de cobertura vegetal total média, em todos os níveis. Para o nível baixo de intensidade (25 passadas) já aconteceu redução de 12,32% a 7,23% em média (quase 50% em termos relativos). Para os níveis de intensidade moderado e alto (75 passadas e 200 passadas) houve redução bastante acentuada em relação à cobertura inicial, sendo possível observar que para 200 passadas a cobertura resultante manteve valor médio por cima dos valores obtidos para 25 e 75 passadas, o que pode estar relacionado com o fato de que as faixas de 200 passadas já apresentavam maior cobertura antes da perturbação. A perda maior aconteceu para o nível muito alto (500 passadas), com queda de 15,2% até 2,5% em média. Após o período de recuperação de seis meses pode-se observar tendência à recuperação para 25 e 75 passadas, mas não para 200 e 500 passadas quando, inclusive, continua havendo perda de cobertura vegetal total média (Figura III.2).

Na RBASP, após duas semanas do pisoteio observou-se que para o nível baixo de intensidade (25 passadas) houve uma pequena perda de cobertura, que continuou três meses depois. A diminuição de cobertura total mostrou-se bem evidente e acentuada para o nível moderado de impacto (75 passadas). Para os níveis alto e muito alto continuou havendo perda, mas não há grandes diferenças entre 75 e 500 passadas. Após três meses, observou-se uma leve tendência à recuperação para os níveis de moderado a muito alto, continuando o aumento de cobertura até os 12 meses, porém sem chegar, em nenhum caso, a alcançar os valores anteriores à perturbação (Figura III.2).

No PNMNP, a figura 1 mostra uma situação bastante parecida com a da RBASP, com pequena mudança para 25 passadas, forte queda da cobertura média em 75 passadas e mudança relativamente pequena entre 75 e 500 passadas. Após o período de três meses, houve escassa recuperação para as intensidades moderada, alta e muito alta, o que aconteceu unicamente 12 meses depois da perturbação (Figura III.2).

A seguir, são mostrados os resultados das ANOVAS realizadas para testar os efeitos dos fatores do bloco e da intensidade de pisoteio (efeito inter-grupos) sem interação, pois esta é eliminada ao se trabalhar com os valores médios. Observa-se que a intensidade de pisoteio teve efeito significativo na mudança de porcentagem de cobertura vegetal média nos casos da RBASP e do PNMNP, mas não no PEFI (Tabela III.2).

Na RBASP, o teste *a posteriori* mostrou diferenças significativas entre as áreas controle e as de intensidades de pisoteio baixa a muito alta (de 25 a 500 passadas), mas não entre nenhum par de intensidades quando comparadas entre si.

No PNMNP, houve diferenças significativas entre o controle e todas as intensidades de pisoteio aplicadas. Houve também diferenças significativas entre a intensidade baixa de

pisoteio (25 passadas) e todos os outros níveis de impacto desde o moderado (75 passadas) ao muito alto (500 passadas).

Riqueza de tipos morfo-funcionais

Antes da aplicação da perturbação, o número máximo de tipos morfo-funcionais foi seis no caso da RBASP e sete no PEFI e no PNMNP. A riqueza média foi levemente inferior no PEFI ($2,78\% \pm 1,20$, média $\pm$ DP), sendo bastante similar entre as outras duas áreas, assim na RBASP foi de $3,6 \pm 1,42$ (média $\pm$ DP) e no PNMNP foi $3,44 \pm 1,40$ (média $\pm$ DP).

O efeito da intensidade crescente de pisoteio na riqueza média de tipos morfo-funcionais ao longo do tempo nas três áreas de estudo pode ser observado na figura III.3. Com a aplicação do pisoteio houve perdas na riqueza média em todas as UCs, maiores quanto mais intensa foi a intensidade de pisoteio, assim como recuperação em todos os tempos e intensidades.

Houve evidência de mudança na riqueza média de tipos morfo-funcionais em todas as áreas ($p = 0,000$), com padrões de mudança ao longo do tempo variando com a intensidade do pisoteio (tempo * intensidade) de maneira significativa unicamente para a RBASP e o PNMNP (Tabela III.3).

O efeito da intensidade crescente de pisoteio na riqueza de tipos morfo-funcionais média ao longo do tempo nas três áreas de estudo pode ser observado na figura III.4. No PEFI, duas semanas depois da perturbação, há pouca diminuição da riqueza de tipos para as intensidades de 25 (baixas) e de 75 passadas (moderadas), recuperando-se até os valores originais depois de seis meses. Foram necessárias intensidades de 200 e 500 passadas para

que essa redução fosse mais evidente, recuperando para 200 passadas após os seis meses, mas não para 500 passadas (Figura III.4).

Na RBASP observou-se a mesma tendência de perda e recuperação em todos os níveis de pisoteio, com perda maior quanto maior a intensidade. Após seis meses, os valores alcançados, em média, para essa variável foram próximos aos iniciais (antes do experimento) e inclusive superiores aos observados depois do período de um ano de descanso para a recuperação (Figura III.4).

No PNMNP observou-se uma perda da riqueza de tipos morfo-funcionais média mais acentuada e gradual em relação à quantidade de impacto. Aos três meses, já foi possível observar recuperação, que foi quase total um ano após a perturbação (Figura III. 4).

A seguir, são mostrados os resultados das ANOVAS realizadas para testar os efeitos dos fatores bloco e intensidade de pisoteio (efeito inter-grupos) sem interação para a variável riqueza (tabela 4). Observa-se que a intensidade de pisoteio teve efeito significativo no PEFI e na RBASP (marginal). Os testes *a posteriori* para o PEFI mostraram diferenças significativas entre a intensidade alta (500 passadas) e todos os outros níveis de pisoteio, incluindo o controle (sem pisoteio). Já para a RBASP apareceram diferenças da intensidade alta (500 passadas) com o controle e entre 500 e as intensidades de 25 e 75 passadas.

Solo exposto

Antes da perturbação, a percentagem de solo exposto nas três UCs foi muito baixa, sendo que no caso da RBASP não se encontrou solo exposto em nenhuma das unidades amostrais. No PEFI variou entre 0% e 0,5% ($0,51 \pm 1,69$, média $\pm$ DP) e na RBASP variou de 0% a 11% ($0,64 \pm 1,74$, média $\pm$ DP).

Com a aplicação do pisoteio houve aumento da percentagem de solo exposto em todas as UCs, assim como diminuição das variâncias entorno das médias. De maneira similar ao que acontece com a cobertura vegetal, a intensidade das mudanças detectadas depende da área em questão e do número de passadas em cada área (Figura III.5). Assim, por exemplo, para 25 passadas há aumento da quantidade de solo exposto no PEFI, mas não na RBASP nem no PNMNP onde o aumento só acontece a partir de 75 passadas.

Para essa variável, igual ao acontecido com as outras duas analisadas, houve evidência de mudança na percentagem média de solo exposto em todas as áreas ($p = 0,05$), com padrões de mudança ao longo do tempo variando com a intensidade do pisoteio (tempo * intensidade) significativamente apenas para PEFI e a RBASP (Tabela III.5).

O efeito da intensidade crescente de pisoteio na percentagem média de solo exposto ao longo do tempo nas três áreas de estudo pode ser observado na figura III.6. Em todas as áreas pode-se observar o aumento na percentagem de solo exposto conforme aumenta a intensidade do pisoteio. No PEFI, para intensidades baixas e moderadas aparece uma volta às condições de antes da aplicação da perturbação, o que não acontece para intensidades mais elevadas, de 200 e 500 passadas.

Na RBASP, antes do pisoteio, não se observou solo exposto na área estudada, quase nenhum aumento na percentagem com intensidades baixas (25 passadas), mas sim aumento

progressivo com o aumento da intensidade. Após três meses, essa porcentagem diminui mas volta a aumentar depois de um ano.

No PNMNP houve um aumento da porcentagem de solo exposto com o aumento da intensidade e posterior diminuição já aos três meses depois da perturbação ter sido aplicada.

Os resultados das ANOVAS para verificar o efeito do bloco e do tratamento são apresentados na tabela III.6, onde é possível observar que houve efeito significativo da intensidade da perturbação sobre a quantidade de solo exposto somente no PEFI. Os testes *a posteriori* mostraram diferenças entre o controle e as intensidades altas (200 e 500 passadas) e entre moderadas (75 passadas) e altas.

Cobertura dos tipos morfo-funcionais individuais

A seguir são mostrados os resultados dos tipos morfo-funcionais, individualmente, com os dados provenientes das PCAs e que cumpriram os requisitos para serem analisados mediante ANOVAS de medidas repetidas. Foram somente o tipo formado pelas herbáceas não-graminóides, no PEFI e na RBASP, e o tipo constituído pelos fanerófitos com altura menor ou igual a 50cm, no PNMNP. Esses tipos foram os dominantes nos sub-bosques das áreas correspondentes aos experimentos, com maiores frequências relativas e porcentagens de cobertura relativa médias também maiores antes da perturbação provocada pelo pisoteio (Capítulo 4).

A figura III.7 mostra as mudanças para as herbáceas não-graminóides ao longo do tempo para o PEFI, onde se observa um padrão de perda e recuperação similar ao da comunidade como um todo, com a diferença de que duas semanas após o pisoteio praticamente não há diferenças entre a porcentagem de cobertura em 75 e 500 passadas, com

valores menores que os obtidos para 200 passadas; porém, com tendência à recuperação para 75, mas não para 500 passadas.

Na RBASP, a porcentagem de cobertura das herbáceas não-graminóides é menor em todas as intensidades de pisoteio do que a cobertura total média, mas mostra as mesmas tendências de perda e recuperação que a comunidade estudada como um todo (Figura III.8).

Os resultados das ANOVAS foram significativos para o tempo ($p=0,000$), nos dois casos. Porém, a interação tempo vs tratamento não foi significativa em nenhuma das duas UCs. Quando o tratamento foi testado como fator inter-grupos, o resultado foi significativo unicamente na RBAPS ($p = 0,05$). O teste *a posteriori* mostrou diferenças entre o controle e os tratamentos de 25, 200 e 500, mas não dos tratamentos entre si.

A figura III.9 mostra o comportamento ao longo do tempo do tipo morfo-funcional constituído pelos (fanerófitos $\leq 50\text{cm}$). O resultado da ANOVA foi significativo para o tempo ($p=0,001$), mas não a interação tempo vs tratamento. Quando o tratamento foi testado como fator inter-grupos, o resultado foi marginalmente significativo ($p = 0,058$). O teste *a posteriori* mostrou diferenças entre o controle e o nível alto de intensidade (500 passadas) e entre o nível baixo (25 passadas) e alto (500 passadas).

Resistência e resiliência

A resistência foi estimada em função do nível de pisoteio (número de passadas) necessário para reduzir a cobertura vegetal total relativa a 50%. Para estimar a resiliência consideraram-se os valores de cobertura relativa após os períodos de recuperação, medidos para a intensidade de pisoteio estimada no calculo da resistência (TALORA, 2007).

Na tabela III.7 são mostrados os valores obtidos de resistência e resiliência para as três áreas, assim como os de tolerância para as duas áreas para as quais se têm medidas de um ano.

III.5. Discussão

O efeito do impacto do pisoteio evidenciou-se, de maneira geral, sobre a cobertura vegetal total com perdas maiores quanto maior foi o número de passadas, com respostas que variaram em função da área de estudo.

No PEFI, apesar dos efeitos não terem se mostrado significativos estatisticamente, pode-se observar que a cobertura vegetal total apresentou perda considerável já em níveis baixos de intensidade de pisoteio (25 passadas), diminuindo progressivamente até uma perda quase total para 500 passadas. O índice de resistência estimado mostra que são necessárias menos de 75 passadas para reduzir a cobertura em 50%. Valores de 25 passadas (COLE; BAYFIELD, 1993) ou 17 passadas (LIDDLE, 1991) foram encontrados em comunidades muito pouco resistentes ao pisoteio.

Além disso, não há evidências de recuperação após seis meses, nem em valores absolutos de cobertura e nem considerando o valor do índice de resiliência, observando-se que a cobertura após seis meses se mantém bem abaixo de 100% em um valor de 80,11%. Em dunas do sudeste brasileiro, os valores mínimos de resiliência encontrados foram de cerca de 60% aos três meses após o pisoteio, mas já no segundo do experimento com uso repetido (TALORA, 2007). De todo modo, mesmo com a restrição de ter um período menor de tempo para as medidas de recuperação, essa comunidade não pode ser considerada de elevada resiliência, quando comparada a outras nas quais são encontradas altas taxas de recuperação em períodos de um a três meses (TALORA, 2007).

Esse resultado não se mostra de acordo com a hipótese bastante aceita de que a vegetação em áreas úmidas e mais produtivas deve ser mais sensível ao pisoteio, mas também mais resiliente (KUSS, 1986; LIDDLE, 1975a, 1975b). Nos ecossistemas tropicais, espera-se que as espécies sejam pouco resistentes pelas suas características morfológicas e fisiológicas,

como a presença de espécies ativas o ano todo, de folhas grandes e delicadas, próprias de dosséis fechados com pouca luminosidade, além de solos úmidos mais suscetíveis à compactação (BOUCHER *et al.*, 1991). Por outro lado, espera-se elevada resiliência devido, em parte, a que a resiliência parece estar mais relacionada com as características ambientais do local, como a umidade do solo ou a temperatura, do que com características da própria vegetação (COLE; BAYFIELD, 1993).

O comportamento frente ao pisoteio mostrado pelo tipo morfo-funcional das herbáceas perenes se apresentou similar ao da comunidade das plantas vasculares do estrato herbáceo como um todo. Esse tipo, nesta área do PEFI era constituído principalmente por uma espécie da família Marantaceae, uma erva perene, rizomatosa, entouceirada, de folhas grandes e que tinha sido identificada como muito abundante no sub-bosque (STRUFFALDI-DE-VUONO, 1985), o que está de acordo com os resultados de frequência relativa e cobertura obtidos no Capítulo 4. Com o pisoteio, foi possível verificar em campo que o efeito do impacto foi principalmente danos mecânicos nas partes aéreas das plantas, com a quebra das folhas, mas pela suas características morfológicas não eram seguidos da morte completa das plantas, fato que unicamente acontecia no caso de indivíduos crescendo isolados e muito pequenos.

Na RBASP, houve efeito da intensidade de pisoteio já em níveis baixos, com perdas significativas de cobertura duas semanas após o impacto. Houve maiores perdas com o aumento da intensidade de pisoteio, mas isso não acontece linearmente, pois entre o nível intermediário (75 passadas) e o alto e muito alto não houve muitas diferenças, inclusive os valores de porcentagem de cobertura para 200 e 500 passadas são muito próximos. Em relação à recuperação, na RBASP há indícios de recuperação unicamente após um ano da perturbação, porém não foi significativa.

O tipo morfo-funcional das herbáceas perenes apresentou um padrão similar ao da comunidade das plantas vasculares do estrato herbáceo como um todo.

Esses dados parecem estar de acordo com a existência de um limiar de perda de vegetação sugerida por Cole (1995a), com perdas grandes de cobertura em intensidades baixas e moderadas e com menos mudança nas intensidades mais elevadas, já que a intensidade foi mais que duplicada, entre 200 e 500 passadas, e o efeito não aumentou significativamente.

Considerando os valores de resistência e resiliência estimados a partir dos dados de cobertura relativa, pode-se observar uma situação similar à do PEFI, com perda até 50% da cobertura relativa em menos de 75 passadas e com resiliência baixa, já que após um ano do impacto a cobertura para 75 passadas é de cerca de 80%.

Os resultados mostraram-se diferentes no caso do PNMNP, onde o efeito do nível de pisoteio apareceu significativo a partir do nível moderado (75 passadas) e com pequenas diferenças entre o nível moderado e os níveis alto e muito alto. Novamente, parece haver um limiar de perda a partir do qual as mudanças não são significativas. A maior resistência pode ser devida a uma maior complexidade estrutural desta comunidade em relação às outras.

Os valores de resistência estimados a partir dos dados de cobertura relativa mostram perda até 50% da cobertura relativa entre 75 e 200 passadas e com resiliência alta, já que após um ano do impacto a cobertura para 200 passadas é de mais de 191%, portanto, superior ao valor de antes de pisoteio. O PNMNP, portanto, mostrou-se mais resistentes e resiliente do que as outras duas áreas. Esses resultados não corroboram outros estudos que indicam uma correlação negativa entre a resistência e a resiliência de comunidades (COLE, 1995b) e espécies (TALORA, 2007).

Na RBASP e no PNMNP há indícios de recuperação exclusivamente após um ano, mas só no ultimo caso essa recuperação pode ser confirmada estatisticamente, quando a cobertura teve valores similares aos iniciais. Isso está em desacordo com o relatado para ambientes tropicais de alta produtividade, onde é esperada que a resiliência seja elevada

(BOUCHER *et al.* 1991, COLE; BAYFIELD 1993). Porém, nesses trabalhos não foi mencionado o histórico de perturbação humana, o que leva a supor que são áreas bem conservadas. Nos casos estudados neste trabalho, especialmente no PEFI e na RBASP, que são as áreas que não recuperaram, a situação é outra, com um histórico conhecido de desmatamento e de problemas causados pela poluição atmosférica.

À respeito da riqueza de tipos morfo-funcionais, no PEFI, observa-se perdas nos valores alto e muito alto de pisoteio (200 e 500 passadas respectivamente) e tendência para a recuperação para esses níveis, mas isso não chega a acontecer. O período de descanso de seis meses deixado para medir as variáveis não deve ter sido suficiente para conseguir captar a recuperação, mas da mesma maneira ao que aconteceu com a porcentagem de cobertura vegetal, é possível dizer que não se trata de uma área com resiliência elevada.

Na RBASP e no PNMNP, a diminuição na riqueza média de tipos morfo-funcionais acontece a partir das intensidades moderadas de pisoteio (75 passadas), com perda mais acentuada quanto maior foi o nível de impacto. No PNMNP, há recuperação para as intensidades de pisoteio moderadas e altas, mas não para as muito altas. Na RBASP, há recuperação para todas as intensidades, com picos aos três meses, sendo que para 200 passadas há aumento no valor de riqueza média em relação às medidas de antes do pisoteio. Essas diferenças podem ser devidas à própria dinâmica da floresta, já que esse período de medidas coincidiu com o período das chuvas, com altos índices de recrutamento. Pode ser, portanto, que os efeitos do pisoteio fossem confundidos com outros fatores envolvidos.

Em relação ao solo exposto, mostrou uma clara relação com o pisoteio após ter sido aplicado, mas não quando se trata da recuperação. Assim, a porcentagem de solo exposto aumenta com o pisoteio, mas de forma mais evidentes em intensidades altas (200 passadas) e muito altas (500 passadas).

Isso corrobora outros estudos, já que ao contrario do que acontece com a cobertura vegetal e com a riqueza de tipos morfo-funcionais, em geral, a perda de material orgânico (vivo ou serapilheira) até o ponto de expor o horizonte mineral somente ocorre em intensidades de pisoteio relativamente altas (COLE, 1987). Por exemplo, com menos de 100 passadas a quantidade de solo exposto é quase nula em seis comunidades estudadas por Cole (1987).

Outro efeito que deve ser considerado é a sazonalidade, já que os efeitos do pisoteio dependem da estação do ano em que o uso acontece (COLE, 1987; GALLET; ROZÉ, 2001; LIDDLE, 1973 *apud* LIDDLE, 1975a; TALORA, 2007). Assim, a vegetação mostra-se mais sensível ao pisoteio no inverno, mostrando menor resistência e também uma recuperação mais lenta, ou seja, menor resiliência (TALORA, 2007).

As diferenças encontradas entre o PEFI e as outras áreas podem ser devidas às diferenças ambientais, pois a sazonalidade é mais marcada, com um período de seca (STRUFFALDI-DE-VUONO, 1985). Por outro lado, o período de seis meses considerado não deve ter sido suficiente e por problemas de coleta de dados essa mudança não foi devidamente registrada.

Os resultados obtidos no presente trabalho podem sugerir algumas ações para minimizar os impactos devidos ao pisoteio humano. Uma estratégia sugerida em alguns estudos consiste em dispersar o uso em áreas extensas para evitar a concentração dos impactos (BURDEN; RANDERSON, 1972). Entretanto, as áreas estudadas mostraram-se pouco resistentes, portanto, resultaria difícil manter o uso em intensidades tais que evitem o impacto. Nesses casos, pode ser mais útil concentrar o uso de maneira que as áreas impactadas sejam o menores possíveis (COLE; MONZ 2002 *apud* TALORA, 2007).

A capacidade de uma comunidade vegetal para resistir ao uso recorrente parece ser mais uma função da sua capacidade para se recuperar após do uso do que da resistência

(COLE, 1995a). No PEFI e na RBASP, a resiliência foi baixa inclusive considerando um único impacto. Portanto, sugerem-se medidas como isolamento de áreas ecologicamente importantes (GÓMEZ-LIMÓN; LUCIO, 1995) ou com comunidades vegetais mais suscetíveis (COLE, 1995a; GALLET; ROZÉ, 2001).

Assim mesmo, o monitoramento das comunidades vegetais é recomendável. Com o uso repetido poderá provocar a perda de espécies mais suscetíveis e aumentar a dominância de algumas mais resistentes, provocando mudanças na composição e estrutura das comunidades (HAMMITT; COLE, 1998). Dependendo dos objetivos de manejo para a área em questão, seria necessário monitorar espécies sensíveis que se pretenda preservar ou acompanhar, por exemplo, processos de invasão por exóticas.

No PNMNP, os resultados mostraram recuperação rápida para as variáveis medidas, confirmando o estudo em trilhas da Costa Rica, o que sugere que uma estratégia de manejo adequada pode ser fechar as áreas com visitação por alguns anos para sua recuperação, criando um mosaico de áreas em uso, com atividades recreativas, e de áreas em recuperação (BOUCHER *et al.*, 1991; BURDEN; RANDERSON, 1972).

III.6.Conclusões

O desenho experimental mostrou-se adequado para entender as relações entre a intensidade de impacto e a reposta de vegetação.

O pisoteio provocou perdas na porcentagem de cobertura vegetal total média do estrato herbáceo, nas três áreas sujeitas ao experimento, com diminuição mais rápida para intensidades de pisoteio baixas e moderadas e mais lenta em intensidades altas e muito altas.

O PEFI e a RBASP sofreram diminuição da cobertura já em níveis baixos de intensidade de pisoteio (25 passadas), com tendências de recuperação, mas sem chegar às condições iniciais após seis meses e um ano, respectivamente.

No PNMNP, as perdas aconteceram em níveis moderados de pisoteio (75 passadas), com recuperação após um ano.

No PEFI, as perdas na riqueza de tipos-morfofuncionais aconteceram para as intensidades alta e muito alta, sem chegar a recuperar.

Na RBASP, a riqueza sofreu perdas em níveis moderados, recuperando já aos três meses.

No PNMNP houve perda de riqueza em níveis moderados, com recuperação após um ano.

A variável porcentagem de solo exposto não se mostrou tão sensível ao impacto. Nas três áreas, houve aumento no solo exposto com o pisoteio, mas de forma acentuada somente em intensidades altas e muito altas, de 200 e 500 passadas.

O PEFI e a RBASP se mostraram vulneráveis aos efeitos do pisoteio com baixos índices de resistência e resiliência.

O PNMNP mostrou resistência moderada e a resiliência alta.

Referências bibliográficas

- BAYFIELD, N.G. Recovery of four montane heath communities on Cairngorm, Scotland, from disturbance to trampling. **Biological Conservation**, v. 15, p. 165-179, 1979.
- BOUCHER, D.H.; AVILES, J.; CHEPOTE, R.; GIL, O.E.D.; VILCHEZ B. Recovery of trailside vegetation from trampling in a Tropical Rain Forest. **Environmental Management**, v. 15, p.257-262, 1991.
- BOWLES, J. M.; MAUN, M. A. A study of the effects of trampling on the vegetation of lake huron sand dunes at Pinery Provincial Park. **Biological Conservation**, v. 2, n. 4, p. 273-283, 1982.
- BURDEN; R. F.; RANDERSON, P. F. Quantitative studies of the effects of human trampling on vegetation as an aid to the management of semi-natural areas. **Journal of Applied Ecology**, v. 9, n. 2, p. 439-457, 1972.
- CHAPPEL, H. G. *et al.*, The Effect of Trampling on a Chalk Grassland Ecosystem. **Journal of Applied Ecology**, v. 8, n. 3, p. 869-882, 1971.
- COLE, D.N. Effects of three seasons of experimental trampling on five montane forest communities and a grassland in Western Montana, USA. **Biological Conservation**, v. 40, p. 219-244, 1987.
- _____. Experimental trampling of vegetation I: relationship between trampling intensity and vegetation response. **Journal of Applied Ecology**, v. 32, p. 203-214. 1995a.
- _____. Experimental trampling of vegetation II: predictors of resistance and resilience. **Journal of Applied Ecology** v. 32, p. 215-224, 1995b.
- COLE D.N.; BAYFIELD, N.G. Recreational trampling of vegetation: standard experimental procedures. **Biological Conservation**, v. 63, p. 209-215, 1993.
- GALLET, S.; ROZÉ, F. Resistance of Atlantic Heathlands to trampling in Brittany (France): influence of vegetation type, season and weather conditions. **Biological Conservation**, v.97, p189–198, 2001.

- _____. Long-term effects of trampling on Atlantic Heathland in Brittany (France): resilience and tolerance in relation to season and meteorological conditions. **Biological Conservation**, v.103, p. 267–275, 2002.
- GALLET, S.; LEMAUVIEL, B.S.; ROZÉ, F. Responses of three Heathland Shrubs to single or repeated experimental trampling. **Environmental Management**, v. 33, n. 6, p. 821–829, 2004.
- GÓMEZ-LIMÓN, F. J.; de LUCIO, J. V. Recreational activities and loss of diversity in grasslands in Alta Manzanares Natural Park, Spain. **Biological Conservation**, v. 74, p. 99 - 105, 1995.
- GRAEFE, A.R.; KUSS, F.R.; VASKE, J.J. **Visitor Impact Management**: the planning framework. Washington, D.C: National Parks and Conservation Association. 1990.
- HAMMITT, W.E.; COLE, D.N. **Wildland recreation**: ecology and management. 2. ed. New York: J. Wiley, 1998.
- KUSS, F.R. A review of major factors influencing plant responses to recreation impacts. **Environmental Management**, v. 10, p.637-650, 1986.
- KUSS, F.R., GRAEFE, A.R.; VASKE, J.J. **Visitor impact management**: a review of research. Washington, D.C: National Parks and Conservation Association. 1990.
- LIDDLE, M. J. A selective review of the ecological effects of human trampling on natural ecosystems. **Biological Conservation**, v. 7, p. 17-36, 1975a
- _____. A theoretical relationship between the primary productivity of vegetation and its ability to tolerate trampling. **Biological Conservation**, v. 8, p. 251-255, 1975b.
- _____. Recreation Ecology: Effects of Trampling on Plants and Corals. **Tree**, v.6, p. 13-17, 1991.
- LIDDLE, M. J.; GRIEG-SMITH, P. A survey of tracks and paths in a sand dune ecosystem. II: vegetation. **Journal of Applied Ecology**, v. 12, p. 909- 930, 1975.

- MARION, J.L.; COLE, D.N. Spatial and temporal variation in soil and vegetation impacts on campsites. **Ecological Applications**, v.6, n.2, p. 520-530, 1996.
- MONZ, C. A. The response of two arctic tundra plant communities to human trampling disturbance. **Journal of Environmental Management**, v. 64, 207–217, 2002.
- MONZ, C.A.; COLE, D.N. JOHNSON, L.A.; SPILDIE, D.R. Response of Five Native Plant Communities to Trampling in The Wind River Range, Wyoming, USA. **Bulletin Ecological Society of America**, v. 75, n2, p.158, 1994.
- MONZ, C.A.; POKORNY, T.; FREILICH, J; KEHOE S.; AYERS-BAUMEISTER, D. The consequences of trampling disturbance in two vegetation types at the Wyoming Nature Conservancy's Sweetwater River Project Area. USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-15-VOL-5. 2000. In: <http://www.fs.fed.us/rm/pubs> (acesso em 04/08/2003). 2000.
- PIELOU, E.C. **The interpretation of ecological data: a primer on classification and ordination**. New York: Wiley. 1984.
- ROOVERS, P., BAETEN, S.; HERMY, M. Plant species variation across path ecotones in a variety of common vegetation types. **Plant Ecology**, v. 170, p. 107–119, 2004.
- SOKAL, R.R.; ROHLF, J.R. **Biometría: principios y métodos estadísticos em La investigación biológica**. Madrid: H. Blume Ediciones, 1979.
- SPSS Inc., 1989-2004. Disponível em: <http://www.spss.com/statistics/>
- STRUFFALDI-DE-VUONO, Y. **Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta da Reserva Biológica do Instituto de Botânica (São Paulo, SP)**. 1985. 213f. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1985.
- SUN, D.; LIDDLE, M.J. Field occurrence, recovery, and simulated trampling resistance and recovery of two grasses. **Biological Conservation**, v. 57, p. 187-203, 1991.
- _____. A survey of trampling effects on vegetation and soil in eight tropical and subtropical sites. **Environmental Management**, v.17, p.497-510, 1993.

- SUN, D.; WALSH, D. Review of studies on environmental impacts of recreation and tourism in Australia. **Journal of Environmental Management**, v. 53, p. 323-338, 1998.
- TALORA, D.C. **Efeitos do pisoteio experimental sobre a vegetação de dunas do Parque Estadual da Serra do Mar, Picinguaba, Ubatuba, SP**. Tese (Doutorado) escola Superior de agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2007.
- TALORA, D.C., MAGRO, T.C.; SCHILLING, A.C. Trampling Impacts on Coastal Sand Dune Vegetation in Southeastern Brazil. In: Siegrist, D., Clivaz, C., Hunziker, M.; Iten, S. (eds.). Exploring the Nature of Management. Proceedings of the Third International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas. Rapperswil: University of Applied. 2006.
- WHINAM, J.; CHILCOTT, N. Impacts of trampling on alpine environments in central Tasmania. **Journal of Environmental Management**, v. 57, p.205-220, 1999.
- _____. Impacts after four years of experimental trampling on alpine /sub-alpine environments in western Tasmania. **Journal of Environmental Management**, v. 67, p.339-351, 2003.

Tabela III.1. Resultados das ANOVAS para porcentagem de cobertura vegetal média para os períodos de tempo estudados nas três Unidades de Conservação. PEFI: Parque Estadual Fontes do Ipiranga, RBASP: Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, PNMNP: Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (MS: soma de quadrados; g.l.: graus de liberdade; F: Estatística F; p: probabilidade, em negrito aparecem os valores de $p < 0,05$)

UC: PEFI				
	MS	g.l.	F	p
Tempo	451,812	2	33,143	0,000
Tempo * Bloco	22,065	6	1,619	0,185
Tempo * Intensidade	33,821	8	2,481	0,041
UC: RBASP				
	MS	g.l.	F	p
Tempo	397,321	3	29,404	0,000
Tempo * Bloco	50,782	9	3,758	0,005
Tempo * Intensidade	55,607	12	4,115	0,000
UC: PNMNP				
	MS	g.l.	F	p
Tempo	286,023	3	16,312	0,000
Tempo * Bloco	22,856	9	1,303	0,269
Tempo * Intensidade	57,585	12	3,284	0,003

Tabela III.2. Resultados dos testes inter-grupos para a porcentagem de cobertura vegetal média nas três Unidades de Conservação. PEFI: Parque Estadual Fontes do Ipiranga, RBASP: Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, PNMNP: Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (MS: soma de quadrados; g.l.: graus de liberdade; F: Estatística F; p: probabilidade, em negrito aparecem os valores de $p < 0,05$)

UC: PEFI				
Fontes de variância	MS	g.l.	F	p
Intercepto	9373,250	1	36,855	,000
Bloco	672,816	3	2,645	,097
Intensidade de pisoteio	360,499	4	1,417	,287
UC: RBASP				
Fontes de variância	MS	g.l.	F	p
Intercepto	12638,632	1	225,030	,000
Bloco	432,514	3	7,701	,004
Intensidade de pisoteio	340,125	4	6,056	,007
UC: PNMNP				
Fontes de variância	MS	g.l.	F	p
Intercepto	13138,733	1	934,640	,000
Bloco	417,960	3	29,732	,000
Intensidade de pisoteio	425,615	4	30,277	,000

Tabela III.3. Resultados das ANOVAS para a variável riqueza de tipos morfo-funcionais para os períodos de tempo estudados nas três Unidades de Conservação. PEFI: Parque Estadual fontes do Ipiranga, RBASP: Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, PNMNP: Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (MS: soma de quadrados; g.l.: graus de liberdade; F: Estatística F; p: probabilidade, em negrito aparecem os valores de $p < 0,05$)

UC: PEFI				
	MS	g.l.	F	p
Tempo	2,234	2	15,021	,000
Tempo * bloco	,065	6	,438	,846
Tempo * intensidade	,213	8	1,433	,234
UC: RBASP				
	MS	g.l.	F	p
Tempo	9,702	3	32,375	,000
Tempo * bloco	,434	9	1,448	,205
Tempo * intensidade	1,056	12	3,524	,002
UC: PNMNP				
	MS	g.l.	F	p
Tempo	3,187	3	21,572	,000
Tempo * bloco	,434	9	2,937	,010
Tempo * intensidade	,364	12	2,466	,018

Tabela III.4. Resultados dos testes inter-grupos para a variável riqueza de tipos morfo-funcionais nas três Unidades de Conservação. PEFI: Parque Estadual Fontes do Ipiranga, RBASP: Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, PNMNP: Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (MS: soma de quadrados; g.l.: graus de liberdade; F: Estatística F; p: probabilidade, em negrito aparecem os valores de $p < 0,05$)

UC: PEFI				
Fontes da variância	MS	g.l.	F	p
Intercepto	348,486	1	1009,454	,000
Bloco	8,376	3	24,262	,000
Intensidade de pisoteio	2,698	4	7,814	,002
UC: RBASP				
Fontes da variância	MS	g.l.	F	p
Intercepto	872,521	1	986,642	,000
Bloco	5,482	3	6,199	,009
Intensidade de pisoteio	2,238	4	2,531	,095
UC: PNMNP				
Fontes da variância	MS	g.l.	F	p
Intercepto	781,250	1	603,398	,000
Bloco	2,406	3	1,858	,190
Intensidade de pisoteio	2,649	4	2,046	,152

Tabela III.5. Resultados das ANOVAS para a variável porcentagem média de solo exposto para os períodos de tempo estudados nas três Unidades de Conservação. PEFI: Parque Estadual Fontes do Ipiranga, RBASP: Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, PNMNP: Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (MS: soma de quadrados; g.l.: graus de liberdade; F: Estatística F; p: probabilidade, em negrito aparecem os valores de $p < 0,05$)

UC: PEFI				
	MS	g.l.	F	p
Tempo	12,113	2	12,861	,000
Tempo * bloco	1,011	6	1,073	,406
Tempo * intensidade	3,487	8	3,703	,006
UC: RBASP				
	MS	g.l.	F	p
Tempo	9,702	3	32,375	,000
Tempo * bloco	,434	9	1,448	,205
Tempo * intensidade	1,056	12	3,524	,002
UC: PNMNP				
	MS	g.l.	F	p
Tempo	13,321	3	5,161	,012
Tempo * bloco	9,413	9	3,647	,008
Tempo * intensidade	3,933	12	1,524	,194

Tabela III.6. Resultados dos testes inter-grupos para a variável porcentagem média de solo exposto nas três Unidades de Conservação. PEFI: Parque Estadual Fontes do Ipiranga, RBASP: Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, PNMNP: Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (MS: soma de quadrados; g.l.: graus de liberdade; F: Estatística F; p: probabilidade, em negrito aparecem os valores de $p < 0,05$)

UC: PEFI				
Fontes da variância	MS	g.l.	F	p
Intercepto	85,323	1	89,378	,000
Bloco	8,850	3	9,270	,002
Intensidade de pisoteio	3,841	4	4,024	,027
UC: RBASP				
Fontes da variância	MS	g.l.	F	p
Intercepto	41,113	1	6,837	,023
Bloco	9,924	3	1,650	,230
Intensidade de pisoteio	2,071	4	,344	,843
UC: PNMNP				
Fontes da variância	MS	g.l.	F	p
Intercepto	74,113	1	14,977	,002
Bloco	44,500	3	8,993	,002
Intensidade de pisoteio	10,640	4	2,150	,137

Tabela III.7. Valores de resistência e resiliência estimados para as três UCs. PEFI: Parque Estadual fontes do Ipiranga, RBASP: Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, PNMNP: Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba

UC	Resistência (nº passadas)	Resiliência (6meses) (% cobertura relativa)	Resiliência (12 meses) (% cobertura relativa)
PEFI	entre 25 e 75	cerca de 80, 11%	-
RBASP	entre 25 e 75	-	cerca de 80,46
PNMNP	entre 75 e 200	-	cerca de 191,27%

Figura III.1. Mudança na cobertura vegetal total do estrato herbáceo observada nas três Unidades de Conservação em níveis crescentes de intensidade de pisoteio em relação ao tempo (as barras representam medias $\pm$ 1 DP). PEFI: Parque Estadual fontes do Ipiranga, RBASP: Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, PNMNP: Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba

Figura III.2. Padrões da resposta da vegetação (porcentagem de cobertura vegetal média) ao pisoteio (0, 25, 75, 200 e 500 passadas) ao longo do tempo para as três áreas estudadas em Floresta Pluvial Tropical Atlântica. PEFI: Parque Estadual fontes do Ipiranga, RBASP: Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, PNMNP: Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba.

Figura III.3. Mudança na riqueza de tipos morfo-funcionais média do estrato herbáceo observada nas três Unidades de Conservação em níveis crescentes de intensidade de pisoteio em relação ao tempo (as barras representam medias ± 1 DP). PEFI: Parque Estadual fontes do Ipiranga, RBASP: Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, PNMNP: Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba.

Figura III.4. Padrões da resposta da vegetação (riqueza média de tipos morfo-funcionais) ao pisoteio (0, 25, 75, 200 e 500 passadas) ao longo do tempo para as três áreas em Floresta Pluvial Tropical Atlântica. PEFI: Parque Estadual fontes do Ipiranga, RBASP: Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, PNMNP: Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba.

Figura III.5. Mudança na porcentagem média de solo exposto do estrato herbáceo observada nas três Unidades de Conservação em níveis crescentes de intensidade de pisoteio em relação ao tempo (as barras representam médias $\pm$ 1 DP). PEFI: Parque Estadual fontes do Ipiranga, RBASP: Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, PNMNP: Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba.

Figura III.6. Padrões da resposta da porcentagem média de solo exposto ao pisoteio (0, 25, 75, 200 e 500 passadas) ao longo do tempo para as três áreas em Floresta Pluvial Tropical Atlântica. PEFI: Parque Estadual fontes do Ipiranga, RBASP: Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, PNMNP: Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba.

Figura III.7. Padrões da resposta do tipo morfo-funcional constituído pelas herbáceas não-graminóides (porcentagem de cobertura média) ao pisoteio (0, 25, 75, 200 e 500 passadas) ao longo do tempo no Parque Estadual fontes do Ipiranga (PEFI)

Figura III.8. Padrões da resposta do tipo morfo-funcional constituído pelas herbáceas não-graminóides (porcentagem de cobertura média) ao pisoteio (0, 25, 75, 200 e 500 passadas) ao longo do tempo na Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba (RBASP)

Figura III.9. Padrões da resposta do tipo morfo-funcional constituído pelas herbáceas não-graminóides (porcentagem de cobertura média) ao pisoteio (0, 25, 75, 200 e 500 passadas) ao longo do tempo no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP)

Capítulo IV

Respostas de tipos morfo-funcionais vegetais ao
pisoteio humano experimental em vegetação de Floresta
Pluvial Tropical Atlântica, São Paulo, SP, Brasil

ABSTRACT – (Responses of plant morpho-functional types to experimental human trampling on vegetation of Atlantic Tropical Rain Forest, São Paulo, SP, Brazil). Studies concerning the effects of human trampling on tropical ecosystems are still very scarce. In order to assist on the management of public visitation impacts at natural areas, the aim of this research is to elaborate a classification of plant morpho-functional types and to verify the relationships between them and experimental trampling. The experimental design was adapted from the method developed by Cole and Bayfield. Lots were demarcated in three Protected Areas within the Atlantic Tropical Rain Forest of São Paulo State, Brazil, and an increasing intensity trampling treatment was applied (0 to 500 passes). The coverage percentage of each type was measured and analyzed at different times to evaluate their resistance and resilience. In general, there was decrease in relative frequency and coverage of all types. Some types were susceptible at all areas, showing losses at the final complete cycle of measurements; others were either indifferent or benefitted; and others showed totally different responses according to the area. Changes in the composition of morpho-functional types may have caused the differences on responses. Improvement of classification is suggested along with incorporation of other vegetation characteristics related with vegetal strategies of resistance and recovery.

RESUMO – (Respostas de tipos morfo-funcionais vegetais ao pisoteio humano experimental em vegetação de Floresta Pluvial Tropical Atlântica, São Paulo, SP, Brasil). Estudos sobre os efeitos do pisoteio humano em ecossistemas tropicais ainda são muito escassos. Com o intuito de auxiliar ao manejo dos impactos da visitação pública em áreas naturais, objetivou-se neste trabalho elaborar uma classificação de tipos morfo-funcionais vegetais e verificar as relações existentes entre esses e o pisoteio experimental. O desenho experimental foi uma adaptação do método desenvolvido por Cole e Bayfield. Foram instaladas parcelas em três Unidades de Conservação do Estado de São Paulo, Brasil, de Floresta Pluvial Tropical Atlântica, onde se aplicaram um tratamento de intensidades crescentes de pisoteio (de 0 a 500 passadas). A porcentagem de cobertura de cada tipo foi medida e analisada em diferentes tempos, para avaliar a resistência e a resiliência dos tipos. Em geral, houve diminuição na frequência relativa e cobertura de todos os tipos. Alguns tipos foram suscetíveis em todas as áreas, mostrando perdas no final do ciclo completo de medidas; outros foram indiferentes ou beneficiados; e outros mostraram respostas totalmente diferentes em função da área. Mudanças na composição de espécies dos tipos morfo-funcionais podem ter causado as diferenças nas respostas. Sugere-se o aprimoramento da classificação com incorporação de outras características de vegetação relacionadas com as estratégias de resistência e recuperação das plantas.

IV.1. Introdução

Uma das questões que mais preocupam em relação aos impactos da visitação sobre as áreas naturais e que tem sido alvo de numerosos estudos diz respeito dos efeitos do pisoteio humano sobre a vegetação (COLE, 1995a, 1995b, SUN; LIDDLE, 1991, 1993a, YORKS *et al.*, 1997).

Muitos dos trabalhos em Ecologia da Recreação dos últimos anos vêm tratando de indicar quais espécies são capazes de sobreviver em áreas impactadas pelo pisoteio, quais espécies recuperam melhor e por que umas espécies resistem e/ou recuperam melhor do que outras (LIDDLE, 1991; YORKS *et al.*, 1997).

Dentre todos os fatores que influenciam na vulnerabilidade das espécies vegetais destacam-se suas características morfológicas, pois exercem influência direta na sua capacidade de resistirem aos danos mecânicos causados pelo pisoteio (KUSS, 1986; LIDDLE, 1991; SUN; LIDDLE, 1993a, 1993b).

Para explicar as relações entre as características da vegetação e a resistência e resiliência, geralmente são usados os conceitos de formas de vida e/ou de crescimento das espécies que compõem a comunidade (KUSS, 1986).

O sistema de classificação em formas de vida introduzido por Raunkiaer baseou-se exclusivamente em um critério morfológico, o grau de proteção conferido às gemas vegetativas da planta que permitiria sua sobrevivência a uma estação climática adversa, por brotamento na estação climática propícia (BRAUN-BLANQUET, 1979).

Esse sistema de classificação, em cinco classes principais com alguns subtipos ou grupos, apresenta vantagens como a simplicidade, a clareza, a facilidade de observação, o grande significado ecológico e o amplo uso mundial (BRAUN-BLANQUET, 1979). As

desvantagens são, dentre outras, que o sistema não considera as perturbações ambientais, nem a parte subterrânea e, além disso, o princípio dos graus de proteção às gemas que não tem sentido na faixa tropical.

Tal sistema foi depois aperfeiçoado e complementado pelo próprio Raunkiaer e por outros autores, como Ellenberg e Mueller-Dombois em 1967 (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974) ou Aubréville (1963). Este último autor elaborou um sistema para a vegetação dos trópicos, separando as plantas de qualquer comunidade em formas de vida caracterizadas pelo porte ou hábito, obtendo, dessa forma, 13 tipos entre os quais incluiu as palmeiras, lianas e as epífitas.

Atualmente, a noção de estação desfavorável mudou, não sendo ligada apenas ao clima, mas associada também a fotoperíodos mais curtos, diminuição da temperatura do ar e da precipitação, ocorrência de incêndios, geadas e de inundação, ou seja, ao aumento da intensidade de fatores restritivos às atividades bióticas da planta. A estação desfavorável pode ser modulada pela ocorrência de outros eventos, como, por exemplo, o fogo. Uma perturbação de origem antrópica é o pisoteio e, em relação às formas de vida, significa que quanto mais desprotegidas estiverem as gemas, mais vulneráveis serão aos danos mecânicos (LIDDLE, 1991).

O conceito de formas de crescimento também tem sido usado por numerosos pesquisadores para analisar a resposta das plantas ao pisoteio (KUSS, 1986). A definição de Du Rietz, por exemplo, considera unicamente a arquitetura da planta, referindo-se, em particular, à forma, à ramificação, ao arranjo do sistema de brotamento e, quando possível, ao sistema subterrâneo (DU RIETZ, 1931 *apud* GIMINGHAM, 1951); mas pode incluir também características tais como o estrato ao qual pertencem na comunidade, hábito, periodicidade e tipo de folhas (KUSS, 1986).

Uma combinação de ambos os conceitos foi usada por Naito, Del Moral (KUSS, 1986), e Liddle e Grieg-Smith (1975a, 1975b).

As relações entre as formas de vida e de crescimento e a intensidade de uso recreativo são complexas e dependem de numerosos fatores, mas é possível traçar algumas linhas gerais. Os criptófitos, de folhas imbricadas e formas de crescimento em roseta foram os mais resistentes em trilhas existentes em pastagens naturais na Inglaterra (BATES, 1935).

Os hemicriptófitos foram os mais resistentes em dunas de ecossistemas temperados (LIDDLE; GRIEG-SMITH, 1975a), em pradarias calcáreas (BURDEN; RANDERSON, 1972), em comunidade sub-alpinas (SCHREINER, 1974 *apud* KUSS, 1986). Hemicriptófitos em roseta e semi-roseta foram os mais comuns em caminhos e trilhas em dunas, seguidos dos caméfitos lenhosos e herbáceos (LIDDLE, 1991).

Além dos hemicriptófitos, em diversas comunidades submetidas a elevadas intensidades de impacto, os terófitos foram os que se mostraram mais resistentes e, quanto às formas de crescimento, foram as entouceiradas e as rosuladas (KUSS, 1986).

Com a diminuição do impacto, em intensidades moderadas, os terófitos são substituídos progressivamente por caméfitos e nanofanerófitos com formas de crescimento que vão das prostadas às ereto-postradas. (NAITO, 1969 *apud* KUSS, 1986).

Em trilhas de bosques caducifólios os que resistiram ao impacto foram as formas graminóides e os terófitos (LIDDLE, 1991). Em dunas do sudeste brasileiro, um hemicriptófito graminóide foi a forma mais resistente e menos resiliente, e um criptófito a mais resiliente (TALORA, 2007). Dentre todas as formas de vida analisadas em trabalhos de síntese de pesquisas em diversos países, as gramíneas foram as mais resistentes e resilientes (KUSS, 1986; YORKS *et al.*, 1997).

Em dunas e em pradarias de áreas temperadas observou-se substituição de monocotiledôneas por dicotiledôneas em baixos níveis de impacto e posterior domínio das monocotiledôneas em elevadas intensidades (LIDDLE, 1991).

Unicamente em zonas distantes alguns metros da área altamente impactada de trilhas é que dominam fanerófitos de formas eretas (NAITO, 1969 apud KUSS, 1986). As formas lenhosas e as herbáceas eretas não-graminóides são as que apresentam maiores desvantagens para resistir ao pisoteio (COLE, 1995a, 1995b; HAMMITT; COLE, 1998, KUSS, 1986; SUN; LIDDLE 1993a; YORKS *et al.*, 1997), junto com as trepadeiras e as cactáceas (YORKS *et al.*, 1997).

Ao longo de um gradiente longitudinal e latitudinal dos Estados Unidos em 18 comunidades vegetais, verificou-se que as proporções de caméfitos, de herbáceas eretas e de herbáceas cespitosas ou rosuladas explicavam 68% das variações na resistência das espécies individuais (COLE, 1995a, 1995b).

As informações sobre as formas de vida e de crescimento das espécies que compõem uma comunidade vegetal são muito interessantes para entender as relações com os níveis de impacto e para o manejo da visitação. Se as características que melhor explicam a resposta da vegetação ao pisoteio são as frações das diferentes formas, então classificações baseadas nestas poderiam substituir as baseadas no conhecimento taxonômico. Além disso, a facilidade de reconhecimento por pessoas não especializadas facilitaria o monitoramento dos efeitos da visitação na vegetação. (BOUCHER *et al.*, 1991).

No entanto, a grande maioria desses trabalhos, foi realizada em áreas de climas temperados (BOUCHER *et al.* 1991, KUSS, 1986; HAMMITT; COLE, 1998; SUN; WALSH, 1998).

Em climas tropicais úmidos, muitas das áreas de florestas tropicais que estão sujeitas a visitação pública apresentam uma elevada diversidade de espécies e são áreas frequentemente

pouco conhecidas florísticamente, o que dificulta pesquisas similares às dos climas temperados onde as classificações são baseadas na identificação de espécies (BOUCHER *et al.* (1998). Por outro lado, aproximadamente 61% das espécies são fanerófitos (NAITO, 1969 *apud* KUSS, 1986), o que impede o uso do conceito exclusivo de formas de vida.

Isso faz com que seja necessário adotar classificações além desses sistemas clássicos, tais como sistemas de classificação das formas de vida e de crescimento, desenvolvidas para cada caso, e baseados em caracteres observados em campo como sendo importantes para a comunidade examinada (GIMINGHAN, 1951; WHITEHEAD, 1954).

Pelo exposto, o objetivo principal deste trabalho foi o de propor uma classificação em tipos morfo-funcionais, baseada nos sistemas de formas de vida e de crescimento e em outros caracteres morfológicos observados em campo que mostraram relação com as respostas das plantas ao pisoteio.

Os objetivos específicos foram: 1) elaborar um sistema de classificação da vegetação das áreas de estudo em tipos morfo-funcionais; 2) conferir se a resposta da vegetação ao pisoteio pode ser explicada utilizando os tipos morfo-funcionais, ou seja, se a classificação adotada revela padrões de resposta da relação entre tipos morfo-funcionais e intensidades crescentes de pisoteio; 3) verificar se cada tipo morfo-funcional responde diferentemente à intensidade do pisoteio, ou seja, se existem tipos mais resistentes e/ou mais resilientes que outros; e 4) verificar quais características estão ligadas a maior ou menor resistência e/ou resiliência.

IV.2. Material e métodos

A descrição das áreas de estudo e a metodologia empregada no estudo experimental encontram-se detalhadas no Capítulo 2.

O sistema de classificação da vegetação em tipos morfo-funcionais está baseado em características morfológicas das partes aéreas e subterrâneas, tendo sido utilizados dados da literatura bem como diferenças observadas em campo nas respostas frente ao pisoteio. Os atributos utilizados foram:

- Formas de vida: fanerófito, caméfito, hemicriptófito, criptófito, geófito, terófito
- Altura da biomassa: até 50 cm, entre 50 cm e 1 m.
- Persistência: perene, não perene
- Formas de crescimento: solitária, cespitosa, rosulada
- Inclinação do caule: ereto, prostrado
- Hábito: arbórea, arbustiva, herbácea, escandente, epífita, hemiepífita
- Estrutura radicular: axial, fasciculada, rizomatosa

IV.3. Resultados

a) Classificação em tipos morfo-funcionais

Os dados foram coletados para todos os tipos morfo-funcionais apresentados a seguir, porém valores baixos de frequência ou porcentagem de cobertura de alguns tipos fizeram com que fossem reagrupados para fins de análise. A descrição que acompanha os tipos não pretende incluir a de todas as espécies das famílias listadas a seguir, mas sim as características das plantas encontradas nas áreas de estudo. Dessa forma, a classificação obtida foi:

t1 - árvores ou arbustos de dicotiledôneas de até 0,5 m de altura; são os fanerófitos, basicamente suas plântulas, com formas de crescimento solitárias, estrutura radicular axial e reprodução por sementes;

t2 - árvores ou arbustos de dicotiledôneas entre 0,5 m e 1 m de altura; igual aos t1, porém deles separados porque em função da altura maior o impacto do pisoteio tem um efeito mecânico diferente;

t3 - Arecaceae, de até 50 cm; são as palmeiras, fanerófitos, podendo ser isolados ou gregários, com sistema radicular fasciculado e inclui também as plântulas;

t4 - Arecaceae, entre 0,5m e 1m; separados do anterior por diferenças no comportamento frente ao pisoteio;

t5 - grupo de herbáceas perenes não graminóides que incluiu: Marantaceae, geófitos, ervas de porte ereto, rizomatosas, entouceiradas, perenes, com vários caules aéreos, e que se multiplicam vegetativamente, pelos rizomas ou por estolões; Commelinaceae, hemicriptófitos, ervas de porte ereto, não-rizomatosas, caule de consistência suculenta, perenes, que se multiplicam por sementes; Bromeliaceae, hemicriptófitos rosulados, ervas terrestres, eretas, rizomatosas, perenes, que se multiplicam por sementes e por brotamentos do rizoma; Araceae, hemicriptófitos reptantes ervas, frequentemente escandentes, epífitas, hemiepífitas (como *Philodendron*) ou terrestres (como *Anthurium*) e que ocupam ambientes pobres em substrato, como fendas de rochas e troncos de árvores;

t6 - grupo de herbáceas graminóides que incluiu: os bambus, (Poaceae - Gramineae), hemicriptófitos cespitosos, ervas rizomatosas, bastante ramificadas, eretas e perenes, podem apresentar floração periódica anual ou ciclos muito longos; e hemicriptófitos cespitosos da família Cyperaceae, ervas eretas, perenes, graminiformes, geralmente rizomatosas, encontradas principalmente em áreas abertas e alagáveis;

t7 - trepadeiras, herbáceas, escandentes de diversas famílias;

t8 - pteridófitas, ervas terrestres rizomatosas; e

t9 - não vasculares

b) Frequências relativas e cobertura dos tipos morfo-funcionais

O número de tipos morfo-funcionais foi diferente em cada área de estudo, assim como a composição e a frequência dos tipos antes do pisoteio. O efeito da intensidade de pisoteio sobre a riqueza dos tipos foi analisado no Capítulo 3.

As frequências relativas foram calculadas, nas três áreas de estudo, para todos os tipos morfo-funcionais, referindo-se à porcentagem dos 100 quadrados de 50x50 cm nos quais os tipos ocorreram, considerando todos os tempos das medidas, e todas as intensidades de pisoteio aplicadas (Tabela IV.1).

O tipo mais frequente em todas as áreas foi o t1 (árvores ou arbustos de dicotiledôneas $\leq 0,5$ m de altura), seguido do t5, grupo das herbáceas não-graminóides. Houve diminuição da frequência relativa de todos os tipos com o pisoteio nas três áreas, mudando o comportamento dos diferentes tipos morfo-funcionais entre as áreas e entre eles, na recuperação (tabela 1).

No PEFI foram encontrados seis tipos morfo-funcionais, sendo que o grupo das herbáceas não-graminóides incluiu exclusivamente as marantáceas, e o das graminóides, só os bambus. Na RBASP foram encontrados todos os tipos, o grupo das herbáceas não-graminóides incluiu todas as outras famílias consideradas, com exceção das marantáceas e o das graminóides, nessa área incluíram-se as ciperáceas e os bambus. No PNMNP só não foram amostradas as graminóides (t6).

As mudanças nas porcentagens de cobertura dos tipos com a intensidade do pisoteio para todos os tempos e considerando todas as intensidades de tratamento são mostradas na tabela 2.

De forma similar ao que aconteceu com a frequência relativa, houve diminuição da cobertura média com o pisoteio em todos os tipos e áreas, e o comportamento na recuperação variou entre tipos e áreas. Os tipos que apresentaram maior cobertura média antes do pisoteio foram o t1 e o t5 no PEFI e na RBASP, e o t1 e t2 no PNMNP.

De acordo com o comportamento dos tipos morfo-funcionais em relação ao pisoteio, pode-se fazer um paralelo ao apresentado para as espécies. Assim, podem ser classificados em indiferentes, favorecidos ou prejudicados (TALORA, 2007). Tipos indiferentes, ou de suscetibilidade moderada, seriam aqueles que tiveram dano inicial moderado ou alto e boa recuperação, ou seja, a cobertura e a frequência relativa foram aproximadamente iguais ao final do ciclo completo de pisoteio e recuperação. Os tipos favorecidos, ou de baixa suscetibilidade, seriam aqueles com aumento nessas duas variáveis. Os tipos prejudicados, ou suscetíveis, seriam os que sofreram redução na cobertura e frequência relativa (BAYFIELD, 1979; TARORA, 2007).

No PEFI não foi possível obter os dados de um ano, mas, apesar de ter sido um período pequeno de tempo comparado ao das outras duas áreas, foi possível mostrar, além dos dados de resistência, tendências aos seis meses e algumas relações entre a resposta dos tipos e o impacto de pisoteio.

Análises de Variância de medidas repetidas foram feitas para os tipos morfo-funcionais que cumpriram os requisitos, conforme apresentado e discutido no capítulo 3.

Visando acompanhar o comportamento de todos os tipos morfo-funcionais com as intensidades crescentes do pisoteio, são mostrados a seguir os dados de cobertura média para cada tratamento em todos os tempos e em cada uma das áreas de estudo, no PEFI (Figura IV.1), na RBASP, (Figura IV.2) e no PNMNP (Figura IV.3).

O t1 formado pelos fanerófitos (<50 cm) sofreu perdas consideráveis na frequência e na cobertura nas três áreas. No PEFI, o t1 sofre perdas em todas as intensidades, que foram maiores quanto maior o número de passadas, assim mesmo, mostrou uma tendência à recuperação, nos níveis baixos e moderados de pisoteio, mas não nas intensidades mais altas. Em média, tanto a frequência como a cobertura, ficaram com valores abaixo dos iniciais, podendo ser considerado um tipo morfo-funcional prejudicado pelo pisoteio. Na RBASP,

sofreu perdas em todas as intensidades, mas mostrou recuperação acima dos valores iniciais, inclusive para as intensidades alta e muito alta. Em média, foi um tipo beneficiado, pois aos três meses houve recuperação na frequência acima do inicial, depois diminuiu um pouco até o período de um ano, mantendo um valor superior ao de antes do pisoteio. A cobertura média recuperou pouco aos três meses, e um ano depois foi superior à cobertura média inicial. No PNMNP, foi um tipo indiferente ao pisoteio, pois a frequência um ano depois também foi superior à inicial, mas a cobertura ficou um pouco abaixo do valor de antes do pisoteio, com perdas maiores quanto maior o impacto e recuperação só para algumas intensidades.

O t2, formado pelas árvores ou arbustos de dicotiledôneas entre 0,5 m e 1 m de altura, sofreu perdas de cobertura média e frequência relativa, mas não muito pronunciadas. Porém, não chegou a recuperar em nenhum tempo e área, mesmo um ano depois do pisoteio. Pode ser considerado, portanto, um tipo prejudicado nas três áreas de estudo.

As palmeiras do t3, com altura até 0,5 m, sofreram perdas acentuadas tanto na frequência como na cobertura média no PEFI, e não recuperaram após 6 meses, ficando bem abaixo dos valores iniciais. Na RBASP, a frequência e a cobertura diminuíram bastante com o pisoteio, aumentaram aos três meses acima dos valores originais e voltaram a diminuir, sendo que um ano depois se mantiveram abaixo dos valores iniciais. Em ambas as áreas, o t3 pode ser considerado um tipo prejudicado pelo pisoteio. No PNMNP, mantêm-se valores muito próximos aos iniciais em todos os tempos, podendo ser considerado um tipo indiferente frente ao pisoteio nessa área.

O t4, das palmeiras entre 0,5 m e 1m, esteve presente só em duas das áreas, mostrando recuperação para as frequências relativas, mas não para os valores de cobertura média.

O t5 (herbáceas perenes não-graminóides) não sofreu grandes perdas nos valores de frequência no PEFI e no PNMNP, mas sim na cobertura média nas três áreas. A cobertura média só recuperou até valores bem próximos aos iniciais no PNMNP, podendo ser

considerado indiferente. Na RBASP, ao contrário, foi prejudicado, pois, um ano após o pisoteio, a cobertura média foi praticamente metade da inicial.

As herbáceas graminóides (t6) perderam bastante em frequência e cobertura no PEFL. Na RBASP, onde também foram amostradas ciperáceas e gramíneas, os valores de um ano alcançaram quase os de antes do pisoteio.

As trepadeiras (t7) mostraram-se muito pouco resistentes nas três áreas. No PEFL, aos seis meses não foram amostradas em nenhum quadro, e nas outras duas áreas recuperaram muito bem, ficando com valores próximos dos originais.

As pteridófitas (t8) resistiram razoavelmente, recuperaram em frequência, mas não em cobertura média.

Por último, o tipo formado pelas não vasculares (t9) teve os valores aumentados aos três e aos 12 meses em relação ao início, nas duas UCs onde foram amostrados (RBASP e PNMNP).

c). Análises de correspondência

Para correlacionar as variações quantitativas das medidas de cobertura dos tipos morfo-funcionais com as intensidades de pisoteio, foi adotada a Análise de Correspondência Retificada (ACR) considerando todos os tempos e cada área separadamente. A ACR produz uma ordenação simultânea que maximiza a correlação entre as amostras e os escores das variáveis, sendo confiável para lidar com gradientes ecológicos (McGARIGAL; CUSHMAN; STAFFORD, 2000). Para fazer as ACRs foram utilizados os dados de porcentagem de cobertura médios por intensidade de pisoteio dos tipos morfo-funcionais. As análises foram feitas no *MVSP 3.1 for Windows* (KOVACH, 1998).

Posteriormente, foi feita Análise de Variância unidirecional com os escores das observações dos quadrantes obtidos nos primeiros eixos da ACR (variáveis dependentes) frente aos níveis de pisoteio tratamentos (variáveis independentes) para verificar se havia

diferenças significativas entre os tratamentos. Quando alguma diferença significativa foi detectada ($p < 0,05$), empregaram-se testes *a posteriori* LSD (*Least Significant Differences*) entre o controle e os tratamentos, e entre os pares de tratamentos.

As ACR mostraram a relação entre os tipos morfo-funcionais e as intensidades de pisoteio para cada UC. A análise para o PEFI (Figura IV.4) definiu dois eixos de autovalores que representam pouco menos de 50% da variância, correspondendo a 34,34 % (eixo 1) e 10,19% (eixo 2). Entretanto, a Análise de Variância unidirecional não mostrou diferenças significativas.

É possível observar que tanto as palmeiras (t3), como as trepadeiras (t7) e as árvores ou arbustos de dicotiledôneas com altura entre 0,5 a 1 m (t2) não mostraram relação com nenhuma intensidade de pisoteio. Em um pequeno gradiente, entre o tipo 1 e o tipo 5, estão agrupados praticamente todos as intensidades. Esses tipos foram os mais frequentes e os que apresentaram maiores coberturas já antes do pisoteio.

A análise para a RBASP (Figura IV.5) definiu três eixos de autovalores que representam unicamente 38,24% da variância, correspondendo a 22,50% (eixo 1), 10,25% (eixo 2) e 5,50% (eixo 3).

O eixo 2 resultou significativo da ANOVA com os escores ($p < 0,011$), onde as variáveis se ordenam num gradiente entre as trepadeiras após o pisoteio e as não vasculares um ano após o pisoteio. Entretanto, a maioria das intensidades está agrupada em um gradiente estreito próximas dos t1 em todos os tempos. O resultado do *LSD* mostrou diferenças significativas entre o controle e as intensidades de 200 e 500 passadas.

A análise para o PNMNP (Figura IV.6) definiu três eixos de autovalores que representam unicamente 36,22% da variância, correspondendo a 24,96% (eixo 1), 7,57% (eixo 2) e 3,51% (eixo 3). O resultado da ANOVA não foi significativo em nenhum caso.

IV.4.Discussão

Os dados de frequência relativa e cobertura média obtidos nas três áreas para o tipo formado pelas árvores ou arbustos de dicotiledôneas de até 0,5 m de altura (t1), indicam baixa resistência. Isso confirma os resultados de diversos estudos, por tratar-se de uma forma de vida que se espera seja pouco resistente, pela altura, folhas delicadas e gemas não protegidas; tais características fazem com que sofram diretamente os danos mecânicos devidos ao pisoteio (BOUCHER *et al*, 1991; LIDDLE, 1991) e, a maioria das vezes, os danos nas estruturas áreas são seguidos da morte dos indivíduos.

Por outro lado, seria de se esperar uma elevada resiliência, em parte pelas características ambientais locais, como umidade do solo, temperaturas elevadas e alta produtividade (COLE, 1995b; KUSS, 1986). Além disso, pode haver efeito da diminuição da competição por eliminação ou diminuição da cobertura dos outros tipos (COLE, 1987), principalmente das herbáceas. A mesma forma de vida (t1) mostrou-se favorecida em uma trilha fechada para recuperação durante 32 meses na Costa Rica (BOUCHER *et al*, 1991).

Outro fator que pode estar influenciando na recuperação observada é o fato desse tipo morfo-funcional incluir as plântulas de árvores e arbustos de dicotiledôneas, e que o pico de recuperação observado aos três meses no PNMNP e na RBASP coincidiu com o período de chuva e, portanto, de alto recrutamento, ou seja, a recuperação aparece como parte da dinâmica das florestas.

O t2, diferente do primeiro grupo unicamente pela altura, sofreu perdas não tão acentuadas. Isso pode ter sido porque a maioria das vezes o dano exercido afetou somente as partes aéreas das plantas, principalmente as folhas, mas o indivíduo completo geralmente não morre. Porém, observou-se que a recuperação não foi rápida, possivelmente devido à perda de superfície foliar o que deve ter afetado a taxa de fotossíntese e, portanto, o crescimento das plantas (HAMMITT; COLE, 1998).

O t3, constituído por palmeiras de altura inferior a 50 cm, teve comportamento distinto no PEFI, possivelmente em virtude de tratar-se de indivíduos de porte baixo do gênero *Geonoma* e de plântulas de *Euterpe edulis*, sendo possível observar em campo a morte dos mesmos indivíduos.

No grupo de herbáceas não-graminóides seria de se esperar uma alta resistência, pois trata-se de geófitos e hemicriptófitos com gemas protegidas na camada de serapilheira (MÜLLER; WAECHTER, 2001), com características que as tornam mais resistentes a perturbações (LIDDLE; GRIEG-SMITH, 1975a; BURDEN; RANDERSON, 1972).

No t6, que incluiu as graminoides, estão as formas que se esperam ser mais resistentes e resilientes. Isso foi corroborado na RBASP, mas não no PEFI, possivelmente por tratar-se de bambus de pequeno porte, agrupados em touceiras muito pequenas. Na área onde o experimento foi realizado, a abundância de bambus não é muito grande (STRUFFALDI-DE-VUONO, 1985). Os outros tipos aparecem em frequências e coberturas muito baixas, como mostram os resultados das análises de correspondência sem relação com o pisoteio.

Em todas as áreas de estudo, seria de esperar uma elevada recuperação da vegetação, pois apresentam características ambientais que as tornariam mais resilientes, como elevada umidade do solo, elevadas temperaturas praticamente durante todo o ano e elevada produtividade (KUSS, 1986; BOUCHER *et al*, 1991).

Nas florestas tropicais, a taxa de regeneração é alta quando as fontes de propágulos não estão muito distantes e quando a floresta original não sofreu uso intenso, como retirada ou compactação do solo (GUARIGUATA; OSTERAG, 2002 LIMA, 2007). Isso parece ser certo no caso da RBASP e do PNMNP, mas não no PEFI, provavelmente devido à sazonalidade mais marcante nessa área ou pelo seu histórico de perturbações e localização urbana. A RBASP, apesar da intensa perturbação devida à poluição de Cubatão, não está isolada, fazendo parte de uma grande área contínua de florestas.

Como os tipos morfo-funcionais são heterogêneos e incluem diversas espécies, as diferenças entre as áreas podem ocorrer também devido à composição diferente de espécies, podendo haver, dentro do mesmo grupo, espécies mais ou menos resistentes e/ou resilientes.

IV.5. Conclusões

Houve dificuldade para extrair padrões gerais sobre o efeito do pisoteio para todos os tipos morfo-funcionais, que se deve à elevada heterogeneidade local, com diferenças na composição de tipos entre as parcelas da mesma área e nas coberturas de cada tipo.

O pisoteio não afetou da mesma forma a vegetação das três áreas, com o mesmo tipo morfo-funcional respondendo diferentemente em cada área. Isso parece indicar que mudanças na composição de espécies dos tipos morfo-funcionais podem ser, em parte, responsáveis pelas diferenças encontradas, já que dentro dos tipos pode haver espécies que são mais sensíveis (YORKS *et al.*, 1997).

As frequências relativas e as coberturas são tão baixas em alguns casos, antes mesmo do pisoteio, que é difícil tirar conclusões definitivas sobre o comportamento dos tipos.

Por outro lado, as variáveis ambientais que influenciaram na maior ou menor vulnerabilidade da vegetação frente ao pisoteio, tais como o tipo de solo, umidade, cobertura de dossel, altura, orientação da vertente e microclima, devem ser mais importantes do que as próprias características da vegetação, como tem sido discutido em relação à resiliência (COLE, 1995a, 1995b), ou podem estar aumentando os efeitos dos impactos localmente (YORKS *et al.*, 1997).

Outra questão a ser levada em consideração é que a classificação em tipos morfo-funcionais adotada pode ser aprimorada, mediante seleção e incorporação de outras características da vegetação não incluídas aqui.

Há suficientes indícios de que os tipos morfo-funcionais não respondem de forma similar ao pisoteio, apresentando graus de vulnerabilidade diferentes frente ao impacto.

Identificar os tipos mais resistentes e /ou resilientes tem importantes implicações para o manejo da visitação em áreas naturais, pois os impactos gerados pelo uso podem ser minimizados, direcionando o uso para áreas onde a vegetação é mais resistente ou que apresenta melhor recuperação após o uso ter ocorrido.

Referências bibliográficas

- AUBRÉVILLE, A. Classification des formes biologiques des plantes vasculaires in milieu tropicale. **Adansonia**, v. 3, p. 221-226, 1963.
- BATES, G. H. The Vegetation of Footpaths, Sidewalks, Cart-Tracks and Gateways. **The Journal of Ecology**, v 23, n. 2, p. 470-487, 1935.
- BAYFIELD, N.G. Recovery of four montane heath communities on Cairngorm, Scotland, from disturbance to trampling. **Biological Conservation**, v. 15, 165-179, 1979.
- BOUCHER, D.H.; AVILES, J.; CHEPOTE, R.; GIL, O.E.D.; VILCHEZ B. Recovery of trailside vegetation from trampling in a Tropical Rain Forest. **Environmental Management**, v. 15, p.257-262, 1991.
- BRAUN-BLANQUET, J. **Fitosociología**. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Madrid: H. Blume, 1979.
- BURDEN; R. F.; RANDERSON, P. F. Quantitative studies of the effects of human trampling on vegetation as an aid to the management of semi-natural areas. **Journal of Applied Ecology**, v. 9, n. 2, p. 439-457, 1972.

- COLE, D. N. Effects of three seasons of experimental trampling on five montane forest communities and a grassland in Western Montana, USA. **Biological Conservation**, v. 40, p. 219-244, 1987.
- _____. Experimental trampling of vegetation I: relationship between trampling intensity and vegetation response. **Journal of Applied Ecology**, v. 32, p. 203-214, 1995a.
- _____. Experimental trampling of vegetation II: predictors of resistance and resilience. **Journal of Applied Ecology**, v. 32, p. 215-224, 1995b.
- GIMINGHAM, C.H. The use of life form and growth form in the analysis of community structure, as illustrated by a comparison of two dune communities. **The Journal of Ecology**, v.39, n.2, p. 396-406, 1951.
- HAMMITT, W.E.; COLE, D.N. **Wildland recreation: ecology and management**. 2. ed. New York: J. Wiley, 1998.
- KOVACH, W.L. MVSP - A MultiVariate Statistical Package for IBM-PC's, ver. 3.1 for Windows. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K., 1998.
- KUSS, F.R. A review of major factors influencing plant responses to recreation impacts. **Environmental Management**, v. 10, p.637-650, 1986.
- LIDDLE, M. J. Recreation Ecology: Effects of Trampling on Plants and Corals. **Tree**, v.6, p. 3-17, 1991.
- LIDDLE, M. J.; GREIG-SMITH, P. A survey of tracks and paths in a sand dune ecosystem. I: soils. **Journal of Applied Ecology**, v. 3, 893-908, 1975a.
- _____. A survey of tracks and paths in a sand dune ecosystem. II: vegetation. **Journal of Applied Ecology**, v. 12, 909- 930, 1975b.
- LIMA, M.E.L. **Estudo florístico do componente arbóreo de um trecho de FLORESTA Ombrófila Densa Montana do Parque Natural Municipal Nascentes de**

- Paranapiacaba (PNMNP), Santo André – São Paulo.** 47f. 2007. Monografia (Pós-Graduação *Lato Sensu* em Botânica) LAVRAS, MINAS GERAIS – BRASIL, 2007
- McGARIGAL, K., CUSHMAN, S. & STAFFORD, S. **Multivariate Statistics for wildlife and ecology research.** Springer-Verlag. New York, Inc. 2000.
- MÜLLER, S.C.; WAECHTER, J.L. Estrutura sinusal dos componetnes herbáceo e arbustivos de uma floresta costeira subtropical. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n.4, p. 395-406, 2001.
- STRUFFALDI-DE-VUONO, Y. **Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta da Reserva Biológica do Instituto de Botânica** (São Paulo, SP). 213f. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 198. 1985.
- SUN, D.; LIDDLE, M.J. Field Occurrence, Recovery, and Simulated Trampling Resistance and Recovery of Two Grasses. **Biological Conservation**, v. 57, p. 187-203, 1991.
- _____. A survey of trampling effects on vegetation and soil in eight tropical and subtropical sites. **Environmental Management**, v. 17, p.497-510, 1993a.
- _____. Plant morphological characteristics and resistance to simulated trampling. **Environmental Management**, v. 17, p.511-521, 1993b.
- SUN, D.; WALSH, D. Review of studies on environmental impacts of recreation and tourism in Australia. **Journal of Environmental Management**, v.53, p.323-338, 1998.
- TALORA, D.C. **Efeitos do pisoteio experimental sobre a vegetação de dunas do Parque Estadual da Serra do Mar**, Picinguaba, Ubatuba, SP. Tese (Doutorado) escola Superior de agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2007.
- WHITEHEAD, F. H. A study of the relation between growth form and exposure on Monte Maiella, Italy. **The Journal of Ecology**, v. 42, n. 1, p. 180 – 186, 1954.
- YORKS, T.P., WEST, N.E., MUELLER, R.J.; WARREN, S.D. Toleration of traffic by vegetation: life form conclusions and summary extracts from a comprehensive data base. **Environmental Management**, v. 1, p. 121-131, 1997.

Tabela VI.1. Tabela de frequências relativas dos tipos morfo-funcionais em todos os tempos. F(a): frequência antes do pisoteio; F(d): duas semanas após o pisoteio; F(3): três meses após o pisoteio; F(6): seis meses após o pisoteio; F(12): 12 meses após o pisoteio. PEFI: Parque Estadual fontes do Ipiranga, RBASP: Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, PNMNP: Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba

PEF I	F(a))	F(d))	F(6))	RBAS P	F(a))	F(d))	F(3))	F(12))	PNMN P	F(a))	F(d))	F(3))	F(12))
t1	87	65	71	t1	82	57	98	91	t1	86	68	85	89
t2	14	4	6	t2	26	23	13	18	t2	28	24	26	26
t3	24	15	14	t3	21	11	24	15	t3	13	12	11	12
t4	-	-	-	t4	7	3	4	10	t4	12	7	7	11
t5	49	38	42	t5	68	41	47	58	t5	38	25	24	56
t6	15	6	10	t6	25	10	16	23	t6	-	-	-	-
t7	12	6	4	t7	26	11	30	23	t7	47	17	24	38
t8	-	-	-	t8	16	8	16	20	t8	23	9	14	20
t9	-	-	-	t9	31	6	35	44	t9	10	3	27	29

Tabela IV.2. Porcentagem de cobertura média dos tipos morfo-funcionais em todos os tempos e tratamentos. C(a): antes do pisoteio; C(d): duas semanas após o pisoteio; C(3): três meses após o pisoteio, C(6): seis meses após o pisoteio; F(12): 12 meses após o pisoteio. PEFI: Parque Estadual fontes do Ipiranga, RBASP: Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, PNMNP: Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba

PEF I	C(a))	C(d))	C(6))	RBAS P	C(a))	C(d))	C(3))	C(12))	PNMN P	C(a))	C(d))	C(3))	C(12))
t1	4,14	2,34	2,60	t1	4,14	2,16	3,59	4,17	t1	6,26	2,65	4,50	4,75
t2	0,76	0,14	0,49	t2	1,61	1,20	0,73	0,90	t2	3,04	2,14	2,72	1,99
t3	1,13	0,61	0,55	t3	0,95	0,39	0,58	0,47	t3	0,75	0,76	0,80	0,67
t4	-	-	-	t4	0,62	0,21	0,37	0,47	t4	2,81	1,20	1,10	1,95
t5	10,8	0	5,67	t5	8,04	3,40	4,02	4,37	t5	2,70	1,10	1,09	2,61
t6	0,83	0,20	0,45	t6	2,19	0,13	0,83	1,21	t6	-	-	-	-
t7	0,26	0,09	0,00	t7	0,90	0,41	0,73	1,12	t7	1,06	0,28	0,49	0,83
t8	-	-	-	t8	0,35	0,27	0,38	0,39	t8	1,15	0,66	0,70	0,53
t9	-	-	-	t9	0,95	0,16	1,13	1,35	t9	0,08	0,09	0,69	1,63

Figura IV.1. Porcentagem de cobertura média dos tipos morfo-funcionais no Parque Estadual Fontes do Ipiranga (PEFI) em todos os períodos de medida e todas as intensidades de pisoteio. A classificação dos tipos morfo-funcionais corresponde ao explicado no item IV.3a.

Figura IV:2. Porcentagem de cobertura média dos tipos morfo-funcionais na Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba (RBASP) em todos os períodos de medida e todas as intensidades de pisoteio. A classificação dos tipos morfo-funcionais corresponde ao explicado no item IV.3a.

IV.3. Porcentagem de cobertura media dos tipos morfo-funcionais no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP) em todos os períodos de medida e todas as intensidades de pisoteio A classificação dos tipos morfo-funcionais corresponde ao explicado no item IV.3a.

Figura IV.4. Representação das coordenadas dos dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Retificada realizada para os tipos morfo-funcionais do PEFI e sua correspondência com os tratamentos. Tratamentos (X): 0- controle; 1- 25 passadas, 2- 75 passadas, 3- 200 passadas, 4- 500 passadas. A classificação dos tipos morfo-funcionais corresponde ao explicado no item IV.3a (♦), t-antes e td- 2 semanas após o pisoteio, e tr – 6 meses após o pisoteio.

Figura IV.5. Representação das coordenadas dos dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Retificada realizada para os tipos morfo-funcionais da RBASP e sua correspondência com os tratamentos. Tratamentos (×): 0- controle; 1- 25 passadas, 2- 75 passadas, 3- 200 passadas, 4- 500 passadas. A classificação dos tipos morfo-funcionais corresponde ao explicado no item IV.3a (♦), t-antes e td- 2 semanas após o pisoteio, tr3 – três meses após o pisoteio e tr12 – doze meses após o pisoteio.

Figura IV.6. Representação das coordenadas dos dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Retificada realizada para os tipos morfo-funcionais do PNMNP e sua correspondência com os tratamentos. Tratamentos (×): 0- controle; 1- 25 passadas, 2- 75 passadas, 3- 200 passadas, 4- 500 passadas. A classificação dos tipos morfo-funcionais corresponde ao explicado no item IV.3a (♦), t-antes e td- 2 semanas após o pisoteio, tr3 – três meses após o pisoteio e tr12 – doze meses após o pisoteio.

Considerações finais

Por tratar-se de um trabalho pioneiro, pois até o momento não foi publicada no Brasil nenhuma pesquisa de experimento controlado em vegetação de Floresta Pluvial Tropical, é oportuno fazer algumas considerações sobre a metodologia empregada e os resultados obtidos, de forma a auxiliar os próximos trabalhos que visem quantificar os impactos de pisoteio humano.

O método, uma adaptação de um protocolo elaborado e testado principalmente, em áreas de climas temperados, com desenho experimental de blocos randômicos foi adequado para este tipo de estudo de impacto, tanto pelos requerimentos de área como de tempo. Além disso, a coleta de dados anteriores ao impacto foi fundamental a fim de diminuir o efeito de outras variáveis envolvidas.

As análises realizadas no presente estudo, baseadas em dados absolutos de cobertura e não em medidas relativas, contra o sugerido no protocolo padrão, foram mais adequadas. Foi possível eliminar alguns dos problemas relacionados com as medidas relativas, como o fato de não permitirem acompanhar as mudanças de todas as variáveis por não cumprirem todos os requisitos ou por mostrarem discrepâncias com os dados absolutos, ainda mais levando em consideração a alta heterogeneidade das áreas estudadas.

Entretanto, recomenda-se aumentar o número de réplicas, pois alguns resultados foram unicamente indicativos, mostrando tendências nas respostas da vegetação que não foram conclusivas.

Apresentou-se uma classificação de tipos morfo-funcionais para regiões tropicais. Mesmo com as dificuldades para extrair respostas mais claras das relações de todos os tipos com os impactos causados pelo pisoteio, a experiência de campo neste estudo e de outros

trabalhos em andamento nas mesmas áreas indicou a enorme complexidade de trabalhar com classificações em nível de espécie. Sugere-se que outras classificações sejam elaboradas e testadas, talvez com maior número ou mesmo com outras características da vegetação que possam refletir melhor os efeitos do pisoteio.

Ainda assim, as observações feitas em campo e as análises exploratórias realizadas mostraram, em certos momentos, resultados que indicaram miscelânea dos efeitos do pisoteio entre linhas que receberam intensidades diferentes de impacto. Esse comportamento pode ser devido à linha tampão que, tendo sido mantida conforme o protocolo padrão em 0,4 m de comprimento, não teve largura suficiente. Comumente, é considerado como faixa de influência da trilha um metro de ambos os lados, sendo que os resultados do presente estudo mostraram indícios de que pelo menos essa influência vai além dos 0,4 m. Sugere-se, portanto, aumentar essa faixa, mesmo que isso implique em requerimentos maiores da área para a instalação dos experimentos.

No presente trabalho, o pisoteio foi aplicado durante o inverno nas três Unidades de Conservação. Do ponto de vista do manejo da visitação, os dados obtidos são de grande interesse, pois podem ser considerados como valores críticos de perda de cobertura. Essa informação pode ser usada para o manejo, de forma a estabelecer limites sazonais para prevenir a degradação irreversível da cobertura vegetal.

De qualquer forma, há necessidade de continuar com experimentos, com a aplicação de impactos em outras épocas do ano, devido à importância da sazonalidade na resposta da vegetação ao impacto, assim como aplicar o impacto repetidamente, para ter-se respostas a situações mais próximas do que acontece, naturalmente, na áreas de visitação pública.

Além disso, para o futuro, há necessidade de realizar experimentos em mais áreas, de modo a serem examinadas as estratégias de resistência e resiliência dos tipos morfo-funcionais e/o das espécies de comunidades vegetais e condições locais diferentes.

As variáveis analisadas forneceram resultados coerentes com os de outros estudos realizados em outras regiões, tendo se mostrado sensíveis ao efeito do pisoteio. Mesmo não conseguindo se chegar a indicadores que possam ser válidos para áreas de Floresta Pluvial Tropical como um todo, aqueles apontados no presente estudo poderão ser úteis nas áreas estudadas, para traçar estratégias de manejo dos impactos de pisoteio humano e contribuir com a gestão do uso público em áreas protegida