Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

Fauna do solo e outros atributos edáficos como indicadores da qualidade ambiental em áreas com *Araucaria angustifolia* no Estado de São Paulo

Dilmar Baretta

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Agronomia. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

Piracicaba
2007

Dilmar Baretta
Engenheiro Agrônomo

Fauna do solo e outros atributos edáficos como indicadores da qualidade ambiental em áreas com *Araucaria angustifolia* no Estado de São Paulo

Orientadora:
Prof^a. Dra. **ELKE JURANDY BRAN NOGUEIRA CARDOSO**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Agronomia. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

**Piracicaba
2007**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/ USP

Baretta, Dilmar

Fauna do solo e outros atributos edáficos como indicadores da qualidade ambiental em áreas com *Araucaria angustifolia* no Estado de São Paulo / Dilmar Baretta. - - Piracicaba, 2007.
158 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2007.
Bibliografia.

1. Análise multivariada 2. Biodiversidade 3. Biologia do solo 4. Ecologia do solo 5. Fauna edáfica 6. Indicador biológico 7. Pinheiro-do-paraná 8. Solo – Qualidade – São Paulo I. Título

CDD 634.9751

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”

A **Deus**, criador de uma belíssima e complexa natureza.

Aos meus pais, Hélio e Zelinda, pelo amor e apoio, que me permitiram chegar até aqui.

À minha esposa Carolina, pelo companheirismo nas horas mais difíceis.

Aos meus irmãos Dirceu, Dirlei, Delazir e Divair pelo carinho e apoio.

AGRADEÇO

A toda minha família e aos amigos.

OFEREÇO

A todos que gostam de
Biologia do Solo.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Este trabalho só foi possível graças ao apoio de algumas pessoas. Assim gostaria de agradecer...

À Profa. Dra. Elke Jurandy Bran Nogueira Cardoso, por quem tive a honra de ser orientado no doutorado. Pela sua preciosa orientação, conselhos, opiniões, correções e exemplo de ética profissional, aqui deixo registrada minha admiração.

Ao Dr. George Gardner Brown, que gentilmente aceitou o convite para co-orientar o meu trabalho e por ter concedido uma oportunidade para aprender mais nesta área de ecologia do solo.

Ao meu pai Hélio, minha mãe Zelinda e meus irmãos Dirlei, Dirceu, Delazir e Divair por me acompanharem sempre. É impossível colocar em palavras tantos anos de dedicação.

À minha esposa, pelo amor, carinho e companheirismo, e a seus familiares, por torcerem sempre por nós.

Ao Prof. Dr. Thibaud Decaëns do laboratório ECODIV (Universidade de Rouen, França) e Dr. José Paulo de Sousa (Universidade de Coimbra, Portugal), pelo apoio e orientação durante o Doutorado-Sanduiche. A toda família Decaëns por ter me acolhido em Rouen.

A todos os que me auxiliaram nessa enorme tarefa de identificar os organismos: Dr. Samuel W. James (University of Kansas, USA), Dr. Antonio D. Brescovit e Dra. Irene Knysak (Instituto Butantan) e Cristina Ferreira (Universidade de Coimbra), o meu agradecimento por “dar nome”, especialmente para os grupos Oligochaeta, Araneae, Chilopoda, Diplopoda e Collembola.

Aos técnicos da ESALQ, Denise L.C. Mescolotti, Luis F. Baldesin e Dorival Grisotto, pessoas muito especiais, pela ajuda e amizade.

À Profa. Dra. Siu Mui Tsai pela amizade e ao Dr. Paulo L. Libardi, pelas sugestões de melhoria no projeto de tese.

Aos colegas do projeto temático Biota/FAPESP, em especial Rafaela, Daniel, Rose, Ézio e Camila, pela amizade, apoio e importantes discussões sobre o trabalho. Muito obrigado à Rafaela também, pelas correções no texto.

Aos colegas e amigos de Laboratório, Alessandra, Leandro, Mylenne, Rafael, Mauricio, Alexandre, André, Simone, Pilar, Henrique, Sandra, Vitor, Fabiana, Maria Elda, Priscila, Pereira e Paulo.

Aos colegas Maurício Alves, André Monfrinato e Aline Kamiya, pela ajuda.

Aos colegas da Pós-graduação, em especial Gilberto, Gisele, Adriano, Lucas, Márcio, Gean, Hector, José Olímpio, Claudia, Daniela, Fabiano, Gilmar, Haroldo, Jackson, Magnus João Nunes pela amizade e companheirismo.

À coordenação do Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas, pela oportunidade de realização do curso, especialmente aos Professores Álvaro, Alleoni e Pablo, pelo apoio.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa e oportunidade de realização do Doutorado Sanduíche no Exterior.

À Fapesp (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) pelo apoio financeiro do projeto temático Biota 01/05146-6, intitulado "BIODIVERSIDADE VEGETAL E DE ORGANISMOS EDÁFICOS EM ECOSSISTEMAS DE *Araucaria angustifolia* NATURAIS E IMPACTADOS NO ESTADO DE SÃO PAULO".

Ao amigo, professor Dr. Antonio Roque Dechen, pelo companheirismo e a todos os professores do Departamento de Ciência do Solo.

A todos os funcionários do Departamento de Ciência do Solo da ESALQ/USP, em especial, à Marta, Nancy, Flávia e Cristina, pelo apoio nesse período.

À Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", que me fez crescer profissionalmente.

Aos colegas do Laboratório de Solos da Universidade de Coimbra (Portugal), em especial ao Rui, Thiago, Sonia, Julia, Alexandre, Sara, Carla, Cristina, Dálila, pela amizade.

A todos que me acolheram no laboratório ECODIV, da Universidade de Rouen (França), em especial ao Moïse, Estelle, Ana, Fabrice, Michael, Matthieu, Lucero, Joel, Pierre, Marthe, Mickaël, Gaylord, Jean, Cécile e Monnier, "Merci a tous!" pelo companheirismo durante o período de Doutorado-Sanduíche.

SUMÁRIO

RESUMO.....	9
ABSTRACT.....	10
1 INTRODUÇÃO.....	11
1.1 Revisão Bibliográfica.....	12
1.1.1 Florestas de Araucária: um bioma ameaçado.....	12
1.1.2 Fauna do solo.....	13
1.1.3 O fogo acidental.....	18
1.1.4 Definição da qualidade do solo.....	19
1.1.5 Biodiversidade.....	19
1.1.6 Bioindicadores.....	20
1.1.7 Índices de qualidade do solo.....	21
1.1.8 Macrofauna do solo como bioindicadora.....	25
1.1.9 Atributos microbiológicos do solo como indicadores de qualidade.....	26
1.1.10 Análise estatística multivariada.....	27
Referências.....	28
2 MACROFAUNA INVERTEBRADA DO SOLO COMO INDICADORA DA QUALIDADE AMBIENTAL EM ÁREAS COM <i>Araucaria angustifolia</i>	38
Resumo.....	38
Abstract.....	38
2.1 Introdução.....	39
2.2 Desenvolvimento.....	41
2.2.1 Material e Métodos.....	41
2.2.2 Resultados e Discussão.....	50
2.3 Considerações Finais.....	69
Referências.....	70
3 ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS E QUÍMICOS DO SOLO EM ÁREAS COM <i>Araucaria angustifolia</i>	75
Resumo.....	75
Abstract.....	75

3.1 Introdução.....	76
3.2 Desenvolvimento.....	78
3.2.1 Material e Métodos.....	78
3.2.2 Resultados e Discussão.....	81
3.3 Conclusões.....	94
Referências.....	95
4 POPULAÇÕES DE MINHOCAS AMOSTRADAS USANDO VÁRIOS MÉTODOS DE COLETA EM ÁREAS COM <i>Araucaria angustifolia</i>	99
Resumo.....	99
Abstract.....	99
4.1 Introdução.....	100
4.2 Desenvolvimento.....	102
4.2.1 Material e Métodos.....	102
4.2.2 Resultados e Discussão.....	104
4.3 Conclusões.....	114
Referências.....	115
5 ARANHAS (ARACHNIDA: ARANEAE) EDÁFICAS AMOSTRADAS POR ARMADILHAS E MONÓLITOS DE SOLO EM ÁREAS COM <i>Araucaria angustifolia</i>	119
Resumo.....	119
Abstract.....	119
5.1 Introdução.....	120
5.2 Desenvolvimento.....	122
5.2.1 Material e Métodos.....	122
5.2.2 Resultados e Discussão.....	125
5.3 Conclusões.....	135
Referências.....	136
6 COLÊMBOLOS (HEXAPODA: COLLEMBOLA) COMO BIOINDICADOR DE QUALIDADE DO SOLO EM ÁREAS COM <i>Araucaria angustifolia</i>	139
Resumo.....	139
Abstract.....	139

6.1 Introdução.....	140
6.2 Desenvolvimento.....	141
6.2.1 Material e Métodos.....	141
6.2.2 Resultados e Discussão.....	145
6.3 Conclusões.....	150
Referências.....	151
Considerações Finais.....	153
ANEXOS.....	155

RESUMO

Fauna do solo e outros atributos edáficos como indicadores da qualidade ambiental em áreas com *Araucaria angustifolia* no Estado de São Paulo

O estudo de indicadores biológicos da qualidade do solo em áreas com araucária é muito importante para entender os processos ecológicos que ocorrem nestes sistemas, já que a fauna edáfica atua na decomposição e mineralização da matéria orgânica e, também, nas propriedades e processos físicos, químicos e biológicos do solo. O objetivo deste estudo foi verificar a possibilidade de utilizar alguns grupos da fauna edáfica e das variáveis ambientais como indicadores da qualidade do solo em áreas com araucária natural e reflorestada, impactadas ou não pela queima accidental, por meio de técnicas de análise multivariada. As áreas estudadas incluem: 1. floresta nativa com araucária (NF); 2. reflorestamento de araucária (R); 3. reflorestamento de araucária submetido a incêndio accidental (RF); e 4. pastagem natural com araucárias nativas e ocorrência de incêndio (NPF). Em cada área, amostras de solo para avaliação da comunidade da fauna edáfica e das variáveis ambientais foram coletadas em 0,3 ha, perto de dez árvores de araucária selecionadas ao acaso, em três épocas contrastantes, usando diferentes métodos de coleta (monólitos e armadilhas). As análises de componentes principais (ACP), canônica discriminante (ACD) e de correlação canônica (ACC) foram aplicadas às variáveis ambientais [carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal (C-CO₂) e quociente metabólico (q CO₂), estoques de serapilheira, umidade do solo, pH (CaCl₂), matéria orgânica (MO) e teores de P, K, Ca, Mg, H+Al] e atributos da fauna edáfica. Foram encontradas cinco espécies de minhocas (2 famílias), 20 famílias de aranhas e oito famílias de colêmbolos nestas áreas. A diversidade da fauna, CBM, C-CO₂, estoques de serapilheira e MO foram sempre superiores na área NF e inferiores na NPF. A comunidade de fauna do solo e as variáveis ambientais apresentaram potencial para serem usadas como indicadores da qualidade do solo. Houve alta correlação canônica entre as variáveis ambientais e a fauna edáfica. Os grupos Collembola, Diplopoda, Chilopoda, Isoptera, Araneae, Oligochaeta, biomassa da macrofauna, índice de diversidade de Shannon (H), estoques de serapilheira, P, CBM e C-CO₂ foram responsáveis por praticamente toda a separação entre as áreas, sendo bons indicadores das modificações que ocorrem nos ecossistemas com araucária. A ACD demonstrou que a contribuição de cada atributo para separar as áreas sofreu efeito de sazonalidade. As técnicas de análise multivariada (especialmente ACC e ACD) são importantes ferramentas no estudo de indicadores biológicos de qualidade do solo.

Palavras-chave: Biodiversidade; Bioindicadores; Análise multivariada; Biologia do solo; Fauna do solo; Ecologia do solo; Oligochaeta; Collembola; Atributos microbiológicos do solo

ABSTRACT

Soil fauna and others edaphics attributes as environmental quality indicators in areas with *Araucaria angustifolia* in São Paulo State, Brazil

The study of biological soil quality indicators in areas with *Araucaria* is very important to understand ecological processes in these systems, since groups of the soil fauna are major factors in the decomposition and mineralization of organic matter, as well as modifiers of soil physical, chemical and biological properties and processes. The objective of this study was to evaluate the use of soil fauna and environmental variables as quality indicators in natural and reforested *Araucaria* areas, impacted or not by fire, by means of multivariate analysis techniques. Four study areas included: native forest with *Araucaria* (NF); *Araucaria* reforestation (R); *Araucaria* reforestation submitted to an accidental fire (RF); and native grass pasture with native *Araucaria*, submitted to an intense accidental fire (NPF). Soil samples containing the soil fauna community and environmental variables were taken in a 0.3 ha area in each area, close to ten *Araucaria* trees selected at random, in three contrasting seasons, using different collection methods (soil monolith, Pitfall traps). Canonical discriminant analysis (CDA) and canonical correlation analysis (CCA) were applied to the environmental variables [(carbon of the microbial biomass (CMB), basal respiration (C-CO₂) and metabolic quotient (*q*CO₂), litter stocks, soil humidity, pH (CaCl₂), organic matter (OM), P, K, Ca, Mg, H+Al] and soil fauna attributes. Five earthworm species (two families), 20 spider families and eight springtail families were found in these areas. Soil fauna diversity, CMB, C-CO₂, litter stocks and OM were always higher for the NF area and lower for the NPF. The canonical correlation between environmental variables and soil fauna was highly significant. Soil fauna and environmental variables have a great potential as indicators of soil quality. The groups Collembola, Diplopoda, Chilopoda, Isoptera, Araneae, Oligochaeta, biomass of macrofauna, Shannon's diversity index (H), litter stocks, P, CMB and C-CO₂ were mostly responsible for the separation between areas, and are therefore good indicators of the changes that occur in the *Araucaria* ecosystems. CDA identified that the contribution of each attribute for the separation of the areas varied according to the seasonal variation. Multivariate analyses (such as CDA and CCA) are important auxiliary tools in the study of soil quality indicators.

Keywords: Biodiversity; Bioindicators; Multivariate analysis; Soil biology; Soil fauna; Soil Ecology; Oligochaeta; Collembola; Soil microbiological attributes

1 INTRODUÇÃO

A espécie *Araucaria angustifolia* (Bertoloni) Otto Kuntze é uma conífera típica da América do Sul e a principal componente da formação florestal denominada de Floresta Ombrófila Mista ou Floresta de Araucária. No Brasil, no início do século XX, as Florestas de Araucária foram muito exploradas, devido, principalmente, ao seu alto valor econômico, madeireiro, resinífero e alimentar (pinhão).

A interferência antrópica em Florestas de Araucária provocada direta ou indiretamente pela ação humana pode contribuir para a extinção desta espécie e afetar negativamente a comunidade da fauna do solo a ela associada. No Estado de São Paulo, poucos trabalhos se dedicaram ao estudo da fauna edáfica associada com araucária, o que representa uma séria lacuna de conhecimento da biodiversidade paulista.

A diversidade da fauna do solo tem importância tanto no aspecto ecológico como para a qualidade do solo. Entretanto, até o momento, não existe um bioindicador do solo que permite avaliar a sua qualidade de maneira rápida, econômica e eficiente.

Esse trabalho está associado ao projeto temático BIOTA/FAPESP (Nº 01/05146-6) sobre “Biodiversidade vegetal e de organismos edáficos em ecossistemas de *Araucaria angustifolia* naturais e impactados no estado de São Paulo” (<http://www.solos.esalq.usp.br/biota/biotacapa.htm>), tendo como objetivos:

- ✓ Avaliar, em áreas com araucária naturais e reflorestadas, impactadas ou não pela queima acidental, o potencial indicador da comunidade de macrofauna edáfica e das variáveis ambientais explicativas para discriminar as áreas, por meio de técnicas de análise multivariada (Capítulo 2);
- ✓ Identificar diferenças entre áreas com araucária naturais e reflorestadas, com base em atributos microbiológicos e químicos do solo, por meio de métodos multivariados (Capítulo 3);
- ✓ Avaliar em áreas com araucária naturais e reflorestadas, impactadas ou não pela queima acidental, a diversidade e a biomassa de minhocas, além de identificar o método mais eficiente para coletar estes animais (Capítulo 4);

- ✓ Avaliar a abundância e diversidade de famílias de aranhas, além de identificar o método mais eficiente para coletar estes organismos em áreas com araucária em diferentes estados de conservação (Capítulo 5);
- ✓ Avaliar o potencial da diversidade de famílias de colêmbolos como bioindicador da qualidade do solo e para separar diferentes áreas com araucária, utilizando atributos químicos e microbiológicos do solo como variáveis explicativas (Capítulo 6).

1.1 Revisão Bibliográfica

1.1.1 Florestas de Araucária: um bioma ameaçado

A espécie *Araucaria angustifolia* (Bertoloni) Otto Kuntze é uma gimnosperma pertencente à família Araucariaceae, a qual apresenta três gêneros: *Araucaria* (19 espécies), *Agathis* (13 espécies) e *Wollemia* (monoespecífica) (OFFORD et al., 1999). *A. angustifolia* é característica da floresta subtropical brasileira, sendo conhecida como araucária, pinheiro-do-Paraná ou pinheiro-brasileiro (MOREIRA et al., 2006).

A araucária é a principal componente da formação florestal denominada de Floresta Ombrófila Mista ou Floresta de Araucária, que, originalmente, ocupava cerca de 200.000 km², restando hoje apenas 2 a 4% desta área (GUERRA et al., 2002). A Floresta de Araucária faz parte do bioma da Mata Atlântica (Decreto Lei 750/1993), considerado como detentor de altos níveis de diversidade de organismos edáficos (LIMA; CAPOBIANCO, 1997).

Na América do Sul podemos encontrar duas espécies de araucária, a *A. araucana*, encontrada no Chile e Argentina, e a *A. angustifolia*, no Brasil e Argentina (ZANDAVALLI; DILLENBURG; SOUZA, 2004). As demais espécies ocorrem na Austrália, Nova Guiné, Nova Caledônia e Ilha Norfolk (SETOGUCHI et al., 1998).

No Brasil, *A. angustifolia* possui uma ampla distribuição geográfica, contribuindo para que o pinheiro-do-Paraná se diferencie em raças locais (GURGEL; GURGEL FILHO, 1965), descritas por Reitz e Klein (1966) em variedades de *A. angustifolia*, a saber: *alba*, *semi-alba*, *caiova*, *elegans*, *sancti josephi*, *indehiscens*, *nigra* e *striata* (CARVALHO, 1994). A região de abrangência natural das araucárias engloba os

Estados do Paraná, Rio Grande do Sul e Santa Catarina, com manchas esparsas no Estado de São Paulo (HUECH, 1972), sul de Minas Gerais e sudoeste do Rio de Janeiro (REITZ; KLEIN; REIS, 1988). Contudo, a araucária apresenta maior representatividade no Estado do Paraná.

No Estado de São Paulo, a araucária representa aproximadamente 3% da área total, em locais com altitudes que variam entre 500 e 1.800 metros, entre os paralelos 21° e 30° de latitude Sul (HUECK, 1972), e temperatura média anual variando de 13 a 18°C (GOLFARI, 1967). A araucária pode ser encontrada nos solos menos férteis, como os derivados do arenito, até os mais férteis como os derivados de basalto, sendo mais adequados os Latossolos Vermelhos, com altos teores de cálcio e magnésio, profundos, friáveis, bem drenados, boa capacidade de retenção de água e textura franca a argilosa (SILVA et al., 2001). Contudo, as florestas, em sua maioria, concentram-se na parte sul, como uma continuação do Estado do Paraná. Estas diluem-se rapidamente ao leste de Capão Bonito (SP), formando ilhas esparsas, atingindo até a Serra da Cantareira na cidade de São Paulo, onde formam pequenos bosques. Todavia, as maiores concentrações de araucária, estão nas proximidades de Campos do Jordão, a uma altitude entre 1.400 e 1800 metros. Portanto, as matas primárias de araucária raramente são encontradas em maciços extensos, sendo a maioria secundária, parcialmente ou completamente explorada (MACHADO; SIQUEIRA, 1980).

A crescente fragmentação das Florestas de Araucária é um dos grandes problemas atuais. As populações naturais de *A. angustifolia* foram muito exploradas a partir de 1934, devido, principalmente, ao seu alto valor econômico, madeireiro, resinífero e alimentar (pinhão), o que levou o IBAMA a classificá-la como espécie da flora brasileira ameaçada de extinção (BRASIL, 1992; RITCHER, 1998). Face ao intenso processo de fragmentação florestal, a implantação de unidades de conservação das Florestas de Araucária passa a ser uma estratégia inadiável.

1.1.2 Fauna do solo

Existem poucas informações na literatura relacionando as populações da fauna

edáfica às Florestas de Araucária no Brasil. Entre elas destacam-se: uma revisão da superfamília Curculionoidea (Coleoptera), compreendendo 43 espécies associadas à araucária no Sul do Brasil (MECKE; GALILEO, 2004); um levantamento de grupos funcionais da macrofauna do solo em ecossistemas de araucária no município de Campos do Jordão, SP (MERLIM, 2005); um estudo de diversidade da fauna edáfica e de atributos biológicos em mata nativa de araucária e campo nativo submetido à queima no Planalto Sul Catarinense (BARETTA et al., 2003; BARETTA et al., 2005); e uma caracterização de microartrópodes do solo em fragmentos florestais de mata com araucária no Sul do Brasil (DUARTE, 2004).

Além de muitos grupos de invertebrados edáficos serem pouco estudados, especialmente em regiões tropicais, os taxonomistas de macrofauna do solo são hoje incipientes no Brasil (STORK; EGGLETON, 1992). Qualquer que seja a abordagem de estudo da comunidade de organismos edáficos, é necessário um especialista na taxonomia do grupo em questão para perceber o efeito da interferência antrópica no ecossistema (LINDEN et al., 1994). São comuns estudos sobre as populações de minhocas (BROWN et al., 1999; DECAËNS; MARIANI; LAVELLE, 1999), aranhas edáficas (HARRIS; YORK; BEATTIE, 2003), colêmbolos (PONGE et al., 2003; CUTZPOOL et al., 2007), isópodes (PAOLETTI; HASSALL, 1999), entre outros grupos invertebrados do solo, como indicadores de qualidade do solo (PAOLETTI, 1999).

Entretanto, pode-se determinar a composição de organismos ao nível de grandes grupos taxonômicos (PAOLETTI; BRESSAN, 1996; PAOLETTI, 1999), o que amplia as possibilidades de sua utilização como indicador da qualidade (BARETTA et al., 2006). Neste caso, os pesquisadores estão preocupados com os processos que ocorrem no solo, como a decomposição e a ciclagem de nutrientes, bem como com o papel que esses grupos de organismos edáficos exercem nos sistemas biológicos de regulação, especialmente nos sistemas tropicais (LAVALLE, 1984; LAVALLE et al., 1992).

O conhecimento global da riqueza de grupos de organismos edáficos, desde ácaros e colêmbolos até térmitas e minhocas, nos fornece um indicativo da complexidade ecológica das comunidades do solo (STORK; EGGLETON, 1992; FIALHO et al., 2006). Como existem várias limitações de caráter metodológico, que sub

ou superestimam a densidade e diversidade destes organismos, torna-se necessária a utilização de diferentes métodos de coleta, buscando eliminar a ineficiência metodológica para captura da diversidade real de grupos funcionais que vivem no solo.

De maneira geral, na literatura, encontram-se várias formas de classificar a biota do solo, entretanto, existem algumas diferenças entre elas, que podem dificultar a interpretação dos resultados obtidos por diferentes pesquisadores. Nesta tese, será considerada, quando possível, a classificação proposta por Swift; Heal e Anderson (1979), em que os grupos que contêm a biota do solo são classificados em função de sua mobilidade, hábito alimentar, função que desempenham no solo e, principalmente, pelo seu tamanho, em: microfauna ($<0,2$ mm), mesofauna ($0,2-2,0$ mm) e macrofauna (organismos visíveis a olho nú $>2,0$ mm) (Figura 1.1). O principal critério estabelecido na Figura 1.1 foi o tamanho corporal, que apresenta alguma relação com o diâmetro do tubo digestivo e do aparelho bucal (SWIFT; HEAL; ANDERSON, 1979).

Segundo a classificação de Swift; Heal e Anderson (1979), da mesofauna fazem parte os organismos que vivem no solo, especialmente os numericamente mais representativos, como os ácaros e colêmbolos. Esses organismos possuem diferentes estratégias alimentares e funções importantes no solo, como decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes, como C e N (KE; WINTER; FILSER, 2005) e criam suas próprias galerias, sendo, por isso, afetados pela maior compactação do solo (HEISLER; KAISER, 1995).

Estudos recentes, em diferentes condições ambientais, mostram que algumas espécies de colêmbolos são bons indicadores do estado de degradação do solo (PONGE et al., 2003; CUTZ-POOL et al., 2007). A sua maior função está no processo de decomposição, regulando as populações microbianas e fragmentando a matéria orgânica do solo. Uma linha de pesquisa interessante que vem crescendo na Europa, nas últimas décadas, é a utilização de espécies de colêmbolos como, por exemplo, *Folsomia candida* para a padronização de riscos ambientais e para monitorar poluentes em bioensaios (CROUAU; CHENON; GISCLARD, 1999).

A macrofauna do solo, por outro lado, engloba grandes organismos edáficos, ou seja, organismos maiores que 2 mm, com capacidade de influenciar diretamente no funcionamento do solo (LAVELLE et al., 2006). A este grupo pertencem os cupins

(Isoptera), tatuzinhos (Isopoda), aranhas (Arachnida), centopéias (Chilopoda), Piolhos-de-cobra (Diplopoda), minhocas (Oligochaeta), moluscos (Mollusca), e algumas formigas (Hymenoptera), entre outros grupos menos freqüentes (Figura 1.1).

Figura 1.1 - Classificação da biota do solo por tamanho (modificada de SWIFT; HEAL; ANDERSON, 1979)

Existem grupos da macrofauna do solo, como os anelídeos (minhocas), cujos benefícios são cada vez mais conhecidos pelo papel ativo que desempenham no crescimento das plantas, na ciclagem de nutrientes, na produtividade agrícola (BROWN; HENDRIX; BEARE, 1998; BROWN et al., 1999; ORTIZ-CEBALLOS, FRAGOSO; BROWN, 2007) e na melhoria das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (ASSAD, 1997; PAOLETTI, 1999; LAVELLE et al., 2006). Nos ecossistemas, as minhocas têm sido tratadas como excelentes bioindicadoras de distúrbios ambientais (PAOLETTI; BRESSAN, 1996; PAOLETTI, 1999).

As galerias construídas pelas minhocas edáficas e a excreção de “pellets” fecais, modificam o espaço poroso, a aeração e a permeabilidade do solo, facilitando a circulação de ar e a infiltração de água no perfil do solo (LAVALLE; SPAIN, 2001). Esses organismos também participam efetivamente para melhorar a agregação do solo

(ASSAD, 1997), além de auxiliar na transferência de argila para a superfície do solo (MIKLÓS, 1998).

A abundância e a diversidade da meso e macrofauna do solo nos ecossistemas pode ser afetada por vários fatores como, por exemplo, compactação e porosidade do solo, quantidade de material orgânico (serapilheira) (TIAN; BRUSSARD; KANG, 1993; VARGAS; HUNGRIA, 1997; CHAUVEL et al., 1999), fatores ambientais (LAVELLE et al., 1993), disponibilidade de nutrientes, pressão osmótica, tipo de minerais e estrutura do solo (STOTAKY, 1997). Assim, a intervenção antrópica em Florestas de Araucária (fogo accidental, plantio de araucária, exploração por animais domesticados) pode afetar os nichos disponíveis, principalmente pelas modificações nas características físico-químicas ou biológicas do solo (WINK et al., 2005).

Alguns organismos integrantes da fauna edáfica também possuem capacidade enzimática limitada, restringindo-se apenas à digestão de proteínas, lipídeos e glicídios simples (CORREIA; ANDRADE, 1999). Todavia, em termos de fluxo energético da cadeia trófica, a macro e mesofauna do solo desenvolvem principalmente as funções detritívoras e os microrganismos são os principais responsáveis pela mineralização dos nutrientes, cerca de 90%, tornando-os disponíveis na solução do solo (LAVELLE, 2000). Assim, o conhecimento do efeito que os atributos microbiológicos do solo [como carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal ($C-CO_2$) e suas relações], podem exercer sobre a fauna do solo auxilia no entendimento dos processos que ocorrem em Florestas de Araucária, regulando a decomposição e ciclagem de nutrientes (LAVELLE, 1984; LAVELLE et al., 1992; LAVELLE et al., 2006).

Lavelle (1984) observou que, de modo geral, podem ser isolados quatro principais sistemas biológicos de regulação (SBR) dos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes, sendo: 1. serapilheira e raízes superficiais: onde a serapilheira é a principal fonte de energia para a cadeia alimentar, composta principalmente por artrópodes edáficos; 2. rizosfera: onde a produção de exsudatos estimula intensa atividade microbiana ($C-CO_2$), sendo também utilizada como substrato energético pela microfauna e mesofauna; 3. drilosfera: que tem como característica o conjunto de estruturas do ambiente elaboradas pelas minhocas (galerias, buracos e coprólitos); e 4.

termitosfera: região ou parte do ambiente sob influência dos cupins, seus ninhos, populações e interações com os microrganismos do solo e as plantas (Figura 1.2).

Figura 1.2 - Sistemas Biológicos de Regulação (SBR) dos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes (modificado de LAVELLE, 1984)

1.1.3 O fogo acidental

A ocorrência do fogo acidental é um fator ecológico negativo em Florestas de Araucária naturais e reflorestadas. Soares (1990) comenta que 20% dos fogos naturais ocorrem, por ocasião de tempestades com raios. A presença de oleoresina (altamente inflamável) na casca da araucária, em concentrações variando de 2,50 a 13,40% (FERNANDES, 1982), contribuí para agravar o efeito da queima. As araucárias novas não resistem ao fogo e morrem, enquanto as araucárias adultas, quando são atingidas pelo fogo, geralmente não morrem.

Sgardelis e Margaris (1993) verificaram que num sistema arbustivo do mediterrâneo ocorreu uma redução na densidade de ácaros e colêmbolos após a ocorrência acidental do fogo. Oliveira e Franklin (1993), trabalhando com a queima de floresta original para a implantação de pastagem, em Manaus (AM), concluíram que, numa queimada de pequena intensidade, os troncos mal queimados servem de abrigo para os invertebrados edáficos durante a queima. Apesar disso, a maior abundância de ácaros (Acarina) ocorreu na área não queimada (70%), tendo uma sensível redução na

área queimada (26%).

De maneira geral, os estudos realizados em agroecossistemas têm mostrado que a queima proporciona uma diminuição no número de organismos edáficos (SGARDELIS; MARGARIS, 1993; OLIVEIRA; FRANKLIN, 1993; NEARY et al., 1999; DUARTE, 2004), na atividade e na diversidade de grupos funcionais (DUARTE, 2004; NEUMANN; TOLHURST, 1991; NEARY et al., 1999;). Além da eliminação de parte dos organismos que vivem na superfície do solo, a queima da serapilheira elimina a fonte de alimento e desestrutura o hábitat (NEARY et al., 1999; DONEGAN et al., 2001).

1.1.4 Definição de qualidade do solo

Larson e Pierce (1994), afirmam que a qualidade do solo pode ser representada por uma série de propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, que permitem o crescimento das plantas e regulam o fluxo e o armazenamento de água no meio ambiente. Portanto, o entendimento do conceito de qualidade do solo compreende o equilíbrio entre os condicionantes geológicos, hidrológicos, químicos e biológicos do solo (SPOSITO; ZABEL, 2003).

Doran e Parkin (1994) definiram a qualidade do solo como a capacidade de funcionamento do solo, dentro do ecossistema e das limitações de uso, que permite a produtividade biológica e favorece a manutenção e o crescimento de plantas, de animais e do homem.

De maneira geral, a qualidade do solo afeta o potencial de uso, a produtividade e a sustentabilidade do agroecossistema, sendo importante para ajudar na tomada de decisões sobre a melhor forma de utilização desse recurso (SPOSITO; ZABEL, 2003).

1.1.5 Biodiversidade

A biodiversidade é entendida como a riqueza específica de plantas, animais e microrganismos que existem e interagem dentro do ecossistema, sendo um parâmetro que permite avaliar a estrutura e a transformação do ambiente (PAOLETTI, 1999; IBÁÑEZ, 2004; LAVELLE et al., 2006). De maneira simples, os ambientes com maior

biodiversidade tendem a ser mais sustentáveis do que sistemas onde essa foi afetada pela ausência de espécies indicadoras (PURVIS; HECTOR, 2000).

Atualmente, um dos importantes recursos que se perdem nos agroecossistemas é a biodiversidade de organismos edáficos (IBÁÑEZ, 2004). Esta responde de maneira significativa, por diversas vias, às perturbações antrópicas, provocando modificações na abundância e na estrutura das comunidades biológicas (LAVELLE et al., 1997; PAOLETTI, 1999; IBÁÑEZ, 2004; WINK et al., 2005; LAVELLE et al., 2006).

A perda da biodiversidade do solo pode ser devido a fatores naturais ou antrópicos, pela ação direta ou indireta do homem. Dentre as formas antrópicas mais comuns de degradação das florestas, estão: a exploração seletiva da espécie (araucária), destruição de habitats por meio do desmatamento e a ocorrência da queima accidental. Esses distúrbios afetam a distribuição da fauna do solo à medida que alteram a disponibilidade de recurso alimentar, alterando assim as interações ecológicas intra e inter-específicas. Para este trabalho, conceituou-se distúrbio como sendo o conjunto das práticas que geram modificações na estrutura e dinâmica das áreas com araucária, aumentando ou diminuindo a diversidade da fauna edáfica e outros atributos do solo.

Estudos recentes evidenciam algumas tentativas de se atribuir um valor monetário à biodiversidade (PAOLETTI; BRESSAN, 1996; PAOLETTI et al., 1999; LAVELLE et al., 2006). Embora as estimativas não tenham chegado a um denominador comum, o homem parece estar ficando mais consciente da importância dos organismos vivos e dos fatores abióticos que os afetam.

1.1.6 Bioindicadores

Um bioindicador pode ser definido como uma espécie, família ou um grupo funcional que reage de modo específico a certos tipos de mudanças ambientais (PAOLETTI; BRESSAN, 1996; VAN STRAALLEN, 1998; PAOLETTI, 1999; WINK et al., 2005). Exemplos de espécies indicativas podem ser espécies que normalmente não podem viver fora da Floresta de Araucária, espécies que só vivem em áreas de pastagens, aquelas que se relacionam às práticas agrícolas específicas de manejo do

solo (PAOLETTI; IOVANE; CORTESE, 1988; VAN STRAALLEN, 1998; PAOLETTI et al., 1999; BARETTA et al., 2006; LAVELLE et al., 2006). Assim, os bioindicadores podem ser usados para avaliar a biodiversidade, atividade biológica e a sustentabilidade do sistema (PAOLETTI; BRESSAN, 1996; VAN STRAALLEN, 1998; LAVELLE et al., 2006). Portanto, os bioindicadores podem ser muito úteis para indicar fatores que não podem ser medidos de outra forma e eficientes para resgatar informações ambientais importantes que ocorreram no passado (VAN STRAALLEN, 1998).

De maneira geral, o termo bioindicador vem sendo usado em várias situações, tais como: indicação de alteração de habitats, contaminação, reabilitação, sucessão da vegetação, mudanças climáticas, degradação dos solos e ecossistemas florestais (WINK et al., 2005).

Dentre os organismos edáficos mais estudados como bioindicadores estão alguns representantes dos Hymenoptera (formigas e abelhas), Isoptera (cupins), Coleoptera (besouros), Arachnida (aranhas), Collembola (colêmbolos), Oligochaeta (minhocas), entre outros integrantes da meso e macrofauna do solo (PAOLETTI; BRESSAN, 1996; PAOLETTI, 1999; BROWN JR.; FREITAS, 2000; WINK et al., 2005). Entretanto, os fatores responsáveis pelo desequilíbrio das comunidades de invertebrados edáficos ainda não estão elucidados e, atualmente, estão sendo investigados por poucos pesquisadores brasileiros.

1.1.7 Indicadores de qualidade do solo

Existe um amplo número de atributos do solo com potencial para serem utilizados como indicadores da qualidade do solo. Larson e Pierce (1994) propuseram uma série de atributos edáficos que podem ser adotados para avaliar a qualidade do solo, além de metodologias e procedimentos para avaliação (Tabela 1.1). No presente estudo, procurou-se avaliar atributos edáficos que sejam capazes de: responder de forma rápida e acurada a um distúrbio no solo; refletir o funcionamento das florestas com araucária; possuir disponibilidade de avaliação pela maioria dos laboratórios brasileiros; ser economicamente viável, de baixo custo, fazer parte do banco de dados (<http://sinbiota.cria.org.br/info>); e que tenha distribuição universal (ZILLI et al., 2003), conforme proposto nas Tabelas 1.1 e 1.2.

Tabela 1.1 – Atributos edáficos mínimos¹ propostos para monitorar a qualidade química e biológica do solo, em áreas com araucária (modificado de LARSON; PIERCE, 1994)

Atributos do solo/indicadores da qualidade	Relação da condição e função do solo/relação com uma medida prioritária	Valores/unidades ecológicas relevantes; comparação por avaliação
Químicos		
Matéria orgânica do solo (MO) e Carbono Orgânico Total (COT)	Definir a fertilidade do solo; estabilidade e extensão de erosão; uso de modelos de processamento e normatização por área.	kg C ha ⁻¹ (0-20 cm); comparar no solo perturbado e no controle (nativo).
pH (CaCl ₂) e teores de P, K, Ca, Mg e H+Al	Definir a atividade química e biológica; modelagem; relações com a disponibilidade de nutrientes para as plantas; indicadores de produtividade e qualidade do meio ambiente.	kg ha ⁻¹ (0-20 cm); comparar limites altos e baixos em plantas e atividade microbiana.
Biológicos		
Carbono da Biomassa Microbiana (CBM)	Potencial como catalizadores microbianos e reserva de C; modelização; advertência temporal dos efeitos da MO; indicador rápido de perturbação e imobilização temporária de nutrientes.	µg C g ⁻¹ solo (0-20 cm); comparar no solo perturbado e no controle (nativo).
Respiração do solo (C-CO ₂), umidade do solo	Medida da atividade microbiana; processo de modelização; estimulação da atividade da biomassa microbiana.	mg C-CO ₂ g ⁻¹ h ⁻¹ ; % (umidade); atividade da biomassa microbiana, perda ou entrada de C e reserva de C total no sistema; comparar no solo perturbado e no controle (nativo).
Relação CBM:COT e quociente metabólico (qCO ₂)	Indica a maior ou menor eficiência da biomassa microbiana em utilizar o COT; indicadores sensíveis das perturbações antrópicas (queima, reflorestamento...).	%; acúmulo ou perda de COT no solo; maiores ou menores perdas de C-CO ₂ para a atmosfera por unidade de CBM; estresse das populações microbianas; comparar no solo perturbado e no controle (nativo).
Mesofauna (100 µm-2 mm).	Regulam as populações da microfauna; alteram a ciclagem de nutrientes; promovem humificação; fragmentam detritos vegetais para o ataque de microrganismos.	Abundância por m ² ; riqueza de espécies; presença de espécies indicadoras (colêmbolos e ácaros); comparar no solo perturbado e no controle (nativo).
Macrofauna (> 2 mm), especialmente os "Engenheiros do Ecossistema" (cupins, minhocas e formigas) (LAVELLE, 1997).	Produção de diferentes estruturas biogênicas, galerias e túneis; baixa diversidade de espécies pode diminuir a densidade aparente (<i>Pontoscolex corethrurus</i>); modificam a porosidade, aeração e infiltração de água no solo; indicam a compactação e restrições às plantas; redistribuição de partículas orgânicas e minerais; regulam e estimulam as populações da microfauna; alta densidade de espécies exóticas (<i>Amyntas corticis</i>) indica distúrbio na área.	Abundância por m ² ; riqueza de espécies; presença de espécies indicadoras de distúrbios (<i>A. corticis</i>); comparar no solo perturbado e no controle (nativo).

¹Além destes atributos, outros indicadores físicos do solo são importantes, como textura, profundidade, enraizamento, infiltração, capacidade de retenção e densidade aparente do solo (LARSON; PIERCE, 1994; LAVELLE et al., 2006), os quais não foram tratados nesta tese.

Tabela 1.2 - Alguns grupos de macroinvertebrados edáficos, tipo de indicação e algumas referências como indicadores de qualidade do solo

Grupo de macroinvertebrados	Tipo de Indicação	Referências
Minhocas (Oligochaeta)	Poluição do solo (pesticidas e metais pesados); compactação; teor de matéria orgânica do solo e condições hídricas do solo.	(EDWARDS; BOHLEN, 1996; LAVELLE, 1997; CHAUVEL et al., 1999; PAOLETTI, 1999; NAHMANI; ROSSI, 2003; LAVELLE et al., 2006).
Aranhas (Arachnida: Araneae), especialmente das famílias (Hahniidae, Liocranidae, Mysmenidae, Oonopidae e Theridiidae).	Qualidade biológica de um habitat; poluição do solo por metais pesados; evolução e estabilidade de diferentes biótipos e umidade do solo.	(LARSEN; BREWER; TAYLORS, 1994; MARC; CANARD; YSNEL, 1999; HARRIS; YORK; BEATTIE, 2003).
Isópodes (Isopoda)	Poluição por metais pesados; presença de pesticidas no solo; simplificação da estrutura do habitat e perturbação mecânica do solo (estrutura do solo).	(PAOLETTI; IOVANE; CORTESE, 1988; FARKAS; HORNUNG; FISCHER, 1996; HASSALL, 1996).
Coleópteros (Coleoptera) (Carabidae, Staphylinidae)	Fertilizantes (N, P e K) e pesticidas; indicadores do impacto de cultivos; perturbação da estrutura do solo; estrutura da paisagem; indicadores de umidade e poluição por metais pesados.	(PUVIS; CURRY, 1984; STORK; EGGLETON, 1992; BAGUETTE; HANCE, 1997; BOHAC et al., 1995; WINK et al., 2005; BARETTA et al., 2006).
Diplópodes (Diplopoda)	Umidade do habitat; produtividade vegetal (biomassa) e biodisponibilidade de P_2O_5 .	(DUNXIAO, 1999).
Cupins (Isoptera)	Indicador de áreas perturbadas (hábito sedentário); sensíveis indicadores da contaminação química e da degradação ambiental (resposta à qualidade de recursos disponíveis).	(STORK; EGGLETON, 1992; PAOLETTI, 1999; BROWN JR.; FREITAS, 2000; WINK et al., 2005).
Formigas (Hymenoptera)	Sistemas de culturas mais duráveis; modificação da paisagem; exploração industrial e reabilitação do solo; qualidade e integridade do habitat; perturbações (queima) e mudanças no ambiente.	(WANG et al., 1996; PAOLETTI, 1999; LOBRY de BRUYN, 1999; ANDERSEN et al., 2002; BARETTA et al., 2003; WINK et al., 2005).

Stork e Eggleton (1992) discutem a importância dos invertebrados edáficos como indicadores da qualidade do solo, propondo critérios práticos de avaliação, como: abundância, biomassa e densidade. Tais medidas são simples e baratas para determinação da diversidade taxonômica ao nível de ordem, classe ou espécies chaves dos grupos mais importantes da fauna do solo.

Muitos trabalhos têm identificado uma grande influência da atividade da macrofauna, especialmente de minhocas, na estrutura do solo (Tabela 1.2). A atividade das minhocas modifica o tamanho, distribuição e a continuidade dos poros, a capacidade de retenção de água e a estabilidade de agregados do solo (LAVELLE, 1997; CHAUVEL et al., 1999; DECAËNS; GALVIS; AMÉZQUITA, 2001; LAVELLE et al., 2006). Entretanto, os atributos físicos do solo não foram objeto deste estudo.

No aspecto químico do solo, os macroinvertebrados edáficos regulam a dinâmica da matéria orgânica por diferentes vias (MARTIN, 1991). As escalas do tempo variam de semanas, meses ou anos, e a matéria orgânica do solo pode estar significativamente protegida de futura decomposição das bioestruturas (LAVELLE; SPAIN, 2001). No caso das minhocas, essa proteção se dá através da passagem pelo intestino (horas), aumentando a atividade microbiana e liberando nutrientes lábeis do material fecal (dias), seqüestro e proteção da matéria orgânica nas bioestruturas (semanas) e redistribuição da matéria orgânica do solo no perfil (anos e décadas) (MARTIN, 1991; LAVELLE; SPAIN, 2001).

Estudos mostram que certos grupos de macroinvertebrados do solo são considerados muito sensíveis às modificações ambientais (Tabela 1.2) (PAOLETTI, 1999; WINK et al., 2005; FIALHO et al., 2006; LAVELLE et al., 2006). Os coleópteros (Coleoptera) da família Carabidae, por exemplo, são sensíveis aos diferentes manejos do solo (KROMP, 1999). Existem, ainda, os coleópteros da família Staphylinidae, que podem ser utilizados como bioindicadores da durabilidade de uma perturbação antrópica na paisagem natural e cultivada (BOHAC, 1999; FIALHO et al., 2006).

As comunidades de formigas podem ser indicadoras sensíveis do manejo do solo, da exploração industrial e do impacto da poluição, bem como do sucesso da reabilitação das áreas degradadas (ANDERSEN et al., 2002).

A utilização de práticas agrícolas inadequadas é muito bem refletida pela comunidade de aranhas (Arachnida: Araneae) (MARC, CANARD; YSNEL, 1999). Já os isópodes (Isopoda) são vulneráveis à aplicação de pesticidas e respondem ao regime de cultivo convencional ou orgânico (PAOLETTI; HASSALL, 1999).

Como o número de indicadores é enorme, a aplicação de índices de qualidade e de análise estatística multivariada pode ajudar o pesquisador na interpretação dos resultados.

1.1.8 Macrofauna do solo como bioindicadora

A macrofauna apresenta um grande potencial para ser utilizada como bioindicadora da qualidade do solo (EDWARDS; BOLHEN, 1996; BROWN et al., 1999; PAOLETTI, 1999; LAVELLE; SPAIN, 2001; LAVELLE et al., 2006).

De maneira geral, a macrofauna do solo cumpre diversas funções nos processos do solo, tais como:

- A utilização de quantidades significativas de matéria orgânica do solo (MOS) para produzir estruturas biogênicas (LAVALLE; SPAIN, 2001; LAVALLE et al., 2006);
- Manutenção das propriedades físicas do solo (DECAËNS; MARIANI; LAVALLE, 1999);
- Aceleração do processo de mineralização durante a passagem pelo trato intestinal e a estimulação de plantas por meio da liberação e assimilação de nutrientes, através de inúmeras interações ecológicas (BROWN; HENDRIX; BEARE, 1998; BROWN et al., 1999; LAVALLE et al., 2006);
- A regulação da atividade de microrganismos e de outros pequenos invertebrados (criação de estruturas biogênicas no solo) (LAVALLE, 1997; MARAUN et al, 1999).

Pelo exposto, esses organismos influenciam significativamente o funcionamento do solo por ações biológicas (estimulação seletiva da microbiota), mecânicas (bioturbação, construção de galerias e produção de agregados organominerais, especialmente as minhocas, cupins e formigas) e químicas (humificação, mineralização e interação com os microrganismos) (BROWN, 1995; LAVALLE et al., 1997; PAOLETTI, 1999).

Todas estas características e muitas outras não apresentadas fazem com que a macrofauna seja considerada uma boa indicadora da qualidade e da sustentabilidade do uso do solo, pois ela está envolvida em diversas funções e processos do solo.

1.1.9 Atributos microbiológicos do solo como indicadores de qualidade

Os atributos microbiológicos do solo têm sido amplamente discutidos na literatura como indicadores da qualidade do solo (ANDERSON; DOMSCH, 1993; WARDLE; HUNGRIA, 1994; ALEF, NANNIPIERI, 1995; DE-POLLI; GUERRA, 1997; TÓTOLA; CHAER, 2002; ANDERSEN, 2003; FIALHO et al., 2006; FRANCHINI et al., 2007).

Como a degradação da matéria orgânica do solo (MOS) é realizada por microrganismos heterotróficos, a atividade microbiana do solo ($C-CO_2$) pode ser utilizada para entender os processos de mineralização e intensidade dos fluxos de energia no solo (NANNIPIERI, 1984). Além disso, a respirometria permite monitorar a decomposição da MOS (ANDERSON, 2003), apresenta alta correlação com vários métodos de quantificação da atividade microbiana e se destaca pela simplicidade de execução (FRANZLUEBBERS; ZUBERER; HONS, 1995), sendo utilizada para cálculos de outros indicadores importantes, como o quociente metabólico (qCO_2).

O valor de qCO_2 , por sua vez, é importante em estudos que procuram avaliar o efeito das condições ambientais sobre a atividade microbiana do solo, sendo referido como a taxa de respiração específica da biomassa microbiana (ANDERSON; DOMSCH, 1993; DE-POLLI; GUERRA, 1997). Assim sendo, o qCO_2 refere-se à quantidade de CO_2 por grama de biomassa em um determinado tempo.

A biomassa microbiana do solo (BMS) é a principal responsável pela decomposição dos resíduos orgânicos, ciclagem de nutrientes, transformação da matéria orgânica, fluxo de energia, imobilização temporária de nutrientes e carbono (WARDLE; HUNGRIA, 1994; GAMA-RODRIGUES, 1999). Além de armazenador de nutrientes, a BMS também pode servir como indicador rápido da sensibilidade da microbiota a interferências no sistema (DE-POLLI; GUERRA, 1997). Destaca-se que a relação entre C da biomassa e C orgânico total do solo pode ser utilizada como controle interno e como um indicador preliminar de alterações do solo em ecossistemas (BROOKES, 1995).

1.1.10 Análise estatística multivariada

A análise multivariada tem sido muito usada nas diversas áreas, pois analisa os múltiplos atributos do solo ao mesmo tempo (MALUCHE-BARETTA; AMARANTE; KLAUBERG-FILHO, 2006). Assim, a necessidade da análise multivariada surge toda vez que o pesquisador tem mais do que uma variável a ser analisada em um grande número de indivíduos (grupos, famílias e espécies) e necessita estudar simultaneamente suas relações (GAUCH, 1982). No presente estudo em função do grande número de variáveis, utilizaram-se vários métodos de análise multivariada, como a análise de correspondência (AC), análise de componentes principais (ACP), análise de agrupamento (Cluster Analysis) e análise canônica discriminante (ACD).

As bases de cálculo das análises AC e ACP são muito similares, uma vez que as duas são análises de ordenação. A principal diferença é que na matriz de dados da AC os dados são transformados em valores relativos e a representação gráfica demonstra a maior ou menor associação de cada espécie por cada tratamento (BARETTA et al., 2006). No presente estudo, o objetivo da AC é observar a afinidade de algumas espécies e grupos com as áreas, usando a frequência de ocorrência de cada organismo.

A ACP por sua vez, é uma técnica que transforma um conjunto grande de variáveis originais em um conjunto menor de variáveis, as quais são combinações lineares das primeiras (componentes principais), que contêm a maior parte da variabilidade do inicial de dados (DÍAZ, 2002). Além disso, a ACP tem vários benefícios como: a) gerar novas variáveis que expressem a informação contida em um conjunto de dados; b) eliminar as variáveis (quando possível) que sejam pouco relacionadas ao problema de estudo; d) reduzir a dimensão de espaço onde estão inscritos os dados; e) facilitar a interpretação da informação contida num conjunto de dados; f) proporcionar uma matriz de correlações que permite avaliar os graus de correlação entre as variáveis. A primeira componente principal (CP 1) explica o maior grau de variabilidade e este vai diminuindo para cada uma à medida que sua ordem aumenta (CP 2, CP 3... CP n). O número de componentes principais que se deve analisar depende da

quantidade de variabilidade (%) que é explicada por cada componente principal e a forma gráfica dos dados ajuda na interpretação dos resultados.

ACD é uma ferramenta estatística multivariada, que permite não só a identificação de diferenças existentes entre tratamentos, mas também a compreensão das relações existentes entre os atributos do solo e as áreas analisadas (CRUZ-CASTILLO et al., 1994; SCHEEREN et al., 2000). A ACD torna-se uma ferramenta importante nos estudos de biologia do solo, quando se pretende identificar quais são os atributos biológicos que mais contribuem para a separação das áreas estudadas (BARETTA et al., 2005). Esta abordagem consiste em identificar o atributo que seja mais relevante para a separação e considerá-lo como um indicador sensível para avaliação dos impactos da intervenção antrópica. Além disso, os grupos de variáveis analisadas podem ser visualizados em um espaço multidimensional, muitas vezes menor que o original, e os coeficientes das funções discriminantes indicarão a contribuição das variáveis originais para cada função (SCHEEREN et al., 2000).

O critério de agrupamento empregado na análise de Cluster (Cluster Analysis), na maioria dos algoritmos, é uma medida de similaridade ou de distância estatística, entre os elementos de uma matriz de dados. A distância Euclidiana é a mais utilizada na análise de agrupamento, pois apresenta maior facilidade de cálculo (EVERITT, 1993; JONGMAN, 1995). Esta análise busca agrupar um conjunto de objetos em grupos, de tal forma que os objetos de um mesmo grupo sejam similares e os objetos de grupos diferentes sejam dissimilares.

Referências

ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (Ed.) **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. London: Academic Press, 1995. 576 p.

ANDERSEN, A.; BENJAMIN, D.H.; MÜLLER, W.; GRIFFITHS, A.D. Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.39, p.8-17, 2002.

ANDERSON, T.H. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.98, p.285-293, 2003.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. The metabolic quotient for CO₂ ($q\text{CO}_2$) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.25, p.393-395, 1993.

ASSAD, M.L.L. Fauna do solo. In: VARGAS, M.A.T.; HUNGRIA, M. (Ed.). **Biologia dos solos dos Cerrados**. Brasília: EMBRAPA, CPAC, 1997. p.363-443.

BAGUETTE, M.; HANCE, T. Carabid beetles and agricultural practices: influence of soil ploughing. **Biological Agriculture & Horticulture**, Coventry, v.15, p.185-190, 1997.

BARETTA, D.; SANTOS, J.C.P.; FIGUEIREDO, S.R.; KLAUBERG-FILHO, O. Efeito do monocultivo de pinus e da queima do campo nativo em atributos biológicos do solo no planalto sul catarinense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.29, n.5, p.715-724, 2005.

BARETTA, D.; MAFRA, Á.L.; SANTOS, J.C.P.; AMARANTE, C.V.T.; BERTOL, I. Análise multivariada da fauna edáfica em diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.41, n.11, p.1675-1679, 2006.

BARETTA, D.; SANTOS, J.C.P.; MANFROI, A.F.; TASCA, F.A.; DOMINGOS, M.D.; KLAUBERG-FILHO, O.; MAFRA, A.L. Diversidade da fauna edáfica em mata nativa, floresta de pinus e campo nativo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003, Ribeirão Preto. **Resumos...**Ribeirão Preto: SBSCS, 2003. p.1-4.

BOHAC, J. Staphylinid beetles as bioindicators. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.74, p.357-372, 1999.

BOHAC, J.; KUBES, J.; FUCHS, R.; CURNOWA, A. The use of biomonitoring for ecological planning and ecological policy in agricultural settlements. In: MUNAWAR, M.; HANNINEN, O.; ROY, S.; MUNAWAR, N. KARELAMPI, L.; BROWN, D. (Ed.) **Bioindicators of Environmental Health**. Amsterdam: SPB Academic Publishing, 1995. p.155-163.

BRASIL. Portaria nº 06-N, de 15 de janeiro de 1992. **Lista oficial de espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção**. Diário Oficial (da República Federativa do Brasil), Brasília, 23 jan. 1992. p.870-872.

BROOKES, P.C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.19, p.269-279, 1995.

BROWN JR., K.S.; FREITAS, A.V.L. Atlantic Forest butterflies: indicators for landscape conservation. **Biotropica**, Washington, v.32, p.934-956, 2000.

BROWN, G.G. How do earthworms effects microfloral and faunal community diversity? **Plant and Soil**, Dordrecht, v.170, p.209-231, 1995.

BROWN, G.G.; HENDRIX, P.F.; BEARE, M.H. Earthworms (*Lumbricus rubellus*) and the fate of ¹⁵N in surface-applied sorghum residues. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.30, p.1701-1705, 1998.

BROWN, G.G.; PASHANASI, B.; VILLENAVE, C.; PATRÓN, J.C.; SENAPATI, B.K.; GIRI, S.; BAROIS, I.; LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; BLAKEMORE, R.J.; SPAIN, A.V.; BOYER, J. Effects of earthworms on plant production in the tropics. In: LAVELLE, P.; BRUSSAARD, L.; HENDRIX, P.F. (Ed.). **Earthworm management in tropical agroecosystems**. Wallingford: CAB International, 1999. p.87-147.

CARVALHO, P.E.R. **Espécies florestais brasileiras**: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. Brasília: EMBRAPA, CNPF, 1994. 639 p.

CHAUVEL, A.; GRIMALDI, M.; BARROS, E.; BLANCHART, E.; DESJARDINS, T.; SARRAZIN, M.; LAVELLE, P. Pasture damage by an Amazonian earthworm. **Nature**, Inglaterra, v.398, p.32-33, 1999.

CORREIA, M.E.F.; ANDRADE, A.G. Formação de Serapilheira e Ciclagem de Nutrientes. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo**: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Gênese, 1999, p.197-225.

CROUAU, Y.; CHENON, P.; GISCLARD, C. The use of *Folsomia candida* (Collembola, Isotomidae) for the bioassay of xenobiotic substances and soil pollutants. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.12, p.103-111, 1999.

CRUZ-CASTILLO, J.G.; GANESHANANDAM, S.; MACKAY, B.R.; LAWES, G.S.; LAWOKO, C.R.O.O.; WOOLLEY, D.J. Applications of canonical discriminant analysis in horticultural research. **HortScience**, Alexandria, v.29, p.1115-1119, 1994.

CUTZ-POOL, L.Q.; PALACIOS-VARGAS, J.G.; CASTAÑO-MENESES, G.; GARCÍA-CALDERÓN, N.E. Edaphic Collembola from two agroecosystems with contrasting irrigation type in Hidalgo State, México. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.36, p.46-52, 2007.

D'ANDRÉA, A.F.; SILVA, M.L.N.; CURTI, N.; SIQUEIRA, J.O.; CARNEIRO, M.A.C. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em diferentes sistemas de manejo do solo na região do cerrado no sul do estado de Goiás. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.26, p.913-923, 2002.

DECAËNS, T.; GALVIS, J.H.; AMÉZQUITA, E. Propriétés des structures produites par les ingénieurs écologiques à la surface du sol d'une savane colombienne. **Comptes Rendus des Séances de l'Académie des Sciences**, Paris, v.324, p.465-478, 2001.

DECAËNS, T.; MARIANI, L.; LAVELLE, P. Soil surface macrofaunal communities associated with Earthworm cast in grasslands of the Eastern Plains of Colômbia. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.13, n.1, p.87-100, 1999.

DE-POLLI, H.; GUERRA, J.G.M. **Determinação do carbono da biomassa microbiana do solo**: método de fumigação-extração. Seropédica: Embrapa-CNPAB, 1997. 10p. (EMBRAPA-CNPAB. Documentos, 37).

DÍAZ, L. **Estatística Multivariada**: inferência y métodos. Universidad Nacional de Colômbia. Bogotá, 2002. p.191-198.

DONEGAN, K.K.; WATRUD, L.S.; SEIDLER, R.J.; MAGGARD, S.P.; SHIROYAMA, T.; PORTEOUS, L.A.; DIGIOVANNI, G. Soil and litter organisms in Pacific northwest forests under different management practices. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.18, p.159-175, 2001.

DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWARD, B.A. (Ed.). **Defining soil quality for sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p.3-21. (SSSA. Special Publication, 35).

DUARTE, M.M. Abundância de microartrópodes do solo em fragmentos de mata com araucária no sul do Brasil. **Iheringia Série Zoologia**, Porto Alegre, v.94, p.163-169, 2004.

DUNXIAO, H.; CHUNRU, H.; YALING, X.; BANWANG, H.; LIYUAN, H.; PAOLETTI, M.G. Relationship between Soil Arthropods and Soil Properties in a Suburb of Qianjiang City, Hubei, China. **Critical Reviews in Plant Sciences**, London, v.18, p.467-473, 1999.

EDWARDS, C.A.; BOHLEN, P.J. The effect of toxic chemicals on earthworms. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, Verlag, v.125, p.23-99, 1996.

EVERITT, B.S. **Cluster analysis**. New York: John Wiley. 1993. 170p.

FARKAS, S.; HORNING, E.; FISCHER, E. Toxicity of cooper to *Procellio scaber* Latr. Isopoda under different nutritional status. **Bulletin Environmental Contamination Toxicology**, New York, v. 57, p.582-588, 1996.

FERNANDES, R.R. Variações estacionais dos teores de umidade e oleorosina em folhagem de *Pinus elliotti*. Engelm, *Pinus taeda* L. e *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze e sua influência no potencial de inflamabilidade das copas. **Revista Florestal**, São Paulo, v.13, n.2, p.42-43, 1982.

FIALHO, J.S.; GOMES, V.F.F.; OLIVEIRA, T.S.; SILVA JUNIOR, J.M.T. Indicadores da qualidade do solo em áreas sob vegetação natural e cultivo de bananeiras na Chapada do Apodi-CE. **Revista Ciência Agrônômica**, Fortaleza, v.37, n.3, p.250-257, 2006

FRANCHINI, J.C.; CRISPINO, C.C.; SOUZA, R.A.; TORRES, E.; HUNGRIA, M. Microbiological parameters as indicators of soil quality under various soil management and crop rotation systems in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.92, n.1, p.18-29, 2007.

FRANZLUEBBERS, A.J.; ZUBERER, D.A.; HONS, F.M. Comparison of microbiological methods for evaluating quality and fertility of soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.19, p.135-140, 1995.

GAMA-RODRIGUES, E.F. da. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo-ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999, p.227-244.

GAUCH, H.G Jr. **Multivariate analisys in community ecology**. New York: Cambridge University Press, 1982. 298p.

GOLFARI, L. Coníferas aptas para repoblaciones florestales en el Estado de São Paulo. **Silvicultura em São Paulo**, São Paulo, v.6, p.7-62, 1967.

GUERRA, M. P.; SILVEIRA, V.; REIS, M.S. dos.; SCHNEIDER, L. Exploração, manejo e conservação da araucária (*Araucaria angustifolia*). In: SIMÕES, L.L.; LINO, C.F. (Ed.). **Sustentável Mata Atlântica**. São Paulo: SENAC, 2002. p.85-102.

GURGEL, J.T.A.; GURGEL FILHO, O.A. Evidências de raças geográficas no pinheiro-brasileiro, *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. **Ciência e Cultura**, Campinas, v.17, n.1, p.33-39, 1965.

HARRIS, R.; YORK, A.; BEATTIE, A.J. Impacts of grazing and burning on spiders assemblages in dry eucalypt forests of north-eastern New South Wales, Australia. **Austral Ecology**, Australia, v.28, p.526-538, 2003.

HASSALL, M. Spatial variation in favorability of a grass heath as a habitat for woodlice (Isopoda: Oniscidea). **Pedobiologia**, Germany, v.40, p.514-528, 1996.

HEISLER, C.; KAISER, E.A. Influence of agricultural traffic and crop management on Collembola and microbial biomass in arable soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.19, n.3, p.159-165, 1995.

HUECK, K. **As florestas da América do Sul**. São Paulo: Polígono. 1972. 466p.

IBÁÑEZ, E.V. **Bioindicadores de calidad de suelo basados en las poblaciones de macrofauna y su relación con características funcionales del suelo**. 2004.186p. Tesis (Doctorado en Ciencias Agropecuarias) - Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira, Palmira, 2004.

JONGMAN, R.H.G. **Data Analysis in Community and Landscape Ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995, 299p.

KE, X.; WINTER, K.; FILSER, J. Effects of soil mesofauna and farming management on decomposition of clover litter: a microcosm experiment. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.37, p.731-738, 2005.

KROMP, B. Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.74, p.187-228, 1999.

LARSEN, K.J.; BREWER, S.R.; TAYLOR, D.H. Differential accumulation of heavy metals by web spiders and ground spiders in an old field. **Environmental Toxicology and Chemistry**, New York, v.13, n.3, p.503-508, 1994.

LARSON, W.E.; PIERCE, F.J. The dynamics of soil quality as a measure of Sustainable Management. In: PANKHURST, C.; DOUBE, B.M.; GUPTA, V.V.S.R. (Ed.). **Biological Indicators of Soil Health**. Cab International, Oxon, UK., 1994. p.1-23.

LAVELLE, P. Ecological challenges for soil science. **Soil Science**, New Brunswick, v.165, n.1, p.73-86, 2000.

LAVELLE, P. Faunal activities and soil processes: adaptative strategies that determine ecosystem function. **Advances in Ecological Research**, Massachusetts, v.27, p.93-132, 1997.

LAVELLE, P.; BIGNELL, D.; LEPAGE, M.; WOLTERS, V.; ROGER, P.; INESON, P.; HEAL, O.W.; DHILLION, S. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. **European Journal of Soil Biology**, New Jersey, v.33, p.159-193, 1997.

LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; MARTIN, A.; SPAIN, A. V.; MARTIN, S. **Impact of soil fauna on the properties of soils in the humid tropics**. Madison: Soil Science Society of America, 1992. p.157-185. (SSSA. Special Publication, 29).

LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; MARTIN, H.; MARTIN, S.; SPAIN, A. TOUTAIN, F.; BASROIS, I.; SCHAEFER, R. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics. **Biotropica**, Washington, v.25, p.130-150, 1993.

LAVELLE, P.; DECAËNS, T.; AUBERT, M.; BAROT, S.; BLOUIN, M.; BUREAU, F.; MARGERIE, P.; MORA, P.; ROSSI, J.-P. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Biology**, New Jersey, v.42, p.S3-S15, 2006.

LAVELLE, P.; SPAIN, A. **Soil Ecology**. Kluwer Academic Publishers (Ed.), Dordrecht, 2001. 654p.

LAVELLE, P. The soil system in the humid tropics. **Biology International**, Paris, v.9, p.2-15, 1984.

LIMA, A.R.; CAPOBIANCO, J.P.R. (Coord.). **Mata Atlântica: avanços legais e institucionais para sua conservação**. Instituto Sócio Ambiental. Brasília, 1997. 118p (ISA. Documentos, 4).

LINDEN, D.R.; HENDRIX, P.F.; COLEMAN, D.C.; VA VLIET, P.C.J. Faunal indicators of soils quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Society of América, 1994. p.91-106. (SSSA. Special Publication, 35).

LOBRY de BRUYN, L.A. Ants as bioindicators of soil functions in rural environments. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.74, p.425-441, 1999.

LOPES ASSAD, M.L. Fauna do solo. In: VARGAS, M.A.T.; HUNGRIA, M. (Ed.) **Biologia dos solos dos Cerrados**. Planaltina: EMBRAPA, CPAC, 1997. p.363-444.

MACHADO, S.; SIQUEIRA, J.O.P. Distribuição natural da *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. In: IUFRO MEETING ON FORESTRY PROBLEMS OF THE GENUS ARAUCARIA, 1, Curitiba, 1979. **Forestry problems of the genus Araucaria**. Curitiba: FUDEP, 1980. p.4-9.

- MALUCHE-BARETTA, C.R.D.; AMARANTE, C.V.T.; KLAUBERG-FILHO, O. Análise multivariada de atributos do solo em sistemas convencional e orgânico de produção de maçãs. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.41, n.10, p.1531-1539, 2006.
- MARAUN, M.; ALPHEI, J.; BONKOWSKI, M.; BURYN, R.; MIGGE, S.; PETER, M.; SCHAEFER, M.; SCHEU, S. Middens of the earthworm *Lumbricus terrestris* (Lumbricidae) microhabitats for micro and mesofauna in forest soil. **Pedobiologia**, Germany, v.43, p.276-287, 1999.
- MARC, O.; CANARD, A.; YSNEL, F. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. **Agriculture, Ecosystem and Environment**, Amsterdam, v.74, p.229-273, 1999.
- MARTIN, A. Short- and long-term effects of the endogeic earthworm *Millsonia anomala* (Omodeo) (Megascolecidae, Oligochæta) of tropical savannas, on soil organic matter. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.11, p.234-238, 1991.
- MECKE, R.; GALILEO, M.H.M. A review of the weevil fauna (Coleoptera, Curculionoidea) of *Araucaria angustifolia* (Bert) O. Kuntze (Araucariaceae) in South Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.21, p.505-513, 2004.
- MERLIM, A.O. **Macrofauna edáfica em ecossistemas de araucária preservados e degradados no parque estadual de Campos do Jordão, SP**. 2005. 89 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.
- MIKLÓS, A.A.W. Papel de cupins e formigas na organização e na dinâmica da cobertura pedológica. In: FONTES, L.R.; BERTI FILHO, E. (Ed.). **Cupins: o desafio do conhecimento**. Piracicaba: FEALQ, 1998. p.227-241.
- MOREIRA, M.; BARETTA, D.; TSAI, S.M.; CARDOSO, E.J.B.N. Spore density and root colonization by arbuscular fungi in preserved or disturbed *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. ecosystems. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.63, p.380-385, 2006.
- NAHMANI, J.; ROSSI, J.P. Soil macroinvertebrates as indicators of pollution by heavy metals. **Comptes Rendus Biologies**, Paris, v.326, n.3, p.295-303, 2003.
- NANNIPIERI, P. Microbial biomass and activity measurements in soil: ecological significance. In: KLUG, M.J.; REDDY, C.A. (Ed.). **Current perspectives in Microbial Ecology**. Washington: American Society for Microbiology, 1984. p.515-521.
- NEARY, D.G.; KLOPATEK, C.C.; DeBaNO, L.F.; FFOLLIOTT, P.F. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. **Forest Ecology Management**, Amsterdam, v.122, p. 51-71, 1999.
- NEUMANN, F.G.; TOLHURST, K. Effects of fuel reduction burning on epigeal arthropods and earthworms in dry sclerophyll eucalypt forest of west-central victoria. **Australian Journal of Ecology**, Australia, v.16, p.315-330, 1991.

OFFORD, C.A.; PORTER, C.L. MEAGHER, P.F.; ERRINGTON, G. Sexual reproduction and early plant growth of the Wollemi Pine (*Wollemia nobilis*), a rare and threatened Australian Confer. **Annals of Botany**, Oxford, v.84, p.1-9, 1999.

OLIVEIRA, E. P.; FRANKLIN, E. Efeito do fogo sobre a mesofauna do solo: recomendações em áreas queimadas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.28, n.3, p.357-369, 1993.

ORTIZ-CEBALLOS, A.; FRAGOSO, C.; BROWN, G.G. Synergistic effect of a tropical earthworm *Balanteodrilus pearsei* and velvetbean *Mucuna pruriens* var. *utilis* on maize growth and crop production. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.35, p.356-362, 2007.

PAOLETTI, M. G. Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.74, p.1-18, 1999.

PAOLETTI, M.G.; BRESSAN, M. Soil Invertebrates as Bioindicators of Human Disturbance. **Critical Reviews in Plant Sciences**, London, v.15, n.1, p.21-62, 1996.

PAOLETTI, M.G.; HASSALL, M. Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.74, p.137-155, 1999.

PAOLETTI, M.G.; IOVANE, E.; CORTESE, M. Soil pedofauna bioindicators and heavy metals in five agroecosystems in N.E. Italy. **Revue d'Ecologie et du Biologie du Sol**, Paris, v.25, p.33-58, 1988.

PARKIN, T.B.; DORAN, J.W.; FRANCO-VIZCAINO, E. Field and laboratory test of soil respiration. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. (Ed.). **Methods for assessing soil quality**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p.231-245. (SSSA. Special Publication, 49).

PONGE, J.F.; GILLET, S.; DUBS, F.; FEDOROFF, E. HAESSED, L.; SOUZA, J.P.; LAVELLE, P. Collembolan communities as bioindicators of land use intensification. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.35, p.813-826, 2003.

PURVIS, G.; CURRY, J.P. The influence of weeds and farmyard manure on the activity of Carabidae and other ground-dwelling arthropods in a sugar beet crop. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.21, n.1, p.271-283, 1984.

PURVIS, A.; HECTOR, A. Getting the measure of biodiversity. **Nature**, London, v.405, p.212-219, 2000.

REITZ, R.; KLEIN, R.M. **Araucariaceae**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1966. 29p.

REITZ, R.; KLEIN, R.M.; REIS, A. **Projeto madeira do Rio Grande do Sul**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1988. 527p.

RITCHER, M. (Org). **Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento sustentável de São Francisco de Paula** – um plano preliminar. Porto Alegre: EDIPUCRS, 1998. 106 p.

SCHEEREN, L.W.; GEHRARDT, E.J.; FINGER, C.A.G.; LONGHI, S.J.; SCHNEIDER, P.R. Agrupamento de unidades amostrais de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze, em função de variáveis do solo, da serapilheira e das acículas, na região de Canela, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.1, n.2, p.39-57, 2000.

SETOGUCHI, E.; OSAWA, T.A.; PINTAUD, C.; JAFRÉ, T.; VEILLON, J. Phylogenetic relationships within Araucariaceae base don rbcL gene sequences. **American Journal of Botany**, New York, v.85, n.11, p.1507-1516, 1998.

SGARDELIS, S.P.; MARGARIS, N.S. Effects of fire on soil microarthropods of a phryganic ecosystem. **Pedobiologia**, Germany, v.37, p.83-94, 1993.

SILVA, H.D. da.; BELLOTE, A.F.J.; FERREIRA, C.A.; BOGNOLA, I.A. Recomendação de solos para *Araucaria angustifolia* com base nas suas propriedades físicas e químicas. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, v.43, p.61-74, 2001.

SOARES, R.V. Fire in some tropical and subtropical South American vegetation types an overview. In: GOLDAMMER, J.G (Ed.). **Fire in the tropical biota**. Berlin: Verlag, p.63-81, 1990.

SOUSA, J.P.; GAMA, M.M. da.; PINTO, C.; KEATING, A.; CALHÔA, F.; LEMOS, M.; CASTRO, C.; LUZ, T.; LEITÃO, P.; DIAS, S. Effects of land-use on Collembola diversity patterns in a Mediterranean landscape. **Pedobiologia**, Germany, v.48, p.609-622, 2004.

SPOSITO, G.; ZABEL, A. The assessment of soil quality. **Geoderma**, Amsterdam, v.114, n.3/4, p.143-144, 2003.

STORK, N.E.; EGGLETON, P. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. **American Journal of Alternative Agriculture**, Greenbelt, v.7, p.38-47, 1992.

STOTAKY, G. Soil as an environment for microbial life. In: VAN ELSAS, J.D.; TREVO RS, J.T.; WELLINGTON, E.M.H. (Ed.). **Modern soil microbiology**. New York: Marcel Dekker, 1997. p.1-20.

SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Oxford: Blackwell, 1979. 372p. (Studies in Ecology, 5).

TIAN, G.; BRUSSARD, L.; KANG, B.T. Biological effects of plant residues with contrasting chemical compositions under humid tropical conditions: effects on soil fauna. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.25, p.731-737, 1993.

TÓTOLA, M.R.; CHAER, G.M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa: SBCS, v.2, 2002. p.195-276.

VAN STRAALLEN, N. Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.24, p.1673-1675, 1992.

VARGAS, M.A.T.; HUNGRIA, M. (Ed.). **Biologia dos solos dos cerrados**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1997. p.263-443.

WANG, D.; LOWERY, B.; McSWEENEY, K.; NORMAN, J.M.; Ant burrows effect on water flow and soil hydraulic proprieties of Sparta sand. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.37, p.83-93, 1996.

WARDLE, D.A.; HUNGRIA, M.A. A biomassa microbiana do solo e sua importância nos ecossistemas terrestres. In: ARAÚJO, R.S.; HUNGRIA, M. (Ed.). **Microrganismos de importância agrícola**. Brasília: EMBRAPA, 1994. p.193-216.

WINK, C.; GUEDES, J.V.C.; FAGUNDES, C.K.; ROVEDDER, A.P. Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v.4, p.60-71, 2005.

ZANDAVALLI, R.B.; DILLENBURG, L.R.; SOUZA, P.V.D. de. Growth responses of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) to inoculation with the mycorrhizal fungus *Glomus clarum*. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.25, p.245-255, 2004.

ZILLI, J.É.; RUMJANEK, N.G.; XAVIER, G.R.; COUTINHO, H.L.C.; NEVES, M.C.P. Diversidade microbiana como indicador de qualidade do solo. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v.20, n.3, p.391-411, 2003.

2 MACROFAUNA INVERTEBRADA DO SOLO COMO INDICADORA DA QUALIDADE AMBIENTAL EM ÁREAS COM *Araucaria angustifolia*

Resumo

O estudo da macrofauna do solo em diferentes áreas com araucária pode ser importante para entender os processos edáficos que ocorrem nestes sistemas, já que os invertebrados atuam na decomposição e mineralização da matéria orgânica e na manutenção da estrutura do solo. Os invertebrados freqüentemente reagem muito rapidamente a um distúrbio ambiental, para o qual mostram respostas muito sensíveis. O presente estudo teve o objetivo de avaliar, em áreas com araucária naturais e reflorestadas, impactadas ou não pela queima accidental, o potencial dos atributos da macrofauna edáfica e das variáveis ambientais (químicas e microbiológicas do solo) para separar as áreas e como indicadores da qualidade do solo, por meio de técnicas de análise multivariada. As áreas estudadas incluem: floresta nativa com araucária (NF); reflorestamento de araucária (R); reflorestamento de araucária submetido a incêndio accidental (RF); e pastagem natural com araucárias nativas e ocorrência de incêndio (NPF). Em cada área, dez amostras de solo para avaliação da comunidade de macrofauna invertebrada foram coletadas em 0,3 ha, perto de dez árvores de araucária selecionadas ao acaso, em três épocas contrastantes, usando o método de escavação e triagem manual de monólitos (TSBF). A análise canônica discriminante (ACD) e análise de correlação canônica (ACC) foram aplicadas às variáveis ambientais [carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal (C-CO₂) e quociente metabólico (qCO₂), matéria seca total da serapilheira (MST), umidade do solo, pH (CaCl₂), matéria orgânica (MO) e teores de P, K, Ca, Mg, H+Al] e atributos da macrofauna. A macrofauna do solo apresentou potencial para ser usada como indicadora da qualidade do solo. Os grupos Diplopoda, Chilopoda, Isoptera, Enchytraeidae, biomassa da macrofauna, índice de diversidade de Shannon (H), MST, P e atributos microbiológicos, especialmente CBM e C-CO₂ foram os atributos que mais contribuíram para separar as áreas. A abundância da macrofauna e o índice de diversidade de Shannon (H) foram sempre superiores na NF e inferiores na NPF. Observou-se um impacto importante, tanto do manejo da área como do fogo, sobre os atributos biológicos e químicos do solo. Houve alta correlação canônica entre as variáveis ambientais e os atributos da macrofauna estudados. A ACD demonstrou que a contribuição de cada atributo para separar as áreas sofreu variação ao longo do tempo. As análises multivariadas como a ACC e ACD são importantes ferramentas no estudo de indicadores de qualidade do solo.

Palavras-chave: Biodiversidade; Análise multivariada; Análise de correlação canônica; Análise de componentes principais; Queima; Bioindicadores

Abstract

Soil invertebrate macrofauna as environmental quality indicators in areas with *Araucaria angustifolia*

The study of soil macrofauna in different areas with *Araucaria*, may be important to understand soil processes in these systems, since invertebrates are major agents in the decomposition and mineralization of organic matter and in the maintenance of soil structure. Soil invertebrates often react very quickly to environmental disturbances, to which they show very sensitive responses. The present study was set up to evaluate, in natural and reforested *Araucaria* areas, impacted or not by fire, the potential of the soil macrofauna attributes and of environmental variables (soil chemical and microbiological) to separate the areas and as soil quality indicators, by means of multivariate analysis. Four study areas in the Campos do Jordão State Park, SP, included: native forest with *Araucaria* (NF); *Araucaria* reforestation (R); *Araucaria* reforestation submitted to an accidental fire (RF); and native grass pasture with native *Araucaria* and submitted to an intense accidental fire (NPF). Ten samples containing of the soil invertebrate community and of soil attributes were taken in a 0.3 ha area in each area, close to ten *Araucaria* trees selected at random, in three contrasting seasons, using standard methods (handsorting). Canonical discriminant analysis (CDA) and canonical correlation analysis (CCA) were applied to the environmental variables [(carbon of the microbial biomass (CMB), basal respiration (C-CO₂) and metabolic quotient (*q*CO₂), surface litter biomass stocks, soil humidity, pH (CaCl₂), organic matter (OM), P, K, Ca, Mg, H+Al] and soil macrofauna attributes. Soil invertebrate macrofauna presents the potential to be used as indicator of soil quality. The groups Diplopoda, Chilopoda, Isoptera, Enchytraeidae, biomass of macrofauna, H, litter stoks, P and microbiological attributes, especially CMB and C-CO₂ showed the highest contribution for the discrimination between areas. Important impact of both site management and fire on soil biological and chemical properties was observed. Soil macrofauna abundance and Shannon's diversity index (H) were always higher the in NF and lower for the in NPF area. The canonical correlation between environmental variables and soil macrofauna attributes was highly significant. CDA identified that the contribution of each attribute for the separation of the areas varied according to the season. Multivariate analysis (CDA, CCA) are important auxiliary tools in the study of soil quality indicators.

Keywords: Biodiversity; Multivariate analysis; Canonical correlation analysis; Canonical discriminant analysis; Principal component analysis, Burning; Bioindicators

2.1 Introdução

A qualidade do solo é definida como sendo a capacidade de funcionamento do solo, dentro do ecossistema e das limitações de uso que permite a sustentabilidade biológica e favorece a manutenção e o crescimento de plantas, de animais e do homem (DORAN; PARKIN, 1994; FRIGHETTO; VALARINI, 2000).

A Floresta Ombrófila Mista (Floresta de Araucária) raramente é encontrada em maciços extensos no Estado de São Paulo, sendo os remanescentes atuais, em sua

maioria, secundários. No último inventário florestal realizado, verificou-se que as Florestas de Araucária cobrem apenas 174.681 ha dos solos paulistas (KRONKA et al. 2005), grande parte concentrada na região de Campos do Jordão, SP (NERONI, 2007).

Este cenário de degradação das Florestas de Araucária ocorreu pela elevada importância sócio-econômica, ambiental, produtividade de madeira e de sementes (pinhão). A hipótese geral deste estudo é que o aumento da intervenção antrópica em áreas com araucária causa mais perdas do que ganhos da qualidade biológica do solo, com redução da diversidade de comunidades da macrofauna do solo.

O estudo das comunidades de macrofauna e outros atributos edáficos em áreas com araucária sob diferentes níveis de conservação pode ser um ponto de partida importante para entender os processos nos solos deste hábitat, já que estes organismos ocupam diversos níveis tróficos dentro da cadeia alimentar do solo. A macrofauna do solo desempenha uma variedade de funções nos ecossistemas, incluindo: decomposição da matéria orgânica, mineralização dos nutrientes, revolvimento, agregação do solo, proteção da planta contra pragas (controle biológico), recuperação de áreas degradadas e contaminadas (BROWN; FRAGOSO, 2003; DECAËNS; LAVELLE; JIMÉNEZ, 2003; LAVELLE et al., 2006). Além disso, alguns grupos da macrofauna do solo têm sido amplamente usados como bioindicadores de distúrbios, bem como da qualidade do solo (VAN STRAALLEN, 1992; PAOLETTI; BRESSAN, 1996; PAOLETTI, 1999; IBÁÑEZ, 2004; WINK et al., 2005). Entretanto, os fatores responsáveis pelo desequilíbrio das comunidades de invertebrados edáficos ainda não estão elucidados e, atualmente, estão sendo investigados por poucos pesquisadores brasileiros.

Em trabalhos de campo, realizados para estudos de natureza ecológica, o grande desafio é desenvolver métodos para avaliar o impacto antropogênico sobre os processos biológicos nos quais os organismos participam. Qualquer indicador de qualidade do solo deve incluir, além das variáveis convencionais (físicas e químicas), atributos biológicos, como os microbiológicos e da macrofauna do solo, para que, em conjunto, possam refletir os processos que afetam a qualidade do solo. Como esses processos devem ser analisados de forma conjunta, torna-se necessária uma nova filosofia de análise para atender a essa demanda tão complexa, incorporando-se, nos

estudos biológicos, a ferramenta de análise estatística multivariada (FRIGHETTO; VALARINI, 2000).

Vários estudos de biologia do solo no Brasil, especialmente sobre fauna edáfica tem utilizado técnicas de análise multivariada (MOÇO et al., 2005; BARETTA et al., 2006), buscando maior entendimento das relações entre os invertebrados edáficos, além de identificar quais atributos biológicos do solo contribuem mais para discriminar os sistemas de manejo (BARETTA et al., 2005). O presente estudo teve o objetivo de avaliar, em áreas com araucária naturais e reflorestadas, impactadas ou não pela queima acidental, o potencial dos atributos da macrofauna edáfica e das variáveis ambientais (químicas e microbiológicas do solo) para separar as áreas e como indicadores da qualidade do solo, por meio de técnicas de análise multivariada.

2.2 Desenvolvimento

2.2.1 Material e Métodos

Escolha e descrição das áreas de estudo

O estudo foi realizado no município de Campos do Jordão, SP, em quatro áreas com *Araucaria angustifolia*, localizadas dentro do Parque Estadual de Campos do Jordão (PECJ), distante 210 km da cidade de São Paulo (22° 39' latitude Sul e 45° 27' longitude Oeste), com altitude média de 1519 m. O PECJ encontra-se em sua totalidade no Planalto de Campos do Jordão, com uma extensão de 8341,86 ha (Figura 2.1). É comum visualizar pequenas propriedades agrícolas dentro da área do PECJ, confrontantes com o valor da paisagem, sendo a vegetação original bem modificada pela presença antrópica (SEIBERT et al., 1975).

Figura 2.1 - Localização do Parque Estadual de Campos do Jordão (■) dentro do município de Campos do Jordão, SP, e das quatro áreas com araucária selecionadas dentro do PECJ onde foram realizadas as coletas (■) (adaptado de BARETTA, 2006)

A região de Campos do Jordão apresenta três regiões florísticas principais: a Mata de *Araucaria-Podocarpus*; Campos do Brasil Central e Mata Latifoliada da encosta Atlântica (BERZAGHI, 1994; MERLIM, 2005). O clima da região é definido como subtropical de altitude, mesotérmico e úmido (Cfb, segundo a classificação de Köppen). A maior precipitação pluviométrica concentra-se no verão (dezembro a fevereiro), sendo que no mês de janeiro de 2005 (Época Chuvosa) ocorreram mais de 230 mm, enquanto em agosto (2004/2005) (Época Seca) a escassez de chuvas foi acentuada, ocorrendo menos que 10 mm (Figura 2.2). Em anos normais a precipitação anual é de 2000 mm, com sazonalidade marcante, sendo o período seco de abril a setembro e o período chuvoso de outubro a março, quando ocorre 70% da precipitação anual (MANTOVANI,

2003). O mês mais frio é julho, com temperatura média mensal próxima a 11,5 °C e os meses mais quentes janeiro e fevereiro, com temperatura média superior a 17,0 °C. Normalmente, podem ocorrer temperaturas abaixo de zero (MOREIRA et al., 2006).

Figura 2.2 - Média mensal de temperaturas (mínima, média e máxima) e total mensal de precipitação, registrados pela Estação Hidrometeorológica de Campos do Jordão (SP), no período de julho de 2004 a agosto de 2005. (T): Desvio Padrão; *: 1ª época de amostragem (setembro/2004); **: 2ª época de amostragem (fevereiro/2005); ***: 3ª época de amostragem (agosto/2005)

As áreas selecionadas incluem vários estados de conservação das araucárias, sendo: 1. floresta nativa com predominância de araucária, em clímax (22° 41' 29" latitude Sul e 45° 27' 52" longitude Oeste), com baixa interferência antrópica (NF); 2. reflorestamento de araucária (22° 39' 31" latitude Sul e 45° 26' 34" longitude Oeste), plantado em 1959 (R); 3. reflorestamento de araucária plantado em 1959 (22° 39' 49" latitude Sul e 45° 26' 58" longitude Oeste), submetido a um incêndio acidental intenso em julho de 2001 (RF) e 4. pastagem natural com araucárias nativas (22° 40' 38" latitude Sul e 45° 28' 18" longitude Oeste), submetida a incêndio acidental intenso em setembro de 2004 (NPF). Todos os locais de amostra estão situados dentro do PECJ (Figura 2.1), com topo-seqüência e altitudes semelhantes. O relevo é suave ondulado,

com declividade média das áreas de $0,1702 \text{ m m}^{-1}$. Devido ao pouco conhecimento sobre a variabilidade dos atributos do solo nas quatro áreas, reduziu-se a extensão de cada área (aproximadamente 0,3 ha), a fim de evitar que outros efeitos atuem nos objetivos do projeto que não aqueles proporcionados pelo estado de conservação das florestas. O solo nas áreas com araucária foi classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 - Características químicas do solo, na profundidade de 0-20 cm, em Florestas de Araucária nativa (NF), introduzida (R), introduzida impactada (RF) e área de pastagem natural com araucárias nativas impactada pela queima accidental (NPF), na região de Campos do Jordão, SP

Área	pH CaCl ₂ (0,01 mol L ⁻¹)	MO ¹ g dm ⁻³	P (resina) mg dm ⁻³	K -----	Ca mmolc dm ⁻³	Mg -----	H+Al -----	Areia total -----	Silte %	Argila Dispersa -----
NF	3,7	158,4	9,8	3,4	3,0	2,3	209,1	63	6	31
R	3,9	139,7	3,9	2,2	1,5	1,0	175,7	50	8	42
RF	3,9	160,3	8,4	3,0	2,3	1,5	198,0	47	17	36
NPF	3,9	42,4	3,5	3,1	2,0	1,5	96,0	45	10	45

¹MO= Matéria orgânica (Método Walkey-Black).

A floresta nativa (NF) é composta basicamente por *Araucaria angustifolia* (Bertoloni) Otto Kuntze e por diversas espécies arbustivas, herbáceas e arbóreas pertencentes às famílias Aquifoliaceae, Araucariaceae, Asteraceae, Cyatheaceae, Lauraceae, Myrsinaceae, Myrtaceae, Podocarpaceae, Rhamnaceae, Rosaceae, Simaroubaceae, Solanaceae, Symplocaceae, Vochysiaceae e Winteraceae (Figura 2.3A). A área R apresenta maior densidade de araucárias e várias árvores de *Podocarpus lambertii* Klotz (Podocarpaceae) (Figura 2.3B), das mesmas espécies da área NF. Dentro do PECJ, a Mata de *Araucaria-Podocarpus* recobre grandes extensões (BERZAGHI, 1994). A área RF apresenta menor densidade de araucária e um predomínio de gramíneas *Aristida longiseta* (Poaceae) e da composta *Braccharis trimera* (Compositae) (Figura 2.4A). É comum observar a presença de bovinos pastejando nos reflorestamentos R e RF, e na área NPF, em baixas lotações (Figuras 2.3B, 2.4A e 2.4B). Um levantamento completo da diversidade florística das áreas está sendo conduzido. Maiores informações sobre a flora arbórea, arbustiva e herbácea do Parque Estadual de Campos do Jordão podem ser obtidas em Robim et al. (1990).

Figura 2.3 - Vista da floresta nativa de araucária [NF (A)] e do reflorestamento de araucária plantado em 1959 [R (B)] dentro do Parque Estadual de Campos do Jordão, SP

Figura 2.4 - Vista do reflorestamento de araucária plantado em 1959 RF (A), submetido a um incêndio acidental intenso em julho de 2001 (A) e da área de pastagem natural com araucárias nativas (NPF), submetida a incêndio acidental intenso em setembro de 2004 (B) dentro do Parque Estadual de Campos do Jordão, SP

Avaliação dos atributos biológicos e químicos do solo

As coletas da comunidade de macrofauna invertebrada do solo foram realizadas em setembro de 2004 (período seco), fevereiro de 2005 (período chuvoso) e em agosto de 2005 (período seco). A caracterização do “período seco” e “período úmido” levou em conta a média de precipitação dos 4 meses anteriores às coletas (Figura 2.2). Em cada área selecionada, foram escolhidas, ao acaso, dez árvores de araucária e os pontos de amostragem da macrofauna distribuídos perto de cada árvore selecionada, sob a copa de cada uma. A distância entre os pontos foi superior a 5 m e inferior a 15 metros. O método de amostragem foi padronizado para todos os atributos do solo (coleta no mínimo a 1 m e no máximo a 2 m de distância de cada árvore escolhida ao acaso), visando utilizar todos os atributos edáficos amostrados na análise multivariada.

A avaliação da comunidade de macrofauna invertebrada do solo foi realizada por meio do método recomendado pelo Programa “Tropical Soil Biology and Fertility” (TSBF) descrito por Anderson e Ingram (1993). Em cada área foram coletados dez monólitos de solo de 25 x 25 cm de lado e 30 cm de profundidade, com auxílio de um marcador constituído de chapas de ferro galvanizadas (Figuras 2.5A e 2.5B). Antes da retirada do solo a serapilheira foi amostrada na mesma área do monólito. A porcentagem de água contida nas amostras da serapilheira foi determinada, obtendo-se a quantidade de matéria seca total (MST). Os organismos visíveis a olho nú foram separados manualmente da serapilheira e do solo (Figuras 2.5C e 2.5D), e identificados em nível de ordem, família ou espécie (em alguns casos), com auxílio de microscópio estereoscópico (Figura 2.5E). Em seguida, foram reunidos novamente os grupos funcionais e realizada a pesagem de todos os organismos, após 15 minutos de secagem ao ar livre sobre papel absorvente, obtendo-se a biomassa fresca total (g de peso fresco por m²). Depois, os indivíduos foram etiquetados, colocados em frascos apropriados e conservados em álcool etílico a 75%.

Figura 2.5 – Desenho esquemático da coleta da macrofauna invertebrada do solo. Detalhe do marcador de monólito (A e B) de solo e da seqüência de procedimentos (C, D e E)

Para a avaliação dos atributos químicos e microbiológicos do solo foram realizadas coletas nas mesmas épocas de amostragem da macrofauna (setembro de 2004, fevereiro de 2005 e agosto de 2005). Para tanto, sob a copa das mesmas árvores escolhidas para a coleta da macrofauna, foram retiradas três subamostras de solo na profundidade de 0-20 cm. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e transportadas em caixas de isopor com gelo para o laboratório, onde foram mantidas em câmara fria até serem analisadas. Para as análises, as amostras foram homogeneizadas e passadas em peneira com malha de 2 mm. Uma subamostra foi retirada (em agosto de 2004), para determinação dos seguintes atributos químicos do solo: pH em CaCl_2 , matéria orgânica (Método Walkey-Black), teores de fósforo (Resina), potássio, cálcio e magnésio trocáveis, conforme metodologia descrita em Raij et al. (2001). As análises das características químicas e físicas foram realizadas nos Laboratórios de Fertilidade e Física do Solo do Departamento de Ciência do Solo da ESALQ/USP. O carbono da biomassa microbiana (CBM) foi determinado pelo método

da fumigação-extração (VANCE; BROOKS; JENKINSON, 1987). O carbono orgânico total (COT) do solo foi estimado por oxidação úmida com dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_4$) e ácido sulfúrico (H_2SO_4), conforme proposto por Raij et al. (2001). A atividade microbiana foi avaliada pela determinação da respiração basal (C-CO₂) em 50g de amostra de solo (ALEF; NANNIPIERI, 1995). Utilizaram-se os resultados de C-CO₂ e do CBM para calcular o quociente metabólico (qCO_2), conforme proposto por Anderson e Domsch (1993).

Análise estatística

A partir do resultado do número de indivíduos por metro quadrado (densidade total), foram obtidos o índice de diversidade de Shannon (H) e a riqueza de grupos taxonômicos (número total de grupos taxonômicos) (ODUM, 1983; MAGURRAN, 1988). O índice de diversidade de Shannon foi obtido pela relação ($H = -\sum p_i \cdot \log p_i$), onde: $p_i = n_i/N$; n_i = densidade de cada grupo (família ou espécie quando identificada), N = número total de grupos (família ou espécie quando identificada). Os atributos da macrofauna do solo (densidade total, biomassa da macrofauna, riqueza de grupos taxonômicos e H) foram submetidos à análise de variância (ANOVA two-way) e as médias comparadas por meio do teste de LSD ($P < 0,05$), utilizando-se o programa estatístico SAS versão 8.2 (SAS, 2002). A densidade (ind./m²) de cada grupo taxonômico da macrofauna do solo nas diferentes áreas foi utilizada para a obtenção do comprimento do gradiente. Como este comprimento foi menor que três (resposta linear), optou-se pela Análise de Componentes Principais (ACP), usando o programa CANOCO versão 4.0 (TER BRAAK; SMILAUER, 1998). Os atributos químicos (pH, MO, P, K, Ca, Mg, H+Al) e microbiológicos do solo (CBM, C-CO₂, COT, relação CBM:COT e qCO_2), MST e umidade do solo foram utilizados posteriormente na ACP, como variáveis ambientais explicativas das modificações dos atributos da macrofauna [densidade de Oligochaeta, Formicidae, Coleoptera, Enchytraeidae, Araneae, Chilopoda, Diplopoda, Opiliones, Mollusca, Isoptera, Pseudoscorpionida, outros grupos menos freqüentes, densidade total, H e Biomassa da macrofauna] (TER BRAAK; SMILAUER, 1998). Foram realizadas análises de correlação canônica (ACC) entre as variáveis ambientais

e os atributos da macrofauna do solo. Adicionalmente, as variáveis ambientais e os principais atributos da macrofauna foram submetidos à análise canônica discriminante (ACD) para identificar quais deles foram mais relevantes na separação das áreas amostradas (CRUZ-CASTILLO et al., 1994; BARETTA et al., 2005; MALUCHE-BARETTA; AMARANTE; KLAUBERG-FILHO, 2006), de acordo com seu valor indicador.

2.2.2 Resultados e Discussão

As características químicas indicam que os solos apresentam baixa saturação de bases e são ácidos nas quatro áreas. Na área NF, porém, o solo mostrou-se mais fértil, com maiores teores de fósforo, potássio, cálcio e magnésio, em relação às outras áreas (Tabela 2.1).

Densidade e biomassa total da macrofauna do solo

Verificou-se que não houve efeito significativo ($P < 0,05$) entre épocas de amostragem para a densidade total da macrofauna edáfica nas áreas NF, R e NPF (Figuras 2.6A e 2.6B).

Os valores de densidade total variaram de 568 na área R em fevereiro (2005) a 1493 indivíduos por metro quadrado na área NF em setembro (2004). Em fevereiro (2005) e agosto (2005) os maiores valores de densidade total da macrofauna também foram observados na área NF, sendo 1458 e 1414 indivíduos por metro quadrado, respectivamente. Em setembro (2004), a área NF (1493 Ind/m²) não diferiu das áreas RF (1437 Ind/m²) e NPF (1119 Ind/m²), e em fevereiro e agosto de 2005, a NF (1458 e 1414 Ind/m²) não diferiu da NPF (1148 e 1214 Ind/m²) (Figura 2.6A). Os valores de densidade total estão na mesma faixa dos observados em áreas com araucária, sob diferentes estados de conservação (BARETTA et al., 2003; MERLIM, 2005).

Dentre os grupos mais freqüentes da comunidade de macrofauna encontrados nas áreas com araucária destacam-se: Oligochaeta (minhocas), Formicidae (formigas), Isoptera (cupins), Coleoptera (bessouros), Enchytraeidae (enquitreídeos), Araneae

(aranhas), Chilopoda (centopéias) e Diplopoda (piolho-de-cobra), entre outros. Os insetos sociais (Formicidae e Isoptera) apresentaram maiores densidades em todas as áreas, nas três épocas de amostragem (Anexos A, B e C). Embora a densidade de minhocas e de aranhas tenha sido baixa com o método do monólito (TSBF), estes grupos merecem uma atenção especial por serem considerados bons indicadores de qualidade do solo (PAOLETTI; BRESSAN, 1996; PAOLETTI, 1999), e por isso foram amostrados usando vários métodos e tratados separadamente nos Capítulos 4 e 5, respectivamente.

Os valores de biomassa da macrofauna variaram de 0,40 na área R (fevereiro de 2005) a 4,86 g por m² na área RF (setembro de 2004). De modo geral, os maiores valores de biomassa da macrofauna foram observados nas áreas NF e RF, em relação às áreas R e NPF, independente da época de amostragem. Em fevereiro (2005), a biomassa total da macrofauna não diferiu entre as áreas NPF e RF (Figura 2.6B). O valor baixo de biomassa da macrofauna encontrado nas quatro áreas com araucária deve-se à baixa eficiência do método TSBF em extrair as minhocas nestas áreas (Ver Capítulo 4 e Anexos A, B e C).

Brown et al. (2001), estudando a macrofauna em nove tipos de ecossistemas tropicais do México, encontraram na maioria dos cultivos, exceto no cultivo do milho (30% do total), que as minhocas contribuíram com a maior parte da biomassa total da macrofauna (>55% do total). Durante a condução do presente estudo, observou-se que as minhocas estavam presentes nas áreas, mas o método do monólito (25×25 cm) não as coletou de forma adequada. Isso foi corrigido através da utilização de monólitos maiores (40 x 40 cm) e formaldeído diluído (0,5%), garantindo assim, uma adequada caracterização da abundância, diversidade e biomassa de minhocas nestas áreas (Ver Capítulo 4).

Figura 2.6 - Densidade total (A) e biomassa fresca total (B) da comunidade de macrofauna invertebrada coletada no solo até 30 cm, nas Florestas com Araucária nativa (NF), introduzida (R) e introduzida impactada pela queima em 2001 (RF) e área de pastagem natural com araucárias impactada pela queima acidental (NPF), em setembro de 2004, fevereiro de 2005 e agosto de 2005. Letras iguais maiúsculas dentro das barras representando a mesma área (entre estações) ou minúsculas fora das barras representando a mesma época de amostragem (entre áreas), não diferem significativamente entre si pelo teste LSD a 5 %. NS: Não significativo; (T): Desvio Padrão (n= 10)

Riqueza de grupos taxonômicos e índice de diversidade de Shannon (H)

Os valores da riqueza de grupos taxonômicos diferiram apenas na área NPF entre as épocas de amostragem, com menor riqueza na época seca (logo após o fogo em setembro de 2004), em relação às outras amostragens (fevereiro e agosto de 2005) (Figura 2.7A). A esse respeito, alguns estudos mostram que a comunidade de macrofauna do solo pode diminuir em abundância e riqueza de grupos taxonômicos na estação seca após o fogo (ATHIAS; JOSENS; LAVELLE, 1975; BANDEIRA; HARADA, 1998; BARETTA et al., 2005; MERLIM, 2005).

A floresta nativa (NF) apresentou maior diversidade da macrofauna invertebrada, evidenciada pela riqueza de grupos taxonômicos e pelo valor do índice de diversidade de Shannon (H), nas três épocas de amostragem (Figuras 2.7A e 2.7B). Este resultado pode ser explicado pelo fato de ocorrer maior disponibilidade de alimento, menor amplitude térmica e melhores condições químicas e microbiológicas do solo na área NF para a sobrevivência de um maior número de macroinvertebrados do solo, conforme constado no presente estudo (Figuras 2.8A, 2.8B e 2.8C). Contudo, a diversidade da macrofauna do solo depende de muitos outros fatores, como diversidade florística, tipo de manejo, disponibilidade de fontes de alimento e teor de matéria orgânica do solo (KLADIVKO, 2001).

Os valores de H nas áreas com histórico de ocorrência da queima (RF e NPF) foram mais baixos em setembro de 2004 (época seca), em comparação com a amostragem de fevereiro de 2005 (época chuvosa) (Figura 2.7B). Os menores valores da riqueza de grupos e de H foram observados na área NPF quando comparada com a área NF, nas três épocas de amostragem (Figuras 2.7A e 2.7B). A redução da diversidade da macrofauna edáfica na área NPF pode estar associada com o menor teor de matéria orgânica do solo (Tabela 2.1), maior nível de perturbação antrópica, diminuição da quantidade de matéria seca da serapilheira (MST) provocada pela queima e redução da umidade do solo, ficando os invertebrados mais suscetíveis às mudanças microclimáticas do habitat. Estudos conduzidos por Merlim (2005), neste mesmo Parque do Estado de São Paulo, indicaram que a floresta nativa de araucária proporcionou maior diversidade da macrofauna do solo, em comparação aos

reflorestamentos de araucária degradados ou não pela intervenção antrópica, sendo este efeito mais pronunciado na época da seca.

Figura 2.7 – Riqueza de grupos taxonômicos (A) e índice de diversidade de Shannon (H) (B) da comunidade de macrofauna invertebrada coletada no solo até 30 cm, nas Florestas de Araucária nativa (NF), introduzida (R) e introduzida impactada pela queima em 2001 (RF) e área de pastagem natural com araucárias impactada pela queima acidental (NPF), em setembro de 2004, fevereiro de 2005 e agosto de 2005. Letras iguais maiúsculas dentro das barras representando a mesma área (entre estações) ou minúsculas fora das barras representando a mesma época de amostragem (entre áreas), não diferem significativamente entre si pelo teste LSD a 5 %. NS: Não significativo; (–): Desvio Padrão (n= 10)

Entretanto, as medidas de diversidade da macrofauna do solo permitem uma primeira inferência sobre o grau de complexidade e das interações ecológicas existentes entre as comunidades de macroinvertebrados (STORK; EGGLETON, 1992). No presente estudo esta complexidade ecológica está representada pelos valores de H e da riqueza de grupos taxonômicos.

Análise de Componentes Principais (ACP)

Em setembro, a variabilidade dos dados foi explicada em 20,5% pela CP 1 e 12,9% pela CP 2, totalizando 33,4% da variabilidade total dos atributos da macrofauna analisados (Figura 2.8A). A terceira componente principal (CP 3) explicou nas três épocas de amostragem, menos do que 10,0% da variabilidade total e foi desconsiderada. Em fevereiro, a variabilidade dos dados foi explicada em 22,5% pela CP 1 e 11,5% pela CP 2, totalizando 34,0% da variabilidade total dos dados (Figura 2.8B). Já em agosto (2005) a variabilidade dos dados foi explicada em 24,4% pela CP 1 e 13,8% pela CP 2, totalizando 38,2% da variabilidade total dos dados dos atributos da macrofauna (Figura 2.8C).

De maneira geral, evidenciou-se por meio da relação entre as componentes principais 1 (CP 1) e 2 (CP 2) que a área NF, independente da época de amostragem, ficou separada das outras áreas e caracterizou-se por apresentar maiores valores de praticamente todos os atributos da macrofauna (Opilionidae, Chilopoda, Enchytraeidae, Araneae, Diplopoda, índice de diversidade de Shannon) e das variáveis ambientais (CBM, C-CO₂, relação CBM:COT, COT, P, Ca, Mg, umidade do solo e MST). A maior riqueza de grupos, especialmente dos predadores (Chilopoda, Opilionidae, Araneae, etc) representa uma melhoria da qualidade biológica do solo (PAOLETTI, 1999; FERGUSON, 2004). A maior associação da maioria dos atributos da macrofauna com a área NF, em relação às outras áreas, pode ser explicada pelo maior valor de COT, CBM, relação CBM:COT, C-CO₂, maiores teores de P, Ca e Mg, e de umidade do solo, bem como pela menor condição de estresse (menor valor qCO_2). Outro fator que poderia estar contribuindo para a melhor qualidade biológica da área NF refere-se à quantidade da serapilheira (MST) e à qualidade do material orgânico, que é

determinada, entre outros aspectos, pela diversidade florística de cada área. De maneira geral, quanto mais próximo os atributos da macrofauna das variáveis ambientais na Figura 2.8, mais freqüente é a sua ocorrência conjunta. Da mesma forma, quando as áreas estudadas apresentam-se em quadrantes separados, indica que a macrofauna e as variáveis ambientais ocorrem de forma diferenciada nestes sistemas (Figuras 2.8A; 2.8B e 2.8C).

A área NPF, ao contrário da NF, caracterizou-se por apresentar maiores valores de pH e de qCO_2 e, por conseqüência, maiores perdas de C. Constatou-se também que as condições adversas, como o fogo accidental, diminuição da cobertura vegetal, oscilações de temperatura e umidade do solo, criaram uma condição de estresse na área NPF, com diminuição das características químicas e dos atributos biológicos do solo, incluindo redução da riqueza de grupos funcionais da macrofauna edáfica.

Ao comparar o resultado da ACP das três épocas de amostragem simultaneamente, observou-se que a disposição das áreas sofreu mudança ao longo do tempo, especialmente os reflorestamentos RF e R. A área NF foi a que menos sofreu mudanças na sua disposição no espaço temporal (Figuras 2.8A, 2.8B e 2.8C). A área NF, apresenta como principal característica a manutenção de uma cobertura vegetal mais diversa, o que aumenta a umidade e diminui as oscilações térmicas no solo (COCHRAN; SPARROW; SPARROW, 1994).

A abundância dos grupos funcionais da macrofauna do solo tem sido correlacionada com várias propriedades edáficas como, por exemplo, porosidade, aeração, capacidade de troca de cátions, teor de umidade e de matéria orgânica do solo (PAOLETTI, 1999; DECAËNS; ROSSI, 2001), quantidade e o tipo de vegetação (DECAËNS et al., 1998).

Figura 2.8 - Relação entre as componentes principais 1 e 2 (CP 1 e CP 2) da análise de componentes principais (ACP), discriminando Florestas de Araucária nativa (NF), introduzida (R), introduzida impactada (RF) e área de pastagem natural com araucárias nativas impactada pela queima acidental (NPF), atributos da macrofauna do solo (em *itálico* na figura) e variáveis ambientais explicativas (cor vermelha na figura) em setembro de 2004 (A), fevereiro de 2005 (B) e agosto de 2005 (C). Outros= somatório dos grupos de organismos menos frequentes; Biomassa= Biomassa fresca total da macrofauna; H= índice de diversidade de Shannon; Umidade= Umidade do solo; MST= Matéria seca total da serapilheira; Atributos microbiológicos do solo (COT, C-CO₂, CBM, qCO₂ e relação CBM:COT). Símbolo cheio representa o valor médio (centróide) para cada área (n= 10)

Análise de Correlação Canônica (ACC)

Na ACC, várias correlações canônicas foram estudadas entre as variáveis ambientais [CBM, C-CO₂, qCO₂, MO, pH (CaCl₂), teores de P, K, Ca, Mg e H+Al, umidade do solo e matéria seca total da serapilheira] e atributos da macrofauna invertebrada [Oligochaeta, Formicidae, Isoptera, Coleoptera, Enchytraeidae, Araneae, Chilopoda, Diplopoda, Opilionidae (Opilionida), Mollusca, Pseudoescorpionida, somatório dos grupos de organismos menos freqüentes (outros), densidade total da macrofauna, índice de diversidade de Shannon e biomassa total da macrofauna]. A relação CBM:COT e o carbono orgânico total (COT) do solo são relações de divisão direta e altamente influenciadas pelos valores de CBM e MO, por isso foram retiradas da ACC e da análise canônica discriminante (ACD), aumentando a confiabilidade dessas análises. Os atributos químicos do solo só foram estudados na primeira coleta (setembro de 2004), o que limitou a sua utilização na segunda (fevereiro de 2005) e terceira (agosto de 2005) épocas de amostragem (Tabela 2.2).

Nas amostragens de setembro (2004), fevereiro (2005) e agosto (2005), os valores da primeira correlação canônica entre as variáveis ambientais e atributos da macrofauna foram: 0,94, 0,85 e 0,75 ($P < 0,0001$), respectivamente (Figura 2.9). A variação dos escores da primeira variável canônica da macrofauna do solo foi explicada 90%, 80% e 60% pelos escores da primeira variável canônica das variáveis ambientais em setembro (2004), fevereiro (2005) e agosto (2005), respectivamente. As demais correlações canônicas não foram significativas em nenhuma das três épocas de amostragem, assim não são discutidas no presente estudo.

Com relação aos valores do coeficiente de correlação canônica (CC), os atributos microbiológicos CBM e C-CO₂ apresentaram maiores valores de CC nas três épocas de amostragem em comparação com o atributo qCO₂. Entretanto, em fevereiro de 2005, o valor de CC para C-CO₂ foi baixo (0,38). Maiores valores de CC para as variáveis ambientais indicam que estas são diretamente relacionadas com os atributos da macrofauna que apresentaram maiores valores positivos.

Figura 2.9 - Análise de correlação canônica (ACC) entre os atributos das variáveis canônicas da fauna 1 (VCF 1) e ambientais 1 (VCA 1), nas áreas com araucária, independente do tratamento, em setembro (2004), fevereiro (2005) e agosto (2005) na região de Campos do Jordão, SP (n= 40)

O elevado valor de CC entre os atributos das variáveis ambientais e da macrofauna do solo em setembro (Tabela 2.2), ocorreu principalmente pelos maiores valores das variáveis ambientais CBM e C-CO₂, P, Ca, Umidade do solo e MST. Deduziram-se destes resultados, maior sensibilidade das variáveis ambientais P (0,71), C-CO₂ (0,68), CBM (0,63), MST (0,62) e Ca (0,62) às variações dos atributos da macrofauna, especialmente Enchytraeidae (0,74), Biomassa da macrofauna (0,71), Araneae (0,70), Chilopoda (0,48), Mollusca (0,48) e Diplopoda (0,36). Esses grupos, especialmente diplópodes (Diplopoda) são reportados na literatura como sendo muito sensíveis à qualidade da matéria orgânica do solo (WARREN; ZOU, 2002). Apesar da maioria dos atributos químicos do solo analisados apresentar alto valor do coeficiente CC, apenas foram analisados em setembro (2004). No presente estudo, valores de CC inferiores a 0,3 foram considerados baixos.

Em fevereiro (2005) os maiores valores de CC mostraram a maior sensibilidade das variáveis CBM (0,79), Umidade do Solo (0,72) e MST (0,65) às variações dos atributos da macrofauna, especialmente índice de diversidade de Shannon (0,67), Diplopoda (0,42), Araneae (0,37), Chilopoda (0,35) e Opilionidae (0,35). Já em agosto (2005) as variáveis MST (0,44), C-CO₂ (0,30) e CBM (0,30) foram as que mais se relacionaram às variações nos atributos da macrofauna Diplopoda (0,56), densidade total (0,43), Chilopoda (0,34) e Formicidae (0,30). Outras variáveis ambientais não influenciaram diretamente nos atributos da macrofauna do solo, devido ao seu baixo valor de CC (Tabela 2.2).

Esses resultados confirmam a hipótese da sensibilidade dos atributos da macrofauna às variações das variáveis ambientais e indicam que mudanças no CBM e C-CO₂, P, Ca, umidade do solo e MST podem afetar atributos da macrofauna do solo, especialmente as populações de Enchytraeidae, Araneae, Chilopoda, Mollusca, Diplopoda, Formicidae, além da biomassa, densidade e diversidade de macroinvertebrados edáficos.

Tabela 2.2 - Coeficientes de correlação canônica (CC) quanto aos atributos das variáveis canônicas ambientais 1 (VCA1) e da fauna do solo 1 (VCF1), em setembro (2004), fevereiro (2005), agosto (2005), independente do tratamento, na região de Campos do Jordão, SP (n= 40)

Atributos	Setembro 2004	Fevereiro de 2005	Agosto de 2005
	CC	CC	CC
Variáveis ambientais		VCA 1	
CBM ⁽¹⁾	0,63	0,79	0,30
C-CO ₂ ⁽²⁾	0,68	0,38	0,30
qCO ₂ ⁽³⁾	-0,49	-0,73	-0,17
pH do solo (CaCl ₂)	-0,80	- ⁽⁷⁾	-
MO ⁽⁴⁾	0,46	-	-
Fósforo (P)	0,71	-	-
Potássio (K)	0,29	-	-
Cálcio (Ca)	0,62	-	-
Magnésio (Mg)	0,56	-	-
Hidrogênio+Alumínio (H+Al)	0,54	-	-
Umidade do solo	0,56	0,72	-0,48
MST ⁽⁵⁾	0,62	0,65	0,44
Atributos da macrofauna		VCF 1	
Oligochaeta	0,07	0,09	-0,02
Formicidae	-0,15	-0,65	0,30
Isoptera	-0,10	-0,49	0,21
Coleoptera	-0,02	0,10	0,10
Enchytraeidae	0,74	0,19	-0,35
Araneae	0,70	0,37	-0,18
Chilopoda	0,48	0,35	0,34
Diplopoda	0,36	0,42	0,56
Opilionidae	0,20	0,35	0,00
Mollusca	0,48	0,00	0,00
Pseudoescorpionida	-0,23	0,00	0,29
Outros ⁽⁶⁾	0,26	-0,05	0,04
Densidade total (Ind/m ²)	0,26	-0,25	0,43
Diversidade de Shannon	0,18	0,67	0,25
Biomassa da macrofauna	0,71	0,20	-0,35

⁽¹⁾CBM= Carbono da Biomassa Microbiana; ⁽²⁾C-CO₂= Respiração basal do solo; ⁽³⁾qCO₂= Quociente metabólico; ⁽⁴⁾MO=Matéria Orgânica; ⁽⁵⁾MST= Matéria seca total da serapilheira; ⁽⁶⁾Outros= somatório dos grupos de organismos menos freqüentes; ⁽⁷⁾Valores não obtidos

Análise Canônica Discriminante (ACD) e seleção de indicadores

A ACD é importante nos estudos biológicos porque mostra quais são os atributos ambientais e da macrofauna do solo que mais contribuem para separar as áreas com araucária (CRUZ-CASTILLO et al., 1994), sendo o atributo de maior valor positivo considerado de maior potencial indicador de qualidade do solo.

O teste estatístico multivariado de Wilks' Lambda para os atributos da macrofauna e variáveis ambientais demonstrou haver diferenças significativas entre as épocas de amostragem e áreas estudadas ($p < 0,0001$) quanto à função canônica

discriminante 1 (FCD_1) e 2 (FCD_2), por isso realizou-se uma ACD para cada amostragem. O modelo utilizado na ACD explicou boa parte da variabilidade presente nas áreas, uma vez que a FCD_1 e FCD_2 apresentaram correlações canônicas de 64 e 28% na amostragem de setembro (2004), de 55 e 35% em fevereiro (2005), e de 60 e 34% em agosto (2005), respectivamente (Figura 2.10). Assim, essas duas funções foram ajustáveis para explicar as variações encontradas nos valores dos atributos ambientais e da macrofauna do solo. Altos valores de correlação também indicam elevada associação entre os atributos analisados e as quatro áreas de coleta desses atributos.

Na Figura 2.10, estão indicados os coeficiente canônicos padronizados (CCP) da FCD_1 e FCD_2 , para as quatro áreas com araucária amostradas, considerando todos os atributos ambientais e da macrofauna analisados. O CCP explica o comportamento multivariado dos diferentes atributos para promover a separação entre as áreas com araucária, em resposta ao estudo das variáveis independentes, analisadas simultaneamente (HAIR; ANDERSON; TATHAM, 1987). De maneira geral, observou-se nas três épocas de amostragem, que a FCD_1 separou a área NF, com maiores valores de CCP, das outras áreas, especialmente da área NPF, que ficou afastada das demais. As áreas R e RF ficaram numa posição intermediária e foram muito similares entre si, independente da época de amostragem, em termos de atributos ambientais e da macrofauna do solo. A diferença em termos de desvios dos valores de CCP em relação ao centróide aumenta com o tempo após a queima acidental, de setembro de 2004 para agosto de 2005. A separação torna-se mais nítida em setembro (2004), logo após o impacto da queima na área NPF, em comparação às outras épocas de amostragem (fevereiro e agosto de 2005) (Figura 2.10).

Figura 2.10 – Coeficientes canônicos padronizados (CCP) da função canônica discriminante 1 e 2 (FCD₁ e FCD₂), discriminando Florestas de Araucária nativa (NF), introduzida (R), introduzida impactada (RF) e área de pastagem natural com araucárias nativas impactada pela queima accidental (NPF), considerando os atributos das variáveis ambientais e da macrofauna do solo, em setembro de 2004, fevereiro de 2005 e agosto de 2005, na região de Campos do Jordão, SP. Símbolo cheio representa o valor médio de CCP (centróide) para cada área (n= 10)

O valor da taxa de discriminação paralela (TDP) resulta do produto entre os coeficientes canônicos padronizados (CCP) e de correlação (r). O r mostra informações univariadas (contribuição individual) de cada atributo, independente dos demais. Contudo, o melhor parâmetro para avaliação do efeito de separação gerada pelos atributos dentro das áreas é o TDP, que representa o produto entre CCP (comportamento multivariado) e r . Estudos recentes mostram que o TDP é mais eficiente quando o pesquisador deseja discriminar áreas (CRUZ-CASTILLO et al., 1994; BARETTA et al., 2005; MALUCHE-BARETTA; AMARANTE; KLAUBERG-FILHO, 2006). Quanto ao coeficiente TDP, valores positivos indicam efeito de separação entre as áreas com araucária, enquanto valores negativos semelhanças entre as áreas quanto a esse atributo (BARETTA et al., 2006). No presente estudo, observou-se através dos valores de TDP, que diversos atributos ambientais e da macrofauna do solo foram eficientes para separar as áreas amostradas, apresentando um excelente potencial como indicadores (Tabela 2.3), independente da época de amostragem, pois promoveram uma boa separação entre as áreas (Figura 2.10).

A aplicação do TDP permitiu obter um valor indicador para os atributos estudados. A partir desses resultados de TDP da análise ACD propõe-se a separação dos indicadores em 5 classes, de acordo com seu valor de indicador (Tabela 2.3). Isso pode auxiliar na escolha dos atributos do solo que são mais sensíveis para promover diferenças entre os tratamentos, e evitar a perda de tempo e dinheiro com parâmetros que não respondem aos efeitos testados.

Tabela 2.3 – Classes de indicadores de qualidade do solo definidas a partir do valor da Taxa de Discriminação Paralela (TDP) resultante da Análise Canônica Discriminante (ACD) quanto às funções canônicas discriminantes 1 e 2 (FCD_1 e FCD_2), para cada atributo em áreas com araucária sob diferentes estados de conservação, independente do tratamento, na região de Campos do Jordão, SP

Valor de TDP do atributo	Classe de qualidade	Valor indicador
$\leq 0,03^*$	I	Baixo
0,04-0,09	II	Médio
0,10-0,20	III	Bom
0,21-0,41	IV	Muito Bom
0,42-1,00	V	Ótimo
$> 1,00$	VI	Excelente

* Valores podem variar de acordo com o ecossistema amostrado e o número de atributos químicos, físicos e biológicos do solo incluídos no modelo

A contribuição individual de cada atributo edáfico para a separação das áreas com araucária, nas coletas de setembro de 2004 (Tabela 2.4), fevereiro de 2005 (Tabela 2.5) e agosto de 2005 (Tabela 2.6) é representada pelos valores de TDP. O valor de TDP de cada atributo foi diferenciado para cada época de amostragem.

Na amostragem de setembro (2004), dentro da FCD₁, os atributos MST (0,44), P (0,11), umidade do Solo (0,10), MO (0,07), CBM (0,07) e C-CO₂ (0,07) apresentaram os maiores valores positivos de coeficientes TDP, indicando que o maior efeito de separação das áreas é explicado, principalmente, por estes atributos ambientais. Na FCD₂, as variáveis ambientais com maior valor de TDP foram Ca (0,42), MO (0,31), P (0,13) e MST (0,11). Esses resultados corroboram dados de literatura que indicam os atributos relacionados com o carbono, especialmente o CBM como um bom indicador da qualidade do solo (WARDLE; HUNGRIA, 1994; BARETTA et al., 2005). Os atributos da macrofauna considerados indicadores de mudanças nas áreas na FCD₁ para a primeira coleta (setembro de 2004) foram biomassa da macrofauna (0,09) e os grupos Chilopoda (0,08) e Mollusca (0,05). Na FCD₂, os grupos da macrofauna com maior valor de TDP foram Opilionidae (0,12), índice de diversidade de Shannon (0,10) e Formicidae (0,07), respectivamente. Os demais atributos das variáveis ambientais e da macrofauna foram menos sensíveis, com menores valores de TDP e contribuíram menos na função indicada para a separação entre as áreas (Tabela 2.4).

Tabela 2.4 - Coeficiente de correlação canônica (r), coeficiente canônico padronizado (CCP) e coeficiente da taxa de discriminação paralela (TDP) quanto às funções canônicas discriminantes 1 e 2 (FCD₁ e FCD₂), referente aos atributos das variáveis ambientais e da macrofauna do solo, independente do tratamento, na região de Campos do Jordão, SP, em setembro de 2004 (n=40)

	FCD ₁ (64,3%)			FCD ₂ (28,1%)		
	r	CCP	TDP	r	CCP	TDP
Variáveis ambientais						
Carbono da Biomassa Microbiana (CBM)	0,17	0,44	0,07	0,05	-0,54	-0,03
Respiração basal do solo (C-CO ₂)	0,13	0,52	0,07	0,06	0,62	0,04
Quociente metabólico (q CO ₂)	-0,13	0,35	-0,05	0,04	-1,60	-0,06
pH do solo (pH)	-0,07	-0,06	0,00	-0,11	1,35	-0,15
Matéria Orgânica (MO)	0,12	0,58	0,07	-0,06	-5,18	0,31
Fósforo (P) ¹	0,13	0,83	0,11	0,12	1,11	0,13
Potássio (K) ¹	-0,00	-0,45	0,00	0,08	-1,08	-0,09
Cálcio (Ca) ¹	-0,03	-0,12	0,00	0,13	3,25	0,42
Magnésio (Mg) ¹	0,02	-0,83	-0,02	0,10	0,35	0,04
Hidrogênio+Alumínio (H+Al) ¹	0,09	0,23	0,02	-0,03	2,89	-0,09
Umidade do solo	0,12	0,87	0,10	-0,03	-0,14	0,00
Matéria seca total da serapilheira (MST)	0,29	1,50	0,44	-0,09	-1,27	0,11
Grupos mas freqüentes da macrofauna						
Oligochaeta	0,06	0,05	0,00	0,04	-0,54	-0,02
Formicidae	-0,01	-0,12	0,00	0,06	1,09	0,07
Isoptera	-0,01	0,36	0,00	-0,01	-0,77	0,01
Coleoptera	-0,03	-0,28	0,01	0,06	-2,22	-0,13
Enchytraeidae	0,06	-0,68	-0,04	0,09	0,33	0,03
Araneae	0,06	0,44	0,03	0,07	0,34	0,02
Chilopoda	0,06	1,35	0,08	0,05	0,79	0,04
Diplopoda	0,05	0,18	0,01	0,12	0,36	0,04
Opilionidae	0,02	-0,04	0,00	0,05	2,43	0,12
Mollusca	0,04	1,00	0,05	0,07	0,69	0,05
Pseudoescorpionida	-0,02	0,16	0,00	-0,02	-0,73	0,01
Outros ⁽²⁾	0,01	-0,18	0,00	-0,01	-0,51	0,01
Outros atributos da macrofauna						
Densidade total (indivíduos por metro quadrado)	0,06	0,10	0,00	0,02	1,57	0,03
Índice de Diversidade de Shannon (H)	0,07	-0,33	-0,02	0,04	2,58	0,10
Biomassa fresca total da macrofauna (g m ⁻²)	0,09	0,97	0,09	0,07	-0,29	-0,02

⁽¹⁾Parâmetros químicos do solo avaliados somente na primeira época (setembro de 2004); ⁽²⁾Outros= somatório dos grupos de organismos menos freqüentes

Na amostragem de fevereiro (2005), dentro da FCD₁, os atributos MST (0,30), C-CO₂ (0,17) e q CO₂ (0,14) apresentaram os maiores valores positivos de coeficientes TDP (Tabela 2.5). Os atributos da macrofauna que apresentaram maiores valores de TDP na FCD₁ foram os grupos Diplopoda (0,32), Chilopoda (0,12), Isoptera (0,07) e a densidade total da macrofauna (0,07). Na FCD₂, a densidade total da macrofauna (0,28), o atributo microbiológico q CO₂ (0,15) e o grupo Diplopoda (0,12) apresentaram maiores valores de TDP. Portanto, em fevereiro (2005) de todos os atributos das variáveis ambientais e da

macrofauna estudados, o grupo Diplopoda foi o que contribuiu mais para a separação entre as áreas, sendo um bom indicador das interferências antrópicas.

Tabela 2.5 - Coeficiente de correlação canônica (r), coeficiente canônico padronizado (CCP) e coeficiente da taxa de discriminação paralela (TDP) quanto às funções canônicas discriminantes 1 e 2 (FCD₁ e FCD₂), referente aos atributos das variáveis ambientais e da macrofauna do solo, independente do tratamento, na região de Campos do Jordão, SP, em fevereiro de 2005 (n=40)

	FCD ₁ (54,8%)			FCD ₂ (35,1%)		
	r	CCP	TDP	r	CCP	TDP
Variáveis ambientais						
Carbono da Biomassa Microbiana (CBM)	0,20	-0,12	-0,02	-0,32	0,69	-0,22
Respiração basal do solo (C-CO ₂)	0,13	1,33	0,17	-0,07	-0,86	0,06
Quociente metabólico ($q\text{CO}_2$)	-0,09	-1,58	0,14	0,19	0,81	0,15
Umidade do solo	0,26	-0,17	-0,04	-0,52	1,50	-0,78
Matéria seca da serapilheira (MST)	0,37	0,82	0,30	-0,05	-0,14	0,01
Grupos mas freqüentes da macrofauna						
Oligochaeta	0,03	0,11	0,00	0,01	-0,21	0,00
Formicidae	-0,07	0,31	-0,02	0,06	-0,74	-0,04
Isoptera	-0,06	-1,12	0,07	0,13	-1,17	-0,15
Coleoptera	0,05	-0,56	-0,03	0,06	-1,26	-0,08
Enchytraeidae	0,11	-0,23	-0,03	0,10	-0,01	0,00
Araneae	0,07	-0,27	-0,02	-0,04	0,55	-0,02
Chilopoda	0,18	0,69	0,12	0,04	-0,08	0,00
Diplopoda	0,30	1,07	0,32	0,15	0,77	0,12
Opilionidae	0,13	-0,33	-0,04	0,08	0,36	0,03
Mollusca	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pseudoescorpionida	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Outros ⁽¹⁾	0,11	0,67	0,07	0,18	0,42	0,08
Outros atributos da macrofauna						
Densidade total (indivíduos por metro quadrado)	0,05	1,31	0,07	0,15	1,89	0,28
Índice de Diversidade de Shannon (H)	0,17	-0,26	-0,04	-0,07	-0,03	0,00
Biomassa fresca total da macrofauna (g m ²)	0,07	-0,41	-0,03	0,02	0,11	0,00

⁽¹⁾Outros= somatório dos grupos de organismos menos freqüentes

Na amostragem de agosto (2005), dentro da FCD₁, os atributos $q\text{CO}_2$ (0,32) e MST (0,26), e na FCD₂, os atributos C-CO₂ (0,41) e MST (0,35), apresentaram os maiores valores positivos de coeficientes TDP (Tabela 2.6). Os atributos da macrofauna com maiores valores de TDP na FCD₁ foram os grupos Diplopoda (0,55), Isoptera (0,09), Enchytraeidae (0,07) e a densidade total da macrofauna (0,11), enquanto na FCD₂, foram os grupos Coleoptera (0,21) e Diplopoda (0,08).

Tabela 2.6 - Coeficiente de correlação canônica (r), coeficiente canônico padronizado (CCP) e coeficiente da taxa de discriminação paralela (TDP) quanto às funções canônicas discriminantes 1 e 2 (FCD₁ e 2 FCD₂), referente aos atributos das variáveis ambientais e da macrofauna do solo, independente do tratamento, na região de Campos do Jordão, SP, em agosto de 2005 (n=40)

	FCD ₁ (59,6%)			FCD ₂ (34,3%)		
	r	CCP	TDP	r	CCP	TDP
Variáveis ambientais						
Carbono da Biomassa Microbiana (CBM)	0,22	-0,61	-0,13	-0,23	-0,33	0,08
Respiração basal do solo (C-CO ₂)	0,12	-0,38	-0,05	-0,19	-2,17	0,41
Quociente metabólico ($q\text{CO}_2$)	-0,16	-1,97	0,32	0,20	0,67	0,13
Umidade do solo	-0,10	0,86	-0,09	0,13	-0,47	-0,06
Matéria seca total da serapilheira (MST)	0,35	0,75	0,26	-0,31	-1,12	0,35
Grupos mas freqüentes da macrofauna						
Oligochaeta	-0,04	0,29	-0,01	0,07	-0,01	0,00
Formicidae	0,09	-0,23	-0,02	0,06	0,39	0,02
Isoptera	-0,08	-1,09	0,09	0,05	0,34	0,02
Coleoptera	0,14	0,26	0,04	0,18	1,15	0,21
Enchytraeidae	0,06	1,13	0,07	-0,03	-0,35	0,01
Araneae	0,04	-0,33	-0,01	0,12	-0,10	-0,01
Chilopoda	0,18	0,35	0,06	-0,11	0,08	-0,01
Diplopoda	0,38	1,46	0,55	0,14	0,59	0,08
Opilionidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Mollusca	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pseudoescorpionida	-0,05	0,25	-0,01	0,05	-0,94	-0,05
Outros ⁽¹⁾	-0,08	0,78	-0,06	0,12	-1,59	-0,19
Outros atributos da macrofauna						
Densidade total (indivíduos por metro quadrado)	0,13	0,85	0,11	0,09	0,43	0,04
Índice de Diversidade de Shannon (H)	0,23	-0,49	-0,11	-0,06	0,66	-0,04
Biomassa fresca total da macrofauna (g m ²)	0,04	0,21	0,01	0,02	-0,12	0,00

⁽¹⁾Outros= somatório dos grupos de organismos menos freqüentes

Considerando as três épocas de amostragem (excluindo-se o efeito de época de amostragem, dados não demonstrados), os atributos da macrofauna com maior potencial indicador para separar as áreas, na FCD₁, foram Diplopoda (0,29), Chilopoda (0,09), densidade total da macrofauna (0,06), Isoptera (0,05) e Biomassa total da macrofauna (0,05), respectivamente. Na FCD₂ foram, densidade total (0,12), Diplopoda (0,08), Opilionidae (0,05), índice H (0,05) e Enchytraeidae (0,05), respectivamente. Dentre as variáveis ambientais na FCD₁ destacaram-se: MST (0,90), atributos microbiológicos, especialmente CBM e C-CO₂ (0,60), respectivamente. Os atributos P (0,11) e MO (0,07) apresentaram alto TDP, mas somente foram analisados em setembro (2004).

Alguns grupos taxonômicos da macrofauna do solo podem ser utilizados como indicadores das perturbações antrópicas, bem como da qualidade do solo, pois seu valor indicador é considerado “bom” (Tabela 2.3). Entretanto, como não foi um atributo

isoladamente que apresentou potencial indicador, nenhuma medida isolada, seja dos atributos químicos ou biológicos (microbiológicos e macrofauna) pode fornecer uma ampla visão da qualidade do solo. Portanto, é necessário sempre realizar uma avaliação integrada dos diversos atributos dessa qualidade (TORSTENSSON; PELL; STENBERG, 1998). Assim, verificou-se a importância de uma maior interdisciplinaridade quando se estuda o ambiente-solo, incluindo não somente atributos químicos, físicos e microbiológicos, mas também a macrofauna do solo, que desempenha um papel importante nestes estudos.

2.3 Considerações Finais

A macrofauna edáfica apresenta potencial para ser usada como indicadora da qualidade do solo, pois mostra-se sensível às interferências no ambiente, além de ser fácil e econômica de medir, facilitando a tomada de decisões para um manejo ecológico mais sustentável do solo (nesse caso, em áreas com araucária sob diferentes níveis de conservação). As conclusões adicionais que podem ser feitas a partir deste estudo são:

- ✓ A floresta nativa de araucária apresenta maior diversidade da macrofauna do solo em comparação às demais áreas, especialmente quando comparada com a área de pastagem nativa com araucária, independente da época;
- ✓ As diferentes técnicas de análise multivariada (ACP, ACC e ACD) são importantes ferramentas no estudo de indicadores de qualidade do solo em áreas com araucária, podendo destacar os atributos edáficos que mais contribuem para separar as áreas, e as variáveis ambientais explicativas das modificações das comunidades de macrofauna;
- ✓ Existem correlações significativas entre a comunidade de macrofauna edáfica e as variáveis ambientais, sendo uma boa parte da variabilidade da macrofauna explicada pelos atributos químicos e microbiológicos do solo;
- ✓ Os “melhores” indicadores são Diplopoda, Chilopoda, Isoptera, Enchytraeidae, biomassa da macrofauna, índice de diversidade de Shannon, matéria seca total da serapilheira, teores de P e atributos microbiológicos, especialmente CBM e

C-CO₂, os quais contribuem efetivamente para a separação entre as áreas estudadas.

Referências

ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (Ed.) **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. London: Academic Press, 1995. 576 p.

ANDERSON, J.M.; INGRAM, J.S.I. **Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods**. 2nd ed. Wallingford: CAB International, 1993. 171 p.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. The metabolic quotient for CO₂ ($q\text{CO}_2$) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.25, p.393-395, 1993.

ATHIAS, F.; JOSENS, G.; LAVELLE, P. Traits généraux du peuplement animal endogé de la savane de Lamto (Côte d'Ivoire). In: VANEK, J. (Ed.). **Progress in soil zoology**. Prague: Academia, 1975. p.375-388.

BANDEIRA, A.G.; HARADA, A.Y. Densidade e distribuição vertical de macroinvertebrados em solos argilosos e arenosos na Amazônia Central. **Acta Amazônica**, Manaus, v.28, p.191-204, 1998.

BARETTA, D. **Informações de espécies de minhocas (Oligochaeta) e aranhas (Arachnida) no Sinbiota**: autor da coleta. Disponível em: <http://sinbiota.cria.org.br/info/info_amb>. Acesso em: 22 mar. 2006.

BARETTA, D.; SANTOS, J.C.P.; FIGUEIREDO, S.R.; KLAUBERG-FILHO, O. Efeito do monocultivo de pinus e da queima do campo nativo em atributos biológicos do solo no planalto sul catarinense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.29, n.5, p.715-724, 2005.

BARETTA, D.; MAFRA, Á.L.; SANTOS, J.C.P.; AMARANTE, C.V.T.; BERTOL, I. Análise multivariada da fauna edáfica em diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.41, n.11, p.1675-1679, 2006.

BARETTA, D.; SANTOS, J.C.P.; MANFROI, A.F.; TASCA, F.A.; DOMINGOS, M.D.; KLAUBERG-FILHO, O.; MAFRA, A.L. Diversidade da fauna edáfica em mata nativa, floresta de pinus e campo nativo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003, Ribeirão Preto. **Resumos...**Ribeirão Preto: SBSCS, 2003. p.1-4.

BERZAGHI, A.J.P. **Dinâmica da serapilheira na mata de Araucaria e Podocarpus do Parque Estadual de Campos do Jordão, SP**. 1994. 118 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994.

BROWN, G.G.; FRAGOSO, C. El uso de la macrofauna edáfica en la agricultura del siglo XXI: problemas y perspectivas. In: BROWN, G.G.; FRAGOSO, C.; OLIVEIRA, L.J. (Org.). **O uso da macrofauna edáfica na agricultura do século XXI: a importância dos engenheiros do solo**. Londrina: Embrapa Soja, p.11-19, 2003 (Documentos, 224).

BROWN, G.G.; FRAGOSO, C.; BAROIS, I.; ROJAS, P.; PATRÓN, J.C.; BUENO, J.; MORENO, A.; LAVELLE, P.; ORDAZ, V.; RODRIGUEZ, C. Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica en los ecosistemas tropicales mexicanos. **Acta Zoológica Mexicana**, México, v.1 (Número especial), p.79-110, 2001.

BÜCHERL, W. Os quilópodos do Brasil. **Memórias do Instituto Butantan**, São Paulo, v.13, p.49-363, 1939.

COCHRAN, V.L.; SPARROW, S.D.; SPARROW, E.B. Residue effects on soil micro-and macroorganisms. In: UNGER, P.W. (Ed.) **Managing agricultural residues**. Press, Boca Raton: 1994. p.163-184.

CRUZ-CASTILLO, J.G.; GANESHANANDAM, S.; MACKAY, B.R.; LAWES, G.S.; LAWOKO, C.R.O.O.; WOOLLEY, D.J. Applications of canonical discriminant analysis in horticultural research. **HortScience**, Alexandria, v.29, p.1115-1119, 1994.

DECAËNS, T.; ROSSI, J.P. Spatio-temporal structure of earthworm community and soil heterogeneity in a tropical pasture. **Ecography**, Copenhagen, v.24, p.671-682, 2001.

DECAËNS, T.; LAVELLE, P.; JIMÉNEZ, J.J. Impacto del uso de la tierra en la macrofauna del suelo de los Llanos Orientales de Colombia. In: JIMÉNEZ, J.J.; THOMAS, R.J. (Ed.). **El arado natural: las comunidades de macroinvertebrados del suelo en las savanas neotropicales de Colombia**. Cali, Colombia: Centro Internacional de Agricultura Tropical, 2003. p.21-45. (Publicación CIAT, 336).

DECAËNS, T.; DUTOIT, T.; ALARD, D.; LAVELLE, P. Factors influencing soil macrofaunal communities in post-pastoral successions of western France. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.9, p.361-367, 1998.

DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWARD, B.A. (Ed.). **Defining soil quality for sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p.3-21. (SSSA. Special Publication, 35).

FERGUSON, S.H. Influence of edge on predatory-prey distribution and abundance. **Acta Oecologica**, Paris, v.25, p.111-117, 2004.

FRIGHETTO, R.T.S.; VALARINI, P.J. (Cord.). **Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo: manual técnico**. Jaguariúna: EMA, 2000. 198 p. (Documentos, 21)

HAIR, J.F.; ANDERSON, R.E.; TATHAM, R.L. **Multivariate data analysis with readings**. 2nd ed. New York: Macmillan, 1987. 449 p.

HUMBERT, A.; SAUSSURE, H. Myriapoda nova Americana. **Revue de Zoologie**, Paris, v.21, p.149-159, 1870.

IBÁÑEZ, E.V. **Bioindicadores de calidad de suelo basados en las poblaciones de macrofauna y su relación con características funcionales del suelo**. 2004.186p. Tesis (Doctorado en Ciencias Agropecuarias) - Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira, Palmira, 2004.

KLADIVKO, E.J. Tillage systems and soil ecology. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.61, p.61-76, 2001.

KRONKA, F.J.N.; NALON, M.A.; MATSUKUMA, C.K.; KANASHIRO, M.M.; YWANE, M.S.S.; PAVÃO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, L.P.R.; GUILLAUMON, J.R.; BAITELLO, J.B.; BORG, S.C.; MANETTI, L. A.; BARRADAS, A.M.F; FUKUDA, J.C.; SHIDA, C.N.; MONTEIRO, C.H.B.; PONTINHAS, A.A.S.; ANDRADE, G.G.; BARBOSA, O.; SOARES, A.P.; JOLY, C.A.; COUTO, H.T.Z. **Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo**. Secretaria do Meio Ambiente, Instituto Florestal, São Paulo, 2005. 200 p.

LAVELLE, P.; DECAËNS, T.; AUBERT, M.; BAROT, S.; BLOUIN, M.; BUREAU, F.; MARGERIE, P.; MORA, P.; ROSSI, J.-P. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Biology**, New Jersey, v.42, p.S3-S15, 2006.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton: University Press, 1988. 179 p.

MALUCHE-BARETTA, C.R.D.; AMARANTE, C.V.T.; KLAUBERG-FILHO, O. Análise multivariada de atributos do solo em sistemas convencional e orgânico de produção de maçãs. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.41, n.10, p.1531-1539, 2006.

MANTOVANI, A. **Fenologia reprodutiva e estrutura genética de uma população natural de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze (Araucariaceae)**. 2003. 106p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho", Rio Claro, 2003.

MERLIM, A.O. **Macrofauna edáfica em ecossistemas de araucária preservados e degradados no parque estadual de Campos do Jordão, SP**. 2005. 89 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

MOÇO, M.K.da.; GAMA-RODRIGUES, E.F.da.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; CORREIA, M.E.F. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região Norte Fluminense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.29, p.555-564, 2005.

MOREIRA, M.; BARETTA, D.; TSAI, S.M.; CARDOSO, E.J.B.N. Spore density and root colonization by arbuscular fungi in preserved or disturbed *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. ecosystems. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.63, p.380-385, 2006.

NERONI, R.F. **Diversidade de bactérias diazotróficas associadas à *Araucaria angustifolia* no Estado de São Paulo**. 2007. 60p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara. 1983. 434p.

PAOLETTI, M. G. Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.74, p.1-18, 1999.

PAOLETTI, M.G.; BRESSAN, M. Soil Invertebrates as Bioindicators of Human Disturbance. **Critical Reviews in Plant Sciences**, London, v.15, n.1, p.21-62, 1996.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônômico. 2001. 285 p.

ROBIM, M.de.J.; PASTORE, J.A.; AGUIAR, O.T.de.; BAITELLO, J.B. Flora arbóreo arbustiva e herbácea de Parque Estadual de Campos do Jordão (SP). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v.2, p.31-53, 1990.

SAS INSTITUTE. **SAS**: User's guide: statistics. 6th ed. Cary: Institute Inc. 2002.

SEIBERT, P.; NEGREIROS, O.C.; BUENO, R.A.; EMMERICH, W.; MOURA NETTO, B.V.; MARCONDES, M.A.P.; CESAR, S.F.; GUILLAUMON, J.R.; MONTAGNA, R.A.A.; BARRETO, N.J.C.B.; GARRIDO, M.A.O.; MELLO FILHO, L.E.; EMMERICH, M.; MATTOS, J.R.; OLIVEIRA, M.C.; GODOI, A. **Plano de manejo do Parque Estadual de Campos de Jordão**. São Paulo: Instituto Florestal, 1975. 148p. (Boletim Técnico do Instituto Florestal, 19).

STORK, N.E.; EGGLETON, P. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. **American Journal of Alternative Agriculture**, Greenbelt, v.7, p.38-47, 1992.

TER BRAAK, C.J.F.; SMILAUER, P. **CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows**: software for canonical community ordination (version 4). New York: Microcomputer Power, 1998.

TORSTENSSON, L.; PELL, M.; STENBERG, B. Need of strategy for evaluation of arable soil quality. **Ambio**, Stockholm, v.27, p.4-8, 1998.

VAN STRAALLEN, N. Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.24, p.1673-1675, 1992.

VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.19, p.703-707, 1987.

WARDLE, D.A.; HUNGRIA, M.A. A biomassa microbiana do solo e sua importância nos ecossistemas terrestres. In: ARAÚJO, R.S.; HUNGRIA, M. (Ed.). **Microorganismos de importância agrícola**. Brasília: EMBRAPA, 1994. p.193-216.

WARREN, M.W.; ZOU, X. Soil macrofauna and litter nutrients in three tropical tree plantations on a disturbed site in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.170, p.161-171, 2002.

WINK, C.; GUEDES, J.V.C.; FAGUNDES, C.K.; ROVEDDER, A.P. Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v.4, p.60-71, 2005.

3 ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS E QUÍMICOS DO SOLO EM ÁREAS COM *Araucaria angustifolia*

Resumo

Araucaria angustifolia é uma espécie de árvore ameaçada de extinção no Brasil e pouco se conhece sobre os atributos edáficos destas florestas. Este estudo foi conduzido com o objetivo de identificar diferenças entre áreas com araucária naturais e reflorestadas, com base em atributos microbiológicos e químicos do solo, por meio de métodos multivariados, como a análise canônica discriminante (ACD) e a análise de correlação canônica (ACC). As áreas estudadas incluem: 1. floresta nativa com araucária (NF); 2. reflorestamento de araucária (R); 3. reflorestamento de araucária submetido a incêndio acidental (RF); e 4. pastagem nativa com araucárias nativas e ocorrência de incêndio (NPF). Foram selecionadas, ao acaso, quinze árvores de araucária por área e sob a copa de cada uma delas foram retiradas três amostras de solo, em três épocas contrastantes. A ACD foi aplicada aos atributos microbiológicos: carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal ($C-CO_2$) e quociente metabólico (qCO_2), enquanto a ACC foi realizada entre os atributos microbiológicos e químicos do solo [pH ($CaCl_2$), matéria orgânica (MO) e teores de P, K, Ca, Mg, H+Al]. Os atributos microbiológicos e químicos do solo apresentaram uma alta correlação canônica, com destaque para o CBM e $C-CO_2$, entre os atributos microbiológicos, e para MO e P, entre os atributos químicos do solo. A ACC mostrou que 52% da variação total dos atributos microbiológicos é explicada pela variação dos atributos químicos, e 36% da variação total dos atributos químicos é explicada pelos atributos microbiológicos do solo das áreas estudadas. A ACD identificou que a contribuição de cada atributo microbiológico para a separação das áreas sofreu variação ao longo do tempo, e discriminou o CBM como sendo o indicador microbiológico mais importante, seguido pelo $C-CO_2$. ACC e ACD são importantes ferramentas no estudo de indicadores de qualidade do solo.

Palavras-chave: Análise de correlação canônica; Análise canônica discriminante; Bioindicador de qualidade; Carbono da biomassa microbiana

Abstract

Microbiological and chemical attributes in areas with *Araucaria angustifolia*

Araucaria angustifolia is an endangered tree species in Brazil and little is known about the soil attributes of these forests. This study was carried out aiming to identify differences between natural and reforested *Araucaria* areas, in terms of soil microbiological and chemical attributes, with multivariate canonical discriminant analysis (CDA) and canonical correlation analysis (CCA). The areas studied included: 1. native forest with *Araucaria* (NF); 2. *Araucaria* reforestation (R); 3. *Araucaria* reforestation submitted to an accidental fire (RF); and 4. native grass pasture with native *Araucaria* and submitted to an intense accidental fire (NPF). Fifteen Pine trees for each area were

selected and three soil samples were collected under the crown of each tree, in three contrasting seasons. CDA was applied to the soil microbiological attributes: carbon of the microbial biomass (CMB), basal respiration (C-CO₂) and metabolic quotient (qCO₂), while ACC was accomplished among the soil microbiological and soil chemical attributes [pH (CaCl₂), organic matter (OM), P, K, Ca, Mg, H+Al]. The canonical correlation between soil microbiological and chemical attributes was highly significant, with a higher contribution of CMB and C-CO₂ for microbiological attributes, and of OM and P, for chemical attributes. CCA showed that 52% of total data variability of the microbiological attributes can be explained by the variation of the chemical attributes, and 36% of total data variability of the chemical attributes can be explained by the soil microbiological attributes of the areas. CDA identified that the contribution of each microbiological attribute for the separation of the areas varied according to the season, and discriminated CMB as being the most important microbiological indicator, followed by C-CO₂. CCA and CDA were important auxiliary tools in the study of soil quality indicators.

Keywords: Canonical correlation analysis; Canonical discriminant analysis; Soil quality bioindicator; Carbon of the microbial biomass

3.1 Introdução

A Floresta Ombrófila Mista (Floresta de Araucária) no Brasil tem como principal representante a *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze, com uma ampla distribuição geográfica, pois engloba os Estados do Paraná, Rio Grande do Sul e Santa Catarina, com manchas esparsas no Estado de São Paulo (HUECH, 1972), sul de Minas Gerais e sudoeste do Rio de Janeiro (REITZ; KLEIN; REIS, 1988). Entretanto, a fragmentação que esta floresta vem sofrendo nos últimos anos, provocada pela forte interferência antrópica, é um dos grandes problemas atuais, o que levou o IBAMA a classificá-la como espécie da flora brasileira ameaçada de extinção (BRASIL, 1992).

A intervenção antrópica em florestas com araucárias naturais e reflorestadas na região de Campos do Jordão, SP, pode causar mais perdas do que ganhos de carbono (C), implicando em perda da qualidade do solo, especialmente dos atributos microbiológicos ao longo do tempo. Estas perdas são devidas à liberação de CO₂ pela respiração basal durante o processo de decomposição da matéria orgânica do solo (MOS) e respiração de raízes e animais. Como a degradação da MOS é realizada por microrganismos heterotróficos, a atividade microbiana do solo pode ser utilizada para entender os processos de mineralização e intensidade dos fluxos de energia no solo

(ALEF; NANNIPIERI, 1995; CHOROMANSKA; DELUCA, 2001; TÓTOLA; CHAER, 2002).

A quantificação do carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal ($C-CO_2$) e suas relações como, por exemplo, quociente metabólico (qCO_2) tem sido utilizada no estudo dos processos de ciclagem e transformação de nutrientes (MALUCHE-BARETTA; AMARANTE; KLAUBERG-FILHO, 2006), bem como, para avaliar a dinâmica da matéria orgânica do solo (WARDLE; GHANI, 1995; GAMA-RODRIGUES, 1999; ANDERSON, 2003). Além de armazenador de nutrientes, o CBM pode servir como indicador rápido da sensibilidade da microbiota às interferências nos ecossistemas (DUMONTET et al., 1996; NEARY et al., 1999; CHOROMANSKA; DELUCA, 2001; FIALHO et al., 2006). Todavia, os trabalhos que visam avaliar o efeito da intervenção antrópica sobre os atributos microbiológicos do solo em Florestas de Araucária são bastante escassos, sendo praticamente inexistentes os dados de literatura que procuram estabelecer relações entre os atributos químicos e microbiológicos do solo, por meio de métodos multivariados, como a análise canônica discriminante (ACD) e análise de correlação canônica (ACC).

Embora os estudos envolvendo os atributos microbiológicos e químicos do solo tenham aumentado muito nas últimas décadas, em função do crescente interesse na compreensão dos processos que ocorrem nos agroecossistemas (GELSOMINO et al., 2006; MARIANI; CHANG; KABZEMS, 2006; FRANCHINI et al., 2007), ainda existem problemas nas análises estatísticas dos dados químicos e biológicos do solo a serem superados (BARETTA et al., 2005). O modelo de análise estatística univariada convencional torna-se menos sensível em sistemas biológicos, em razão das particularidades de cada manejo (MALUCHE-BARETTA; AMARANTE; KLAUBERG-FILHO, 2006), tratando somente uma das diversas variáveis a cada tempo, e não consideraram o efeito conjunto dos inúmeros atributos químicos e microbiológicos avaliados. Assim, a necessidade de análise multivariada surge toda vez que o pesquisador tem vários atributos a serem analisados e necessita estudar simultaneamente suas relações (GAUCH, 1982; GELSOMINO et al., 2006; MARIANI; CHANG; KABZEMS, 2006).

A técnica multivariada, conhecida como ACD, é uma ferramenta estatística, que permite estabelecer, não só a identificação de diferenças existentes entre tratamentos, mas também qual é o atributo que mais contribui para a separação entre as áreas estudadas (CRUZ-CASTILLO et al., 1994; BARETTA et al., 2005), permitindo, assim, a eliminação do tempo e dinheiro gastos com aqueles atributos do solo que expressam baixa resposta (BARETTA et al., 2005). Esta abordagem é muito útil porque, além de identificar os atributos químicos ou microbiológicos do solo mais relevantes para a separação das áreas, permite considerá-lo como um indicador sensível para avaliação da intervenção antrópica (CHOROMANSKA; DELUCA, 2001; GELSOMINO et al., 2006; GRADY; HART, 2006; MARIANI; CHANG; KABZEMS, 2006), bem como do status da sustentabilidade das Florestas de Araucária.

O estudo das relações entre os atributos microbiológicos e químicos do solo obtido pela ACC, por sua vez, pode auxiliar no entendimento do funcionamento do solo nas Florestas de Araucária, bem como da qualidade do solo (MALUCHE-BARETTA; AMARANTE; KLAUBERG-FILHO, 2006; GELSOMINO et al., 2006; MARIANI; CHANG; KABZEMS, 2006). Diante deste contexto, este estudo foi conduzido com o objetivo de identificar diferenças entre áreas com araucária naturais e reflorestadas, impactadas ou não pela queima accidental, com base em atributos microbiológicos e químicos do solo, por meio de métodos multivariados, como a análise canônica discriminante (ACD) e a análise de correlação canônica (ACC).

3.2 Desenvolvimento

3.2.1 Material e Métodos

O estudo foi realizado no município de Campos do Jordão, SP, no período de setembro de 2004 a agosto de 2005, em quatro áreas com *A. angustifolia*, dentro do Parque Estadual de Campos do Jordão, distante 210 km da cidade de São Paulo, e situado a 22° 39' latitude Sul e 45° 27' longitude Oeste, com altitude média de 1519 m acima do nível do mar. O relevo é suave ondulado, com declividade média de 0,1702 m m⁻¹. O solo é classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (Tabela 2.1,

Capítulo 2). O clima da região é subtropical de altitude, mesotérmico e úmido (Cfb, conforme a classificação de Köppen). A maior precipitação pluviométrica concentra-se no verão (dezembro a fevereiro), sendo que no mês de janeiro de 2005 ocorreram mais de 230 mm, enquanto em agosto de 2005 somente seis mm (deficiência hídrica); a temperatura média variou de 17,0 °C em fevereiro a 11 °C em julho (Figura 2.2, Capítulo 2).

As áreas com araucárias selecionadas foram: 1. floresta nativa com predominância de araucária, em clímax, com baixa interferência antrópica (NF); 2. reflorestamento de araucária, plantado em 1959 (R); 3. reflorestamento de araucária plantado em 1959, submetido a um incêndio accidental intenso em julho de 2001 (RF) e 4. pastagem natural com araucárias nativas (NPF), submetida a incêndio accidental intenso em setembro de 2004. Todas as áreas estão localizadas em topo-seqüência e altitudes semelhantes. Devido ao pouco conhecimento sobre a variabilidade dos atributos do solo nas áreas estudadas, reduziu-se a extensão de cada parcela (aproximadamente 0.3 ha), visando controlar algumas características críticas do local e evitar os efeitos de variáveis não controláveis. Maiores informações sobre a flora arbórea, arbustiva e herbácea do Parque Estadual de Campos do Jordão e histórico das áreas estudadas podem ser obtidas em Robim et al. (1990) e no Capítulo 2.

Para avaliação dos atributos microbiológicos do solo foram realizadas coletas em setembro de 2004 (2 horas após a queima na área NPF), fevereiro de 2005 e agosto de 2005. Foram escolhidas, ao acaso, quinze árvores de araucária por área e sob a copa de cada uma delas foram retiradas três subamostras de solo na profundidade de 0-20 cm. Posteriormente, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e transportadas em caixas de isopor com gelo para o laboratório, onde foram mantidas em câmara fria até serem analisadas. Para as análises, as amostras foram homogeneizadas e passadas em peneira com malha de 2 mm. Uma subamostra foi retirada (somente em setembro de 2004), para determinação dos seguintes atributos químicos do solo: pH em (CaCl₂), matéria orgânica (Método Walkey-Black), teores de fósforo (Resina), de potássio (K), de hidrogênio + alumínio (H+Al), de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) trocáveis, conforme metodologia descrita em Raij et al. (2001).

O carbono da biomassa microbiana (CBM) foi determinado pelo método da fumigação-extração (VANCE; BROOKS; JENKINSON, 1987). O carbono orgânico total (COT) do solo foi estimado por oxidação úmida com dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_4$) e ácido sulfúrico (H_2SO_4), conforme proposto por Raij et al. (2001). A partir dos resultados de CBM e COT, foi calculada a relação entre as duas características, expressa como a percentagem (%) de C microbiano em relação ao C total do solo (ANDERSON, 1994). A atividade microbiana foi avaliada pela determinação da respiração basal (C-CO₂) em 50g de amostra de solo, pelo método descrito por Alef e Nannipieri (1995), através da quantificação do dióxido de carbono (CO₂) liberado no processo de respiração microbiana durante treze dias de incubação (28°C). Utilizaram-se os resultados de C-CO₂ e do CBM para calcular o quociente metabólico (qCO_2), que representa a quantidade de C-CO₂ liberada em um determinado tempo, por unidade de C microbiano (mg C-CO₂/g C mic h⁻¹), conforme proposto por Anderson e Domsch (1993).

Análise estatística

Os atributos microbiológicos (CBM, COT, C-CO₂, qCO_2 e relação CBM:COT) foram submetidos à análise de variância (ANOVA *two way*), com medidas repetidas no tempo e as médias comparadas pelo teste LSD ($P<0,05$). Adicionalmente, alguns atributos microbiológicos (CBM, COT, C-CO₂ e qCO_2) foram submetidos à análise canônica discriminante (ACD) para identificar quais deles foram mais relevantes na separação das diferentes áreas amostradas (CRUZ-CASTILLO et al., 1994; BARETTA et al., 2005; MALUCHE-BARETTA; AMARANTE; KLAUBERG-FILHO, 2006). Quando verificada diferença significativa entre as áreas, através da ACD, foi realizado teste de comparação de médias nos valores dos coeficientes canônicos padronizados (CCP), nas distintas funções canônicas, por meio do teste de LSD ($P<0,05$), conforme Cruz-Castillo et al. (1994). Também foram realizadas análises de correlação canônica (ACC) entre os atributos microbiológicos (CBM, C-CO₂ e qCO_2) e químicos do solo [pH (CaCl₂) MO e teores de P, K, Ca, Mg, H+Al]. As análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa SAS versão 8.2 (SAS INSTITUTE, 2002).

3.2.2 Resultados e Discussão

Carbono Orgânico Total (COT)

Os valores de COT diferiram estatisticamente ($P < 0,05$) entre as áreas estudadas. Entretanto, nas florestas NF, R e RF, não houve efeito significativo para a interação área×época de amostragem (Figuras 3.1A). Na área NPF, as variações temporais podem estar relacionadas com condições menos favoráveis em termos de variedade de micro-hábitats e oferta de recursos alimentares, conforme reportado por Wardle e Hungria (1994).

Na amostragem de setembro (2004), o teor de COT diminuiu drasticamente na área NPF (23 g kg^{-1} no solo), em comparação às outras áreas e épocas de amostragens (Figura 3.1A). O “tempo de resiliência” para a área NPF retornar ao mesmo teor de COT das florestas NF e RF foi de 11 meses, indicando haver uma recuperação desta área, pois produtos foram gerados pelas plantas, principalmente pelas raízes nos primeiros anos que seguem à queima (DUMONTET et al., 1996; NEARY et al., 1999; GRADY; HART, 2006). Em solos sob floresta natural (NF) geralmente não ocorrem variações nos conteúdos de matéria orgânica e de COT ao longo do tempo, devido, principalmente, à igualdade das quantidades de material orgânico adicionado e perdido, caracterizando um estado estacionário (WARDLE; HUNGRIA, 1994; NEARY et al., 1999).

A maior ou menor variação dos teores de COT na área NPF também pode ser explicada, em parte, pela diminuição da taxa de cobertura do solo, conforme foi constatado na NPF, ficando o solo mais exposto às variações climáticas, com menor proteção física, podendo causar mais perdas do que ganhos de C e nutrientes, e perda da qualidade biológica do solo (WARDLE; HUNGRIA, 1994; NEARY et al., 1999; TIEDJE et al., 2001; BARETTA et al., 2005). Neary et al. (1999) discutem que a severidade da queima sobre os atributos químicos e biológicos do solo depende, dentre inúmeros fatores, da intensidade da queima, duração, condições climáticas, tipo de solo, temperatura do solo, umidade relativa, diversidade e quantidade de vegetação.

Figura 3.1 - Carbono orgânico total [COT (A)], carbono da biomassa microbiana [CBM (B)], e relação CBM:COT (C), discriminando Florestas de Araucária nativa (NF), introduzida (R), introduzida impactada (RF) e área de pastagem natural com araucárias nativas impactadas pela queima accidental (NPF), em setembro de 2004, fevereiro de 2005 e agosto de 2005. Letras iguais maiúsculas dentro das barras representando, a mesma área (entre estações), ou minúsculas fora das barras, representando a mesma época de amostragem (entre áreas), não diferem significativamente entre si pelo teste LSD a 5%. NS: Não significativo; (T): Desvio Padrão (n=15)

Os maiores teores de COT encontrados nas florestas NF, R e RF (Figura 3.1A), especialmente nas amostragens de setembro (2004) e agosto (2005), podem estar relacionados ao ambiente mais favorável em termos de atributos químicos, vegetação e maior variedade de micro-habitats (NEARY et al., 1999; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Baretta et al. (2005), estudando o efeito do monocultivo de *Pinus taeda* e da queima da pastagem nativa sobre atributos biológicos de um Latossolo Bruno, no município de Lages (SC), encontraram comportamento semelhante do COT, sendo as quantidades de C no solo maiores na área de mata natural de araucária do que nas áreas de *P. taeda* e pastagem nativa.

Carbono da Biomassa Microbiana (CBM)

Os teores de CBM apresentaram diferenças significativas ($P < 0,05$) entre as áreas amostradas, com comportamento diferenciado entre as épocas de amostragens (Figuras 3.1B). Com exceção da área NF, observou-se que as outras áreas (R, RF e NPF) apresentaram, nas amostragens de fevereiro (2005) e agosto (2005), maiores teores de CBM (Figura 3.1B), em comparação com a amostragem de setembro (2004). Esse resultado pode advir da falta de precipitação no mês de agosto de 2004, pois não foi registrada a ocorrência de chuva na área experimental (Figura 2.2, Capítulo 2).

Na amostragem de setembro (2004), um maior valor de CBM foi observado na área NF ($383 \mu\text{g C g}^{-1}$ solo), seguida pelas áreas R e RF (263 e $225 \mu\text{g C g}^{-1}$ solo, respectivamente), que não diferiram entre si, e pela área NPF ($77 \mu\text{g C g}^{-1}$ solo) (Figura 3.1B). Os teores de CBM estão na mesma faixa daqueles geralmente observados nos ecossistemas florestais brasileiros, sob condições edafoclimáticas diversas, que variam de 200 a $1600 \mu\text{g C g}^{-1}$ solo (WARDLE; HUNGRIA, 1994; D'ANDRÉA et al., 2002; BARETTA et al., 2005). Esta amplitude nos valores do CBM parece estar associada à heterogeneidade de características existente nos diversos ecossistemas (CHOROMANSKA; DELUCA, 2001). Portanto, o valor isolado de CBM, somente numa época de amostragem, não é um indicador tão preciso e confiável para estudar o efeito da intervenção antrópica, a não ser quando ocorre monitoramento dessa biomassa também no espaço temporal (DUMONTET et al., 1996), como no presente estudo.

De modo geral, independente da época de amostragem, as florestas NF, R e RF apresentaram maiores valores de CBM, em comparação à área NPF (Figura 3.1B). Neste caso, como a ocorrência da queima fora recente, pode não ter dado tempo de recuperação da vegetação, causando inibição da biomassa microbiana do solo (DUMONTET et al., 1996; CHOROMANSKA; DELUCA, 2001; GRADY; HART, 2006).

Relação CBM:COT

A contribuição do CBM para o COT variou de 2,4 a 6,5% (Figura 3.1C). De maneira geral, os valores obtidos nas áreas analisadas estão dentro dos valores entre 0,3 a 7%, intervalo sugerido por Anderson e Domsch (1993). De acordo com esses autores, uma maior relação CBM:COT representa uma maior ciclagem de nutrientes e um menor acúmulo de carbono, enquanto uma menor relação CBM:COT representa uma menor ciclagem de nutrientes e um maior acúmulo de carbono. Assim, a relação CBM:COT tem sido considerada uma boa indicadora de alterações no solo (ANDERSON; DOMSCH, 1993; CHOROMANSKA; DELUCA, 2001).

Com exceção da área NF, em fevereiro e agosto de 2005, ocorreram maiores valores da relação CBM:COT nas áreas R, RF e NPF, em comparação com a amostragem de setembro de 2004 (Figura 3.1C).

Em setembro (2004), uma maior relação CBM:COT foi observada na área NF (4,5%), em comparação com as áreas R (3,1%), RF (2,41%) e NPF (2,88%) (Figura 3.1 C). Já em agosto, a relação CBM:COT foi maior nas florestas NF, R e RF (6,5, 5,4 e 5,8%, respectivamente), em comparação à área NPF (4,1%). Essa relação tem sido tratada como uma medida da eficiência da biomassa microbiana em utilizar o COT (FRANCHINI et al., 2007), como medida da qualidade da matéria orgânica do solo (WARDLE; HUNGRIA, 1994; FIALHO et al., 2006) e indicadora sensível das perturbações que ocorrem no solo (BALOTA et al., 1998; BARETTA et al., 2005; GELSOMINO et al., 2006). No presente estudo, os valores menores da relação CBM:COT observados na área NPF, especialmente nas épocas secas (setembro de 2004 e agosto de 2005) indicam efeito de distúrbio, e os valores maiores encontrados na

NF, indicam um sistema em equilíbrio (JENKINSON; LADD, 1981). Entretanto, ainda há necessidade de maiores pesquisas sobre os valores desta relação em solos brasileiros.

Quociente metabólico microbiano (qCO_2)

Os valores de qCO_2 diferiram significativamente ($P < 0,05$) para a interação área $\times$ época de amostragem (Figuras 3.2A). Em relação às épocas de amostragens, as quatro áreas apresentaram, em setembro (2004), um maior valor de qCO_2 , em comparação às amostragens de fevereiro e agosto de 2005. Todavia, nas três épocas de amostragens, observou-se que a área NPF apresentou maiores valores de qCO_2 (2,72, 1,00 e 1,14 mg C- CO_2 . g⁻¹ CBM h⁻¹, respectivamente), em comparação às florestas RF (1,37, 0,52 e 0,66 mg C- CO_2 . g⁻¹ CBM h⁻¹, respectivamente), R (1,17, 0,79 e 0,82 mg C- CO_2 . g⁻¹ CBM h⁻¹, respectivamente) e NF (0,96, 0,68 e 0,75 mg C- CO_2 . g⁻¹ CBM h⁻¹, respectivamente). Em fevereiro (2005) a área NPF não diferiu de R (Figura 3.2A).

Valores mais elevados de qCO_2 indicam um maior consumo de carbono prontamente mineralizável, elevando-se as perdas de CO_2 (TÓTOLA; CHAER, 2002). Assim, a área NPF apresentou, nas três épocas de amostragens, maiores perdas de C, possivelmente colonizada por microrganismos oportunistas de crescimento rápido, gerando uma biomassa microbiana qualitativamente alterada (CHOROMANSKA; DELUCA, 2001; ANDERSON, 2003; GRADY; HART, 2006). As florestas NF, R e RF, ao contrário, apresentaram menores valores de qCO_2 e, portanto, são sistemas mais sustentáveis (Figura 3.2A), com menores perdas de C para a atmosfera (CHOROMANSKA; DELUCA, 2001). Além disso, nestas três florestas, as populações microbianas apresentam menor necessidade energética para sua manutenção, enquanto na área NPF estas populações se encontram em condições de maior estresse (CHOROMANSKA; DELUCA, 2001; ANDERSON, 2003) e, conseqüentemente, maior taxa de decomposição da matéria orgânica do solo, comprometendo a ciclagem de nutrientes (GAMA-RODRIGUES, 1999). Esse comportamento ocorre geralmente com mais freqüência em solos ácidos em relação a solos neutros (ANDERSON; DOMSCH, 1993) e em sistemas jovens em relação aos estáveis (ANDERSON; DOMSCH, 1993),

em reflorestamento de *Pinus taeda* e campo nativo queimado em relação à mata nativa de araucária e campo nativo não queimado (BARETTA et al., 2005).

Figura 3.2 - Valores do quociente metabólico [$q\text{CO}_2$ (A)] e respiração basal microbiana (B), discriminando Florestas de Araucária nativa (NF), introduzida (R), introduzida impactada (RF) e área de pastagem natural com araucárias nativas impactadas pela queima acidental (NPF), em setembro de 2004, fevereiro de 2005 e agosto de 2005. Letras iguais maiúsculas dentro das barras, representando a mesma área (entre estações), ou minúsculas fora das barras, representando a mesma época de amostragem (entre áreas), não diferem significativamente entre si pelo teste LSD a 5%. NS: Não significativo; (—): Desvio Padrão (n=15)

Alguns estudos em florestas sugerem que o pH do solo exerce uma função controladora sobre as taxas respiratórias da biomassa microbiana, afetando as relações qCO_2 e CBM:COT (ANDERSON; DOMSCH, 1993; ANDERSON, 2003). Entretanto, no presente estudo, o pH não deve ter tido efeito diferencial sobre as taxas respiratórias, pois o seu valor foi semelhante nas quatro áreas estudadas (Tabela 2.1, Capítulo 2). A hipótese de que outros atributos químicos do solo tenham efeito sobre a taxa respiratória nas florestas estudadas não pode ser descartada (ANDERSON, 2003), pois houve uma alta correlação entre os atributos químicos e microbiológicos do solo, conforme demonstrado nos resultados da análise de correlação canônica (Tabela 3.2).

Entretanto, o qCO_2 pode ser insensível à perturbação no ecossistema e ter sérias limitações para medir a eficiência das taxas respiratórias da biomassa microbiana (WARDLE; GHANI, 1995). Assim, ainda há necessidade de maiores pesquisas neste sentido.

Respiração basal (C-CO₂)

Para a respiração basal (C-CO₂) não foi observada diferença significativa entre as épocas de amostragens nas florestas NF e RF (Figura 3.2B). Já nas áreas R e NPF, observaram-se maiores valores de C-CO₂ na amostragem de agosto (2005), em comparação com as amostragens de setembro (2004) e fevereiro (2005).

Em setembro (2004), os maiores valores de C-CO₂ foram encontrados na área NF, seguida pelas áreas RF e R, que não diferiram entre si, e pela área NPF, respectivamente (Figura 3.2B). Baretta et al. (2005), também encontraram menores valores de C-CO₂ na pastagem nativa submetida à queima quando comparada com área de pastagem nativa não queimada nos últimos 50 anos e mata nativa de araucária.

De modo geral, solos sob influência de maior intervenção antrópica, como é o caso das áreas RF e NPF, apresentam maior possibilidade de mudanças na composição e atividades metabólicas específicas no espaço temporal (Figura 3.2B), devido ao estresse sobre as populações microbianas (BARETTA et al., 2005; GRADY; HART, 2006; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Um declínio na atividade microbiana pode ter impacto em vários atributos do solo, especialmente na fertilidade natural do solo,

com efeitos negativos nos ecossistemas naturais (BROOKES, 1995; GRADY; HART, 2006).

Análise Canônica Discriminante (ACD)

O modelo multivariado utilizado na ACD para avaliar as modificações nos atributos microbiológicos do solo explicou boa parte da variabilidade biológica presente nas áreas estudadas, uma vez que a primeira e segunda função canônica discriminante (FCD_1 e FCD_2) apresentaram correlações canônicas de 93 e 65% na amostragem de setembro, de 82 e 43% em fevereiro e de 68 e 34% em agosto, respectivamente; sendo as duas funções ajustáveis para explicar as variações encontradas para os valores de COT, CBM, C-CO₂ e qCO_2 . A relação CBM:COT é uma relação de divisão direta e altamente influenciada pelos valores de CBM, o que diminui a confiabilidade desta análise multivariada pelo efeito da colinearidade dos dados (CRUZ-CASTILLO et al., 1994; BARETTA et al., 2005). Assim esta relação microbiológica não foi apresentada neste estudo.

O teste multivariado de Wilk's Lambda indicou haver diferença altamente significativa ($P < 0,0001$) entre as quatro áreas com araucárias e entre as três épocas de amostragem (Figura 3.3), por isso realizou-se uma ACD para cada época de amostragem. Da ACD resultam valores do coeficiente canônico padronizado (CCP). Este coeficiente mostra simultaneamente o comportamento multivariado das quatro variáveis microbiológicas estudadas (CBM, C-CO₂, qCO_2 e COT) para promover a separação entre as áreas, em resposta ao estudo de variáveis independentes múltiplas, analisadas simultaneamente. No presente estudo, a FCD_1 explicou a maior parte da variação total em setembro (89%), fevereiro (90%) e agosto (81%), enquanto que a FCD_2 , apenas 10, 9 e 12%, em setembro, fevereiro e agosto, respectivamente (Figura 3.3).

Figura 3.3 - Relação entre a primeira e segunda função canônica discriminante (FCD_1 e FCD_2) sobre as médias (centróides) dos coeficientes canônicos padronizados (CCP) referentes aos atributos carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal ($C-CO_2$), quociente metabólico (qCO_2) e carbono orgânico total (COT) do solo, discriminando as Florestas de Araucária nativa (NF), introduzida (R), introduzida impactada (RF) e área de pastagem natural com araucárias nativas impactadas pela queima acidental (NPF), em setembro de 2004, fevereiro de 2005 e agosto de 2005, na região de Campos do Jordão, SP (n=15)

Pode-se observar em setembro (2004) que a FCD_1 separa a área NF, com maiores valores de CCP, das áreas R e RF, enquanto a área NPF ficou afastada das demais, com menores valores (negativos) de coeficiente CCP (Figura 3.3). Já nas amostragens de fevereiro e agosto de 2005, dentro da FCD_1 , pode-se visualizar que a FCD_1 separa as florestas NF, R e RF da área NPF. A diferença em termos de proximidade dos valores médios de CCP (centróides) da área NPF em relação às demais áreas estudadas diminuiu com o tempo após a queima acidental, de setembro de 2004 para agosto de 2005 (Figura 3.3). Tais variações sazonais nos atributos microbiológicos estão relacionadas, dentre outros fatores, às condições edafoclimáticas, histórico das áreas, especialmente do nível de intervenção antrópica e da qualidade dos resíduos vegetais aportados (WARDLE; HUNGRIA, 1994; TIEDJE et al., 2001).

A contribuição individual de cada atributo microbiológico para a separação das áreas com araucária (Figura 3.3) é expressa pelos coeficientes da taxa de discriminação paralela (TDP), que resulta do produto entre os coeficientes canônicos padronizados (CCP) e de correlação (r). Estudos recentes indicam que o TDP é mais recomendado quando o pesquisador deseja discriminar áreas (CRUZ-CASTILLO et al., 1994; BARETTA et al., 2005). Assim, evidenciou-se através dos valores de TDP, que os atributos microbiológicos do solo foram eficientes para separar as áreas amostradas, com potencial como indicadores sensíveis, independente da época de amostragem. Entretanto, para cada época de amostragem a contribuição de cada atributo microbiológico para separar as áreas foi diferenciada (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 - Valores de coeficiente de correlação canônica (r), coeficiente canônico padronizado (CCP) e coeficiente da taxa de discriminação paralela (TDP) dentro da primeira função canônica discriminante (FCD_1) referentes aos atributos carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal (C-CO₂), quociente metabólico (qCO_2) e carbono orgânico total (COT), nas quatro áreas com araucárias estudadas, independente do tratamento, na região de Campos do Jordão, SP, em setembro de 2004, fevereiro de 2005 e agosto de 2005. (n=15)

Atributos	r	CCP	TDP
Setembro de 2004			
CBM	0,6571	0,5339	0,3508
C-CO ₂	0,4986	0,5625	0,2805
qCO_2	-0,5264	-0,3280	0,1726
COT	0,4464	0,4388	0,1959
Fevereiro de 2005			
CBM	-0,4972	-0,6384	0,3174
C-CO ₂	0,8882	0,5121	0,4548
qCO_2	0,3052	0,7458	0,2276
COT	0,0000	-0,0473	-0,0000
Agosto de 2005			
CBM	-0,7864	-0,9222	0,7252
C-CO ₂	0,9180	0,0610	0,0560
qCO_2	0,3774	0,5794	0,2187
COT	0,0000	-0,1528	0,0000

De maneira geral, nas amostragens de setembro (2004) e fevereiro (2005), dentro da FCD_1 , os atributos microbiológicos CBM e C-CO₂ apresentaram os maiores valores positivos de coeficientes TDP (Tabela 3.1), mostrando que a maior parte da separação entre as áreas é explicada, principalmente, por estes dois atributos microbiológicos. Já os atributos qCO_2 e o COT apresentaram menores valores de coeficiente TDP, contribuindo menos na função indicada para a separação entre as áreas. Por outro lado, na coleta de agosto (2005), dentro da FCD_1 , o CBM foi o atributo que mais contribuiu para a separação das áreas, sendo responsável por praticamente toda a separação das áreas (Tabela 3.1). Estudos recentes têm reportado o CBM como sendo o atributo microbiológico mais sensível para detectar diferenças entre os sistemas de manejo do solo (BARETTA et al., 2005; MALUCHE-BARETTA; AMARANTE; KLAUBERG-FILHO, 2006).

Análise de Correlação Canônica (ACC)

Na ACC, apenas três correlações canônicas foram estudadas entre os atributos microbiológicos (CBM, C-CO₂, qCO₂) e químicos do solo [pH (CaCl₂), MO, e teores de P, K, Ca, Mg e H+Al], o que foi limitado pelo número de atributos microbiológicos. A primeira correlação canônica entre atributos químicos e microbiológicos foi de 0,84 ($P < 0,0001$), sendo 62% da variação dos escores da primeira variável canônica dos atributos microbiológicos explicada pelos escores da primeira variável canônica dos atributos químicos (Figura 3.4). A segunda e a terceira correlações canônicas não foram significativas, assim não foram consideradas no presente estudo. Desta forma, apenas a primeira correlação canônica dos dados será analisada e discutida, considerando o seu maior valor e nível de significância em relação às outras correlações canônicas.

Figura 3.4 - Análise de Correlação Canônica (ACC) entre atributos biológicos (C-CO₂, CBM e qCO₂) e químicos do solo [pH (CaCl₂), MO e teores de P, K, Ca, Mg e H+Al] em Florestas de Araucária nativa (NF), introduzida (R), introduzida impactada (RF) e área de pastagem natural com araucárias nativas impactadas pela queima accidental (NPF), independente do tratamento, na região de Campos do Jordão, SP (n=15)

A variável canônica biológica 1 (VCB1) apresentou maiores valores de coeficientes canônicos padronizados (CCP) e de correlação canônica (CC) para o atributo microbiológico CBM (0,36 e 0,87, respectivamente), seguido do C-CO₂ (0,18 e

0,79, respectivamente) (Tabela 3.2). Os sinais positivos de CBM e C-CO₂ indicam que as áreas apresentaram um elevado valor de CBM e C-CO₂, sendo atributos com alto potencial para discriminação, conforme apresentado na Tabela 3.1. O qCO₂ apresentou valor negativo para o CCP e CC (-0,60 e -0,93, respectivamente), sendo, portanto, considerado atributo supressor e com pouca influência na discriminação das áreas. Todavia, o qCO₂ tem sido reportado como sendo um indicador da condição de estresse da biomassa microbiana do solo (BARETTA et al., 2005; MALUCHE-BARETTA; AMARANTE; KLAUBERG-FILHO, 2006).

Tabela 3.2 - Coeficientes canônicos padronizados (CCP) e correlação canônica (CC) quanto aos atributos microbiológicos das variáveis canônicas biológicas 1 (VCB1) e químicas 1 (VCQ1), independente do tratamento, na região de Campos do Jordão, SP. (n= 15)

Atributos	CCP	CC
	VCB1	
CBM	0,36	0,87
C-CO ₂	0,18	0,79
qCO ₂	-0,60	-0,93
	VCQ1	
pH (CaCl ₂)	-0,26	-0,57
MO	1,03	0,78
P	0,46	0,74
K	-0,23	0,03
Ca	0,52	0,33
Mg	-0,69	0,12
H+Al	-0,53	0,71

Na variável química 1 (VCQ1), os atributos MO, Ca e P apresentaram valores altos de CCP (1,03, 0,52 e 0,46, respectivamente), indicando que estes são diretamente relacionados com os atributos microbiológicos, tendo uma relação positiva com os atributos CBM e C-CO₂ (Tabela 3.2). Além de armazenador de nutrientes, o CBM é reportado como indicador rápido da interferência antrópica em Florestas de Araucária (BARETTA et al., 2005). Por outro lado, a VCQ1 apresentou valores negativos de CCP para os atributos K, pH (CaCl₂), H+Al e Mg (-0,23, -0,26, -0,53 e -0,69, respectivamente). O sinal negativo de CCP nos atributos químicos indica que estes atributos são semelhantes nas áreas estudadas, sendo, portanto, considerados atributos supressores.

O elevado valor de correlação canônica entre atributos microbiológicos e químicos (Figura 3.4) ocorreu principalmente pelos maiores valores de CC dos atributos microbiológicos CBM e C-CO₂ (0,87 e 0,79, respectivamente) e químicos MO, P, H+Al e Ca (0,78, 0,74, 0,71 e 0,33, respectivamente). Assim sendo, deduziu-se destes resultados, maior sensibilidade dos atributos CBM e C-CO₂ às variações dos atributos químicos MO, P, H+Al e Ca nas áreas com araucária. Por outro lado, os atributos pH (CaCl₂), K e Mg (-0,57, 0,03 e 0,12, respectivamente) não influenciaram diretamente nos atributos microbiológicos do solo, devido ao seu baixo valor de CC. O efeito do P, no crescimento da biomassa microbiana, bem como a relação positiva do Ca sobre o crescimento da biomassa está demonstrado no trabalho de Tate et al. (1991). Maluche-Baretta; Amarante e Klauberg-Filho (2006), estudando sistemas convencional e orgânico de produção de maçãs em Urupema, SC, observaram por meio da ACC que o atributo microbiológico CBM sofreu influência da concentração dos elementos P, Al e COT no solo, e uma correlação negativa com K, Ca e pH (H₂O). Há evidências, também, de que os níveis de P limitam a biomassa microbiana em algumas situações, mas não em outras, em que a adição de P pode exercer um efeito benéfico (BIEDERBECK; CAMPBELL; ZENTHEN, 1984; WARDLE; HUNGRIA, 1994).

A ACC mostrou ainda, por meio da análise de redundância na primeira correlação canônica, que 52% da variação total dos atributos microbiológicos é explicada pela variação dos atributos químicos, enquanto apenas 36% da variação total dos atributos químicos é explicada pela variação dos atributos microbiológicos do solo das áreas com araucária. Esses resultados confirmam a maior sensibilidade dos atributos microbiológicos às variações químicas encontradas nas áreas estudadas e indicam que mudanças químicas pouco perceptíveis nos valores de MO, P e Ca no solo podem afetar atributos microbiológicos, especialmente o CBM, C-CO₂ e suas relações no solo.

3.3 Conclusões

- ✓ A floresta nativa e os reflorestamentos de araucária proporcionam aumentos nos teores de COT, CBM, C-CO₂ e diminuição dos valores de qCO₂, em comparação à área de pastagem com araucária nativa que sofreu queima;

- ✓ Os métodos de análise multivariada (ACD e ACC) são importantes ferramentas no estudo de indicadores de qualidade do solo, pois estabelecem relações entre os atributos químicos e microbiológicos e detectam diferenças entre as Florestas de Araucária;
- ✓ 52% da variação total dos atributos microbiológicos é explicada pela variação dos atributos químicos, e apenas 36% da variação total dos atributos químicos é explicada pelos atributos microbiológicos do solo das áreas com araucária;
- ✓ A ACD mostrou que a contribuição de cada atributo microbiológico para a separação das áreas sofre variação ao longo do tempo e discriminou o CBM como sendo o atributo microbiológico mais importante, seguido pelo C-CO₂;
- ✓ Existem correlações significativas entre os atributos químicos e microbiológicos do solo, com destaque para o CBM e C-CO₂, entre os atributos microbiológicos, e para MO e P, entre os atributos químicos do solo.

Referências

ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (Ed.) **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. London: Academic Press, 1995. 576 p.

ANDERSON, T.H. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.98, p.285-293, 2003.

ANDERSON, T.H. Physiological analysis of microbial communities in soil: applications and limitations. In: RITZ, K.D.; GILLER, K.E. (Ed.). **Beyond de biomass**. London: British Society of Soil Science, 1994. p.67-76.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. The metabolic quotient for CO₂ ($q\text{CO}_2$) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.25, p.393-395, 1993.

BALOTA, E.L.; COLOZZI-FILHO, A.; ANDRADE, D.S.; HUNGRIA, M. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.22, p.641-649, 1998.

BARETTA, D.; SANTOS, J.C.P.; FIGUEIREDO, S.R.; KLAUBERG-FILHO, O. Efeito do monocultivo de pinus e da queima do campo nativo em atributos biológicos do solo no planalto sul catarinense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.29, n.5, p.715-724, 2005.

BIEDERBECK, V.O.; CAMPBELL, C.A.; ZENTHEN, R.P. Effect of crop rotation and fertilization on some biological proprieties of a loam in Southwestern Saskatchewan. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.64, p.355-367, 1984.

BRASIL. Portaria nº 06-N, de 15 de janeiro de 1992. **Lista oficial de espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção**. Diário Oficial (da República Federativa do Brasil), Brasília, 23 jan. 1992. p.870-872.

BROOKES, P.C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.19, p.269-279, 1995.

CHOROMANSKA, U.; DELUCA, T.H. Prescribed fire alters the impact of wildfire on soil biochemical properties in a ponderosa pine forest. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.65, p.232-238, 2001.

CRUZ-CASTILLO, J.G.; GANESHANANDAM, S.; MACKEY, B.R.; LAWES, G.S.; LAWOKO, C.R.O.O.; WOOLLEY, D.J. Applications of canonical discriminant analysis in horticultural research. **HortScience**, Alexandria, v.29, p.1115-1119, 1994.

D'ANDRÉA, A.F.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; SIQUEIRA, J.O.; CARNEIRO, M.A.C. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em diferentes sistemas de manejo do solo na região do cerrado no sul do estado de Goiás. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.26, p.913-923, 2002.

DUMONTET, S.; DINEL, H.; SCOPA, A.; MAZZATURA, A.; SARACINO, A. Post-fire soil microbial biomass and nutrient content of a pine forest soil from a dunal Mediterranean environment. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.28, p.1467-1475, 1996.

FIALHO, J.S.; GOMES, V.F.F.; OLIVEIRA, T.S.; SILVA JUNIOR, J.M.T. Indicadores da qualidade do solo em áreas sob vegetação natural e cultivo de bananeiras na Chapada do Apodi-CE. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v.37, p.250-257, 2006.

FRANCHINI, J.C.; CRISPINO, C.C.; SOUZA, R.A.; TORRES, E.; HUNGRIA, M. Microbiological parameters as indicators of soil quality under various soil management and crop rotation systems in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.92, n.1, p.18-29, 2007.

GAMA-RODRIGUES, E.F. da. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo-ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999, p.227- 244.

GAUCH, H.G Jr. **Multivariate analysis in community ecology**. New York: Cambridge University Press, 1982. 298p.

GELSOMINO, A.; BADALUCCO, L.; AMBROSOLI, R.; CRECCHIO, C.; PUGLISI, E.; MELI, S.M. Changes in chemical and biological soil proprieties as induced by antropogenic disturbance: a case study of an agricultural soil under recurrent flooding by wastewaters. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.38, p.2069-2080, 2006.

GRADY, K.C.; HART, S.C. Influences of thinning, prescribed burning, and wildfire on soil processes and properties in southwestern ponderosa pine forests: A retrospective study. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.234, p.123-135, 2006.

HUECK, K. **As florestas da América do Sul**. São Paulo: Polígono. 1972. 466p.

JENKINSON, D.S.; LADD, J.N. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.5, p.415-471, 1981.

MALUCHE-BARETTA, C.R.D.; AMARANTE, C.V.T.; KLAUBERG-FILHO, O. Análise multivariada de atributos do solo em sistemas convencional e orgânico de produção de maçãs. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.41, n.10, p.1531-1539, 2006.

MARIANI, L.; CHANG, S.X.; KABZEMS, R. Effects of tree harvesting, forest floor removal, and compaction on soil microbial biomass, microbial respiration, and N availability in a boreal aspen forest in British Columbia. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.38, p.1734-1744, 2006.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: Editora UFLA, 2006. 729 p.

NEARY, D.G.; KLOPATEK, C.C.; DEBANO, L.F.; FFOLLIOTT, P.F. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. **Forest Ecology Management**, Amsterdam, v.122, p. 51-71, 1999.

RAIJ, B.; QUAGGIO, J.A.; CANTARELLA, H.; ANDRADE, J.C. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo. 2001, 285p.

REITZ, R.; KLEIN, R.M.; REIS, A. **Projeto madeira do Rio Grande do Sul**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1988. 527 p.

ROBIM, M.J.; PASTORE, J.A.; AGUIAR, O.T.; BAITELLO, J.B. Flora arbóreo arbustiva e herbácea do Parque Estadual de Campos do Jordão (SP). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v.2, n.1, p. 31-53, 1990.

SAS INSTITUTE. **SAS: User's guide: statistics**. 6th ed. Cary: Institute Inc. 2002.

TATE, K.R.; ROSS, D.J.; RAMSAY, A.J.; WHALE, K.N. Microbial biomass and bacteria in two pasture soils: an assessment of measurement procedures, temporal variations and the influence of P fertility status. **Plant and Soil**, Holanda, v.132, 233-241, 1991.

TIEDJE, J.M.; CHO, J.C.; MURRAY, A.; TREVES, D.; XIA, B.; AHOU, J. Soil teeming with life: new frontiers for soil science. In: RESS, R.M.; BALL, B.C.; CAMPEBELL, C.D.; WATSON, C.A. (Org.). **Sustainable management of soil organic matter**. Wallingford: CAB International, 2001. p.393-412.

TÓTOLA, M.R.; CHAER, G.M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa: SBCS, v.2, 2002. p.195-276.

VANCE, E.D.; BROOKS, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.19, p.703-707, 1987.

WARDLE, D.A.; GHANI, A. A critique of the microbial metabolic quotient (qCO_2) as bioindicator of disturbance and ecosystem development. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.27, n.12, p.1601-1610, 1995.

WARDLE, D.A.; HUNGRIA, M.A. A biomassa microbiana do solo e sua importância nos ecossistemas terrestres. In: ARAÚJO, R.S.; HUNGRIA, M. (Ed.). **Microrganismos de importância agrícola**. Brasília: EMBRAPA, 1994. p.193-216.

4 POPULAÇÕES DE MINHOCAS AMOSTRADAS USANDO VÁRIOS MÉTODOS DE COLETA EM ÁREAS COM *Araucaria angustifolia*

Resumo

Araucaria angustifolia, também conhecida como Pinheiro do Paraná é uma espécie de árvore ameaçada de extinção no Brasil e pouco se conhece sobre a diversidade de invertebrados que habitam os solos destas florestas. Portanto, o presente estudo teve o objetivo de avaliar, em áreas com araucária naturais e reflorestadas, impactadas ou não pela queima accidental, a diversidade e a biomassa de minhocas, além de identificar o método mais eficiente para coletar estes animais. As áreas estudadas incluem: floresta nativa com araucária (NF); reflorestamento de araucária (R); reflorestamento de araucária submetido a incêndio accidental (RF); e pastagem natural com araucárias nativas e ocorrência de incêndio (NPF). Em cada floresta, cinco amostras de solo para avaliação da comunidade de minhocas foram coletadas em 0,3 ha, perto de cinco árvores de araucária selecionadas ao acaso. Foram testados três métodos: aplicação de Formol diluído (0,5%) na superfície do solo; escavação e triagem manual de monólitos pequenos (25 × 25 cm) ou maiores (40 × 40 cm). Foram encontradas cinco espécies de minhocas, as nativas *Glossoscolex* sp.1, *Glossoscolex* sp.2, *Glossoscolex bondari* e *Urobenus brasiliensis* (Glossoscolecidae), e a exótica *Amyntas corticis* (Megascolecidae). Formol foi mais eficiente para coletar *A. corticis*, espécie encontrada em maior abundância e biomassa fresca total em NF do que nas outras áreas. A triagem manual de amostras maiores de solo foi mais eficiente para capturar as espécies de *Glossoscolex*, presentes principalmente em RF e NPF. O uso de Formol e a triagem manual de monólitos maiores são recomendados para caracterizar a abundância e biomassa de minhocas nas áreas com araucárias.

Palavras-chave: Biodiversidade; Oligochaeta; Queima; Espécies nativas e exóticas; Bioindicadores

Abstract

Earthworm populations sampled using various collection methods in areas with *Araucaria angustifolia*

Araucaria angustifolia, also known as Paraná Pine is an endangered tree species in Brazil and little is known about the diversity of soil invertebrates inhabiting these forests. Therefore, the present study was set up to evaluate the biomass and diversity of earthworms in natural and reforested *Araucaria* areas, impacted or not by fire, and to identify the most efficient earthworm collection method. Four study areas included: native forest with *Araucaria* (NF); *Araucaria* reforestation (R); *Araucaria* reforestation submitted to an accidental fire (RF); and native grass pasture with native *Araucaria* and submitted to an intense accidental fire (NPF). Five soil samples containing the

earthworm community were taken in a 0.3 ha area in each of the forest sites, close to five *Araucaria* trees selected at random. Three collection methods were tested: application of dilute Formol (0.5%) to the soil surface, handsorting of small (25 × 25 cm) or large (40 × 40 cm) monoliths. Five earthworm species were found: the native *Glossoscolex* sp.1, *Glossoscolex* sp.2, *Glossoscolex bondari* and *Urobenus brasiliensis* (Glossoscolecidae), and the exotic *Amyntas corticis* (Megascolecidae). Formol was more efficient for collecting *A. corticis*, found in much higher abundance and biomass in NF than in the other areas. Larger handsorted samples were more efficient for capturing *Glossoscolex* species, mainly present in RF and NPF. For adequate characterization of earthworm abundance and biomass in these *Araucaria* areas, both the Formol and the larger monolith methods are recommended.

Keywords: Biodiversity; Oligochaeta; Burning; Native and exotic species; Bioindicators

4.1 Introdução

Araucaria angustifolia (Bertoloni) Otto Kuntze, também conhecida como Pinheiro do Paraná é uma planta gimnosperma pertencente à família Araucariaceae, principal componente da formação florestal chamada Ombrófila Mista (Floresta de Araucária). Esta floresta originalmente ocupava cerca de 200.000 km² (GUERRA et al., 2002) no Brasil. Hoje só 3% desta floresta permanecem intactos no Estado de São Paulo, em locais com altitudes que variam entre 500 e 1.600 metros, entre os paralelos 21º e 30º de latitude Sul (HUECK, 1972).

A interferência antrópica e os incêndios acidentais em Florestas de Araucária no Estado de São Paulo provocados direta ou indiretamente pela ação humana podem contribuir para a extinção desta planta (que já está classificada como ameaçada) e afetar negativamente as populações e a diversidade de invertebrados edáficos que vivem nestas florestas. Entretanto, existem poucos dados sobre o efeito das intervenções antrópicas nestas matas no Estado de São Paulo.

Embora os estudos envolvendo fauna do solo tenham aumentado muito nas últimas décadas no Brasil e no mundo (JAMES; BROWN, 2006) em função do crescente interesse na compreensão dos processos pelos quais estes organismos participam nos inúmeros ecossistemas, ainda existem problemas metodológicos a serem superados (EDWARDS, 1991). Nesse sentido, inúmeros fatores dificultam a avaliação da biodiversidade de organismos edáficos, como: a heterogeneidade do

ambiente solo, a dificuldade de extração destes animais (RAW, 1959; DECAËNS; ROSSI, 2001) e a determinação do tamanho ideal da amostra para estimar o número de espécies por área (GILLER et al., 1997; EKSCHMITT, 1998) e a representatividade da amostra (DICKEY; KLADIVKO, 1989; PAMPLIN; ROCHA; MARCHESE, 2005).

Os métodos de amostragem, na maioria das vezes, subestimam tanto a densidade quanto a diversidade de organismos edáficos, e o método “Tropical Soil Biology and Fertility” (TSBF) (ANDERSON; INGRAM, 1993), freqüentemente subestima a abundância de organismos menores (por exemplo, formigas, cupins, centopéias, aranhas) e maiores (por exemplo, minhocas), pois algumas espécies (minhocas), nem cabem dentro da amostra e podem ser cortadas durante a coleta do monólito (CABALLERO, 1976; LAVELLE; MAURY; SERRANO, 1981; JIMÉNEZ; LAVELLE; DECAËNS, 2006). Assim, a adoção de apenas um método de amostragem pode não ser eficiente para extrair a abundância e a riqueza de espécies de minhocas de um local determinado (DIKEY; KLADIVKO, 1989; JOSCHKO et al., 2006), as quais permanecem na maior parte do tempo nas camadas mais profundas do solo (CHAN; MUNRO, 2001; LAVELLE; SPAIN, 2001), especialmente durante a época da seca. Além de todas essas dificuldades, a presença de raízes lenhosas em Florestas de Araucária pode reduzir a eficiência e até tornar o método de coleta manual impraticável (SPRINGETT, 1981). Por estas razões, quando é necessária uma análise mais exata da diversidade de minhocas presentes em uma Floresta de Araucária, recomenda-se a adoção de métodos de coleta complementares.

O estudo das populações de minhocas que habitam os solos de Florestas de Araucária pode ser um ponto de partida importante para entender os processos edáficos nestes ecossistemas, já que as minhocas participam efetivamente da decomposição e mineralização da matéria orgânica e da manutenção da estrutura do solo (LAVELLE; SPAIN, 2001). Além disso, algumas espécies de minhocas têm sido usadas como bioindicadores de distúrbios, bem como da qualidade do solo (PAOLETTI, 1999; JOSCHKO et al., 2006). O presente estudo foi conduzido com o objetivo de avaliar, em áreas com araucária naturais e reflorestadas, impactadas ou não pela queima acidental, a diversidade e a biomassa de minhocas, além de identificar o método mais eficiente para coletar estes animais.

4.2 Desenvolvimento

4.2.1 Material e Métodos

O estudo foi conduzido no município de Campos do Jordão, SP, em quatro áreas com *A. angustifolia*, dentro do Parque Estadual de Campos do Jordão, distante 210 km da cidade de São Paulo (22° 39' latitude Sul e 45° 27' longitude Oeste), com altitude média de 1519 m. O relevo é suave ondulado, com declividade média de 0,1702 m m⁻¹. O solo foi classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (Tabela 2.1, Capítulo 2), e o clima da região definido como subtropical de altitude, mesotérmico e úmido (Cfb, segundo a classificação de Köppen). A maior precipitação pluviométrica concentra-se no verão, sendo que no mês de fevereiro podem ocorrer mais de 240 mm, enquanto em setembro (mês mais seco) ocorrem aproximadamente 90 mm (Figura 2.2, Capítulo 2). A temperatura média pode variar de 17,5 °C em fevereiro a 11,5 °C em junho (MOREIRA et al., 2006).

As áreas com araucárias selecionadas foram: 1. floresta nativa com predominância de araucária, em clímax, com baixa interferência antrópica (NF); 2. reflorestamento de araucária, plantado em 1959 (R); 3. reflorestamento de araucária plantado em 1959, submetido a um incêndio acidental intenso em julho de 2001 (RF) e 4. pastagem natural com araucárias nativas (NPF), submetida a incêndio acidental intenso em setembro de 2004. Todos os locais de amostra estão situados em topo-seqüência e altitudes semelhantes. A floresta NF é composta basicamente por *A. angustifolia* (Bertoloni) O. Ktze. e por diversas espécies arbustivas, herbáceas e arbóreas pertencentes às famílias Aquifoliaceae, Araucariaceae, Asteraceae, Cyatheaceae, Lauraceae, Myrsinaceae, Myrtaceae, Podocarpaceae, Rhamnaceae, Rosaceae, Simaroubaceae, Solanaceae, Symplocaceae, Vochysiaceae e Winteraceae. A área R apresenta maior densidade de araucárias e várias árvores de *Podocarpus lambertii* Klotz (Podocarpaceae), das mesmas espécies da área NF. Devido ao fogo, a área RF apresenta menor densidade de araucária e um predomínio de gramíneas *Aristida longiseta* (Poaceae) e da composta *Braccharis trimera* (Compositae). Maiores

informações sobre a flora arbórea, arbustiva e herbácea do Parque Estadual de Campos do Jordão podem ser obtidas em Robim et al. (1990).

Em cada área, cinco amostras de solo para avaliação da comunidade de minhocas foram coletadas em 0,3 ha, perto de cinco árvores de araucária selecionadas ao acaso. A distância entre os pontos de coleta foi de aproximadamente 10 m. Em agosto de 2005, foram testados três métodos de coleta: aplicação de 20 litros diluídos de formaldeído (0,5%) numa superfície de 1m² (Formol) (RAW, 1959); escavação e triagem manual de monólitos pequenos (25 x 25 cm) (TSBF) (ANDERSON; INGRAM, 1993), ou maiores (40 x 40 cm), ambos na profundidade de 0-30 cm. Foram empregados unidades de amostras maiores e Formol porque uma espécie anécica grande (*Glossoscolex giganteus* Leuckart, 1836) tinha sido encontrada nestas áreas (MICHAELSEN, 1926).

As minhocas que surgiram na superfície do solo pelo método do Formol diluído (0,5%) foram coletadas e colocadas em álcool a 20% por aproximadamente 5 minutos, para matá-las anestesiadas. Em seguida, as minhocas foram armazenadas em solução de formaldeído (4%). Nos métodos de monólitos menores (25 x 25 cm) e maiores (40 x 40 cm), as minhocas foram separadas manualmente do solo. No laboratório, as minhocas foram identificadas ao nível de gênero (imaturos) ou espécie (quando adultas), usando um microscópio estereoscópico com aumento de 100×. A biomassa fresca total (g m⁻²) foi obtida mediante lavagem das minhocas em água corrente e secagem em papel toalha ao ar livre durante três minutos.

Os valores obtidos de abundância das minhocas por metro quadrado (n^o de minhocas m⁻²) e a biomassa fresca total (g m⁻²) nas diferentes áreas foram submetidos à análise de variância (ANOVA two-way), utilizando-se o programa estatístico SAS versão 8.2 (SAS, 2002), e as médias comparadas pelo teste LSD ($P < 0,05$). Devido à heterogeneidade de variância (alta presença de zeros), os dados de abundância e biomassa de animais foram transformados para Log quando necessário. Também se realizou a análise multivariada de agrupamento (Cluster Analysis) pelo método de ligação completa (vizinho mais distante) (EVERITT, 1993; JONGMAN, 1995). Neste caso, foi tomada a “Distância Euclidiana” (FRAKES; YATES, 2000) entre o número de minhocas capturadas (n^o de minhocas m⁻²) de cada espécie como medida de

similaridade, por meio do programa STATISTICA 6.0 (STATSOFT INC., 2001). Adicionalmente, a abundância de minhocas e a biomassa fresca total foram utilizadas para verificar o comprimento do gradiente. Já que este comprimento foi menor que três (resposta linear), a análise de componentes principais (ACP) foi escolhida, por meio do programa CANOCO versão 4.0 (TER BRAAK, 1986; TER BRAAK; SMILAUER, 1998).

4.2.2 Resultados e Discussão

Abundância de espécies de minhocas

Considerando os três métodos estudados, foram encontradas cinco espécies de minhocas, pertencendo a duas famílias e três gêneros. A minhoca mais abundante foi a espécie exótica *Amyntas corticis* (KINBERG, 1987) (Megascolecidae). As demais espécies (todas nativas), *Glossoscolex* sp.1, *Glossoscolex* sp.2, *Glossoscolex bondari* (MICHAELSEN, 1926) e *Urobenus brasiliensis* (BENHAM, 1887) (Glossoscolecidae) foram menos abundantes (Tabela 4.1).

A abundância de minhocas variou de 0 a 20 indivíduos m⁻², seguindo uma ordem decrescente nas áreas RF>NF>R>NPF, embora a ordem dependa do método empregado (Tabela 4.1). Contudo, o método de coleta influenciou a diversidade e a abundância de minhocas encontradas, e a magnitude de sua resposta variou de acordo com método empregado, e com a abundância de espécies presentes em cada área amostrada.

Nas áreas R e NPF, pelo método Formol extraíram-se pouquíssimas minhocas (Tabela 4.1). Esse método é eficiente somente para algumas espécies de minhocas mais ativas na superfície do solo, como por exemplo, *A. corticis*. Nestes sistemas havia baixa frequência de *Amyntas* e outras espécies presentes não foram coletadas com a aplicação do método Formol. Baker (1985), testando a eficiência de cinco doses de formaldeído diluído (0,07, 0,11, 0,22, 0,44 e 0,66 %), comparadas com o método de coleta manual (quadrados de 0,25 m²) para extrair minhocas, verificou que a concentração de 0,44 % (semelhante à testada no presente estudo) foi a mais eficiente na extração de espécies de minhocas mais ativas na superfície do solo. Todavia, o método de extração com formaldeído é tóxico para as plantas (CABALLERO, 1975) e

também carcinogênico, e a legislação pode impedir a sua utilização como extrator (SCHIMIDT et al., 2001).

Tabela 4.1 - Abundância e biomassa (média $\pm$ desvio padrão) de minhocas coletadas em agosto de 2005, usando métodos de Formol diluído (0,5%), monólitos menores [(25 x 25 cm) (TSBF)] e maiores (40 x 40 cm), discriminando as Florestas com Araucária nativa (NF), introduzida (R) e introduzida impactada pela queima em 2001 (RF), e área de pastagem natural com araucárias impactada pela queima accidental em setembro de 2004 (NPF). Campos do Jordão, SP, Brasil. Média de cinco repetições

Espécies de minhocas		NF	R	RF	NPF
Formol (0,5%)					
<i>A. corticis</i>	Nº Indiv. m ⁻²	8,0 ($\pm$ 4,2) ⁽¹⁾	0,6 ($\pm$ 0,3)	3,4 ($\pm$ 1,4)	0,2 ($\pm$ 0,1)
	Biomassa ⁽¹⁾	11,5 ($\pm$ 5,3)	0,3 ($\pm$ 0,1)	2,8 ($\pm$ 0,8)	0,1 ($\pm$ 0,0)
<i>Glossoscolex</i> sp. 1	Nº Indiv. m ⁻²	0	0,4 ($\pm$ 0,1)	0,2 ($\pm$ 0,1)	0,4 ($\pm$ 0,2)
	Biomassa	0	0,2 ($\pm$ 0,1)	0,2 ($\pm$ 0,1)	0,1 ($\pm$ 0,0)
<i>Glossoscolex</i> sp. 2	Nº Indiv. m ⁻²	0,2 ($\pm$ 0,1)	0	0	0
	Biomassa	0,3 ($\pm$ 0,1)	0	0	0
<i>G. bondari</i>	Nº Indiv. m ⁻²	0	0	0,2 ($\pm$ 0,1)	0
	Biomassa	0	0	0,2 ($\pm$ 0,1)	0
<i>U. brasiliensis</i>	Nº Indiv. m ⁻²	0,2 ($\pm$ 0,1)	0,2 ($\pm$ 0,1)	0	0
	Biomassa	0,3 ($\pm$ 0,1)	0,1 ($\pm$ 0,0)	0	0
Nº total de minhocas m ⁻²		8,4 a	1,2 b	3,8 ab	0,6 b
Monólitos menores (25 x 25 cm) (TSBF)					
<i>A. corticis</i>	Nº Indiv. m ⁻²	6,4 ($\pm$ 3,6)	0	0	0
	Biomassa	0,1 ($\pm$ 0,0)	0	0	0
<i>Glossoscolex</i> spp.**	Nº Indiv. m ⁻²	0	0	3,2 ($\pm$ 1,1)	0
	Biomassa	0	0	0,5 ($\pm$ 0,2)	0
<i>G. bondari</i>	Nº Indiv. m ⁻²	0	0	3,2 ($\pm$ 1,1)	0
	Biomassa	0	0	0,5 ($\pm$ 0,2)	0
Nº total de minhocas m ⁻²		6,4 a	0	6,4 a	0
Monólitos maiores (40 x 40 cm)					
<i>Glossoscolex</i> spp.*	Nº Indiv. m ⁻²	6,4 ($\pm$ 3,6)	0	2,0 ($\pm$ 1,2)	0
	Biomassa	0,1 ($\pm$ 0,0)	0	0,1 ($\pm$ 0,0)	0
<i>Glossoscolex</i> sp. 1	Nº Indiv. m ⁻²	0	4,0 ($\pm$ 2,4)	20,0 ($\pm$ 8,2)	16,0 ($\pm$ 6,2)
	Biomassa	0	0,3 ($\pm$ 0,1)	1,1 ($\pm$ 0,5)	1,7 ($\pm$ 0,5)
Nº total de minhocas m ⁻²		6,4 b	4,0 b	22,0 a	16,0 a

⁽¹⁾Biomassa: Biomassa fresca total da espécie de minhoca correspondente (g m⁻²); *Imaturos. Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste LSD ($P < 0,05$).

Entretanto, o uso de formaldeído (método do Formol) foi necessário para avaliar eficientemente a população de *A. corticis* nas quatro áreas estudadas. Essa espécie (*A. corticis*) não foi coletada usando os métodos dos monólitos, provavelmente por causa de sua capacidade de fuga muito rápida enquanto está sendo retirado o monólito. Os maiores valores de biomassa fresca total (g m⁻²) foram obtidos pelos métodos Formol e monólitos maiores (40 x 40 cm) (Figura 4.1). Com Formol, os valores de biomassa

foram mais altos principalmente devido a *A. corticis*, enquanto nos monólitos maiores, especialmente devido a *Glossoscolex* sp. 2.

Figura 4.1 - Abundância (Log do número de minhocas por metro quadrado) de cada espécie de minhoca coletada pelos métodos Formol (0,5%), monólitos menores [TSBF (25 x 25 cm)] e maiores (40 x 40 cm), combinando resultados das quatro áreas com araucárias, em agosto de 2005. Campos do Jordão, SP, Brasil. Média de cinco repetições de cada área. Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem entre si ($P < 0,05$) pelo teste LSD. DP= Desvio Padrão. *Amynthus corticis* (DP: 0,52); *Glossoscolex* spp.= (imaturos) (DP: 0,23); *Glossoscolex* sp.1 (DP: 0,63); *Glossoscolex* sp.2 (DP: 0,01); *Glossoscolex bondari* (DP: 0,14); *Urobenus brasiliensis* (DP: 0,02); e Biomassa total = Peso da biomassa fresca total (g m^{-2} , DP: 0,51)

Embora os monólitos maiores sejam adequados para a coleta das espécies de *Glossoscolex*, nenhum dos dois tamanhos de monólitos foi adequado para coletar as espécies de *Amynthus* e *Urobenus* (Tabela 4.1 e Figura 4.1). Além disso, usando o método TSBF (25 x 25 cm), nenhuma espécie de minhoca foi coletada nas áreas R e NPF. Porém, quando se aumentou o tamanho do monólito para 40 x 40 cm, este foi mais eficiente para coletar indivíduos de *Glossoscolex* (Figura 4.1).

Florestas nativas (particularmente quando bem preservadas) geralmente tendem a ter maior biodiversidade de minhocas do que ecossistemas que sofreram intervenções antrópicas (FRAGOSO et al., 2006). Isto geralmente é devido à maior variabilidade e disponibilidade de recursos alimentares distintos e à ausência de perturbações nocivas (DECAËNS et al., 1998; CORREIA; ANDRADE, 1999; PONGE et al., 1999). No presente estudo, as florestas NF, RF e R, ao todo, tiveram três espécies, enquanto NPF teve só duas espécies. Porém, a composição de espécies entre as florestas foi diferente; *Glossoscolex* sp.1 não foi encontrada na NF, enquanto *Glossoscolex* sp. 2 só foi encontrada na NF e *G. bondari* somente no RF. Entretanto, *Glossoscolex* spp. (imatuross) coletados pelo método de monólitos maiores (40 x 40 cm), na NF e no RF, podem ter pertencido a quaisquer das três espécies deste gênero. *Urobenus brasiliensis* não foi encontrada nas duas áreas que sofreram incêndio acidental (RF e NPF), indicando a provável sensibilidade desta espécie a essa prática.

A maior abundância de minhocas exóticas na NF pode ser devida à preferência de *A. corticis* por solo mais fértil (Tabela 2.1, Capítulo 2), e a baixa interferência antrópica nesta floresta. As espécies podem ter invadido a região e as florestas nativas do Parque quando foram construídas estradas para extrair as árvores de araucária na primeira metade do século XX. Nesta época, na região de Campos do Jordão, foram plantadas muitas espécies de plantas exóticas trazidas da Europa, e as espécies de minhocas exóticas podem ter sido transportadas com a terra dos vasos destas plântulas. Além disso, a terra usada no crescimento de plântulas para o reflorestamento frequentemente contém *Amyntas* spp. e outras espécies de minhocas exóticas (G. G. Brown, observação pessoal). A esse respeito, Gundale; Jolly e Deluca (2005) demonstraram que, a invasão pelas comunidades de minhocas exóticas ocorre principalmente pela pesca desportiva, retirada de madeira e pela presença de caminhos no meio da floresta.

Kalisz e Dotson (1989) demonstraram que florestas previamente perturbadas pela exploração de madeira ou agrícola, apresentam maior abundância de espécies de minhocas exóticas, enquanto nas florestas não perturbadas predominam as espécies de minhocas nativas. Igualmente, a intervenção antrópica favoreceu a invasão de espécies de minhocas exóticas em áreas onde não existiam (GUNDALE; JOLLY;

DELUCA, 2005). A invasão por espécies exóticas não é só devida às atividades humanas, mas também à dispersão rápida e à plasticidade ecológica, que as tornam capazes de colonizarem diversos habitats, especialmente os mais hostís.

Pouco se conhece sobre os impactos potenciais negativos ou positivos que essas espécies exóticas podem causar no ecossistema de araucária, bem como os seus efeitos nos processos ecológicos e na biodiversidade. A invasão de *Amyntas* spp. é conhecida por ter impactos significantes nas perdas de carbono e nitrogênio do solo e alterar as comunidades microbianas na camada superficial do solo (BURTELOW; BOHLEN; GROFFMAN, 1998; LI et al., 2002; BOHLEN et al., 2004). Estudos são necessários neste tópico, especialmente considerando a extensão de distribuição desta espécie exótica e sua invasão em solos brasileiros (BROWN et al., 2006).

Assim, embora a área NF seja pouco perturbada, a presença de espécies de minhocas exóticas neste fragmento de floresta demonstra um passado e presente de distúrbios importantes na área, causados pelas intervenções antrópicas no ambiente nativo. A extensão da invasão de espécies de minhocas exóticas em florestas nativas de araucária no Brasil ainda permanece desconhecida. Devem ser desenvolvidas e fortalecidas políticas públicas e empregadas com urgência práticas mais adequadas de manejo e conservação para evitar tais invasões em florestas nativas brasileiras.

Análise de Agrupamento (Cluster analysis)

Nas Figuras 4.2A e 4.2B encontram-se os dendrogramas obtidos pela análise de agrupamento com o método Formol, onde os números no eixo vertical representam a “Distância Euclidiana” reescalada de 0 a 120 e no eixo horizontal as áreas estudadas (Figura 4.2A), e as espécies mais importantes que geraram os agrupamentos (Figura 4.2B).

Figura 4.2 - Dendrogramas obtidos pela análise de agrupamento (Cluster analysis), discriminando Florestas de Araucária nativa (NF), introduzida (R), introduzida impactada (RF) e área de pastagem natural com araucárias nativas impactada pela queima acidental (NPF) (A) e as espécies de minhocas (B) por “Distância Euclidiana”, amostradas usando o método do Formol (0,5%). Campos do Jordão, SP, Brasil, agosto de 2005

No método do Formol, evidenciou-se uma menor distância de ligação e similaridade entre as áreas R e NPF, formando um agrupamento separado das outras áreas, especialmente da área NF (Figura 4.2A). A área NF apresentou maior distância de ligação (ficou isolada das outras três áreas), relacionada à abundância e à eficiência

do método de coleta. O método Formol foi mais eficiente na extração de *Amyntas corticis*, sendo este efeito também detectado pela análise de agrupamento, em que esta espécie ficou separada das outras espécies de minhocas (Figura 4.2B). As demais espécies de minhocas foram muito similares entre si e apresentaram menores distâncias de ligação.

Figura 4.3 - Dendrogramas obtidos pela análise de cluster, discriminando Florestas de Araucária nativa (NF), introduzida (R), introduzida impactada (RF) e área de pastagem natural com araucárias nativas impactada pela queima acidental (NPF) (A) e as espécies de minhocas (B) por “Distância Euclidiana”, amostradas usando o método de monólitos [(25 x 25 cm) (TSBF)]. Campos do Jordão, SP, Brasil, agosto de 2005

Quando o método do monólito (25 x 25 cm) foi utilizado para verificar a similaridade entre as áreas amostradas (Figura 4.3A), o resultado foi similar aquele obtido com o método de Formol. A espécie *A. corticis* novamente se isolou das outras espécies (Figura 4.3B). Por outro lado, com os monólitos maiores (40 x 40 cm), verificou-se o inverso, ou seja, o arranjo interno das áreas (Figura 4.4) foi diferente, sendo que as áreas NF e R formaram um agrupamento separado das outras duas áreas que sofreram queima accidental (NPF e RF). Como nos monólitos maiores extraíram somente duas espécies de *Glossoscolex*, não foi possível obter o dendrograma de similaridade entre as espécies. Assim, a análise de agrupamento estabeleceu diferenças entre os métodos usados, em termos de similaridade das espécies de minhocas e das áreas amostradas, e reforçou a importância desta ferramenta estatística para discriminar tratamentos e outros impactos na dinâmica das populações de minhocas no solo.

Figura 4.4 - Dendrograma obtido pela análise de cluster, discriminando Florestas de Araucária nativa (NF), introduzida (R), introduzida impactada (RF) e área de pastagem natural com araucárias nativas impactada pela queima accidental (NPF) por “Distância Euclidiana”, usando o método de monólitos maiores (40 x 40). Campos do Jordão, SP, Brasil, agosto de 2005

Análise de componentes principais (ACP)

O resultado da ACP para o método Formol demonstrou, por meio da relação entre as dimensões 1 e 2, que houve certa separação entre as áreas estudadas,

entretanto, todas as áreas ficaram na primeira dimensão com escores positivos (Figura 4.5A). As dimensões 1 e 2 explicaram 37% e 33% da variabilidade total dos dados, respectivamente. Ainda, pôde-se visualizar a maior ou menor associação de cada espécie de minhoca em cada área, por meio dos valores absolutos de cada variável (espécie ou biomassa total) no lado positivo ou negativo das dimensões 1 e 2. Quanto mais próximas duas variáveis (espécie ou área) na figura, mais frequente é a sua ocorrência conjunta. Nesse sentido, a espécie *A. corticis* apresentou uma maior associação (escore positivo na dimensão 1) e contribuiu mais em relação às outras espécies para separar as áreas, especialmente a área NF. As demais espécies de minhocas não apresentaram associação nenhuma e contribuíram muito pouco para a separação das áreas amostradas (Figura 4.5A).

Para os monólitos menores [25 x 25 cm (TSBF)] as áreas RF e NF ficaram dispostas em quadrantes opostos, indicando que a abundância de espécie, especialmente *A. corticis* (só encontrada em NF) ocorreu de forma diferenciada nestas áreas (Figura 4.5B). As áreas R e NPF ficaram muito próximas entre si (foram similares) e dispostas no centro da figura (escores próximos à zero). Entretanto, o método do monólito (25 x 25 cm) não foi tão eficiente quanto os demais métodos (Formol e monólitos maiores) em separar as áreas, pois as dimensões 1 e 2, explicaram somente 11% e 10%, respectivamente, da variabilidade total dos dados.

Os monólitos maiores (40 x 40 cm) foram mais eficientes do que os menores [(25 x 25 cm) (TSBF)] em separar as áreas, pois as dimensões 1 e 2 explicaram 42% e 8% da variabilidade dos dados, respectivamente. As áreas NPF e RF apresentaram forte associação com a espécie de *Glossoscolex* sp. 1 (Figura 4.5C), o que indica uma possível resistência desta espécie à ocorrência da queima accidental.

A capacidade de recuperação e a distribuição espacial de minhocas têm sido correlacionadas positivamente com várias propriedades edáficas como, por exemplo, pH, capacidade de troca de cátions, porosidade, teor de matéria orgânica e nitrogênio do solo (DECAËNS; ROSSI, 2001; HERNÁNDEZ et al., 2003; WHALEN; COSTA, 2003; AMMER et al., 2006).

Figura 4.5 - Relação entre as dimensões 1 e 2 da análise de componentes principais (ACP), discriminando Florestas de Araucária nativa (NF), introduzida (R), introduzida impactada (RF) e área de pastagem natural com araucárias nativas impactada pela queima acidental (NPF) e as espécies de minhocas, coletadas pelos métodos do Formol (0,5%) (A), monólitos menores [(25 x 25 cm) (TSBF)] (B) e maiores (40 x 40 cm) (C). Campos do Jordão, SP, agosto de 2005. Biomassa total: Biomassa fresca total (g m^{-2})

Contudo, para a adequada caracterização da abundância e biomassa de minhocas em Florestas de Araucária que sofreram pressão antrópica, deveriam ser empregados os métodos Formol diluído e monólitos maiores (40 x 40 cm), garantindo assim, uma coleta rápida de espécies ativas na superfície (*A. corticis*, *U. brasiliensis*) e dentro do solo (especialmente *Glossoscolex* spp.). Esses resultados confirmam os dados de Caballero (1976), nos quais os monólitos maiores (60 x 60 cm), coletados na profundidade de 50-60 cm, foram mais adequados para avaliar a abundância de minhocas do que os monólitos menores (30 x 30 cm). Isso provavelmente se deve ao tamanho relativo que as minhocas apresentaram (9-44 cm) nas áreas amostradas na região Noroeste do Estado de São Paulo.

4.3 Conclusões

A biomassa, abundância e diversidade de minhocas foram sensíveis indicadores das intervenções antrópicas em áreas com araucária. Todavia, é necessário considerar cuidadosamente a eficiência dos métodos de coleta, número de amostras por área e a maneira pela qual são analisados estatisticamente os dados ecológicos, visando prever as reais mudanças funcionais provocadas pelas intervenções antrópicas nos ecossistemas brasileiros com araucárias. As conclusões adicionais que podem ser feitas a partir deste estudo são:

- ✓ A densidade, a diversidade e a biomassa de minhocas nas áreas com araucária foram afetadas pela intervenção antrópica (RF e NPF), e método de coleta usado;
- ✓ O método do Formol diluído foi mais eficiente para coletar *A. corticis* e estimar a biomassa fresca total de minhocas, enquanto o método de monólitos de solo foi mais eficiente para capturar as várias espécies de *Glossoscolex* spp.;
- ✓ Para a adequada caracterização da abundância e biomassa de minhocas em sistemas florestais que sofreram pressão antrópica, deveriam ser empregados os métodos Formol diluído e monólitos maiores (40 x 40 cm), garantindo assim, uma coleta rápida de espécies ativas na superfície (*Amyntas*, *Urobenus*) e dentro do solo (especialmente *Glossoscolex* spp.).

Referências

- AMMER, S.; WEBWER, K.; ABS, C.; AMMER, C.; PRIETZEL, J. Factors influencing the distribution and abundance of earthworm communities in pure and converted Scots pine stands. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.33, p.10-21, 2006.
- ANDERSON, J.M.; INGRAM, J.S.I. **Tropical soil biology and fertility**: a handbook of methods. 2nd ed. Wallingford: CAB International, 1993. 171 p.
- BAKER, G.H. Formalin-expulsion of earthworms (Lumbricidae) from Irish peat soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.17, p.113-114, 1985.
- BENHAM, W.B. Studies on earthworms. **Quarterly Journal of Microscopic Science**, Washington, v.27, p.77-108, 1887.
- BOHLEN, P.J.; SCHEU, S.; HALE, C.M.; MCLEAN, M.A.; MIGGE, S.; GROFFMAN, P.M.; PARKINSON, D. Non-native invasive earthworms as agents of change in northern temperate forests. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v.2, p.427-435, 2004.
- BROWN, G.G.; JAMES, S.W.; PASINI, A.; NUNES, D.H.; BENITO, N.P.; MARTINS, P.T.; SAUTTER, K.D. Exotic, peregrine and invasive earthworms in Brazil: diversity, distribution and effects on soils and plants. **Caribbean Journal of Science**, Porto Rico, v.42, p.331-338, 2006.
- BURTELOW, A.E.; BOHLEN, P.J.; GROFFMAN, P.M. Influence of exotic earthworm invasion on soil organic matter, microbial biomass and denitrification potential in forest soils of the northeastern United States. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.9, p.197-202, 1998.
- CABALLERO, M.E.S. Bionomia de Oligochaeta terrestres da Região Norte Ocidental do Estado de São Paulo I- Métodos. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v.28, p.762-765, 1975.
- CHAN, K-Y.; MUNRO, K. Evaluating mustard extracts for earthworm sampling. **Pedobiologia**, Germany, v.45, p.272-278, 2001.
- CORREIA, M.E.F.; ANDRADE, A.G. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo**: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Gênese, 1999. p.197-225.
- DECAËNS, T.; ROSSI, J.P. Spatio-temporal structure of earthworm community and soil heterogeneity in a tropical pasture. **Ecography**, Copenhagen, v.24, p.671-682, 2001.
- DECAËNS, T.; DUTOIT, T.; ALARD, D.; LAVELLE, P. Factors influencing soil macrofaunal communities in post-pastoral successions of western France. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.9, p.361-367, 1998.

DICKEY, J.B.; KLADIVKO, E.J. Sample unit size and shapes for quantitative sampling of earthworm populations in crop lands. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.21, p.105-111, 1989.

EDWARDS, C.A. The assessment of populations of soil-inhabiting invertebrates. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.34, p.145-176, 1991.

EKSCHMITT, K. Population assessments of soil fauna: general criteria for the planning of sampling schemes. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.9, p.439-445, 1998.

EVERITT, B.S. **Cluster analysis**. New York: John Wiley. 1993. 170p.

FRAGOSO, C.; LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; SENAPATI, B.K.; JIMÉNEZ, J.J.; MARTÍNEZ, M.A.; DECAËNS, T.; TONDOH, J. Earthworm communities of tropical agroecosystems: origin, structure and influence of management practices. In: LAVELLE, P.; BRUSSAARD, L.; HENDRIX, P. (Ed.). **Earthworm management in tropical agroecosystems**. Wallingford: CAB International, 2006, p. 27-55.

FRAKES, W.B.; YATES, R.B. **Information retrieval: data structures & algorithms**. New Jersey: Prentice Hall, 2000. 497 p.

GILLER, K.E.; BEARE, M.H.; LAVELLE, P.; IZAC, A.-M.N.; SWIFT, M.J. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.6, p.3-16, 1997.

GUERRA, M.P.; SILVEIRA, V.; REIS, M.S.; SCHNEIDER, L. Exploração, manejo e conservação da araucária (*Araucaria angustifolia*). In: SIMÕES, L.L.; LINO, C.F. **Sustentável Mata Atlântica: a exploração de seus recursos florestais**. São Paulo: SENAC, 2002. p.85-102.

GUNDALE, M.J.; JOLLY, W.M.; DELUCA, T.H. Susceptibility of a Northern hardwood forest to exotic earthworms invasion. **Conservation Biology**, Boston, v.19, p.1075-1083, 2005.

HERNÁNDEZ, P.; GUTIÉRREZ, M.; RAMAJO, M.; TRIGO, D.; COSÍN, D.J.D. Horizontal distribution of an earthworm community at El Molar, Madrid (Spain). **Pedobiologia**, Germany, v.47, p.568-573, 2003.

HUECK, K. **As florestas da América do Sul**. São Paulo: Polígono. 1972. 466p.

JAMES, S.W.; BROWN, G.G. Earthworm ecology and biodiversity in Brazil. In: MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O.; BRUSSAARD, L. (Ed.). **Soil biodiversity in Amazonian and other Brazilian ecosystems**. Wallingford: CAB International, 2006. p.56-116.

JIMÉNEZ, J.J.; LAVELLE, P.; DECAËNS, T. The efficiency of soil hand-sorting in assessing the abundance and biomass of earthworm communities. Its usefulness in population dynamics and cohort analysis studies. **European Journal of Soil Biology**, New Jersey, v.42, p.S221-S230, 2006.

JONGMAN, R.H.G. **Data analysis in community and landscape ecology**. Cambridge: Cambridge University. Press, 1995. 299 p.

JOSCHKO, M.; FOX, C.A.; LENTZSCH, P.; KIESEL, J.; HIEROLD, W.; KRÜCK, S.; TIMMER, J. Spatial analysis of earthworm biodiversity at the regional scale. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.112, p.367-380, 2006.

KALISZ, P.J.; DOTSON, D.B. Land-use history and the occurrence of exotic earthworms in the mountains of Eastern Kentucky. **American Midland Naturalist**, Notre Dame, v.122, p.288-297, 1989.

KINBERG, J.G.H. Annulata nova. **Ofversigt af Kongliga Vetenskaps-Akademiens Forhandlingar**, Stockholm, v.23, 1867. p.97-103.

LAVELLE, P.; MAURY, M.E.; SERRANO, V. Estudio cuantitativo de la fauna del suelo en la región de Laguna Verde, Veracruz: Época de lluvias. **Instituto de Ecología de México Publicaciones**, México, v.6, p.75-105, 1981.

LAVELLE, P.; SPAIN, A.V. **Soil ecology**. Dordrecht: Kluwer Academic, 2001. 654p

LI, X.; FISK, M.C.; FAHEY, T.J.; BOHLEN, P.J. Influence of earthworm invasion on soil microbial biomass and activity in a northern hardwood forest. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.34, p.1929-1937, 2002.

MICHAELSEN, W. Zur kenntnis einheimischer und ausländischer Oligochaeten. **Zoologische Jahrbücher Abteilung für Systematik**, Jena, v.51, p.255-328, 1926.

MOREIRA, M.; BARETTA, D.; TSAI, S.M.; CARDOSO, E.J.B.N. Spore density and root colonization by arbuscular fungi in preserved or disturbed *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. ecosystems. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.63, p.380-385, 2006.

PAMPLIN, P.A.Z.; ROCHA, O.; MARCHESE, M. Riqueza de espécies de Oligochaeta (Annelida, Clitellata) em duas represas do Rio Tietê (São Paulo). **Biota Neotropica**, Campinas, v.5, p.63-69, 2005.

PAOLETTI, M.G. The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.74, p.137-155, 1999.

PONGE, J.-F.; PATZEL, N.; DELHAYE, L.; DEVIGNE, E.; LEVIEUX, C.; BEROS, P.; WITTEBROODT, R. Interactions between earthworms, litter and trees in an old-growth beech forest. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.29, p.360-370, 1999.

RAW, F. Estimating the earthworm population by using formalin. **Nature**, London, v.184, p.1661, 1959.

ROBIM, M.de.J.; PASTORE, J.A.; AGUIAR, O.T.de.; BAITELLO, J.B. Flora arbóreo arbustiva e herbácea de Parque Estadual de Campos do Jordão (SP). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v.2, p.31-53, 1990.

SAS INSTITUTE. **SAS: User's guide: statistics**. 6th ed. Cary: Institute Inc. 2002.

SCHIMIDT, O.; CURRY, J.P.; HACKETT, R.A.; PURVIS, G.; CLEMENTS, R.O. Earthworm communities in conventional wheat-clover monocropping and low-input wheat-clover intercropping systems. **Annals of Applied Biology**, Warwick, v.138, p.377-388, 2001.

SPRINGETT, J.A. A new method for extracting earthworms from soil cores, with a comparison of four commonly used methods for estimating earthworm populations. **Pedobiologia**, Germany, v.21, p.217-222, 1981.

STATSOFT INC. **Statistica (data analysis software system), version 6**. Tulsa, OK, USA, 2001.

TER BRAAK, C.J.F. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**, Ithaca, v.67, p.1167-1179, 1986.

TER BRAAK, C.J.F.; SMILAUER, P. **CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows**: software for canonical community ordination (version 4). New York: Microcomputer Power, 1998.

WHALEN, J.K.; COSTA, C. Linking spatio-temporal dynamics of earthworm populations to nutrient cycling in temperate agricultural and forest ecosystems. **Pedobiologia**, Germany, v.47, p.801-806, 2003.

5 ARANHAS (ARACHNIDA: ARANEAE) EDÁFICAS AMOSTRADAS POR ARMADILHAS E MONÓLITOS DE SOLO EM ÁREAS COM *Araucaria angustifolia*

Resumo

As florestas com *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze estão ameaçadas de extinção no Brasil e são praticamente inexistentes as informações sobre a diversidade de famílias de aranhas de solo associadas nestes ambientes. O estudo teve o objetivo de avaliar, em áreas com araucária naturais e reflorestadas, impactadas ou não pela queima accidental, a abundância e diversidade de famílias de aranhas, além de identificar o método mais eficiente para coletar estes organismos. O estudo foi conduzido em quatro áreas: 1. floresta nativa com predominância de araucária (NF); 2. reflorestamento de araucária (R); 3. reflorestamento de araucária submetido a incêndio accidental (RF); e 4. pastagem natural com araucárias nativas e ocorrência de incêndio accidental (NPF). Considerando os dois métodos de amostragem (monólito e armadilhas de solo), foram identificadas 20 famílias de aranhas associadas às áreas. O método das armadilhas de solo foi mais eficiente, capturando 19 das 20 famílias registradas, enquanto o do monólito extraiu apenas dez destas famílias de aranhas. A abundância de famílias de aranhas e o índice de diversidade de Shannon (H) foram afetados pelo método de coleta utilizado, sendo os valores destes atributos sempre superiores na NF e inferiores na NPF. A análise de correspondência (AC) demonstrou que existe separação espacial entre as áreas estudadas. Sugere-se que as modificações na abundância de famílias de aranhas de solo sejam provocadas principalmente pelas intervenções antrópicas que as Florestas de Araucária vêm sofrendo nos últimos anos.

Palavras-chave: Floresta Atlântica; Araneofauna; Diversidade de aranhas; Bioindicadores

Abstract

Edaphic spiders (Arachnida: Araneae) sampled by traps and soil monoliths in areas with *Araucaria angustifolia*

Forests with *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze trees are endangered in Brazil and information on the diversity of soil spider families associated to these environments is practically inexistent. The present study was set up to evaluate the abundance and diversity of soil spider families in natural and reforested *Araucaria* areas, impacted or not by fire, and to identify the most efficient method to collect these organisms. The study was conducted in four areas: native forest with predominance of *Araucaria* (NF); *Araucaria* reforestation (R); *Araucaria* reforestation submitted to an accidental fire (RF); and native grass pasture with native *Araucaria* and submitted to an intense accidental fire (NPF). Considering both sampling methods (Monolith and Pitfall traps), 20 spider families were identified. The pitfall trap method was more effective as it captured 19 out of the 20 recorded families, while the Monolith method extracted only ten

spider families. Spider family abundance and Shannon's diversity index (H) were affected by the employed collection method; the values for these attributes were always higher for the NF and lower for the NPF. Correspondence analysis (CA) showed a spatial separation among spider family assemblages from the different studied areas. It is suggested that changes in the abundance of soil spider families in *Araucaria* areas are mainly caused by recurrent human intervention over the last few years.

Keywords: Atlantic Rainforest; Spider fauna; Spider diversity; Bioindicators

5.1 Introdução

O acelerado processo de fragmentação da Mata Atlântica que ocorre no Estado de São Paulo, especialmente da Floresta Ombrófila Mista (Floresta de Araucária), vem atingindo proporções significativas, o que pode afetar a sua biodiversidade (INDICATTI et al., 2005). A *Araucaria angustifolia* (Bertoloni) Otto Kuntze (Araucariaceae) é uma espécie de árvore nativa no Brasil, ameaçada de extinção e muito pouco se conhece sobre a diversidade de organismos edáficos associados a estes ecossistemas (MOREIRA et al., 2006).

A abundância de famílias de aranhas edáficas na Floresta de Araucária pode reduzir significativamente após a intervenção antrópica, contribuindo para afetar a dinâmica das populações vegetais e de outros organismos do solo, além de comprometer a regeneração natural do próprio ecossistema florestal (HARRIS, 1984). Os efeitos da fragmentação podem ser analisados a partir de estudos de ecologia de comunidades em remanescentes com diferentes características, por meio das modificações na estrutura e na abundância da fauna edáfica (ODUM, 1983). Entretanto, para avaliar o impacto dessas fragmentações, o primeiro passo é inventariar a fauna e a flora de uma determinada floresta (BENATI et al., 2005). O conhecimento sobre os invertebrados da Mata Atlântica é bastante escasso (BENATI et al., 2005), sendo inexistentes dados de literatura envolvendo a diversidade de aranhas em ecossistemas com *Araucaria angustifolia* naturais e impactados pela intervenção antrópica no Estado de São Paulo.

Apesar das aranhas (Arachnida: Araneae) serem um grupo pouco estudado no Brasil, elas representam uma porção bastante significativa da diversidade de artrópodes

terrestres (PLATNICK, 2006), com aproximadamente 39.500 espécies descritas até o momento, distribuídas em 108 famílias e 3.642 gêneros (PLATNICK, 2006). Recentemente, no Estado de São Paulo foram registradas cerca de 700 espécies de aranhas, distribuídas em 44 famílias (CANDIANI; INDICATTI; BRESCOVIT, 2005), mas as estimativas são de mais de 1.000 espécies (BRESCOVIT, 1999). Entretanto, os estudos envolvendo aranhas de solo têm aumentado muito nas últimas décadas no Brasil e no mundo (BRESCOVIT, 1999; BRENNAN; MAJER; MOIR, 2005; RODRIGUES, 2005; PINKUS-RENDÓN; LEÓN-CORTÉS; IBARRA-NÚNEZ, 2006; PLATNICK, 2006), devido ao crescente interesse pelo conhecimento da biodiversidade de organismos associada aos ecossistemas florestais. Nesse sentido, ainda existem problemas de amostragem e de extração destes organismos que necessitam ser superados (BRENNAN; MAJER; MOIR, 2005).

Os métodos de amostragens, na maioria das vezes, subestimam ou superestimam a densidade e a diversidade de aranhas edáficas nos ecossistemas (BRENNAN; MAJER; MOIR, 2005). A adoção de apenas um método de amostragem pode não ser eficiente para avaliar a diversidade de aranhas de uma área (BARREIROS; PINTO-DA-ROCHA; BONALDO, 2005). Assim, quando é necessária uma análise mais exata da biodiversidade de aranhas presentes em um ecossistema de araucária, por exemplo, a adoção de mais de um método de amostragem é recomendada (BRENNAN; MAJER; MOIR, 2005).

O estudo faunístico e a quantificação da diversidade de famílias de aranhas edáficas em áreas com araucária impactadas ou não pela intervenção antrópica, é um ponto de partida fundamental para o avanço da ecologia do solo, além de gerar conhecimento sobre o impacto ecológico que as interferências antrópicas ocasionam sobre a diversidade de aranhas associadas nestes ecossistemas. Este capítulo teve o objetivo de avaliar, em áreas com araucária naturais e reflorestadas, impactadas ou não pela queima accidental, a abundância e diversidade de famílias de aranhas, além de identificar o método mais eficiente para coletar estes organismos.

5.2 Desenvolvimento

5.2.1 Material e Métodos

O trabalho foi conduzido no município de Campos do Jordão, SP, em quatro áreas com *A. angustifolia*, dentro do Parque Estadual de Campos do Jordão, distante 210 km da cidade de São Paulo (22° 39' latitude Sul e 45° 27' longitude Oeste), com altitude média de 1519 m. O relevo é suave ondulado, com declividade média de 0,1702 m m⁻¹. A maior precipitação pluviométrica concentra-se no verão, sendo que no mês de fevereiro ocorreram mais de 240 mm, enquanto em setembro (mês mais seco) somente 90 mm (Figura 2.2, Capítulo 2). A temperatura média pode variar de 17,5 °C em fevereiro a 11,5 °C em junho (MOREIRA et al., 2006). O solo nas áreas estudadas é um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (Tabela 2.1, Capítulo 2), e o clima da região definido como subtropical de altitude, mesotérmico e úmido (Cfb, segundo a classificação de Köppen).

As áreas selecionadas foram: 1. floresta nativa com predominância de araucária, em clímax (22° 41' 29" latitude Sul e 45° 27' 52" longitude Oeste), com baixa interferência antrópica (NF); 2. reflorestamento de araucária (22° 39' 31" latitude Sul e 45° 26' 34" longitude Oeste), plantado em 1959 (R); 3. reflorestamento de araucária plantado em 1959 (22° 39' 49" latitude Sul e 45° 26' 58" longitude Oeste), submetido a um incêndio acidental intenso em julho de 2001 (RF) e 4. pastagem natural com araucárias nativas (22° 40' 38" latitude Sul e 45° 28' 18" longitude Oeste), submetida a incêndio acidental intenso em setembro de 2004 (NPF). Todos os locais de amostra estão situados em topo-seqüência e altitudes semelhantes. Devido ao pouco conhecimento sobre a variabilidade dos atributos do solo nas quatro áreas, reduziu-se a extensão de cada área (aproximadamente 0,3 ha), visando controlar algumas características críticas do local e evitar confundir os efeitos de variáveis não controláveis.

A floresta nativa (NF) é composta basicamente por *Araucaria angustifolia* (Bertoloni) Otto Kuntze e por diversas espécies arbustivas, herbáceas e arbóreas pertencentes às famílias Aquifoliaceae, Araucariaceae, Asteraceae, Cyatheaceae, Lauraceae, Myrsinaceae, Myrtaceae, Podocarpaceae, Rhamnaceae, Rosaceae, Simaroubaceae, Solanaceae, Symplocaceae, Vochysiaceae e Winteraceae. A área R

apresenta várias árvores de *Podocarpus lambertii* Klotz (Podocarpaceae), mas a predominância é das mesmas espécies de araucária da área NF. Devido ao fogo, a área RF apresenta menor densidade de araucária (mesmas espécies de R, NF e NPF) e um predomínio de gramíneas *Aristida longiseta* (Poaceae) e da composta *Braccharis trimera* (Compositae). Maiores informações sobre a flora arbórea, arbustiva e herbácea do Parque Estadual de Campos do Jordão podem ser obtidas em Robim et al. (1990).

As coletas de aranhas edáficas foram realizadas em setembro de 2004 (período seco), fevereiro de 2005 (período chuvoso) e agosto de 2005 (período seco). Em cada área selecionada, foram escolhidas, ao acaso, dez árvores de araucária e os pontos de amostragens distribuídos perto de cada árvore selecionada, sob a copa de cada uma. A distância entre os pontos foi superior a 5 m e inferior a 15 metros. Foram utilizados dois métodos de coleta: a) escavação e triagem de monólitos (25 x 25 cm) (TSBF), na profundidade de 0-30 cm (ANDERSON; INGRAM, 1993); e b) armadilhas de solo do tipo “Pitfall traps”, constituídas por cilindros de vidro com 6 cm de diâmetro e 12,5 cm de altura, enterradas no solo até que sua extremidade vazada fique ao nível da superfície do solo e mantidas por três dias no campo (BACHELIER, 1963). Nas armadilhas, foram adicionados 200 mL de detergente líquido (2,5%) (BARETTA et al., 2003). As armadilhas foram distribuídas aleatoriamente na primeira coleta e mantidas no mesmo local nas coletas seguidas (medidas repetidas no tempo), sendo utilizadas dez armadilhas por área. Estes métodos de coleta (TSBF e armadilhas) já foram discutidos em estudos de ecologia de aranhas (BARREIROS; PINTO-DA-ROCHA; BONALDO, 2005; BRENNAN; MAJER; MOIR, 2005; RICO-G. et al., 2005; RODRIGUES, 2005) e da fauna do solo (BARETTA et al., 2003).

No método do monólito (25 x 25 cm), a amostra (serapilheira + solo) passou por uma triagem manual para separar o solo e os fragmentos vegetais das aranhas. As amostras provenientes das armadilhas foram passadas sucessivamente em três peneiras de malhas diferentes; 0,2, 0,15 e 0,1mm, respectivamente. As amostras foram armazenadas em recipientes com solução de álcool etílico a 70%. No laboratório, as aranhas foram separadas e identificadas com auxílio de literatura específica (BRESOVIT et al., 2002; PLATNICK, 2006). Como a identificação das espécies se baseia na presença da genitália, a qual se encontra desenvolvida apenas nos adultos,

este estudo foi realizado ao nível de família, visando aproveitar ao máximo os indivíduos coletados. Após identificados, os indivíduos foram etiquetados, colocados em frascos apropriados e conservados em álcool etílico a 80%. Todo o material está depositado na coleção de Aracnídeos do Laboratório de Artrópodes do Instituto Butantan (A.D. BRESCOVIT, curador).

A diversidade das aranhas foi expressa pelo índice de diversidade de Shannon (H), $[H = -\sum (p_i \log p_i)]$, onde: $p_i = n_i/N$; n_i = densidade de cada família, N = número total de famílias] e pela riqueza de famílias, de acordo com Odum (1983). A abundância de famílias de aranhas (n° de famílias de aranhas m^{-2} ou n° de famílias de aranhas por armadilha), índice de diversidade de Shannon (H) e riqueza de famílias nas diferentes áreas foram submetidos à análise de variância (ANOVA), usando o programa SAS versão 8.2 (SAS, 2002), e as médias comparadas pelo teste LSD ($P < 0,05$). A abundância total de indivíduos nas três épocas de coleta (excluindo-se o efeito da época de coleta) foi usada durante a análise estatística, visando à padronização dos dados e o melhor aproveitamento das informações (espécimes coletadas).

A abundância de famílias de aranhas foi utilizada para a obtenção do comprimento do gradiente (DCA) (TER BRAAK; SMILAUER, 1998). Como o comprimento do gradiente para as famílias de aranhas foi maior do que três (resposta não linear), optou-se pela análise de correspondência (AC), usando o programa CANOCO versão 4.0 (TER BRAAK, 1986; TER BRAAK; SMILAUER, 1998). A relação entre a distribuição das famílias de aranhas e as quatro áreas com araucária foi realizada por meio de uma ordenação gerada pela AC. Este método de ordenação está sintetizado num gráfico (Figura 5.2) com eixos perpendiculares, que representam a variação multidimensional de um conjunto de variáveis de resposta (famílias de aranhas) nas diferentes áreas estudadas (TER BRAAK, 1986; LAWES; KOTZE; BOURQUIN, 2005).

5.2.2 Resultados e Discussão

Abundância de famílias de aranhas

A presença ou ausência das diferentes famílias de aranhas nas quatro áreas com araucária, obtida pelos métodos de armadilhas e monólitos (Tabelas 5.1 e 5.2), indica que a abundância de aranhas (espécimes por armadilha) nas armadilhas apresentou um número total maior no R (65) e na NF (41), e menor na NPF (23) e no RF (19), resultado talvez da perturbação antrópica que as áreas vêm sofrendo (Tabela 5.1). A tendência de decréscimo observada no número de espécimes nas áreas NPF e RF não pode ser explicada somente pelo fogo accidental, mas pela tendência típica na dinâmica das comunidades e também pelo histórico e manejo das áreas com araucária. O restabelecimento do tamanho das comunidades de famílias de aranhas colonizando as áreas queimadas (RF e NPF) provavelmente originou dois grupos principais: aranhas que sobreviveram ao fogo e aranhas que emigraram das áreas vizinhas. Após a ocorrência do fogo há um decréscimo imediato na riqueza e na abundância de aranhas, mas a recuperação do ecossistema leva menos de três anos (BRENNAN et al., 2006), sendo então rápida.

Para as armadilhas, considerando as quatro áreas, foi coletado um total de 148 indivíduos. Além disso, o método das armadilhas foi mais eficiente, pois capturou 19 das 20 famílias de aranhas registradas, enquanto o método do monólito só extraiu dez dessas famílias de aranhas (Tabelas 5.1 e 5.2). A Floresta de Araucária nativa (NF), introduzida (R) e introduzida impactada (RF) não apresentaram diferença ($P < 0,05$) na riqueza de famílias de aranhas, com 9, 11 e 10 famílias, respectivamente (Tabela 5.1). A menor riqueza de famílias de aranhas (5 famílias) foi encontrada na pastagem com araucárias nativas submetida à queima accidental em setembro de 2004 (NPF). Esta área foi considerada perturbada, especialmente por não ser capaz de manter as famílias de aranhas nos níveis observados na NF (Tabela 5.1). Além disso, a NPF é uma área aberta, com poucas árvores de araucária, apresentando diferenças na exposição solar, microclima e outros atributos.

Tabela 5.1 - Abundância de famílias de aranhas (espécimes armadilha⁻¹), coletadas pelo método armadilhas (Pitfall traps), discriminando Florestas de Araucária nativa (NF), introduzida (R), introduzida impactada (RF) e área de pastagem natural com araucárias nativas impactada pela queima accidental (NPF). Campos do Jordão, SP. Total de dez repetições e três épocas de coleta (n= 10x3)

Famílias de aranhas	NF	R	RF	NPF
Amaurobiidae	-(¹)	2	-	-
Araneidae	2	1	2	-
Ctenidae	4	2	1	-
Corinnidae	2	1	1	-
Gnaphosidae	-	-	-	-
<i>Apopyllus</i> sp.	-	-	1	-
<i>Camillina</i> sp.	-	-	1	-
Hahniidae	5	5	-	-
Liocranidae	-	-	-	1
Linyphiidae	8	4	3	1
<i>Dubiaranea</i> sp.	5	-	-	-
<i>Erigone</i> sp.	-	-	-	3
Linyphiidae sp. 1	2	-	-	-
Linyphiidae sp. 2	-	1	1	1
Linyphiidae sp. 3	5	3	-	-
Linyphiidae sp. 4	3	-	-	1
Linyphiidae sp. 6	-	-	-	1
<i>Sphecozone</i> sp.	1	17	-	-
Lycosidae	-	-	3	11
Lycosidae sp. 2	-	-	-	1
Mysmenidae	-	-	-	2
Nemesiidae	-	1	-	-
Nemesiidae sp. 1	-	-	1	-
Nemesiidae sp. 2	-	1	-	-
Ochyroceratidae	-	2	-	-
<i>Ochyrocera</i> sp.	-	1	-	-
Oonopidae	-	-	1	-
Pholcidae	-	1	-	-
<i>Mesabolivar</i> sp.	-	-	1	-
Prodidomidae	-	-	-	-
<i>Lygromma</i> sp.	1	-	-	-
Salticidae	-	-	-	1
Theridiidae	1	3	1	-
<i>Chrysso</i> sp.	-	17	-	-
<i>Dipoenura pumicata</i> (KEYSERLING, 1886)	-	-	1	-
<i>Guaraniella</i> sp.	-	-	1	-
Tetragnathidae	1	-	-	-
Zoridae	1	3	-	-
Número total de espécimes armadilha ⁻¹ (DP ² = ± 26,7)	41 ab	65 a	19 b	23 b
Riqueza total de famílias (DP = ± 2,2)	9 a	11 a	10 a	5 b
Índice de Diversidade de Shannon (DP = ± 0,2)	0,63 a	0,75 a	0,67 a	0,26 b

(¹) - : Ausência de espécimes. (²)DP: Desvio Padrão. Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si ($P < 0,05$) pelo teste LSD.

Uma tendência semelhante foi encontrada para os valores do índice de diversidade de Shannon (H), o qual foi maior no R (0,75), RF (0,67) e NF (0,63), não diferindo entre si nestas três florestas (Tabela 5.1), e menor na área NPF (0,26). O índice H freqüentemente é reportado como um indicador de diferenciação entre os ecossistemas (ODUM, 1983). Entretanto, um problema de interpretação nos valores de diversidade pode surgir, pois, em algumas circunstâncias, o valor de H pode aumentar logo após uma moderada perturbação (PETRAITIS; LATHAM; NIESENBAUM, 1989; SCOTT; OXFORD; SELDEN, 2006). O presente estudo infere-se que o efeito de famílias de aranhas oportunistas invadirem as áreas queimadas (RF e NPF) do hábitat aberto foi pequeno.

A semelhança na riqueza de famílias de aranhas encontradas nas florestas (NF, R e RF) pode estar relacionada ao fato da amostragem ter sido realizada ao redor das árvores de araucária (Tabela 5.1), excluindo-se, em parte, o efeito da diversidade vegetal e das trilhas ecológicas no perímetro do parque. Todavia, não era esperada semelhança na riqueza de famílias de aranhas, pois as florestas nativas, em geral, possuem maior heterogeneidade de hábitat e são capazes de suportar maior diversidade de organismos edáficos (LAWES; KOTZE; BOURQUIN, 2005).

Embora dez famílias de aranhas capturadas (Ctenidae, Liocranidae, Lycosidae, Mysmenidae, Nemesiidae, Ochyroceratidae, Oonopidae, Pholcidae, Prodidomidae e Zoridae) não fossem capturadas pelo método monólito, elas ainda devem ser consideradas habitantes nas áreas com araucária. Neste caso, a ausência de algumas espécies de aranhas podem estar muito mais associada à falta de eficiência do método de amostragem (BARREIROS; PINTO-DA-ROCHA; BONALDO, 2005). Inúmeros outros exemplos poderiam ser apontados nestas mesmas tabelas de presença ou ausência de determinadas famílias de aranhas (Tabelas 5.1 e 5.2), para as diferentes áreas amostradas.

Para o método monólito, considerando-se as quatro áreas com araucária, foi encontrado um total de 304 espécimes (Tabela 5.2). Estes números são muito mais altos que os obtidos por Rodrigues (2005), que registrou um total de 130 espécimes em matas de restinga no Estado do Rio Grande do Sul.

Tabela 5.2. Abundância de famílias de aranhas (espécimes m⁻²), coletadas pelo método monólito (TSBF), discriminando Florestas de Araucária nativa (NF), introduzida (R), introduzida impactada (RF) e área de pastagem natural com araucárias nativas impactada pela queima acidental (NPF). Campos do Jordão, SP. Total de dez repetições e três épocas de coleta (n= 10x3)

Famílias de aranhas	NF	R	RF	NPF
Amaurobiidae	-(¹)	-	-	-
Amaurobiidae sp. 1	16	-	-	-
Amaurobiidae sp. 2	-	32	-	-
Araneidae	-	-	16	-
Corinnidae	16	-	16	-
Gnaphosidae	-	-	-	16
Hahniidae	16	-	-	-
Idiopidae	-	-	-	-
<i>Idiops</i> sp.	16	-	-	-
Linyphiidae	-	-	-	-
Linyphiidae sp. 1	32	-	16	-
Tetragnathidae	-	-	-	-
<i>Diphya</i> sp.	16	-	-	-
Theridiidae	-	-	16	-
<i>Theridion</i> sp.	-	-	16	-
<i>Dipoena</i> sp.	-	-	16	-
<i>Steatoda</i> sp.	16	-	-	-
Salticidae	32	-	-	-
Número total de espécimes m ⁻² (DP ² = ± 22,9)	160 a	32 b	96 ab	16 b
Riqueza total de famílias (DP = ± 1,5)	8 a	1 c	4 b	1 c
Índice de Diversidade de Shannon (DP = ± 0,1)	0,35 a	0,10 c	0,27 b	0,10 c

(¹) - : Ausência de espécimes. (²)DP: Desvio Padrão. Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si ($P < 0,05$) pelo teste LSD

A área NF apresentou maior riqueza de famílias (8 famílias), seguido por RF, R e NPF (4, 1 e 1 famílias, respectivamente), não sendo estas duas últimas áreas (R e NPF) diferentes uma da outra na riqueza de famílias (Tabela 5.2). Rico-G. et al. (2005), estudaram diferentes métodos de coleta de aranhas no Parque Nacional Natural da Colômbia, e demonstraram que o método de coleta manual foi mais eficiente do que outros dois métodos, ao extrair 33 das 34 famílias registradas, sendo a família Gnaphosidae extraída somente pela coleta manual.

Uma tendência similar para riqueza de famílias foi encontrada para os valores do índice de diversidade de Shannon (H), o qual foi maior na área NF (0,35), seguido por RF (0,27), R (0,1) e NPF (0,1), respectivamente (Tabela 5.2). As duas últimas áreas (R e NPF) não diferiram uma da outra. Porém, no caso de famílias de aranhas, o H pode mudar rapidamente de uma estação para outra de coleta, especialmente durante o

período de acasalamento (aranhas são mais ativas) em que as famílias de aranhas são mais abundantes (SCOTT; OXFORD; SELDEN, 2006).

O método do monólito apresentou maior número total de espécimes m^{-2} na NF (160) e no RF (96), e menor no R (32) e na NPF (16) (Tabela 5.2). Alguns autores sugerem que a diversidade da cobertura vegetal do ecossistema florestal também pode influenciar a composição e riqueza das comunidades de aranhas (RUSHTON; TOPPING; EYRE, 1987; LAWES; KOTZE; BOURQUIN, 2005; WARUI et al., 2005). Variáveis que influenciam potencialmente a riqueza de famílias de aranhas são a quantidade e qualidade da serapilheira e a diversidade de plantas vivas (BRENNAN et al., 2006).

Abbott et al (2003) encontraram modificações mínimas na estrutura e na composição de espécies de aranhas em áreas queimadas quando comparadas ao controle (não queimadas). Outros estudos mostraram que o tipo de cobertura do solo e a presença de bovinos reduziram significativamente a diversidade de aranhas em um bioma de Savana no Kenia. Neste estudo, a presença ou a ausência de famílias de aranhas encontradas foram indicadores sensíveis de perturbações antrópicas, bem como indicadoras de qualidade do solo (WARUI et al., 2005). Contudo, o tipo de método de coleta empregado influencia o valor da riqueza de famílias de aranhas (Tabelas 5.1 e 5.2), além de influenciar a abundância e a diversidade de outros grupos da fauna edáfica (BARETTA et al., 2003; BARREIROS; PINTO-DA-ROCHA; BONALDO, 2005). Todavia, os resultados experimentais envolvendo pesquisas de famílias de aranhas com apenas um método de amostragem (BRENNAN; MAJER; MOIR, 2005) apontam na direção da pequena confiabilidade que merecem. Para maior confiabilidade dos estudos de diversidade de famílias associadas nestas Florestas de Araucária, sugere-se que mais do que um método de coleta seja usado para a avaliação da presença de famílias de aranhas edáficas.

Frequência relativa (FR) das famílias de aranhas edáficas

A diversidade de aranhas edáficas também foi expressa pela frequência relativa das famílias mais frequentes (Figuras 5.1A e 5.1B).

Figura 5.1. Frequência relativa (%) das famílias de aranhas mais frequentes coletadas pelos métodos armadilhas (Pitfall traps) (A) e monólitos [25 x 25 cm (TSBF)] (B), discriminando Florestas de Araucária nativa (NF), introduzida (R), introduzida impactada (RF) e área de pastagem natural com araucárias nativas impactada pela queima acidental (NPF). Campos do Jordão, SP, Brasil. Total de dez repetições e três épocas de coleta (n= 10x3)

Com o método das armadilhas, a família Linyphiidae apresentou nas quatro áreas amostradas mais de 20% da frequência relativa (FR) total, representando mais de 58%

da FR na área NF. (Figura 5.1A). Na Europa, Linyphiidae está entre as famílias de aranhas mais capturadas pelo método das armadilhas, especialmente em ecossistemas florestais com menor interferência antrópica (DUMPERT; PLATEN, 1985). Outras famílias com expressivas frequências foram: Lycosidae (caçadora) na NPF (52%) e Theridiidae (tecelã) (31%) e Linyphiidae (39%) no R. As demais famílias [Araneidae (tecelã), Corinnidae (caçadora), Hahniidae, Nemesiidae, Ctenidae (caçadora), Ochyroceratidae, Zoridae, entre outras] apresentaram baixa FR nas quatro áreas (Figura 5.1A).

No método de monólito, as famílias Tetragnathidae (tecelã), Salticidae (caçadora), Hahniidae e Idiopidae só foram encontradas na área NF. A família Araneidae (tecelã) só foi encontrada na RF, e a família Gnaphosidae (caçadora) somente na NPF (Tabela 5.2 e Figura 5.1B). Outras famílias com expressivos valores de FR foram: Amaurobiidae (tecelã) no R (67%) e na NF (33%), Theridiidae (tecelã) nas áreas RF (75%) e NF (25%), e Linyphiidae (tecelã) nas áreas NF (67%) e RF (33%) (Figura 5.1B). Rodrigues (2005), estudando araneofauna de serapilheira em duas áreas de mata de restinga no município de Capão do Leão, RS, por meio do método de catação manual (monólitos), encontrou maior predominância das famílias Oonopidae (19,57%), Lycosidae (18,06%), Theridiidae (17,08%) e Salticidae (10,68%), respectivamente.

Os baixos valores de FR ou a ausência das famílias de aranhas construtoras de teias (por exemplo, Theridiidae, Araneidae, Tetragnathidae, Amaurobiidae e Linyphiidae) nas áreas, especialmente na NPF (Figuras 5.1A e 5.1B), pode ser um indicativo de que a área vem sofrendo maior interferência antrópica (LAWES; KOTZE; BOURQUIN, 2005).

Análise de correspondência (AC)

Nas armadilhas (Pitfall traps), por exemplo, os eixos 1 e 2 corresponderam a 31% e 16,8% da variabilidade, respectivamente (Entretanto, o eixo 1 explicou muito mais do que o eixo 2), explicando juntos aproximadamente 50% da variabilidade total dos dados (Figura 5.2). Ao longo da dimensão 1 (eixo principal), a área NPF está disposta na porção mais extrema à direita, enquanto as florestas NF, R e RF estão dispostas na porção mediana à direita, mostrando uma certa separação entre as diferentes áreas com

araucárias. Esta análise também nos permite visualizar a maior ou menor associação com cada família de aranha por cada área com araucária, por meio da proximidade entre ambas as variáveis (área e família de aranhas). Quanto mais próximas as variáveis, mais freqüente é a sua ocorrência conjunta. Nesse sentido, a família Lycosidae, capturada pelas armadilhas, apresentou maior associação com a área de pastagem que sofreu queima (NPF), enquanto as famílias Ctenidae, Hahniidae e Theridiidae apresentaram maior associação (maior sensibilidade à queima accidental) com as outras florestas (NF, R e RF). As demais famílias capturadas pelas armadilhas (Araneidae, Liocranidae, Tetragnathidae, Zoridae, Amaurobiidae, Salticidae, Prodidomidae, Oonopidae, Corinnidae, Idiopidae, Gnaphosidae, Nemesiidae, Ochyroceratidae, Mysmenidae e Pholcidae) não se associaram especificamente a nenhuma das áreas com araucária e apresentaram pouca contribuição para a variabilidade total, uma vez que estão dispostas na porção mediana da Figura 5.2.

Para o método do monólito (25 x 25 cm) foi observada uma separação entre as áreas, por meio da relação entre os eixos 1 e 2, com exceção das áreas R e NPF que ficaram muito próximas uma da outra (Figura 5.2). Por outro lado, quando as áreas estão dispostas em quadrantes separados, indica que a abundância de famílias de aranhas ocorreu de forma diferenciada nestes ambientes. Todavia, o método do monólito (25 x 25 cm) não foi tão eficiente quanto o método das armadilhas em separar o efeito das intervenções antrópicas nas áreas com araucária, pois o eixo 1 explicou 24,8% da variabilidade dos dados encontrada nas quatro áreas e o eixo 2 explicou apenas 14,9% desta variação. Estes valores são menores do que os obtidos pelo método das armadilhas (Figura 5.2). Essa menor eficiência do método monólito para separar as áreas pode ser explicada pela ineficiência do método em extrair algumas famílias de aranhas, conforme discutido anteriormente (Tabelas 5.1 e 5.2). Assim, a padronização e a calibração de métodos de coleta são aspectos importantes para a comparação de áreas e definição de áreas prioritárias para conservação.

Figura 5.2 - Relação entre os eixos 1 e 2 da análise de correspondência (AC), discriminando as Florestas de Araucária nativa (NF: □), introduzida (R: △), introduzida impactada (RF: ▲) e área de pastagem natural com araucárias nativas impactada pela queima acidental (NPF: ■) e as famílias de aranhas (●), coletadas pelos métodos de armadilhas (Pitfall traps) e monólitos [25 x 25 cm (TSBF)]. Campos do Jordão, SP, Brasil. Total de dez repetições e três épocas de coleta (n= 10x3)

Ao longo da dimensão 1 (eixo principal), para o método do monólito, a área NF está disposta na porção mais extrema à direita da Figura 5.2 (com valores positivos), enquanto a área RF disposta na esquerda (com valores negativos). Entretanto, as áreas R e NPF ficaram muito próximas uma da outra e dispostas na porção mediana à esquerda, demonstrando que ambas as áreas são muito similares em termos de composição de famílias de aranhas. As famílias Idiopidae (só extraída por este método), Hahniidae, Salticidae, Linyphiidae e Corinnidae apresentaram maior associação com a área NF. Contudo, as famílias Corinnidae, Araneidae e Theridiidae tiveram maior associação com o reflorestamento que sofreu queima em 2001 (RF). A família Gnaphosidae apresentou maior associação com a NPF (Figura 5.2), o que confirma a presença desta única família já aos 11 meses após a ocorrência do incêndio acidental nesta área (Tabela 5.2). As famílias Tetragnathidae e Amaurobiidae não apresentaram forte associação com nenhuma das áreas. A maior ou menor associação de uma determinada família de aranha de solo em cada área deve-se principalmente ao efeito benéfico de resíduos vegetais e à diversidade de serapilheira mantidos na superfície do solo, que proporcionaram um ambiente mais favorável para a sobrevivência e o estabelecimento dos grupos de invertebrados edáficos (LAWES; KOTZE; BOURQUIN, 2005).

No presente estudo, a eficiência dos métodos de coleta e a maneira como os dados ecológicos (famílias de aranhas) foram analisados estatisticamente, devem ser levados mais em conta para prever as reais mudanças funcionais, causadas pelas pressões antrópicas nas áreas com araucária. A AC indica que a maior ou menor associação de uma determinada família de aranha pode ser influenciada pelas situações de estresse, como, por exemplo, perturbações antrópicas e outros atributos. Assim, procurou-se contribuir para o conhecimento científico sobre os impactos da pressão antrópica nas famílias de aranhas de solo, a fim de que as áreas com araucária nativas sejam preservadas e se adotem mais programas de reflorestamento (veja também OXFORD; SCOTT, 2003), visando à manutenção das famílias de aranhas edáficas.

Em áreas de Floresta de Araucária impactadas ou não pela intervenção antrópica, onde os recursos são limitados, a identificação ao nível de família de aranhas foi suficiente para separar as áreas, permitindo a sua utilização como indicadores de qualidade do solo. A vantagem óbvia de se identificar as aranhas ao nível de famílias, ao

invés de espécies em áreas onde a fauna é pouco conhecida taxonomicamente, refere-se à maior facilidade e à rapidez na identificação. Alguma precaução deve ser tomada na interpretação dos dados ora apresentados, pois eles se referem somente às famílias de aranhas ativas durante o período de estudo (BRENNAN et al., 2006).

5.3 Conclusões

A presença ou a ausência de famílias de aranhas em cada área são sensíveis indicadores das intervenções antrópicas em áreas com araucária no Parque Estadual de Campos do Jordão, SP. As conclusões adicionais que podem ser feitas a partir deste estudo são:

- ✓ A abundância de famílias de aranhas e o índice de diversidade de Shannon (H) são afetados pelo método de coleta utilizado, sendo os valores destes atributos sempre superiores na floresta nativa de araucária e inferiores na área de pastagem que sofreu queima acidental;
- ✓ Considerando os dois métodos de amostragem (monólito e armadilhas de solo) encontrou-se 20 famílias de aranhas associadas com as quatro áreas com araucária. O método das armadilhas de solo foi mais eficiente, capturando 19 das 20 famílias registradas, enquanto o do monólito extraiu apenas dez destas famílias de aranhas.
- ✓ A análise de correspondência (AC) provou ser uma ferramenta importante nos estudos ecológicos de diversidade de famílias de aranhas, pois demonstrou que existe separação espacial entre as áreas estudadas e quais foram as famílias que mais se associaram com cada área;
- ✓ Sugere-se que as modificações na abundância de famílias de aranhas de solo sejam provocadas principalmente pelas intervenções antrópicas que as Florestas de Araucária vêm sofrendo nos últimos anos. As Florestas de Araucária necessitam urgentemente ser preservadas e devem ser desenvolvidas políticas públicas mais adequadas para melhor conservação das áreas com araucária que ainda restam no Brasil.

Referências

- ABBOTT, I.; BURBIDGE, T.; STREHLOW, K.; MELLICAN, A.; WILLS, A. Logging and burning impacts on cockroaches, crickets and grasshoppers, and spiders in Jarrah forest, Western Australia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.174, p.383-399, 2003.
- ANDERSON, J.M.; INGRAM, J.S.I. **Tropical soil biology and fertility**: a handbook of methods. 2nd ed. Wallingford: CAB International, 1993. 171 p.
- BACHELIER, G. **La vie animale dans les sols**. Paris: Orstom, 1963. 279 p.
- BARETTA, D.; SANTOS, J.C.P.; MAFRA, Á.L.; WILDNER, L.do.P.; MIQUELLUTI, D.J. Fauna edáfica avaliada por armadilhas e catação manual afetada pelo manejo do solo na região oeste catarinense. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v.2, p.97-106, 2003
- BARREIROS, J.A.P.; PINTO-DA-ROCHA, R.; BONALDO, A.B. Abundância e fenologia de *Cryptocellus simonis* Hansen & Sørensen, 1904 (Ricinulei, Arachnida) na serapilheira do Bosque Rodrigues Alves, Belém, Pará, Brasil, com a comparação de três técnicas de coleta. **Biota Neotropica**, Campinas, v.5, p.69-77, 2005.
- BENATI, K.R.; SOUZA-ALVES, J.P.; SILVA, E.A.; PERES, M.C.L.; COUTINHO, É.O. Aspectos comparativos das comunidades de aranhas (Araneae) em dois remanescentes de Mata Atlântica do Estado da Bahia, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v.5, p.79-87, 2005.
- BRENNAN, K.E.C.; MAJER, J.D.; MOIR, M.L. Refining sampling protocols for inventorying invertebrate biodiversity: influence of drift-fence length and Pitfall trap diameter on spiders. **Journal of Arachnology**, Lubbock, v.33, p.681-702, 2005.
- BRENNAN, K.E.C.; ASHBY, L.; MAJER, J.D.; MOIR, M.L.; KOCH, J.M. Simplifying assessment of forest management practices for invertebrates: How effective are higher taxon and habitat surrogates for spiders following prescribed burning? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.231, p.138-154, 2006.
- BRESCOVIT, A.D. Araneae. In: BRANDÃO, C.R.F.; VASCONCELOS, E.M. **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil**: síntese do conhecimento ao final do século XX. São Paulo: FAPESP, 1999. p.45-56.
- BRESCOVIT, A.D.; BONALDO, A.B.; BERTANI, R.; RHEIMS, C.A. Araneae. In: **Amazonian Arachnida and Myriapoda. Identification keys to all classes, orders, families, some genera, and lists of known terrestrial species**. ADIS, J. (Org.) Moscow: Pensoft Publisher, 2002. p.303-343.
- CANDIANI, D.F.; INDICATTI, R.P.; BRESCOVIT, A.D. Composição de diversidade da araneofauna (Araneae) de serapilheira em três ecossistema urbanas na cidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v.5, p.111-123, 2005.

DUMPERT, K.; PLATEN, R. Zur Biologie eines Buchenwaldbodens 4. Die Spinnenfauna. **Carolinea**, Paris, v.42, p.75-106, 1985.

HARRIS, I.D. **The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity**. Chicago: University of Chicago, 1984. p. 229.

INDICATTI, R.P.; CANDIANI, D.F.; BRESCOVIT, A.D.; JAPYASSÚ, H.F. Diversidade de aranhas (Arachnida, Araneae) de solo na Bacia do Reservatório do Guarapiranga, São Paulo, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v.5, p.151-162, 2005.

KEYSERLING, E. **Die Spinnen Amerikas. Theridiidae**. Nürnberg, v.2, p.1-295, 1886.

LAWES, M.J.; KOTZE, D.J.; BOURQUIN, S.L. Epigeic invertebrates as Potential Ecological Indicators of Afromontane Forest Condition in South Africa. **Biotropica**, Washington, v.37, p.109-118, 2005.

MOREIRA, M.; BARETTA, D.; TSAI, S.M.; CARDOSO, E.J.B.N. Spore density and root colonization by arbuscular fungi in preserved or disturbed *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. ecosystems. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.63, p.380-385, 2006.

ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1983. 434 p.

OXFORD, G.S.; SCOTT, A.G. The spider fauna of Askham Bog, York, and the assessment of conservation value. **Naturalist**, Bradford, v.128, p.157-170, 2003. p.97-106, 2003.

PETRAITIS, P.S.; LATHAM, R.E.; NIESENBAUM, R.A. The maintenance of species diversity by disturbance. **Quarterly Review of Biology**, New York, v.64, p.393-418, 1989.

PINKUS-RENDÓN, M.A.; LEÓN-CORTÉS, J.L.; IBARRA-NÚÑEZ, G. Spider diversity in tropical habitat gradient in Chiapas. Mexico. **Diversity and Distributions**, Oxford, v.12, p.61-69, 2006.

PLATNICK, N.I. **The world spider catalog, version 7.0**. Disponível em: <<http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html>>. Acesso em: 13 Jul. 2006.

RICO-G., A.; BELTRÁN, J.P.A.; ÁLVAREZ, A.D.; FLÓREZ, E.D. Diversidad de arañas (Arachnida: Araneae) en el Parque Nacional Natural Isla Gorgona, Pacífico Colombiano. **Biota Neotropica**, Campinas, v.5, p.99-110, 2005.

ROBIM, M.de.J.; PASTORE, J.A.; AGUIAR, O.T.de.; BAITELLO, J.B. Flora arbóreo arbustiva e herbácea de Parque Estadual de Campos do Jordão (SP). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v.2, p.31-53, 1990.

RODRIGUES, E.N.L. Araneofauna de serapilheira de duas áreas de uma mata de restinga no município de Capão do Leão, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v.18, p.73-92, 2005.

RUSHTON, S.P.; TOPPING, C.J.; EYRE, M.D. The habitat preferences of grassland spiders as identified using detruuded correspondence analysis (Decorama). **Bulletin of the Britich Arachnological Society**, Loughborough, v.7, p.165-170, 1987.

SAS INSTITUTE. **SAS: User's guide**: statistics. 6th ed. Cary: Institute Inc. 2002.

SCOTT, A.G.; OXFORD, G.S.; SELDEN, P.A. Epigeic spiders as ecological Indicators of conservation value for peat bogs. **Biological Conservation**, Essex, v.127, p.420-428, 2006.

TER BRAAK, C.J.F. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**, Ithaca, v.67, p.1167-1179, 1986.

TER BRAAK, C.J.F.; SMILAUER, P. **CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows**: software for canonical community ordination (version 4). New York: Microcomputer Power, 1998.

WARUI, C.M.; VILLET, M.H.; YOUNG, T.P.; JOCQUÉ, R. Influence of grazing by large mammals on the spider community of a Kenyan savana biome. **Journal of Arachnology**, Lubbock, v.33, p.269-279, 2005.

6 COLÊMBOLOS (HEXAPODA: COLLEMBOLA) COMO BIOINDICADOR DE QUALIDADE DO SOLO EM ÁREAS COM *Araucaria angustifolia*

Resumo

Não existem informações sobre a diversidade de colêmbolos associados às florestas com *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze no Brasil. Este estudo teve o objetivo de avaliar o potencial da diversidade de famílias de colêmbolos como bioindicador da qualidade do solo e para separar diferentes áreas com araucária, utilizando atributos químicos e microbiológicos do solo como variáveis explicativas. O estudo foi conduzido em quatro áreas: 1. floresta nativa com predominância de araucária (NF); 2. reflorestamento de araucária (R); 3. reflorestamento de araucária submetido a incêndio accidental (RF); e 4. pastagem natural com araucárias nativas e ocorrência de incêndio accidental (NPF). Na captura dos organismos, utilizaram-se dez armadilhas, distribuídas ao acaso em cada área, nos mesmos pontos de coleta dos atributos químicos e microbiológicos do solo. O número de colêmbolos de cada família, extraído por armadilhas (abundância), índice de diversidade de Shannon (H) e a riqueza de famílias, foram submetidos à Análise de Variância (ANOVA). A abundância de cada família de Collembola foi submetida à Análise de Componentes Principais (ACP). Considerando as quatro áreas, foram identificadas oito famílias de colêmbolos (Brachystomellidae, Entomobryidae, Hypogastruridae, Isotomidae, Katiannidae, Paronellidae, Sminthuridae e Tomoceridae). A diversidade de famílias de colêmbolos foi maior nas áreas NF e R, em comparação com as áreas RF e NPF. Os atributos químicos e microbiológicos do solo foram eficientes como variáveis explicativas, pois auxiliaram na interpretação das modificações das famílias de colêmbolos. A ACP mostrou que a identificação ao nível de família de Collembola é suficiente para separar as áreas estudadas, além de indicar quais foram às famílias de colêmbolos mais associadas a cada área, o que possibilita a sua utilização como bioindicadores de intervenções antrópicas, bem como da qualidade do solo.

Palavras chave: Mesofauna do solo; Armadilhas de solo; Indicadores de qualidade do solo; Atributos microbiológicos do solo

Abstract

Springtails (Hexapoda: Collembola) as soil quality bioindicators in areas with *Araucaria angustifolia*

There is no information about the diversity of springtails associated with *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze forests in Brazil. This study was carried out to evaluate the potential of springtail family diversity as an indicator of soil quality and to separate the different *Araucaria* areas, using soil chemical and microbiological attributes as explanatory variables. The study was conducted in four areas: 1. native forest with

predominance of *Araucaria* (NF); 2. *Araucaria* reforestation (R); 3. *Araucaria* reforestation submitted to an accidental fire (RF); and 4. native grass pasture with native *Araucaria* and submitted to an intense accidental fire (NPF). In the capture of the organisms, ten *Araucaria* trees were randomly selected and Pitfall traps were distributed around each selected *Araucaria* tree, at the same points sampled for soil chemical and microbiological attributes. The number of springtails of each family extracted per trap (abundance), Shannon's diversity index (H) and family richness in the different areas were submitted to analysis of variance (ANOVA). The abundance of springtails of each family was submitted to Principal Components Analysis (PCA). Considering the four areas, eight springtail families (Brachystomellidae, Entomobryidae, Hypogastruridae, Isotomidae, Katiannidae, Paronellidae, Sminthuridae and Tomoceridae) were identified. The diversity of springtail families was always higher in the areas NF and R, in comparison with the areas RF and NPF. The soil chemical and microbiological attributes were effective as explanatory variables, for helping in the interpretation of modifications occurring in springtail families. PCA showed that the identification at the family level for Collembola was sufficient to separate the four studied areas, and also indicated which springtail families were most associated with each area. Therefore, this variable can be considered an indicator of soil quality and of anthropogenic disturbance in these forests.

Keywords: Soil mesofauna; Pitfall traps; Soil quality indicator; Soil microbiological attributes

6.1 Introdução

Araucaria angustifolia (Bert.) O. Kuntze é uma espécie de árvore característica da floresta subtropical brasileira, sendo a principal componente da formação florestal denominada de Floresta Ombrófila Mista (Floresta de Araucária); originalmente esta ocupava cerca de 200.000 km² e hoje restam apenas 2 a 4% desta área (GUERRA et al., 2002). A crescente intervenção antrópica e o aumento da ocorrência de incêndios acidentais nas áreas com araucária no Estado de São Paulo, provocados direta ou indiretamente pela ação humana, podem contribuir para a extinção desta planta (classificada como ameaçada) e da diversidade de invertebrados a ela associada.

Os colêmbolos são pequenos artrópodes, ápteros, encontrados em todo o mundo (BELLINGER; CHRISTIANSEN; JANSSENS, 2007). Estão entre os invertebrados mais abundantes no solo, podendo sobreviver também na serapilheira, árvores, litoral marinho e na água doce (BELLINGER; CHRISTIANSEN; JANSSENS, 2007). Embora os estudos envolvendo diversidade de colêmbolos no solo tenham aumentado muito nas últimas décadas, no Brasil e no mundo (SAUTTER; SANTOS, 1991; SAUTTER et al., 1998;

CULIK; ZEPPELINI FILHO, 2003; SOUSA et al., 2004; CUTZ-POOL et al., 2007), em função do crescente interesse na compreensão dos processos ecológicos dos quais estes organismos participam nos ecossistemas, ainda temos diversas limitações como, por exemplo, a falta de taxonomistas disponíveis e de metodologias adequadas para capturar estes organismos (ZEPPELINI FILHO; BELLINI, 2004).

A utilização dos atributos químicos e microbiológicos do solo como variáveis ambientais explicativas no entendimento do funcionamento do solo, aliada a quantificação da diversidade de invertebrados edáficos como os colêmbolos é um ponto de partida importante para entender os processos ecológicos de decomposição e ciclagem de nutrientes no solo (CHAUVAT; ZAITSEV; WOLTERS, 2003; PONGE et al., 2003; CUTZ-POOL et al., 2007). A diversidade de colêmbolos tem sido usada como bioindicador de distúrbios, bem como da qualidade do solo (SAUTTER; SANTOS, 1991; CULIK; SOUSA; VENTURA, 2002; PONGE et al., 2003; CUTZ-POOL et al., 2007). Todavia, o conhecimento das interações ecológicas no solo e da diversidade de colêmbolos edáficos na Mata Atlântica é bastante escasso. Desenvolveu-se o presente estudo com o objetivo de avaliar, em áreas com araucária naturais e reflorestadas, impactadas ou não pela queima accidental, o potencial da diversidade de famílias de colêmbolos como bioindicador da qualidade do solo e para separar as áreas, com ênfase na utilização de atributos químicos e microbiológicos do solo como variáveis explicativas.

6.2 Desenvolvimento

6.2.1 Material e Métodos

O presente estudo foi conduzido no município de Campos do Jordão, SP, em quatro áreas com *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze, dentro do Parque Estadual de Campos do Jordão, distante 210 km da cidade de São Paulo, e situado a 22° 39' latitude Sul e 45° 27' longitude Oeste, com altitude média de 1519 m. O relevo é suave ondulado, com declividade média de 0,1702 m m⁻¹. O solo nas áreas estudadas é um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (Tabela 2.1, Capítulo 2). O clima da região é subtropical de altitude, mesotérmico e úmido (Köppen, Cfb). A maior precipitação pluviométrica concentra-se no verão, sendo que no mês de janeiro de 2004 ocorreram

mais de 200 mm, enquanto em setembro do mesmo ano, somente 50 mm; a temperatura média variou de 17,5 °C em fevereiro de 2004 a 12 °C em Agosto de 2004 (Figura 2.2, Capítulo 2).

As quatro áreas selecionadas foram: 1. floresta nativa com predominância de araucária, em clímax, com baixa interferência antrópica (NF); 2. reflorestamento de araucária, plantado em 1959 (R); 3. reflorestamento de araucária plantado em 1959, submetido a um incêndio acidental intenso em julho de 2001 (RF) e 4. pastagem natural com araucárias nativas (NPF), submetida a incêndio acidental intenso em setembro de 2004. Todas as áreas estão localizadas em topo-seqüência e altitudes semelhantes. A área NF é composta basicamente por *A. angustifolia* e por diversas espécies arbustivas, herbáceas e arbóreas pertencentes às famílias Aquifoliaceae, Araucariaceae, Asteraceae, Cyatheaceae, Lauraceae, Myrsinaceae, Myrtaceae, Podocarpaceae, Rhamnaceae, Rosaceae, Simaroubaceae, Solanaceae, Symplocaceae, Vochysiaceae e Winteraceae. A área R apresenta maior densidade de araucárias e várias árvores de *Podocarpus lambertii* Klotz (Podocarpaceae), das mesmas espécies da área NF. Devido ao incêndio, a área RF apresenta menor densidade de araucária (as mesmas espécies de R e NF) e um predomínio da gramínea *Aristida longiseta* (Poaceae) e da composta *Braccharis trimera* (Compositae). Devido à falta de conhecimento sobre a variabilidade dos atributos do solo nas áreas estudadas, reduziu-se a extensão de cada área (aproximadamente 0.3 ha) visando controlar algumas características críticas do local e evitar os efeitos de variáveis não controláveis.

A avaliação das variáveis explicativas (atributos químicos e microbiológicos do solo) foi realizada na primeira semana do mês de setembro de 2004 (2 horas após a queima na área NPF). Para tanto, foram escolhidas, ao acaso, dez árvores de araucária por área e sob a copa de cada uma delas, foram retiradas três subamostras de solo na profundidade de 0-20 cm. Para as análises, as amostras foram homogeneizadas e passadas em peneira com malha de 2 mm. Uma subamostra foi retirada (em agosto de 2004), para determinação dos seguintes atributos químicos do solo: pH em CaCl_2 , matéria orgânica (Método Walkey-Black), teores de fósforo (Resina), de potássio, de cálcio e magnésio trocáveis, conforme metodologia descrita em Raij et al. (2001). O

carbono da biomassa microbiana (CBM) foi determinado pelo método da fumigação-extração (VANCE; BROOKS; JENKINSON, 1987). O carbono orgânico total (COT) do solo foi estimado por oxidação úmida com dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_4$) e ácido sulfúrico (H_2SO_4), conforme proposto por Raij et al. (2001). A partir dos resultados de CBM e COT, foi calculada a relação entre as duas características (ANDERSON, 1994). A atividade microbiana foi avaliada pela determinação da respiração basal ($C-CO_2$) em 50g de amostra de solo (ALEF; NANNIPIERI, 1995). Utilizaram-se os resultados de $C-CO_2$ e do CBM para calcular o quociente metabólico (qCO_2), conforme proposto por Anderson e Domsch (1993).

A captura dos colêmbolos foi realizada na mesma época da coleta de solo das variáveis explicativas (primeira semana do mês de setembro de 2004). Na captura dos colêmbolos, utilizaram-se armadilhas do tipo “Trampas de Tretzel” (pitfall traps), constituídas por frascos de vidro com 6 cm de diâmetro, enterrados no solo com a extremidade vazada nivelada com a superfície do solo (Figura 6.1A), permanecendo no local por 3 dias (BACHELIER, 1963). Nas armadilhas foram colocados 200 mL de solução detergente, na concentração de 2,5%. Dez armadilhas foram instaladas, ao acaso, em cada área, em torno das mesmas árvores de coleta dos atributos químicos e microbiológicos do solo. Após a retirada das armadilhas, as amostras foram passadas em peneiras com malhas de 0,20, 0,15 e 0,10 mm, para separar o solo e os fragmentos vegetais (Figura 6.1B), e os animais foram conservados em recipientes com tampa em solução de álcool etílico (Figura 6.1C). No laboratório, os colêmbolos foram separados e identificados (Figura 6.1D), com auxílio de literatura específica (ZEPPELINI FILHO; BELLINI, 2004; BELLINGER; CHRISTIANSEN; JANSSENS, 2007). Como os taxonomistas brasileiros especializados são escassos, os colêmbolos somente foram identificados até o nível de família, em alguns casos chegando a gênero. Parte das identificações foi realizada na Universidade de Coimbra (Portugal), durante o período de estágio no Exterior.

Análise estatística

A partir do resultado do número de organismos de cada família capturados em cada armadilha (abundância) foram obtidos o índice de diversidade de Shannon (H) e a riqueza de famílias (ODUM, 1983; MAGURRAN, 1988). Os atributos ecológicos (abundância, H e riqueza de famílias) foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias comparadas por meio do teste de LSD ($P < 0,05$), utilizando-se o programa estatístico SAS versão 8.2 (SAS, 2002). A abundância de famílias nas diferentes áreas foi utilizada para a obtenção do comprimento do gradiente (ACD) e, como este foi menor do que três (resposta linear), optou-se pela Análise de Componentes Principais (ACP), usando o programa CANOCO versão 4.0 (TER BRAAK; SMILAUER, 1998). Os atributos químicos (pH, MO, P, K, Ca e Mg) e microbiológicos do solo (CBM, C-CO₂, relação CBM:COT e qCO₂) foram utilizados posteriormente na ACP como variáveis explicativas das modificações das famílias de Collembola (TER BRAAK; SMILAUER, 1998; SOUSA et al., 2004).

Figura 6.1 – Desenho esquemático da armadilha enterrada no solo (A), detalhe das peneiras (B), conservação (C) e da lupa utilizada na identificação (D)

6.2.2 Resultados e Discussão

Abundância de famílias de colêmbolos

Considerando as quatro áreas com araucária, foi extraído um total de 742 colêmbolos, distribuídos em oito famílias (Brachystomellidae, Entomobryidae, Hypogastruridae, Isotomidae, Katiannidae, Paronellidae, Sminthuridae e Tomoceridae). As áreas NF e R não apresentaram diferença ($P < 0,05$) na riqueza de famílias de colêmbolos, com sete e seis famílias, respectivamente (Tabela 6.1). A menor riqueza de famílias de colêmbolos foi encontrada nas áreas RF e NPF, ambas com quatro famílias, sendo estas duas áreas consideradas perturbadas, especialmente por não manter a mesma riqueza da área NF (Tabela 6.1). Tendência semelhante foi encontrada para os valores do índice de diversidade de Shannon (H), o qual foi maior na área NF (1,73), não diferindo entre si as áreas R (1,43) e RF (1,33), e menor na NPF (0,93).

As modificações nos atributos ecológicos pode ser resultado de uma série de fatores, como a heterogeneidade de hábitat, diferenças na riqueza de plantas das áreas, alterações climáticas, alterações químicas e microbiológicas do solo (CHAUVAT; ZAITSEV; WOLTERS, 2003; PONGE et al., 2003; SOUSA et al., 2004; CUTZ-POOL et al., 2007), além de distúrbios provocados pelas intervenções antrópicas que as áreas vêm sofrendo nos últimos anos (ODUM et al., 1983). As florestas nativas, de uma maneira geral, possuem maior heterogeneidade de hábitat e são capazes de suportar maior diversidade de colêmbolos (CHAUVAT; ZAITSEV; WOLTERS, 2003; SOUSA et al., 2004).

Na Tabela 6.1 e Figura 6.2 observaram-se que a presença ou ausência de determinada família de Collembola nas quatro áreas estudadas foi bastante variável, aparentemente não apresentando uma regra lógica. Nas áreas NPF, RF e NF a família Entomobryidae apresentou uma alta abundância, dominando em relação às outras famílias. Já na área R a família Sminthuridae dominou, mas não foi capturada na área NPF (Figura 6.2). As demais famílias apresentaram menores valores de abundância nas quatro áreas. Assim fica evidente, que as áreas apresentaram grande variabilidade em termos da distribuição da abundância e da diversidade de famílias de colêmbolos.

Alguns autores sugerem que a diversidade da estrutura da cobertura vegetal pode influenciar na variabilidade da distribuição de comunidades de colêmbolos edáficos (SAUTTER et al., 1998; CHAUVAT; ZAITSEV; WOLTERS, 2003; PONGE et al., 2003).

Tabela 6.1 - Abundância de famílias de Collembola (nº total de colêmbolos de cada família) em Florestas de Araucária nativa (NF), introduzida (R), introduzida impactada (RF) e área de pastagem natural com araucárias nativas impactada pela queima acidental (NPF). Campos do Jordão, SP, agosto de 2004. (n= 10)

Famílias de Collembola	NF	R	RF	NPF
Hypogastruridae	-(¹)	-	-	-
<i>Hypogastrura</i> sp.	1	-	-	2
<i>Hypogastruridae</i> sp. 1	3	-	-	-
Brachystomellidae	-	-	-	-
<i>Brachystomella</i> sp.	-	-	-	4
Isotomidae	-	-	-	-
<i>Isotoma</i> sp.	8	4	13	2
<i>Isotomidae</i> sp. 1	4	-	-	27
Entomobryidae	-	-	-	-
<i>Entomobryidae</i> sp. 1	10	11	1	160
<i>Entomobryidae</i> sp. 2	-	2	-	6
<i>Entomobryidae</i> sp. 3	5	1	23	-
<i>Lepidocyrtus</i> sp. 1	11	5	15	224
<i>Lepidocyrtus</i> sp. 2	19	8	24	3
Paronellidae	-	-	-	-
<i>Paronellidae</i> sp. 1	26	4	10	-
<i>Paronellidae</i> sp. 2	1	-	1	-
Katiannidae	10	4	-	-
Tomoceridae	8	3	-	-
Sminthuridae	-	-	-	-
<i>Sminthuridae</i> sp. 1	3	34	14	-
<i>Sminthuridae</i> sp. 2	5	5	1	-
<i>Sminthuridae</i> sp. 3	1	15	-	-
<i>Sminthuridae</i> sp. 4	-	-	1	-
Abundância de colêmbolos extraídos (D.P.= ± 8,94)	115 b	96 b	103 b	428 a
Riqueza de famílias (D.P. = ± 1,93)	7 a	6 ab	4 b	4 b
Índice de diversidade de Shannon (D.P. = ± 0,28)	1,73 a	1,43 b	1,33 b	0,93 c

(¹) - : Ausência de colêmbolos. D.P.: Desvio Padrão. Médias seguidas pela mesma letra na linha, não diferem entre si pelo teste LSD ($P < 0,05$)

A abundância total de colêmbolos foi maior na área NPF (428 colêmbolos) e menor nas áreas NF (115 colêmbolos), RF (103 colêmbolos) e R (96 colêmbolos), não sendo estas três últimas áreas diferentes entre si (Tabela 6.1). Embora Collembola seja um grupo ubíquo, pouco se sabe sobre a abundância de famílias de colêmbolos no Brasil (ZEPPELINI FILHO; BELLINI, 2004). Sugere-se para os trabalhos futuros de diversidade de Collembola, além da utilização de armadilhas, o emprego de métodos de

amostragens complementares, como a coleta de solo e extração com funil de Tullgren, visando à extração de uma maior diversidade de famílias (CULIK; SOUSA; VENTURA, 2002; CULIK; ZEPPELINI FILHO, 2003; ZEPPELINI FILHO; BELLINI, 2004; CUTZ-POOL et al., 2007).

Figura 6.2 - Frequência relativa (%) das famílias de Collembola coletadas pelo método de armadilhas (Pitfall traps), discriminando Florestas de Araucária nativa (NF), introduzida (R), introduzida impactada (RF) e área de pastagem natural com araucárias nativas impactadas pela queima acidental (NPF). Campos do Jordão, SP, em setembro de 2004

Análise de Componentes Principais (ACP)

O resultado da ACP demonstrou, por meio da relação entre a componente principal 1 (CP 1) e a componente principal 2 (CP 2), que houve separação entre as quatro áreas com araucária estudadas. Essa variabilidade dos dados foi explicada em 31,2% pela CP 1 e 24,0% pela CP 2, totalizando 55,2% da variabilidade total dos dados de abundância de famílias de colêmbolos (Figura 6.3). A terceira componente principal (CP 3) explicou apenas 15,8% da variabilidade total e foi desconsiderada no presente

estudo. Ainda, pôde-se visualizar a maior ou menor associação de cada família de Collembola em cada área com araucária, por meio dos valores absolutos de cada variável (família de Collembola) no lado positivo ou negativo das CP 1 e CP 2. A área R caracterizou-se por apresentar uma maior abundância de colêmbolos da família Sminthuridae e uma baixa abundância das famílias Isotomidae, Brachystomellidae e Entomobryidae, em comparação com as demais áreas estudadas. Já a área RF, comparada às outras áreas, não apresentou forte associação com nenhuma família de Collembola, pois ficou disposta no centro da figura (valores próximos à zero).

Figura 6.3 - Relação entre a componente principal 1 (CP 1) e a componente principal 2 (CP 2), discriminando Florestas de Araucária nativa (NF: ●), introduzida (R: ■), introduzida impactada (RF: ◆) e área de pastagem natural com araucárias nativas impactada pela queima acidental (NPF: ▨), famílias de colêmbolos (—→) e as variáveis químicas e microbiológicas explicativas (- - →). Campos do Jordão, SP, agosto de 2004. pH: Potencial hidrogeniônico; MO: Matéria Orgânica; P: Fósforo; K: Potássio; Ca: Cálcio; Mg: Magnésio; CBM: Carbono da Biomassa Microbiana; C-CO₂: respiração basal; CBM:COT: relação CBM: Carbono Orgânico Total; qCO₂: quociente metabólico

As famílias Paronellidae, Katiannidae e Tomoceridae apresentaram maior associação com a área NF, enquanto as famílias Brachystomellidae, Isotomidae e Entomobryidae apresentaram associação com a área NPF (Figura 6.3). A área NF caracterizou-se por apresentar maiores valores dos atributos microbiológicos CBM e C-CO₂, e químicos MO, P, Ca e Mg, em relação às outras áreas (Figura 6.3), o que pode ter favorecido a maior diversidade de famílias (CUTZ-POOL et al., 2007). O CBM não é um componente isolado no solo; ao contrário, interage estreitamente com muitos componentes biológicos, inclusive com os níveis tróficos mais elevados, como as populações de colêmbolos (HANLON, 1981; WARDLE; HUNGRIA, 1994). A área NPF, ao contrário da área NF, apresentou maiores valores de pH e de qCO₂, em comparação às outras áreas. Esse comportamento já foi discutido anteriormente, no Capítulo 3.

Maiores valores de qCO₂ indicam maiores perdas de C na área NPF na forma de CO₂ por unidade de C microbiano, enquanto as áreas NF, R e RF, ao contrário, apresentaram menores valores de qCO₂ e, portanto, são sistemas mais sustentáveis, com menores perdas de C. O valor do pH do solo tem sido reportado como atributo químico que modifica a comunidade de colêmbolos (LORANGER et al., 2001). Assim, evidenciou-se que alterações nos atributos químicos e microbiológicos do solo causam modificações na abundância das famílias de colêmbolos, conforme discutido por vários autores (LORANGER et al., 2001; PONGE et al., 2003; SOUSA et al., 2004; CUTZ-POOL et al., 2007).

A partição da variabilidade dos dados pela Análise de Redundância (não apresentada), demonstrou que as variáveis ambientais explicativas utilizadas no presente estudo (químicas e microbiológicas do solo), apresentaram um grande potencial dentro dos estudos de ecologia do solo, pois explicaram 39,7% da variabilidade dos dados, sendo 54,5% deste valor explicado pelo CP 1. Assim, as variáveis ambientais devem ser mais utilizadas como explicativas na ACP, procurando auxiliar na interpretação das interações ecológicas entre as comunidades de Collembola no solo.

A ACP mostrou, além da separação espacial das áreas estudadas, que houve diferenças na distribuição das famílias de colêmbolos (Figura 6.3), sendo algumas famílias mais sensíveis às interferências antrópicas que as áreas vêm sofrendo nos

últimos anos. Dessa forma, a identificação ao nível de família para o grupo Collembola apresenta potencial para ser utilizada como indicador de distúrbios, o que possibilita utilização de colêmbolos como bioindicador da qualidade do solo (SAUTTER; SANTOS, 1991; PONGE et al., 2003; CUTZ-POOL et al., 2007). Sabe-se que a maior ou menor sensibilidade de cada família em cada área se deve, dentre outros fatores, às condições climáticas (sazonais), ao tipo de manejo das florestas, histórico das áreas, condições químicas e microbiológicas do solo, além de outros efeitos, como maior quantidade e qualidade dos resíduos vegetais (serapilheira), que proporcionam um ambiente mais ou menos favorável para a sobrevivência das famílias de colêmbolos (CHAUVAT; ZAITSEV; WOLTERS, 2003; PONGE et al., 2003; CUTZ-POOL et al., 2007). Essas informações ainda complementam as evidências de que a ocorrência da queima e a intervenção antrópica nas áreas com araucária podem trazer efeitos negativos drásticos nos atributos químicos e microbiológicos do solo.

6.3 Conclusões

Observaram-se as seguintes inferências dos dados ora apresentados:

- ✓ Considerando as quatro áreas com araucária, foram encontradas oito famílias de colêmbolos (Brachystomellidae, Entomobryidae, Hypogastruridae, Isotomidae, Katiannidae, Paronellidae, Sminthuridae e Tomoceridae);
- ✓ As famílias de colêmbolos são sensíveis às intervenções antrópicas em áreas com araucária, o que possibilita a sua utilização como bioindicadores de distúrbios, bem como da qualidade do solo;
- ✓ A floresta nativa de araucária proporciona melhores condições edáficas para o desenvolvimento de uma maior diversidade de famílias de colêmbolos, em comparação às áreas que sofreram maiores interferências antrópicas, especialmente à área de pastagem que sofreu queima accidental;
- ✓ A ACP é uma importante ferramenta multivariada no estudo de bioindicadores de qualidade do solo, pois permite utilizar atributos químicos e microbiológicos do solo como variáveis ambientais explicativas, o que auxilia na interpretação dos dados ecológicos.

Referências

ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (Ed.). **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. London: Academic Press, 1995. 576 p.

ANDERSON, T.H. Physiological analysis of microbial communities in soil: applications and limitations. In: RITZ, K.D.; GILLER, K.E. (Ed.). **Beyond de biomass**. London: British Society of Soil Science, 1994, p.67-76.

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K.H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environment conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.25, p.393-395, 1993.

BACHELIER, G. **La vie animale dans les sols**. Paris: Orstom, 1963. 279 p.

BELLINGER, P.F.; CHRISTIANSEN, K.A.; JANSSENS, F. **Checklist of the Collembola of the World**. Disponível em: <<http://www.collembola.org.htm>>. Acesso em: 20 fev. 2007.

CHAUVAT, M.; ZAITSEV, A.S.; WOLTERS, V. Successional changes of Collembola and soil microbiota during forest rotation. **Oecologia**, Heidelberg, v.137, p.269-276, 2003.

CULIK, M.P.; ZEPPELINI FILHO. Diversity and distribution of Collembola (Arthropoda: Hexapoda) of Brazil. **Biodiversity and Conservation**, Heidelberg, v.12, p.1119-1143, 2003.

CULIK, M.P.; SOUSA, J.L.de.; VENTURA, J.A. Biodiversity of Collembola in tropical agricultural environments of Espírito Santo, Brasil. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.21, p.49-58, 2002.

CUTZ-POOL, L.Q.; PALACIOS-VARGAS, J.G.; CASTAÑO-MENESES, G.; GARCÍA-CALDERÓN, N.E. Edaphic Collembola from two agroecosystems with contrasting irrigation type in Hidalgo State, México. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.36, p.46-52, 2007.

GUERRA, M.P.; SILVEIRA, V.; REIS, M.S.; SCHNEIDER, L. Exploração, manejo e conservação da araucária (*Araucaria angustifolia*). In: SIMÕES, L.L.; LINO, C.F. (Ed.). **Sustentável Mata Atlântica: a exploração de seus recursos florestais**. São Paulo: SENAC, 2002. p.85-102.

HANLON, R.D. Influences of grazing by Collembola on the activity of senescent fungal colonies on media of different nutrient concentrations. **Oikos**, Blackwell, v.36, p.362-367, 1981.

LORANGER, G.; BANDYOPADHYAYA, L.; RAZAKA, B.; PONGE, J.F. Does soil acidity explain altitudinal sequences in collembolan communities? **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.33, p.381-393, 2001.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton: University Press, 1988. 179 p.

ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1983. 434 p.

PONGE, J.F.; GILLET, S.; DUBS, F.; FEDOROFF, E.; HAESE, L.; SOUSA, J.P.; LAVELLE, P. Collembolan communities as bioindicators of land use intensification. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.35, p.813-826, 2003.

RAIJ, B.; QUAGGIO, J.A.; CANTARELLA, H.; ANDRADE, J.C. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2001. 285 p.

SAS INSTITUTE. **SAS: User's guide: statistics**. 6th ed. Cary: Institute Inc. 2002.

SAUTTER, K.D.; SANTOS, H.R. Recuperação de solos degradados pela mineração de xisto, tendo como bioindicadores insetos da Ordem Collembola. **Revista do Setor de Ciências Agrárias**, Curitiba, v.11, p.85-91, 1991.

SAUTTER, K.D.; MOTTA NETO, J.A.; MORAES, A.; SANTOS, H.R.; RIBEIRO JUNIOR, P.J. População de Oribatei e Collembola em pastagens na recuperação de solos degradados pela mineração do xisto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.33, p.1509-1513, 1998.

SOUSA, J.P.; GAMA, M.M. da.; PINTO, C.; KEATING, A.; CALHÔA, F.; LEMOS, M.; CASTRO, C.; LUZ, T.; LEITÃO, P.; DIAS, S. Effects of land-use on Collembola diversity patterns in a Mediterranean landscape. **Pedobiologia**, Jena, Alemanha, v.48, p.609-622, 2004.

TER BRAAK, C.J.F.; SMILAUER, P. **CANOCO Reference manual and user's guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (Version 4)**. Microcomputer Power, New York, 1998. 352 p.

VANCE, E.D.; BROOKS, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.19, p.703-707, 1987.

WARDLE, D.A.; HUNGRIA, M.A. A biomassa microbiana do solo e sua importância nos ecossistemas terrestres. In: ARAÚJO, R.S.; HUNGRIA, M. (Ed.). **Microrganismos de importância agrícola**. Brasília: EMBRAPA, 1994. p.193-216.

ZEPPELINI FILHO, D.; BELLINI, B.C. **Introdução ao estudo dos Collembola**. João Pessoa: Editora da UFPB, 2004. 82 p.

Considerações finais

A fauna do solo pode ser usada como indicadora da qualidade do solo, pois mostra-se sensível às perturbações no ambiente, além de ser fácil e econômica de medir, auxiliando na tomada de decisões para um manejo ecológico mais sustentável do solo das áreas com araucária. Sua relação com as diferentes variáveis químicas e microbiológicas do solo, aliada à quantidade de cobertura vegetal (serapilheira) é uma excelente ferramenta para avaliação e monitoramento da qualidade ambiental em áreas com araucária sob diferentes níveis de conservação.

A presença ou a ausência de espécies de minhocas, famílias de aranhas e de colêmbolos são sensíveis indicadores das intervenções antrópicas em áreas com araucária, com grande potencial indicador da qualidade do solo. Os valores de abundância e diversidade de minhocas e de aranhas também são afetados pelo método de coleta utilizado.

As diferentes técnicas de análise multivariada (AC, ACP, ACC e ACD) mostram-se ferramentas úteis para avaliação de indicadores da qualidade do solo. A aplicação da taxa de discriminação paralela (TDP), que é resultado da análise canônica discriminante, demonstrou ser uma poderosa ferramenta para a escolha de indicadores de qualidade do solo, pois indica quais são os principais atributos biológicos responsáveis pela separação entre as áreas, sendo estes considerados bons indicadores das perturbações que ocorrem nas áreas com araucária. Eliminando-se o efeito da colinearidade dos dados, o coeficiente TDP pode ser usado para avaliar a qualidade do solo em áreas de araucária, pois é fácil de medir, rápido e muito eficiente para identificar quais atributos edáficos são mais sensíveis às perturbações no ambiente.

Com este estudo conclui-se que não é necessário avaliar muitos atributos edáficos para separar as áreas. Dos vários atributos analisados, somente os grupos Diplopoda, Chilopoda, Isoptera, Araneae, Oligochaeta, biomassa total da macrofauna e índice de diversidade de Shannon aplicado à macrofauna foram responsáveis por praticamente toda a separação entre as áreas, sendo bons indicadores das modificações que ocorrem nos ecossistemas com araucária. Das variáveis ambientais, somente a matéria seca total da serapilheira, teores de P e os atributos microbiológicos,

especialmente carbono da biomassa microbiana e respiração basal, contribuíram efetivamente para separar as áreas.

Do ponto de vista prático, o estudo de indicadores da qualidade ambiental é muito importante porque identifica, através de análises multivariadas, os atributos do solo que mais respondem aos diferentes tipos de manejo e permite fazer uma estimativa da dinâmica dos processos edáficos, como decomposição e mineralização, além de identificar o nível de intensidade das perturbações antrópicas. Também permite economizar tempo e dinheiro com aqueles atributos edáficos que não contribuem ou não respondem às perturbações no ambiente.

Seria desejável complementar estes estudos por meio da inclusão de outros atributos físicos, químicos e biológicos do solo e medir estes parâmetros com vários métodos em outros ecossistemas sob diferentes estados de conservação, a fim de validar o potencial indicador de cada um desses atributos.

ANEXOS

ANEXO A - Densidade (indivíduos por metro quadrado) dos grupos mais freqüentes de organismos da macrofauna invertebrada do solo, nas Florestas de Araucária nativa (NF), introduzida (R), introduzida impactada (RF) e área de pastagem natural com araucárias nativas impactada pela queima acidental (NPF), na região de Campos do Jordão, SP, em setembro de 2004 (n=10)

Grupos mais freqüentes da macrofauna	NF	R	RF	NPF
Oligochaeta ⁽¹⁾	8	0	6	2
Formicidae	301	85	91	283
Isoptera	65	67	520	257
Coleoptera	319	193	207	304
<i>Diloboderus</i> sp.	16	28	41	31
Enchytraeidae	165	12	55	0
Diptera (não edáfico)	28	107	169	44
Lepidoptera	0	4	0	8
Araneae ⁽²⁾	74	6	35	2
Chilopoda	111	55	12	4
<i>Geophilomorpha</i> sp.	43	33	18	0
<i>Cryptopinae</i> sp.	6	8	0	0
Diplopoda	32	0	0	0
<i>Diplopoda</i> sp. 1	11	0	0	0
Opiliona	6	0	0	0
Blattodea	0	4	11	4
Homoptera	4	0	0	0
Mollusca	9	0	0	0
Dermaptera	0	4	4	0
Pseudoescorpionida	0	4	4	4
Phasmatodea	4	0	0	0
Outros ⁽³⁾	291	159	264	256

⁽¹⁾Maiores detalhes podem ser obtidos no Capítulo 4; ⁽²⁾A lista das famílias de aranhas pode ser visualizada no Capítulo 5; ⁽³⁾Outros= somatório dos grupos de organismos menos freqüentes.

ANEXO B - Densidade (indivíduos por metro quadrado) dos grupos mais freqüentes de organismos da macrofauna invertebrada do solo, nas Florestas de Araucária nativa (NF), introduzida (R), introduzida impactada (RF) e área de pastagem natural com araucárias nativas impactada pela queima acidental (NPF), na região de Campos do Jordão, SP, fevereiro de 2005 (n= 10)

Grupos mais freqüentes da macrofauna		NF	R	RF	NPF
Oligochaeta ⁽¹⁾		10	2	8	2
Formicidae		76	69	93	236
Isoptera		214	11	77	397
Coleoptera		286	140	205	183
	<i>Diloboderus</i> sp.	28	12	47	9
Enchytraeidae		91	4	19	22
Diptera (não edáfico)		60	24	49	41
Lepidoptera		0	0	0	21
Araneae ⁽²⁾		44	20	25	6
Chilopoda		129	96	28	17
	<i>Geophilomorpha</i> sp.	110	44	31	12
	<i>Otostigmus cavalcantii</i> (BÜCHERL, 1939)	0	0	3	0
	<i>Cryptopinae</i> sp.	3	0	0	0
Diplopoda		0	0	0	0
	<i>Diplopoda</i> sp. 1	70	22	0	0
Opiliona		0	0	0	0
	<i>Opilião</i> sp. 1	7	0	0	0
	<i>Opilião</i> sp. 2	3	0	0	0
Blattodea		4	0	4	0
Orthoptera		4	0	0	0
Diplura		9	4	4	0
Dermaptera		0	0	4	0
Outros ⁽³⁾		310	130	172	202

⁽¹⁾Maiores detalhes podem ser obtidos no Capítulo 4; ⁽²⁾A lista das famílias de aranhas pode ser visualizada no Capítulo 5; ⁽³⁾Outros= somatório dos grupos de organismos menos freqüentes.

ANEXO C - Densidade (indivíduos por metro quadrado) dos grupos mais freqüentes de organismos da macrofauna invertebrada do solo, nas Florestas de Araucária nativa (NF), introduzida (R), introduzida impactada (RF) e área de pastagem natural com araucárias nativas impactada pela queima acidental (NPF), na região de Campos do Jordão, SP, em agosto de 2005 (n= 10)

Grupos mais freqüentes da macrofauna	NF	R	RF	NPF
Oligochaeta ⁽¹⁾	6	0	6	0
Formicidae	292	108	110	56
Isoptera	156	283	163	647
Coleoptera	247	39	192	174
<i>Diloboderus</i> sp.	4	0	36	20
Enchytraeidae	8	4	4	0
Diptera (não edáfico)	48	12	20	22
Lepidoptera	0	0	0	4
Araneae ⁽²⁾	42	6	36	8
Chilopoda	80	52	52	4
<i>Geophilomorpha</i> sp.	159	74	29	3
<i>Otostigmus scabricauda</i> (HUMBERT; SAUSSURE, 1870)	0	0	4	0
<i>Cryptopinae</i> sp.	4	0	0	0
Diplopoda	46	0	13	0
<i>Diplopoda</i> sp.	8	0	0	0
Griloblattodea	0	0	4	0
Blattodea	0	4	4	0
Diplura	4	0	9	0
Pseudoescorpionida	4	11	0	0
Outros ⁽³⁾	306	107	150	276

⁽¹⁾ Maiores detalhes podem ser obtidos no Capítulo 4; ⁽²⁾ A lista das famílias de aranhas pode ser visualizada no Capítulo 5; ⁽³⁾ Outros= somatório dos grupos de organismos menos freqüentes.