

Número: 118/2010



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

GERSON CATANOZI

ANÁLISE ESPACIAL DA MACROFAUNA EDÁFICA SOB
DIFERENTES CONDIÇÕES AMBIENTAIS DOS TRÓPICOS
ÚMIDOS

Tese apresentada ao Instituto de Geociências como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências na área de Análise Ambiental e Dinâmica Territorial.

Orientador: Prof. Dr. CARLOS ROBERTO ESPINDOLA

CAMPINAS – SÃO PAULO

Fevereiro / 2010

Catálogo na Publicação elaborada pela Biblioteca do Instituto de Geociências/UNICAMP

C28a Catanozi, Gerson.
Análise espacial da macrofauna edáfica sob diferentes condições ambientais dos trópicos úmidos / Gerson Catanozi-- Campinas,SP.: [s.n.], 2010.

Orientador: Carlos Roberto Espindola.
Tese (doutorado) Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Geociências.

1. Macrofauna de solos. 2. Solo – Manejo. 3. Solos - Recuperação. 4. Áreas degradadas. I. Espíndola, Carlos Roberto. II. Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Geociências. III. Título.

Título em inglês: Spacial analysis of edaphic macrofauna under different environmental conditions in humid tropics.

Keywords: - Soil animals
- Soil - Management;
- Soil restoration
- Recovery of degraded areas.

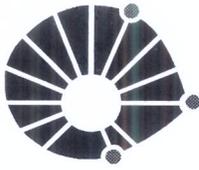
Área de concentração: Análise Ambiental e Dinâmica Territorial

Titulação: Doutor em Ciências.

Banca examinadora: - Carlos Roberto Espindola;
- Archimides Perez Filho;
- Manoel Baltazar;
- Mariella Camardelli Uzêda;
- Regina Márcia Longo.

Data da defesa: 19/02/2010

Programa de Pós-graduação em Geografia.



UNICAMP

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA
ÁREA DE ANÁLISE AMBIENTAL E DINÂMICA TERRITORIAL**

AUTOR: Gerson Catanozi

“Análise Espacial da Macrofauna Edáfica sob Diferentes Condições Ambientais dos Trópicos Úmidos”

ORIENTADOR: Prof. Dr. Carlos Roberto Espíndola

Aprovada em: 19 / 02 / 2010

EXAMINADORES:

Prof. Dr. Carlos Roberto Espíndola _____ - Presidente

Prof. Dr. Archimedes Perez Filho _____

Prof. Dr. Manoel Baltasar Baptista da Costa _____

Profa. Dra. Regina Márcia Longo _____

Dra. Mariella Carmadelli Uzêda. _____

Campinas, 19 de fevereiro de 2010

A natureza não faz nada em vão.

ARISTÓTELES (384 a.C. – 322 a.C.)

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que de alguma forma contribuíram para a elaboração desse trabalho e especialmente:

Ao Professor Doutor Carlos Roberto Espindola, pela amizade, orientação e incentivo aos estudos de doutoramento.

Ao Instituto de Geociências da Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, pela oportunidade de ingresso e conclusão do curso de doutorado.

Aos Professores Doutor Archimedes Perez Filho e Doutora Regina Célia de Oliveira, pelas importantes contribuições quando do Exame de Qualificação deste Doutorado e, particularmente, ao primeiro, então responsável pela disciplina de *Seminários* do curso de Doutorado em Geografia do IGE/UNICAMP.

À Professora Doutora Regina Márcia Longo e ao Doutor Admilson Írio Ribeiro por viabilizarem o acesso à Flona Jamari em Rondônia, importante etapa experimental.

Ao Marco Michele Bertalot-Bay, diretor de pesquisas e cursos do Instituto ELO, por possibilitar hospedagem e acesso às áreas de coleta sob manejo biodinâmico na Chácara Somé.

Ao Professor Doutor Roberto Antonio Colenci, diretor da Faculdade de Tecnologia – FATEC Botucatu, por disponibilizar o acesso às áreas do Campus para coletas.

À Professora Doutora Adriana Maria de Aquino, pesquisadora da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA – Agrobiologia, pelas orientações de caráter metodológico e logístico.

Ao Doutor Jayme Vita Roso, proprietário da RPPN Sítio Curucutu Parques Ambientais, que, por mediação da aluna e integrante da Guarda Civil Metropolitana de São Paulo Fátima Aparecida Neves Ribeiro, permitiu o acesso às áreas de Mata Atlântica.

A Ana Célia Terra, aluna sempre diligente, e a seus familiares, por colaborarem com as amostras obtidas em Uruará/PA.

Ao Professor Doutor Carlos Henrique de Mesquita do CTR / IPEN, pela valiosa participação com a análise estatística e parte das interpretações e reflexões decorrentes da mesma.

À sempre obsequiosa Valdirene Pinotti, Secretária de Pós Graduação do IGE/UNICAMP, pela pronta atenção em todos os momentos em que sua participação e eficiência se fizeram necessárias.

Ao Professor Cláudio I. D. Cintra, colega sempre solícito, pelo livre acesso ao laboratório de biologia para parte dos procedimentos de natureza prática.

Ao colega e Professor Msc. Roberto Seidi Imafuku, pelas valiosas contribuições com os modelos matemáticos.

Aos meus familiares Guacyra, Giulia, Gianluca, meus pais e irmãos, pelo apoio em todos os momentos e, em especial, Sergio Catanozi, pelo empenho para que as análises estatísticas se desenrolassem a tempo.

E, principalmente, a Deus, que permitiu que tudo e todos se arranjassem a fim de que o trabalho chegasse a termo no momento adequado.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	xi
LISTA DE TABELAS	xv
RESUMO	xviii
ABSTRACT	xx
1. INTRODUÇÃO	1
2. SOLOS E BIODIVERSIDADE	7
2.1 Generalidades sobre os solos.....	9
2.2. Importância dos solos para a biodiversidade.....	16
2.2.1 O conceito de biodiversidade e a biologia de populações em sistemas ecológicos	16
2.2.2 Atributos de comunidades biológicas e medidas de biodiversidade	22
2.2.3 Diversidade biológica nos solos	27
2.2.4 Fauna de solo.....	29
2.2.5 Principais grupos taxonômicos de fauna de solo.....	37
3. SISTEMAS NATURAIS: BIOMAS TERRESTRES	43
3.1 Bioma Amazônia	48
3.2 Bioma Cerrado.....	49
3.3 Bioma Mata Atlântica.....	51
4. DEGRADAÇÃO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA FAUNA EDÁFICA	55
4.1 Degradação do solo	57
4.2 Experiências de conservação dos solos na agricultura e a fauna edáfica	63
5. AGRICULTURA BIODINÂMICA: UM PRINCÍPIO ESPECÍFICO DE MANEJO	69
6. SUCESSÃO ECOLÓGICA	77
7. MATERIAIS E MÉTODOS	83
7.1 Métodos de coleta de fauna de solo.....	85
7.2 Pontos de coleta e identificação taxonômica.....	90
7.3 Considerações críticas sobre a escolha e os métodos de coleta.....	92

7.4 Cálculo de índices e atributos ecológicos.....	93
7.5 Análise estatística	94
8. ÁREAS DE ESTUDO: CARACTERIZAÇÃO.....	97
8.1 Floresta Amazônica - Município de Uruará / PA (FAUPA)	99
8.2 Floresta Amazônica – Flona Jamari / RO (FAJRO).....	104
8.3 Cerrado e Manejo Biodinâmico - Município de Botucatu / SP	114
8.4 Mata Atlântica – Município de São Paulo / SP (MASP).....	120
9. RESULTADOS E DISCUSSÃO	127
9.1 Análise geral	129
9.1.1 Observações na triagem do material.....	129
9.1.2 Observação e identificação dos principais grupos animais	130
9.2 Análises quantitativas	132
9.2.1 Método <i>Pitfall Traps</i>	132
9.2.2 Método TSBF	137
9.2.3 Comparação entre os métodos <i>Pitfall traps</i> e TSBF	152
9.2.4 Análise geral de atributos e índices ecológicos	156
9.2.5 Modelos matemáticos	160
10. CONCLUSÕES.....	169
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	175

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1 – Mapa de biomas do Brasil.	46
FIGURA 7.1 – Etapas da instalação das armadilhas sistema PITFALL TRAPS.....	86
FIGURA 7.2 – Final do período de coleta pelo sistema de armadilhas PITFALL TRAPS. 87	
FIGURA 7.3 – Etapas do processo de amostragem TSBF.....	88
FIGURA 7.4 – Etapas do processo de triagem.....	90
FIGURA 7.5 – Representação esquemática da área de amostragem com transecto	91
FIGURA 8.1 – Mapa do Estado do Pará exibindo a microrregião de Altamira e a linha correspondente à Rodovia Transamazônica (linha vermelha), na qual se localiza Uruará. 100	
FIGURA 8.2 – (A) Imagem da ocupação antrópica no entorno da Rodovia Transamazônica – trecho Uruará/PA; (B) Imagem da região de Uruará / PA.	102
FIGURA 8.3 - Imagem aérea por videografia de parte do município de Uruará / PA em porções total ou parcialmente degradadas e com níveis diversos de conservação da cobertura vegetal.....	103
FIGURA 8.4 – Processo de modificação do uso da terra em Unidades de Paisagem de Uruará em três períodos: 1986, 1991 e 1999.....	104
FIGURA 8.5 – Imagem de satélite (Landsat TM) da Amazônia Legal do PRODES.....	105
FIGURA 8.6 – Localização em Rondônia do município Itapuã do Oeste (em destaque vermelho) onde predomina a maior porção da área da Flona Jamari.....	106
FIGURA 8.7 – Carta de imagem da Flona Jamari com Zonas de manejo	107
FIGURA 8.8 – Acesso à Serra da Onça na Flona Jamari.....	111
FIGURA 8.9 – (A) Trecho da Flona Jamari com solo degradado por mineração de cassiterita; (B) detalhe do estado do solo degradado.....	112
FIGURA 8.10 – Área da Serra da Onça na Flona Jamari degradada por mineração por cassiterita em processo de recuperação inicial 2-3 anos.....	112
FIGURA 8.11 – Área da Serra da Onça na Flona Jamari degradada por mineração por cassiterita em processo de recuperação média 5-6 anos ou mais.	113
FIGURA 8.12 – Área da Serra da Onça na Flona Jamari com cobertura vegetal conservada em diferentes extratos.....	113

FIGURA 8.13 – (A) Localização do município de Botucatu (nº3). (B) Imagem de satélite de parte da região de Botucatu / SP.....	114
FIGURA 8.14 – Croqui do Bairro Demétria e localização da Chácara Somé (circulo) com imagem de fotografia aérea em detalhe na parte inferior da figura.....	116
FIGURA 8.15 – Indicações das áreas em que se efetuaram as coletas na Chácara Somé.	118
FIGURA 8.16 – Trecho do campus da FATEC – Botucatu em que se encontra o pasto de manejo convencional sem pastejo recente.....	119
FIGURA 8.17 – Imagem do município de São Paulo (delimitado pela linha branca), da APA Capivari-Monos (delimitada pela linha amarela) e da RPPN Sítio Curucutu (destacada pela linha vermelha).....	122
FIGURA 8.18 – RPPN Curucutu (destaque em cor vermelha indicado pela seta) no setor leste da APA Capivari-Monos.....	123
FIGURA 8.19 – Vista aérea da região da APA Capivari-Monos evidenciando áreas florestais conservadas.....	124
FIGURA 8.20 – Vista aérea da região da APA Capivari-Monos evidenciando o mosaico de áreas utilizadas com ocupação rural e áreas conservadas.....	124
FIGURA 8.21 – Mapa de uso da terra na APA Capivari-Monos.....	125
FIGURA 8.22 – RPPN Sítio Curucutu. (A) acesso às áreas de coleta; (B), (C) e (D) ingresso da área de coleta e porte da vegetação na área.....	126
FIGURA 9.1 – Exemplos de grupos animais identificados.....	131
FIGURA 9.2 – Riqueza de grupos de macrofauna invertebrada de solo em ecossistemas naturais conservados e respectivos índices de diversidade de Shannon (H) – método <i>Pitfall traps</i>	134
FIGURA 9.3 – Riqueza de grupos de macrofauna invertebrada de solo em recuperação de degradação por mineração de cassiterita e respectivos índices de diversidade de Shannon (H) – método <i>Pitfall traps</i>	135
FIGURA 9.4 – Riqueza de grupos de macrofauna invertebrada de solo em manejo por sistema biodinâmico e convencional e respectivos índices de diversidade de Shannon (H) – método <i>Pitfall traps</i>	137
FIGURA 9.5 – Densidades de grupos de macrofauna em diferentes profundidades do solo da Floresta Amazônica – Uruará/PA e respectivos índices de Shannon – método TSBF .	141

FIGURA 9.6 – Densidades de grupos de macrofauna em diferentes profundidades do solo da Floresta Amazônica (Flona Jamari/RO) e respectivos índices de Shannon – método TSBF.....	141
FIGURA 9.7 – Densidades de grupos de macrofauna em diferentes profundidades do solo do Cerrado de Botucatu / SP e respectivos índices de Shannon – método TSBF	142
FIGURA 9.8 – Densidades de grupos de macrofauna em diferentes profundidades do solo da Mata Atlântica - SP e respectivos índices de Shannon – método TSBF	142
FIGURA 9.9 – Densidades de grupos de macrofauna no solo degradado por mineração na Flona Jamari / RO e respectivo índice de Shannon – método TSBF	145
FIGURA 9.10 – Densidades de grupos de macrofauna em diferentes profundidades do solo em recuperação inicial (2-3 anos) da degradação por mineração de cassiterita na Flona Jamari / RO (RIRO) e respectivos índices de Shannon – método TSBF	146
FIGURA 9.11 – Densidades de grupos de macrofauna em diferentes profundidades do solo em recuperação média (5-6 anos) da degradação por mineração de cassiterita na Flona Jamari / RO (RMRO) e respectivos índices de Shannon – método TSBF.....	147
FIGURA 9.12 – Densidades de grupos de macrofauna em diferentes profundidades do solo em sistema de manejo biodinâmico pasto 1 (P1B) - Botucatu /SP e respectivos índices de Shannon – método TSBF.....	150
FIGURA 9.13 – Densidades de grupos de macrofauna em diferentes profundidades do solo em sistema de manejo biodinâmico pasto 2 (P2B) - Botucatu /SP e respectivos índices de Shannon – método TSBF.....	150
FIGURA 9.14 – Densidades de grupos de macrofauna em diferentes profundidades do solo em sistema de manejo biodinâmico pasto misto (MMB) - Botucatu /SP e respectivos índices de Shannon – método TSBF	151
FIGURA 9.15 – Densidades de grupos de macrofauna em diferentes profundidades do solo em sistema de manejo convencional sem pastejo recente (PSMB) - Botucatu /SP e respectivos índices de Shannon – método TSBF.....	152
FIGURA 9.16 – Comparação das densidades* de Coleoptera (indivíduos / m ²) entre os métodos <i>Pitfall traps</i> e TSBF em cada ecossistema natural conservado.	154
FIGURA 9.17 – Comparação das densidades* de Formicidae (indivíduos / m ²) entre os métodos <i>Pitfall traps</i> e TSBF em cada ecossistema natural conservado.	155

FIGURA 9.18 – Comparação das densidades* de Orthoptera (indivíduos / m ²) entre os métodos <i>Pitfall traps</i> e TSBF em cada ecossistema natural conservado.	156
FIGURA 9.19 – Número médio de indivíduos Chilopoda em função da profundidade do solo (em 0,25m x 0,25m) da Floresta Amazônica / RO (FAJRO) – método TSBF.....	161
FIGURA 9.20 – Número médio de indivíduos Coleoptera em função da profundidade do solo (em 0,25m x 0,25m) da Floresta Amazônica em Uruará/PA (FAUPA) – método TSBF	162
FIGURA 9.21 – Número médio de indivíduos Coleoptera em função da profundidade do solo (em 0,25m x 0,25m) da Floresta Amazônica / RO (FAJRO) – método TSBF.....	162
FIGURA 9.22 – Número médio de indivíduos Coleoptera em função da profundidade do solo (em 0,25m x 0,25m) da Mata Atlântica - SP (MASP) – método TSBF.	163
FIGURA 9.23 – Número médio de indivíduos Diplopoda em função da profundidade do solo (em 0,25m x 0,25m) da Floresta Amazônica em Uruará/PA (FAUPA) – método TSBF.....	163
FIGURA 9.24 – Número médio de indivíduos Diplopoda em função da profundidade do solo (em 0,25m x 0,25m) da Floresta Amazônica / RO (FAJRO) – método TSBF.....	164
FIGURA 9.25 – Número médio de indivíduos Diplopoda em função da profundidade do solo (em 0,25m x 0,25m) do Cerrado em Botucatu / SP (MCB) – método TSBF.	164
FIGURA 9.26 – Número médio de indivíduos Coleoptera em função da profundidade do solo (em 0,25m x 0,25m) da Mata Atlântica - SP (MASP) – método TSBF.	165
FIGURA 9.27 – Número médio de indivíduos Diplopoda em função da profundidade do solo (em 0,25m x 0,25m) da Floresta Amazônica em Uruará/PA (FAUPA) – método TSBF.....	165
FIGURA 9.28 – Número médio de indivíduos de diferentes grupos de macrofauna em função da profundidade do solo (em 0,25m x 0,25m) em ecossistemas naturais conservados	168

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1 – Área dos biomas continentais brasileiros	47
TABELA 7.1 – Descrição simplificada dos pontos de coleta nas diferentes áreas de estudo	
Descrição morfológica do rejeito oriundo de lavra na Serra da Onça.....	91
TABELA 8.1 – Descrição morfológica do rejeito oriundo de lavra na Serra da Onça.....	110
TABELA 8.2 – Ações desenvolvidas na Serra da Onça A ao longo do tempo.....	111
TABELA 8.3 – Descrição morfológica do solo adjacente à Mata de Cerrado (MCB).....	119
TABELA 8.4 - Descrição morfológica do solo entre as duas áreas de pasto (P1B e P2B)	120
TABELA 9.1 – Síntese de legenda de cada área / situação investigada	132
TABELA 9.2 – Densidades (indivíduos/m ²)*: todos os grupos de macrofauna por área de ecossistemas naturais conservados – método <i>Pitfall Traps</i>	133
TABELA 9.3 – Densidades (indivíduos/m ²)*: todos os grupos de macrofauna por área em recuperação da degradação por mineração de cassiterita – método <i>Pitfall Traps</i>	135
TABELA 9.4 – Densidades (indivíduos/m ²)*: todos os grupos de macrofauna por área de pastagem em manejo pelo sistema biodinâmico e convencional sem pastejo – método <i>Pitfall Traps</i>	137
TABELA 9.5 – Densidades (indivíduos/m ² para serapilheira ou indivíduos/m ³ para camadas de solo)*: todos os grupos de macrofauna por área de ecossistemas naturais conservados – método TSBF.....	139
TABELA 9.6 – Densidades (indivíduos/m ² para serapilheira)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas de ecossistemas naturais conservados – método TSBF.....	139
TABELA 9.7 – Densidades (indivíduos/m ³ para camada de 0-10cm de profundidade de solo)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas de ecossistemas naturais conservados – método TSBF.....	140
TABELA 9.8 – Densidades (indivíduos/m ³ para camada de 10-20 cm de profundidade de solo)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas de ecossistemas naturais conservados – método TSBF.....	140
TABELA 9.9 – Densidades (indivíduos/m ³ para camada de 20-30 cm de profundidade de solo)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas de ecossistemas naturais conservados – método TSBF.....	141

TABELA 9.10 – Densidades (indivíduos/m ² para serapilheira ou m ³ para camadas de solo)*: todos os grupos de macrofauna por área de sistema de recuperação de solo degradado por mineração de cassiterita na Floresta Amazônica em Rondônia – método TSBF.....	143
TABELA 9.11 – Densidades (indivíduos/m ² para serapilheira)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas com solo em recuperação da degradação por mineração por cassiterita – método TSBF.....	143
TABELA 9.12 – Densidades (indivíduos/m ³ para camada de 0-10cm de profundidade de solo)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas com solo em recuperação da degradação por mineração por cassiterita – método TSBF	144
TABELA 9.13 – Densidades (indivíduos/m ³ para camada de 10-20cm de profundidade de solo)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas com solo em recuperação da degradação por mineração por cassiterita – método TSBF	144
TABELA 9.14 – Densidades (indivíduos/m ³ para camada de 20-30cm de profundidade de solo)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas com solo em recuperação da degradação por mineração por cassiterita – método TSBF	144
TABELA 9.15 – Densidades (indivíduos/m ² para serapilheira ou m ³ para camadas de solo)*: todos os grupos de macrofauna por área de sistema de manejo biodinâmico e convencional sem pastejo em Botucatu / SP – método TSBF.....	148
TABELA 9.16 – Densidades (indivíduos/m ² para serapilheira)*: grupo de macrofauna presente na mata de Cerrado e em Pasto Misto de manejo biodinâmico – método TSBF.	149
TABELA 9.17 – Densidades (indivíduos/m ³ para camada de 0-10cm de profundidade de solo)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas de manejo biodinâmico e convencional sem pastejo – método TSBF	149
TABELA 9.18 – Densidades (indivíduos/m ³ para camada de 10-20cm de profundidade de solo)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas de manejo biodinâmico e convencional sem pastejo – método TSBF	149
TABELA 9.19 – Densidades (indivíduos/m ³ para camada de 20-30cm de profundidade de solo)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas de manejo biodinâmico e convencional sem pastejo – método TSBF	150

TABELA 9.20 – Comparação das densidades (indivíduos/m ² para serapilheira e indivíduos/m ³ para camada de 0-10cm de profundidade de solo)*: todos os grupos de macrofauna por área de ecossistemas naturais conservados – entre os métodos <i>Pitfall Traps</i> e TSBF.....	153
TABELA 9.21 – Índices de diversidade de Simpson (D); Shannon-Wiener (H) e (e ^H); e de uniformidade de Pielou (e) por área / situação investigada – método <i>Pitfall Traps</i>	158
TABELA 9.22 – Índices de diversidade de Simpson (D) por área / situação investigada – método TSBF.....	158
TABELA 9.23 – Índices de diversidade de Shannon-Wiener (H) por área / situação investigada – método TSBF	159
TABELA 9.24 – Índices de diversidade de Shannon-Wiener (e ^H) por área / situação investigada – método TSBF	159
TABELA 9.25 – Índices de uniformidade de Pielou (e) por área / situação investigada – método TSBF.....	160



UNICAMP

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA
ANÁLISE AMBIENTAL E DINÂMICA TERRITORIAL**

**ANÁLISE ESPACIAL DA MACROFAUNA EDÁFICA SOB DIFERENTES
CONDIÇÕES AMBIENTAIS DOS TRÓPICOS ÚMIDOS**

RESUMO

Gerson Catanozi

A biodiversidade no Brasil é considerada uma das maiores do planeta. Parte significativa desta permanece desconhecida. Nesse caso, encontra-se a fauna de solo. Além da importância ecológica, esses organismos têm se revelado fundamentais para o bom funcionamento do sistema edáfico. O objetivo deste trabalho é analisar e identificar grupos taxonômicos da macrofauna de solo e estabelecer os respectivos índices ecológicos em: áreas florestais conservadas e em recuperação da degradação por mineração; e áreas sob manejo agrícola – biodinâmico e tradicional. Para tanto, foram realizadas coletas utilizando-se os métodos – *Pitfall traps* e TSBF. Os animais coletados foram identificados em grandes grupos taxonômicos e contabilizados para se obter densidades, riquezas e índices ecológicos. Os resultados indicam que a densidade de grupo, associada à riqueza e índices ecológicos, contribui de forma importante para um entendimento integrado. Os solos em processo de recuperação apresentaram valores que diferiram entre si, principalmente nas camadas mais superficiais. Pastos com braquiária podem ser diferentes entre si com relação à macrofauna de solo, principalmente em favor do manejo biodinâmico com maior diversidade de espécies vegetais. Finalmente, modelos matemáticos das densidades podem contribuir com a análise ou previsão das condições do solo. Porém, estudos complementares são necessários, reforçando a possibilidade de tornar viável o uso de organismos da macrofauna de solo como bioindicadores ambientais.



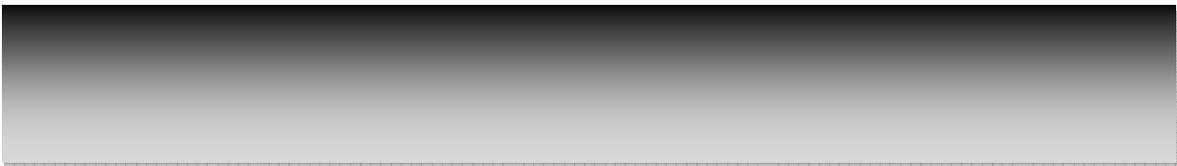
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA
ANÁLISE AMBIENTAL E DINÂMICA TERRITORIAL

SPACIAL ANALYSIS OF EDAPHIC MACROFAUNA
UNDER DIFFERENT ENVIRONMENTAL CONDITIONS IN HUMID TROPICS

ABSTRACT
Gerson Catanozi

Biodiversity in Brazil is considered one of the greatest on the planet. Important part of it has kept unknown and many species have been extinguished quite before scientifically identified, mainly because of the small size of those organisms or the restricted access to them. That may be particularly the case of soil fauna. Besides their ecological importance, those organisms have played fundamental role for a good work of edaphic system. The objective of this work is to analyze and identify taxonomic groups of soil macrofauna, establishing the respective ecological indexes at: conserved rainforest and in recovery process from degradation by tin mining areas; and areas under biodynamic system and conventional management. In order to that, collects were taken by using two methods – Pitfall traps and TSBF. The collected animals were identified into broad taxonomic and counted to determine their densities, richness and ecological indexes. The general results suggest that the density of each animal taxonomic unit, associated to richness of groups and ecological indexes, supplies in an important way for a global understanding. Soils in different recovery process showed different results, mainly within the superficial layers. Biodinamyc managed pastures with *Brachiaria* sp may be different between each other about epigeic and edaphic macrofauna, mostly where greater diversity of consorted plant species are present, even in conventional management approach. Finally, mathematical models for density may contribute to analyze and forecast the soil conditions. Nevertheless, additional studies are necessary in order to make possible the use of soil macrofauna as environmental bioindicators.

1. Introdução



1. INTRODUÇÃO

O Brasil é o país com maior diversidade biológica do planeta, sendo que parte importante das espécies é endêmica.

Embora alguns esforços e iniciativas produtivas existam, ainda é muito reduzido o conhecimento sobre as espécies que compõem tal biodiversidade. Essa condição torna-se bastante crítica à medida que o ritmo de alterações ambientais de origem antrópica tem se acentuado, modificando significativamente os habitats dos organismos, impingindo uma perda quantitativa e qualitativa desse patrimônio biológico.

É plausível considerar que, sendo a diversidade biológica tão rica, os nichos ecológicos também sejam diversos e, se uma espécie, de certa forma, consegue estabelecer-se, é porque muito possivelmente ajustou-se estreitamente a um nicho específico a fim de minimizar relações ecológicas desarmônicas (por exemplo, competição).

Nesse caso, as especializações às condições ambientais podem ser de tamanha intensidade que perturbações significativas nos parâmetros – bióticos e abióticos – constituintes do ecossistema podem inviabilizar a adaptação ao novo estado de condições. Portanto, a diversidade genética pode ser insuficiente para desenvolver mecanismos adaptativos evolutivos na mesma velocidade que ocorrem as modificações e degradações ambientais.

A situação pode caracterizar-se mais gravemente quando os processos de desequilíbrio atingem uma espécie-chave. Esta exerce papel decisivo na comunidade e, uma vez atingida pelos impactos negativos, muitas vezes, determina a derrocada permanente da estabilidade original por envolver passagens cruciais na teia ecológica.

O desconhecimento profundo da biodiversidade é proporcionalmente maior quanto mais difíceis forem os acessos e a complexidade de um ecossistema – por exemplo, profundezas oceânicas ou lacustres, fontes vulcânicas, cavernas etc.

No caso dos solos, o entendimento sobre a composição específica e a dinâmica populacional é ainda restrito, a despeito do relativo crescimento e aprimoramento das pesquisas nesse sentido.

A diversidade microbiológica de solo tem sido objeto de estudos e tornado patente a participação dos microrganismos nos ciclos biogeoquímicos e nas interações ecológicas,

principalmente com as plantas, resultando em desenvolvimento tecnológico, sobretudo em relação aos sistemas agrícolas e aos processos de biorremediação. No entanto, tem se constatado empírica e cientificamente que o funcionamento e a produtividade dos sistemas são maiores ou melhores à medida que a fauna genérica de solo apresenta também atividade efetiva e conjunta aos seus microrganismos.

Dessa forma, os organismos da fauna edáfica, que, em função do próprio tamanho – dimensões físicas – desde há muito tempo já eram notados e considerados como parte integrante do solo, apenas a partir da última década tornaram-se alvo de maiores interesses científicos e técnicos, cujos estudos têm revelado uma diversidade e dinamismo substancialmente ricos.

Pelo fato de o Brasil exibir grande variedade de biomas terrestres, cada qual com características peculiares, muitas das populações e seus atributos também são, correlativamente, restritos segundo cada macrorregião. Além disso, dentro dos biomas, há uma diversidade de ecorregiões, muitas delas com processos ecológicos muito particulares.

Os biomas continentais brasileiros são: Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica, Caatinga, Pampas e Pantanal. Dentre esses, os mais importantes são o da Amazônia, do Cerrado e da Mata Atlântica, frente à extensão territorial que ocupam e à diversidade biológica que possuem.

O escasso conhecimento sobre a diversidade dos mesmos, aliados a movimentos de degradação sem precedentes, impõe a necessidade de uma investigação das principais espécies, seja nas condições naturais, ou nas áreas degradadas, com todas as suas consequências, ou ainda a partir de distintos sistemas de manejo.

Uma forma de condução de propriedades produtivas diz respeito à agricultura biodinâmica. A mesma propõe-se, dentro de uma filosofia abrangente, tratar o sistema de forma integral, buscando, por métodos próprios, a manutenção do funcionamento sistêmico o mais próximo da condição natural. A proposta biodinâmica intenciona padrões distintos daqueles do manejo convencional. Entretanto, as consequências em relação à biodiversidade faunística não estão razoavelmente esclarecidas, principalmente no Brasil.

A análise da diversidade biológica em áreas degradadas também se faz importante, pois, para compreender e estimar as possibilidades de recuperação das mesmas, é preciso

haver adequado entendimento das condições pedoambientais presentes antes, durante e depois de determinado impacto.

Levando em conta a biodiversidade do solo, a fauna edáfica é usualmente classificada a partir das dimensões corporais de tamanho e diâmetro, em quatro grandes grupos: micro, meso, macro e megafauna. Embora possam existir diferenças quanto aos critérios acerca dos limites estabelecidos para cada grupo de fauna, a macrofauna compreende basicamente os organismos com comprimento superior a 10,0 mm e diâmetro corporal entre 2,0 mm e 20,0 mm, incluindo os diversos grupos de invertebrados terrestres, podendo constituir um grande instrumento adicional na compreensão dos solos nos ecossistemas.

Além de seu valor intrínseco enquanto membro da diversidade biológica e dos processos ecológicos dos quais tomam parte, as dimensões determinadas para a macrofauna de solo, seja qual for o critério, permitem a observação de cada indivíduo sem a necessidade especial de recursos de apoio. Outra condição importante (favorável) é que os métodos de coleta empregados em campo são relativamente simples, ainda que possam apresentar algumas restrições ou limitações.

Essas características podem viabilizar a utilização dos grupos taxonômicos da macrofauna de solo como indicadores da diversidade e complexidade de ecossistemas.

Por essas razões, a explícita necessidade de conhecimento a respeito dessa diversidade e o grave estado de carência de informações e pesquisas sobre tal temática fundamentam a relevância de investigações que objetivem minimizar a distância entre esses dois pressupostos.

Assim, identificar e analisar a macrofauna de solo em ecossistemas naturais, bem como aqueles sistemas sob alguma modalidade de manejo com ou sem degradação prévia intensa, podem contribuir com o conhecimento humano sobre a biodiversidade e os processos ecológicos de que participam, admitindo-se amplo potencial em se constituir uma ferramenta de cunho científico-tecnológico.

O conhecimento acerca da macrofauna de solo se afigura de grande relevância à medida que as áreas tropicais são ainda carentes quanto a investigações sobre sua biodiversidade, sobretudo do solo, cujo estudo nem sempre é de fácil acesso, ainda que esses organismos constituam elo fundamental à funcionalidade e estabilidade dos

ecossistemas terrestres. Outrossim, sabendo que a composição florestal é indissociável dos demais componentes ambientais – bióticos e abióticos, a análise inicial possibilitará identificar a fauna invertebrada presente localmente em regiões de florestas, permitindo comparações com áreas degradadas ou em processo de recuperação ambiental, além dos possíveis sistemas de manejo.

Considere-se ainda o fato de uma das áreas pesquisadas ter sido sujeita a uma profunda degradação pela extração de cassiterita, em processo de recuperação ou melhoria dos diversos atributos naturais, a macrofauna poderá constituir um parâmetro adequado para estudo do restabelecimento das condições apropriadas planejadas. Além disso, poderão ser conduzidas inferências mais pormenorizadas sobre a agricultura biodinâmica, ainda pouco explorada no nosso país. Observações adicionais sobre o tradicional sistema de pastagem serão também estabelecidas.

A partir de estudos complementares, poderá ser viável a efetiva adoção desse grupo da fauna como um dos fatores bioindicadores de qualidade ambiental, contribuindo com o cumprimento de políticas ambientais e gestão integrada dos recursos naturais.

Mediante essa contextualização, o objetivo deste trabalho é analisar e identificar grupos taxonômicos da macrofauna de solo e estabelecer os respectivos índices ecológicos em:

- (I) áreas florestais de ecossistemas naturais conservados da Amazônia, do Cerrado e da Mata Atlântica;
- (II) áreas florestais da Amazônia em processo de recuperação da degradação por mineração de cassiterita; e
- (III) áreas sob manejo agrícola – sistema biodinâmico e pastagem tradicional sem pastejo recente na região de Botucatu / SP.

2. Solos e biodiversidade



2. SOLOS E BIODIVERSIDADE

2.1 Generalidades sobre os solos

O solo pode ser considerado, a partir de uma construção histórica, como um corpo natural, constituído por partes sólidas, líquidas e gasosas, tridimensional, dinâmico, formado de material orgânico e mineral. Além disso, os solos contêm também matéria viva e podem ser revestidos por vegetação natural ou modificados por atividades humanas, tais como os diferentes sistemas de manejo agrícolas ou agroflorestais (ESPINDOLA, 2007).

A ação conjugada dos fatores de formação (material de origem, clima, organismos, relevo e tempo) e dos processos pedogenéticos (adições, perdas, transportes e transformações) determina a natureza do solo e o seu perfil, constituído por horizontes. A *adição* implica a incorporação de materiais alóctones, de caráter orgânico ou mineral, a partir do vento, inundação, seres vivos etc. A *translocação* (ou *transporte*) ou *perda*, respectivamente, a exportação dos diferentes materiais presentes no solo para outras localidades – entre os horizontes do solo (perfil) por lixiviação, eluviação ou percolação etc. – e para outras áreas, como nos processos erosivos, desmoronamentos ou escorregamentos, e para a atmosfera, mediante queimadas. A *transformação* está ligada a modificações dos componentes orgânicos e/ou minerais pela ação de ordem química (oxidação, redução, hidrólise etc.), física (compressão, volume, umidade) ou biológica (decomposição) (MENDONÇA-SANTOS; SANTOS, 2003; ZIMBACK, 2003; SERAFIM, 2007).

Em razão da diversidade de fatores e processos pedogenéticos, os solos assumem um cunho de heterogeneidade na paisagem, com variações nas diferentes dimensões horizontais (topopedossequência) e verticais (perfil). Essa condição influencia direta ou indiretamente a formação e organização das comunidades biológicas (ODUM, 1988).

Embora a composição qualitativa do ar do solo seja semelhante à da atmosfera terrestre, existem frequentes diferenças quantitativas. A concentração do gás oxigênio no solo é menor do que a do ar atmosférico e se reduz proporcionalmente com a profundidade; o gás carbônico é muito superior nas camadas superficiais do solo do que na atmosfera.

Essa situação decorre fundamentalmente da ação biológica no solo, cujos processos bioquímicos de respiração e decomposição baseiam-se na oxidação de compostos orgânicos e no conseqüente desprendimento de dióxido de carbono (CARDOSO; TSAI; NEVES, 1992), de forma que o efeito é mais pronunciado à medida que o metabolismo da comunidade local é mais acentuado (BLEY Jr., 1999).

A umidade relativa do ar do solo é comumente maior do que a atmosférica e a temperatura é habitualmente mais amena e estável conforme a profundidade do solo aumenta (CEDDIA, 2007).

A fase líquida do solo diz respeito a uma solução formada por água com cátions e ânions de origem inorgânica e orgânica (JONG van LIER, 2007). Por outro lado, a água presente no solo ainda assume o papel de diluente e de veículo de gases e outros nutrientes, formando suspensões. Dessa maneira, a expressão “água do solo” é reservada para designar a fase líquida do solo, considerando-se tão somente a água livre dos demais componentes (KIEHL, 1979).

A água do solo é essencial à vida. Além de suas características citadas ao constituir a fase líquida do solo, é importante recurso metabólico e fisiológico, seja para os organismos do solo, seja para as plantas (KLAR, 1984). Por essa razão, a existência de vida no solo e a produção do sistema – natural ou sob manejo – dependem também da presença e da disponibilidade de água (RICKLEFS, 2003).

Ao ingressar no solo, por quaisquer vias possíveis do ciclo hidrológico, a água no estado líquido pode ocupar, em maior ou menor grau, os microporos e macroporos, forçando a saída proporcional de ar do solo (VILLA NOVA et al., 1996).

Nos macroporos, a água não está sob forte tensão, podendo ser prontamente acessível aos seres vivos ou sofrer a ação gravitacional, resultando, nesse caso, no processo de drenagem, o qual tem sua magnitude variável de acordo com as características de cada tipo de solo (COSTA, 2001).

Parte da água do solo atém-se aos microporos, mas encontra-se disponível aos seres vivos, fundamentalmente às plantas e, nessa condição, denomina-se “água capilar”, caracterizando a capacidade de campo. Por fim, há a água associada irreversivelmente às partículas do solo sob fortes tensões (cerca de 31 atm), tornando-se inacessível à vida (McRAE, 1988; MELLO, 1989).

A disponibilidade de água aos seres vivos e a fertilidade do solo estão estreitamente relacionadas com as condições e características da fase sólida do solo. Os componentes sólidos do solo podem ser de natureza mineral (inorgânica) ou orgânica (PRIMAVESI, 1990).

O componente sólido do solo constitui-se de partículas de variados tamanhos e composições, cujo estado está relacionado com o processo histórico a que esses materiais foram submetidos desde a origem, lembrando que há constituintes inorgânicos (minerais) e orgânicos (restos vegetais, excrementos de animais, húmus).

Para as interações da fauna do solo com as partículas sólidas, a dimensão coloidal (as “argilas”), é de especial interesse, tanto do ponto de vista físico (agregação, retenção de água e nutrientes), como químico (fertilidade e nutrição das plantas), em que estão envolvidas, por exemplo, as trocas iônicas, a disponibilidade de nutrientes etc.

Pelo processo de adsorção de íons pelos colóides do solo podem ocorrer trocas iônicas entre as micelas e a fase líquida, ou os filamentos radiculares próximos (MONIZ, 1975).

Para as plantas, trata-se de um processo de suma importância, pois, a partir do metabolismo, íons H^+ são produzidos por esses organismos, localizando-se nas radículas. A elevada concentração de bases e a presença significativa da fração coloidal no solo permitem o suprimento de cátions aos tecidos vegetais, visto que as raízes cedem os íons H^+ às micelas, as quais retribuem fornecendo nutrientes eletropositivos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ etc.) vitais à fisiologia das plantas e preservando o equilíbrio de cargas (BORNEMISZA, 1982; FERRI, 1986). Por conseguinte, o complexo coloidal – componentes minerais e orgânicos – age como sede das relações e propriedades químicas do solo, denotando que o conhecimento das mesmas contribui para a busca de ações apropriadas de manejo com vistas à fertilidade, produtividade e conservação dos solos (AZEVEDO; BONUMÁ, 2004).

A matéria referida como orgânica consiste em todo material sem vida proveniente de seres vivos – animais, plantas, microrganismos – tais como: secreções, excreções, frações advindas da biomassa etc. Nesse sentido, as partes vivas ou componentes biologicamente ativos, como raízes, hifas, animais do solo de quaisquer dimensões e os

seres que exibem atividade nos diversos extratos do e sobre o solo, ainda que ricos em compostos orgânicos, não pertencem a essa fração do solo (PRIMAVESI, 1990).

Por outro lado, muitos dos métodos de determinação de matéria orgânica do solo não discriminam a origem (vegetal, animal ou microbiológica) ou o estado (conteúdo decomposto ou não decomposto). Silva et al. (1999) apresentam a definição de Magdoff (1992), a qual é também utilizada por Cooperband (2002), que inclui também os seres vivos.

A fração orgânica que apresenta conteúdos em algum estágio do processo biológico de decomposição é denominada húmus (FORNARI NETO, 2001). O húmus é um material de coloração escura variável, de natureza coloidal e de caráter ácido, pois é constituído em grande parte por ácidos orgânicos – ácidos fúlvicos e húmicos – e huminas.

As huminas são componentes insolúveis em álcalis, de alta resistência à decomposição microbiana, cor escura, de elevado peso molecular e muito polimerizadas. Os ácidos fúlvicos, por sua vez, são de cor clara, de baixo peso molecular, solúveis em ácidos e álcalis e mais susceptíveis à ação biológica decompositora. Os ácidos húmicos são de cor, peso molecular e resistência ao ataque microbiano intermediários aos dois últimos grupos de substâncias, apresentando solubilidade em álcalis, mas não em ácidos. Ainda que diferentes em muitos aspectos, todos demonstram capacidade importante na adsorção e liberação de íons (SENGIK; ALBUQUERQUE, 2003).

As substâncias húmicas caracterizam os estágios finais do processo de decomposição da matéria orgânica e representam parte significativa, estimada entre 30% e 85% do húmus, com exceção das situações mais extremas, como os desertos ou os solos orgânicos (CANELLAS et al., 2000).

Odum (1988) afirma que, embora existam diferenças significativas na composição das comunidades biológicas em diferentes regiões geográficas, as substâncias húmicas produzidas nos mais diversos ecossistemas terrestres não exibem diferenças importantes na estrutura química ou nas propriedades físicas.

A quantidade e a dinâmica de matéria orgânica têm participação efetiva nos processos físicos, químicos e biológicos do solo (FEIDEN, 2001). Muitos critérios podem ser empregados para a classificação de frações da matéria orgânica e o entendimento das

mesmas pode conduzir a melhor compreensão da distribuição da biota do solo (DIEKOW, 2003).

Diferentes influências nos atributos dos solos podem advir em razão da presença de matéria orgânica ou de frações de seus compostos. Efeitos combinados também podem ocorrer, pois, ao beneficiar uma propriedade do solo, organismos podem se desenvolver localmente, contribuindo com outros efeitos positivos. Daí, decorre a necessidade de uma visão integrada de um sistema complexo como são os solos de maneira geral.

Para Silva et al. (1999), as substâncias húmicas, por si mesmas, possuem alta capacidade de retenção de água, o que pode reduzir seu escoamento no solo e, conseqüentemente, a perda da estabilidade física do solo e de seus nutrientes. Além disso, favorece a elevação da umidade local, beneficiando o suprimento de água para os seres vivos, pois, segundo Mello et al. (1989), a capacidade de sorver água varia de quatro a seis vezes o próprio peso e há, pela melhor agregação das partículas do solo, o aumento de porosidade, o que viabiliza espaço livre para o líquido. A quantidade de nutrientes e a capacidade de troca de cátions das substâncias húmicas também são elevadas, significando um aporte relevante de íons para as plantas.

Silva Filho e Silva (2002) afirmam que essa condição pode ser aumentada considerando-se que as substâncias húmicas associam-se a íons, formando complexos estáveis que se disponibilizam aos organismos e se mostram pouco solúveis à lixiviação. A partir dessa mesma propriedade, Odum (1988) indica que essas substâncias são capazes também de ligarem-se a poluentes, principalmente certos metais, formando complexos menos tóxicos aos ecossistemas.

As substâncias húmicas cumprem outros papéis no solo, modificando-lhe as propriedades. Em função de seu caráter cimentante, juntamente com as argilas e outros elementos aglutinantes do solo, podem formar-se complexos agregados estáveis. Os agregados possibilitam a redução da densidade do solo mediante aumento da porosidade (SILVA FILHO; SILVA, 2002). Esses agregados, advindos da associação organo-mineral, cujo conjunto define a estrutura ou organização do solo, formam as chamadas partículas “secundárias” em alusão às partículas unitárias ou primárias – argila, silte e areia (ESPINDOLA; SANCHES, 1999). Por outro lado, a perda de matéria orgânica conseqüente de manejos agrícolas ou florestais inadequados conduz à redução no tamanho dos

agregados, predispondo o solo a problemas com erosão, compactação etc. (LUCARELLI et al., 1996; LONGO; ESPINDOLA; RIBEIRO, 1999; MORAES, 2002).

É importante considerar ainda que os sistemas de manejo florestal, agrícola e de extração de minérios têm influência decisiva sobre a agregação e estabilidade do solo (SILVA; MIELNICZUK, 1998a, b).

Os agregados estáveis conferem ao solo boa estrutura para a comunidade biológica. A estabilidade está muito ligada à presença de matéria orgânica, a qual age de forma: (a) transitória, quando se constitui basicamente de carboidratos que são de rápida decomposição; (b) temporária, quando estão presentes elementos da biomassa local, tais como as hifas e as raízes; e (c) permanente, quando existem compostos aromáticos (húmicos) associados ao ferro, alumínio, alumino-silicatos etc (TISDALL; OADES, 1982). Além disso, os agregados conferem maior resistência à ação dos fatores causadores da erosão (MORAES, 2002), reduzindo o empobrecimento do solo, a necessidade de custos adicionais com insumos químicos e de riscos de contaminação e assoreamento de rios e lagos.

A cor escura, típica dos compostos húmicos, contribui com a absorção de raios infravermelhos, favorecendo o aumento de temperatura local, o que pode acelerar o metabolismo (ODUM, 1988). Outros efeitos resultantes da ação de substâncias húmicas são a participação em processos pedogenéticos (FONTANA et al., 2008) e o favorecimento do desenvolvimento e manutenção da biologia do solo, pois, além do que fora exposto anteriormente, segundo Mendonça e Matos (2005), em determinadas condições, as quantidades de carbono provenientes de fontes inorgânicas são insignificantes. Por essa razão, tratam-se de benefícios à biota local bem como àqueles que estabelecem relações ecológicas com esses seres (ODUM, 1988).

Em virtude de todas as contribuições dos componentes orgânicos às propriedades do solo, deve-se considerar a importância dos mesmos em solos de regiões tropicais e subtropicais, onde a intemperização é proeminente e os danos e perdas do solo podem ser significativos (MIRANDA et al., 2007).

Em geral, os solos manejados têm um horizonte A superficial; quando a quantidade de material orgânico é muito grande como pode ocorrer em matas naturais, ao horizonte A superpõe-se um horizonte O. Neste, o material orgânico advindo da biomassa local pode

apresentar resíduos pouco alterados, total ou parcialmente identificáveis, que constituem a serapilheira (componentes vegetais diversos, excrementos, secreções, tecidos e estruturas animais etc.), ou detritos em estádios diversificados de decomposição que tornam improvável a identificação da origem dos conteúdos orgânicos. A coloração predominante está diretamente associada às substâncias orgânicas, habitualmente escuras (PRIMAVESI, 1990; RAMOS, 2000).

Ricklefs (2003) indica que a maioria dos organismos do solo habita essa camada, corroborando a proposição de Odum (1988), que considera o respectivo horizonte um tipo de subsistema ecológico.

Diferentemente do horizonte O, o horizonte A é, em essência, de caráter mineral, ainda que usualmente demonstre maior riqueza de conteúdos orgânicos nas porções mais próximas à superfície, o que se reduz sensivelmente à medida que a profundidade aumenta, avançando-se nas camadas inferiores do solo.

O horizonte A é a principal sede mineral de atividade biológica (A1 ou Ap), com a maior parte da biomassa radicular, microbiológica e faunística do solo. O significativo teor orgânico ocorre basicamente na forma de húmus, uma vez que o processo de decomposição se manifesta de forma efetiva a partir de O, o que, por sua vez, tem importante correlação com os atributos do solo evidenciados em A.

Variações espaciais na paisagem, além de outros fatores, estão relacionadas às diferentes propriedades do solo sob diferentes condições topográficas, em conformidade com a região climática específica, pois são fatores determinantes na formação e dinâmica dos solos. Isso afeta o estabelecimento dos fluxos de água e nutrientes e das comunidades biológicas (COURTNEY; TRUDGILL, 1984; ODUM, 1988; MUCHAILH, 2007).

2.2. Importância dos solos para a biodiversidade

2.2.1 O conceito de biodiversidade e a biologia de populações em sistemas ecológicos

O termo biodiversidade pode ser genericamente compreendido em dois diferentes níveis. Pode ser uma referência a todas as formas de vida, juntamente com a carga genética presente em cada indivíduo, ou aos ecossistemas e inter-relações em que a existência de uma espécie afeta diretamente outras (WWF, 2008).

A Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), a partir do artigo 2 do Decreto Legislativo nº 2 de 1994, define a biodiversidade ou diversidade biológica como sendo a “variabilidade de organismos vivos de todas as origens, compreendendo, dentre outros, os ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos de que fazem parte; compreendendo ainda a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas.” (BRASIL, 2000).

Contudo, todas essas definições trazem consigo outros conceitos que inserem novas variáveis ao conceito de biodiversidade, uma vez que introduzem a diversidade entre espécies, bem como dentro de espécies e de ecossistemas, além daquelas relativas a aspectos morfológicos, comportamentais, bioquímicos, genéticos, dentre outros.

Lewinsohn e Prado (2002) admitem as dúvidas e a falta de consenso geral acerca do significado e dos limites daquele conceito. Os mesmos autores estabelecem que a diversidade dentro de espécies corresponde a todas as variações entre os indivíduos de uma ou mais populações de uma mesma espécie. A diversidade de espécies diz respeito às diferentes espécies existentes em uma dada região. A diversidade de ecossistemas está correlacionada com a diversidade de fisionomias vegetais, de biomas ou de unidades funcionais em uma localidade específica.

Atualmente, a diversidade biológica “engloba a organização biológica como um todo, abrangendo do nível molecular ao global (...) e pode ser considerada como a quantidade e a distribuição da informação genética dentro de uma comunidade natural”, as quais podem ser medidas em diferentes níveis de complexidade, mas todos de igual relevância (MATOS et al., 1999).

A medida de diversidade pode se efetuar em diferentes níveis no espaço, sendo *local* ao se estabelecer o número de espécies em uma pequena área de habitat homogêneo ou *regional*, quando se identifica o número total de espécies em todos os possíveis habitats em uma área geográfica, cuja distribuição de espécies pela região refletiria a seleção de habitats adequados (RICKLEFS, 2003).

Por razões como as expostas anteriormente, o entendimento da biodiversidade deve obedecer, em última análise, ao eixo ecológico-evolutivo (DAJOZ, 1983; MARGALEF, 1991; PIANKA, 2000). Nesse caso, a ênfase no princípio da complexificação das espécies e dos ecossistemas congrega a história geológica da vida e a maneira pela qual os fatores que constituem um sistema ecológico afetam o processo coevolutivo, cuja manifestação se faz segundo a produção de novas conexões e propriedades para o todo (BRANCO, 1999). Mediante tal visão, de acordo com Fagundes (2008), tem sido possível aproximar-se mais da “compreensão do uso espacial do ambiente por diferentes organismos”.

Cada organismo, além do espaço físico em que se posiciona, caracterizado por todas as suas variáveis de temperatura, umidade, pH, disponibilidade de nutrientes, solo etc., assume um papel funcional na comunidade, denominado nicho ecológico. Este conceito pode também ser especificado em duas dimensões: o *nicho fundamental*, como aquele que o organismo assumiria de forma máxima por estar livre de competição como fator limitante, e *nicho realizado* (também denominado parcial ou percebido), aquele em que o organismo se estabelece com restrições bióticas (ODUM, 1988).

Nesse caso, as adversidades naturais, em maior ou menor monta, dadas as peculiaridades de cada localidade, limitam proporcionalmente o raio em que cada organismo persiste, caracterizando o nicho realizado um conceito mais próximo da realidade.

A delimitação do nicho pode ainda carregar consigo as interpretações acerca do tempo, do espaço e das fontes alimentares, denominando-se, assim, respectivamente, *nicho temporal*, *espacial* e *trófico* à medida do necessário (PIANKA, 2000). Portanto, compreender a diversidade de habitats e de nichos em toda a sua multidimensionalidade é igualmente compreender a diversidade biológica em toda a sua complexidade.

A atividade dos organismos, cada qual com suas especificidades, é essencial para a sustentabilidade dos ecossistemas naturais ou sob manejo, bem como dos sistemas de

produção agrícola. Nos solos, por exemplo, microrganismos como bactérias, algas, fungos, protozoários, e macrorganismos como ácaros, colêmbolas, formigas, cupins, coleópteros, minhocas e outros, contribuem na ciclagem de nutrientes, no controle populacional mútuo, na estruturação do solo etc. (ORTIZ, 2003).

Nesse processo, as relações estabelecidas entre os organismos das diversas populações e dessas com o ambiente imprimem características próprias ao sistema. Ao compreender que a comunidade biológica como um todo apresenta um nicho total, cada indivíduo de cada população deve ajustar seu próprio nicho segundo o limite de suas adaptações. Para Pinto-Coelho (2000), concebidas sob essa dinâmica, as relações existentes participam como fatores de regulação do sistema e manutenção da alta diversidade, contribuindo com o equilíbrio dinâmico ou, simplesmente, com o dinamismo do sistema ecológico, ainda que não haja equilíbrio.

Diante de tal proposição, algumas variáveis podem ser mensuradas para estimar a complexidade ou a estabilidade das comunidades. Segundo o mesmo autor, “um sistema é estável se todas as variáveis retornam ao estado de equilíbrio após um distúrbio”. A velocidade com que essa retomada acontece denomina-se *resiliência*. Contudo, é possível que, em determinadas situações, apenas uma variável sofra alguma mudança em virtude de um distúrbio qualquer – natural ou provocado. O tempo que essa variável se mantém inalterada a partir do referido distúrbio é a *persistência* da mesma, proporcionando uma dimensão mensurável da estabilidade. No entanto, havendo a mudança da variável em função daquele distúrbio, o grau de alteração exibido caracteriza a maior ou menor *resistência* do sistema.

A hipótese hegemônica acerca dos sistemas ecológicos reside na concepção da estabilidade homeostática. A *homeostase* caracteriza o princípio da manutenção do equilíbrio ambiental ou orgânico, o qual se evidencia pela estabilidade. Nesse caso, a estabilidade se reflete na conservação dos processos e dinamismos sistêmicos e biológicos, como as variações temporais ou cíclicas (por exemplo, nictimerais, sazonais etc). Mediante tal entendimento, a adaptabilidade (e/ou *fitness*) de cada componente do sistema desconfigura a noção de imobilidade ou estatismo no que se refere à conservação e estabilidade (BEGOSSI, 1993; BRANCO, 1999).

Poggiani (1989) enfatiza a evidência da situação em que, após modificações ambientais, as populações com os seres mais tolerantes em relação ao distúrbio apresentam um rápido aumento no número de indivíduos, assumindo uma dominância numérica na comunidade. Entretanto, outras populações têm seu número extremamente reduzido ou simplesmente não resistem a esse processo.

Alguns padrões podem ser observados acerca da distribuição da biodiversidade no planeta, pois identifica-se maior diversidade quanto menor a latitude. Essa é uma condição constatada já há décadas. Por exemplo, Odum (1988) retrata pesquisas indicando que a produção de serapilheira obedece ao mesmo critério de latitude, apesar de exceções locais. As razões para tal gradiente latitudinal não estão totalmente esclarecidas (STEVENS, 1989; RICKLEFS, 2003; DELITTI, 2007).

De acordo com Stilling (2002), as razões mais prováveis seriam de caráter temporal-histórico do planeta e de estruturação das comunidades biológicas. Para esse autor, a instabilidade climática típica das áreas de altas latitudes do planeta, que correspondem às regiões temperadas, criariam dificuldades para muitas espécies. O mesmo teria ocorrido no transcorrer da história evolutivo-geológica do planeta, uma vez que processos de glaciação teriam ocorrido, interrompendo os processos evolutivos de algumas espécies, o que é corroborado por Guglielmo (1991) e Esteves (1998) para outros organismos e situações.

O mesmo Stilling (2002) apresenta a teoria estrutural das comunidades biológicas para explicar a maior diversidade biológica em direção ao Equador. Segundo esse autor, alguns fatores são (I) a maior produtividade primária nos ecossistemas de regiões tropicais, resultante da maior incidência de energia solar, a qual é empregada pelo nível dos produtores na síntese de biomassa, ampliando o potencial de manutenção para um maior número e riqueza de consumidores; (II) maior área tropical, considerada de trópico a trópico, o que possibilita abrigar grandes grupos populacionais, cuja sensibilidade à extinção é habitualmente menor; (III) a grande diversidade de nichos ecológicos ampliaria as possibilidades de exploração por diferentes espécies; e (IV) mais organismos em conjunto estabelecem mais interações ecológicas. Muitos organismos em condições apropriadas de desenvolvimento estabeleceriam estratégias de forma a estreitarem seus nichos ecológicos, possibilitando a justaposição de vários nichos, ocupados por diferentes espécies.

Uma forma de compreensão desse processo está relacionada com estudos a partir da visão da macroecologia, que enfatiza observações de padrões empíricos em vez de se limitar ao modelo clássico de manipulações experimentais. Sob essa perspectiva, um dos padrões mais frequentemente encontrados é uma “correlação positiva entre a extensão latitudinal das distribuições geográficas dos organismos que ocorrem a uma determinada latitude e a latitude do centro dessas distribuições” (VALGAS et al., 2003). Nesse sentido, Stevens (1989) estabelece que as áreas de distribuição das espécies são maiores à medida que as latitudes aumentam.

Outra possibilidade acerca da distribuição de espécies no planeta estaria relacionada à hipótese de perturbação intermediária de Connell (1978), na qual se propõe que distúrbios ambientais de média magnitude – de natureza física, química ou biológica – causariam perturbações de média escala na comunidade, promovendo novos espaços para colonização em certos fragmentos do sistema. Nesse sentido, novas espécies se estabeleceriam nessas novas condições, aumentando a diversidade local. No entanto, análises em locais submetidos a certas perturbações, como em clareiras localizadas em regiões tropicais, não apresentam necessariamente diversidade biológica maior do que aquelas em regiões temperadas como apontam estudos e interpretações de vários autores (TABARELLI; MANTOVANI, 1998; BENSUSAN, 2006; MARTINI et al., 2007).

Contudo, embora a heterogeneidade espacial possa, por si mesma, ser um fator de grande importância para estabelecer padrões de distribuição de espécies no planeta, cabe ressaltar que ainda há muita controvérsia em relação a todas essas possibilidades, uma vez que existem sistemas altamente diversificados e produtivos em localidades frias e vice-versa (ESTEVES, 1998).

De qualquer forma, a abrangência geográfica de uma população está diretamente relacionada com as porções adequadas de habitat, cuja qualidade e quantidade de recursos e de populações da comunidade interferem no número de indivíduos que compõe essa população. Por exemplo, o clima, a topografia, a composição química e a textura do solo exercem influências, ainda que sutis, na distribuição da população (RICKLEFS, 2003).

De acordo também com esse autor, os padrões de distribuição descrevem o espaçamento dos indivíduos de uma mesma população. Interações diretas dos indivíduos podem determinar a fixação de um distanciamento mínimo e uniforme entre os mesmos,

caracterizando um padrão homogêneo de distribuição. A incapacidade de dispersão ou a predisposição social dos indivíduos acarreta um padrão de distribuição agrupado. Um padrão aleatório de distribuição ocorre quando os indivíduos não exibem antagonismos ou atrações específicos, de forma a não interferir na posição de um em relação ao outro.

Nos sistemas ecológicos, os organismos de diferentes espécies (populações) coexistem e interagem, constituindo as comunidades biológicas. As primeiras tentativas de caracterização de uma comunidade foram de Möbius em 1877, cunhando a denominação *biocenose*. O termo *comunidade* fora proposto inicialmente de forma mais ampla por Clements e Shelford em 1939, como uma unidade superior de organização, na qual populações de diferentes espécies coexistem em função de suas adaptações e evolução (BUECHNER, 1950; PINTO-COELHO, 2000; ROCHA, 2006).

Em uma visão mais integrada, entende-se que tanto o indivíduo contribui para a caracterização e o funcionamento da comunidade, bem como a comunidade não pode ser compreendida apenas como a soma dos perfis dos indivíduos que a compõem, porque assume o caráter de uma entidade completa e dinâmica (PINTO-COELHO, 2000; RICKLEFS, 2003).

Por outro lado, nem sempre a definição de comunidade é inquestionável. Na verdade, diversos autores apresentam definições diversas para esse nível de organização ecológica.

Embora exista frequentemente um limite físico ou natural, dentro do qual as diferentes populações estão distribuídas no espaço (comunidade fechada), ocorre que, em determinadas situações, as populações distribuem-se para além daquelas fronteiras, seja por processos migratórios, seja por ocupar diferentes localidades em cada estágio de desenvolvimento no ciclo de vida (comunidade aberta). Nesse caso, os limites do espaço e da distribuição das comunidades tornam-se sutis ou imperceptíveis, caracterizando o conceito de *continuum*, que pressupõe a existência de gradientes das condições físicas e, portanto, biológicas (RICKLEFS, 2003). Essa interpretação mostra-se mais abrangente que a de *ecótono*, no qual os limites são bem característicos, marcando transições mais agudas (ODUM, 1988).

2.2.2 Atributos de comunidades biológicas e medidas de biodiversidade

A diversidade de espécies ou de outros táxons existentes em uma comunidade possui componentes que auxiliam na caracterização e no entendimento de sua estrutura e funcionamento (MARGALEF, 1991). As comunidades podem ser compreendidas, dentre outras formas, por suas propriedades – como a presença de muitas espécies e mecanismos de autorregulação – e por atributos mensuráveis e/ou observáveis. Com relação a esse último fator, podem ser destacadas, como exemplos, a composição de espécies, diversidade (riqueza e equitabilidade / dominância), estrutura trófica e espacial, dinâmica temporal, formas de crescimento e interdependência (PINTO-COELHO, 2000).

A *composição de espécies* – composição específica – é a identificação de todas as espécies que constituem a comunidade. Esse procedimento é particularmente difícil, sobretudo ao se considerar a biota e, especificamente a macrofauna, do solo, uma vez que existem espécies que não foram catalogadas pela ciência e ainda, muitas vezes, uma determinada espécie apresenta um ou mais diferentes estágios de desenvolvimento em seu ciclo de vida, tornando o processo ainda mais intrincado. Contudo, no caso da análise de macrofauna de solo, recorre-se à composição de outros grupos taxonômicos como um artifício no sentido de obter, ao menos, indicadores biológicos como ferramentas de estudo das condições do sistema.

A *riqueza de espécies* corresponde à densidade de espécies, ou seja, trata-se do número total de espécies em uma dada área ou volume em relação ao número de indivíduos – comunidade. A abundância de espécies por si mesma pode ser um componente utilizado como medida de diversidade de espécies. A esse conceito inclui-se o fato de que também não há impedimentos técnicos de que essa medida não seja aplicada para outras categorias taxonômicas mais abrangentes que espécie, o que é bastante relevante quando se trata de fauna de solo, cuja taxonomia ainda é relativamente incipiente (MATOS et al., 1999).

A *abundância relativa* é outro componente para se analisar a diversidade de espécies. A expressão refere-se ao tamanho da população, isto é, quanto que uma espécie representa proporcionalmente em uma comunidade. Mediante tal proposição, decorrem dois conceitos: equitabilidade e dominância. A *equitabilidade* corresponde ao grau de uniformidade de indivíduos entre as espécies. A *dominância* diz respeito à preponderância

numérica de uma ou poucas espécies em relação às demais em uma comunidade ou local, o que significa que, quanto mais semelhantes as abundâncias relativas das espécies (populações) em uma amostra ou comunidade, maior a equitabilidade, menor a dominância e vice-versa (MARGALEF, 1991; PINTO-COELHO, 2000).

No que tange à *estrutura trófica*, estabelecem-se qualitativa e quantitativamente as relações alimentares entre os membros da comunidade. A *estrutura espacial* diz respeito à disposição e arranjo das espécies no espaço físico ocupado pela comunidade.

Os atributos *dinâmica temporal*, *formas de crescimento* e *interdependência* referem-se, respectivamente, a (a) existência de ciclos diurnos, sazonais e sucessionais; (b) categorias de tamanho dos organismos, estratificação ou disposição local etc.; e (c) as simbioses ou interações ecológicas no sistema.

Embora os diversos componentes mencionados anteriormente contribuam para a caracterização de comunidades, muitas vezes, ocorrem dificuldades na utilização direta dessas informações para fins de comparação. Por exemplo, segundo Ricklefs (2003), não é possível comparar áreas diferentes apenas mediante a contagem de espécies, considerando-se ainda que cada qual pode apresentar uma medida de importância distinta.

Por essa razão, considerando a proposição de Walker, citada por Correia e Oliveira (2000), de que a diversidade de espécies está “originalmente associada a uma relação entre número de espécies (...) e à distribuição do número de indivíduos entre as espécies (...)”, utilizam-se índices de diversidade que possibilitam abordar quantitativamente a comunidade conjugando-se aqueles dois parâmetros. Alguns dos índices de diversidade utilizados para descrever comunidades são: índice de Simpson e índice de Shannon-Wiener, além do índice de uniformidade de Pielou. Estes configuram os descritores clássicos mais frequentes e abrangentes no estudo da diversidade biológica ao longo do tempo, embora outros índices ecológicos possam ser adotados em circunstâncias específicas ou segundo as características de universo investigado (MATOS et al., 1999).

O *índice de Simpson* baseia-se na proporção entre os indivíduos, atendo-se à probabilidade de que dois indivíduos tomados aleatoriamente de uma comunidade pertençam à mesma espécie. Para o cálculo deste índice, utiliza-se:

$$D = \sum p_i^2$$

onde p_i é a proporção de indivíduos da espécie i (n_i) no total de indivíduos da amostra (N), ou seja, ou n_i / N .

Com relação ao índice de Simpson, que varia de 0 a 1, quanto maior for o valor de D menor será a diversidade (e maior a dominância), pois trata-se de um índice que valoriza a dominância, isto é, valoriza as espécies comuns de uma comunidade. Essa condição fica mais evidente à medida que se observa que a elevação ao quadrado do número de indivíduos de uma espécie comum naquela amostra (n_i/N) resulta em grande aumento dos valores, sendo que o inverso é válido para as espécies mais raras no local (MARGALEF, 1991, PINTO-COELHO, 2000).

Para exibir essa probabilidade ou índice de dominância na forma de índice de diversidade, o mesmo é demonstrado sob a forma $1/D$ ou utilizando diretamente:

$$D = 1 / \sum p_i^2$$

Nesse caso, quanto maior o valor de D , maior a diversidade comunitária.

O *índice de Shannon-Wiener* é uma medida logarítmica da diversidade, que atribui um peso maior às espécies raras em relação ao índice de Simpson. O índice de Shannon-Wiener é relativamente independente do tamanho da amostra, sendo obtido por (MARGALEF, 1991; ODUM, 1988):

$$H = -\sum_{i=1}^N p_i \log_2 p_i$$

sendo, H o índice de diversidade de Shannon-Wiener; N é o número de espécies; e p_i é n_i/n , em que n_i é o número de indivíduos da espécie i e n é o número total de indivíduos da amostra.

O índice de Shannon-Wiener é um dos mais amplamente utilizados nos estudos ecológicos de comunidades e, por essa razão, enfatizou-se esse índice no presente trabalho. Indica-se maior diversidade quanto maior for o valor de H . Valores menores de H traduzem a menor diversidade na comunidade, na qual uma ou poucas espécies são dominantes.

Conforme sugere Ricklefs (2003), sendo H proporcionalmente o logaritmo do número de espécies, pode-se utilizá-lo como expoente ou potência de e (ou \ln), o que torna H (agora e^H) comparável com o índice de Simpson.

O *índice de uniformidade de Pielou* refere-se ao padrão de distribuição dos indivíduos entre os grupos, ou seja, fornece informações acerca do grau de uniformidade das proporções entre as diversas espécies que constituem uma comunidade. O índice de Pielou é calculado pela expressão:

$$e = H / \log S$$

na qual H é o índice de Shannon-Wiener e S a riqueza (o número de espécies).

O índice de Pielou dá a noção de distribuição dos indivíduos entre as populações de uma comunidade, cujo valor pode variar de 0 a 1. Valores mais próximos de zero sugerem comunidades mais heterogêneas quanto à distribuição das espécies (menor uniformidade) e, conseqüentemente, menor diversidade. Por outro lado, valores tendendo a um (1,0) indicam maior homogeneidade na comunidade (maior uniformidade) e, portanto, máxima diversidade, uma vez que todas as espécies são igualmente abundantes.

Em uma visão mais objetiva, “para comunidades que apresentam reduzida diversidade, uma espécie é considerada dominante quando apresenta frequência superior a $1/S$, onde S é o número total de espécies na comunidade” (URAMOTO et al., 2005).

Algumas considerações, no entanto, devem ser apresentadas acerca da análise da biodiversidade e da utilização de índices de diversidade.

Em razão da impossibilidade prática de enumerar e retratar na íntegra a biodiversidade de uma comunidade, alternativamente, têm sido estudadas parcelas taxonômicas e/ou grupos funcionais de uma dado ecossistema (ROSSO, 1995; CORREIA; OLIVEIRA, 2000).

Magnusson et al. (2005) alegam que para caracterização da biodiversidade, há a necessidade de amostrar grandes áreas, o que pode se tornar inviável na prática. Porém, sem essa conduta, a probabilidade de espécies deixarem de serem identificadas e contabilizadas em uma investigação é crescente à medida que a área amostrada diminui.

Ricklefs (2003) confirma essa alegação ao considerar a “relação espécie-área”, na qual um número de espécies é maior em áreas maiores do que em áreas menores, a partir do que decorre a necessidade de se estudar diferentes regiões ou variáveis, fixando-se o tamanho da área de amostragem para minimizar esse efeito complicador nas investigações.

Outra dificuldade refere-se ao emprego da biomassa viva ou da densidade para o entendimento da diversidade biológica. A biomassa diz respeito à massa total de matéria orgânica produzida e existente em um ser vivo específico ou em um grupo de seres – população(ões). A densidade significa a quantidade de indivíduos de um ou mais grupos taxonômicos presentes em um dado local – unidade de área ou volume (RICKLEFS, 2003).

A relação entre biomassa e densidade é, muito frequentemente, inversa na natureza. Em outras palavras, organismos com reduzida biomassa geralmente apresentam elevada densidade e vice-versa. Portanto, também segundo Correia e Oliveira (2000), há limitações na utilização única de um desses dados, devendo-se recorrer a comparações temporais e/ou espaciais como artifício para minimizar tal dificuldade.

Por exemplo, ainda de acordo com os mesmos autores, organismos com biomassa elevada, em um processo de coleta de amostras em campo, apresentam possivelmente baixa densidade. Se esse entendimento não for levado em consideração, podem ocorrer interpretações que explicam apenas parcialmente o ecossistema ou a comunidade à medida que se estabelecem comparações com organismos que, possuindo pequena biomassa, exibem grandes densidades.

Muitas vezes, uma adversidade na estimativa e caracterização de uma população refere-se a grupos com dimensões muito reduzidas, nos quais a densidade ou a biomassa são fatores que, isoladamente, não tem grande importância ao longo do tempo, mas sim a taxa de renovação, que indica dinamismo, *turn-over* de nutrientes e controle populacional rígido (PRIMAVESI, 1990).

No que concerne aos índices de diversidade, existem muitos modelos disponíveis, tornando difícil a escolha do índice mais adequado. Além disso, nenhum deles é considerado ideal, de forma que a seleção deve envolver critérios bem definidos.

Uma situação que pode ilustrar uma possível insuficiência da utilização de índices de diversidade para explicar a realidade de um ecossistema refere-se ao emprego da

densidade de espécies ou de grupos taxonômicos, componente fundamental para o cálculo de muitos dos referidos índices.

É factível inferir que uma população apresenta um papel relevante na comunidade pelo fato de ser numericamente maior que as demais. No entanto, a incipiência do conhecimento taxonômico e/ou sobretudo funcional das espécies da comunidade, principalmente nas regiões tropicais, e a utilização exclusiva de índices de diversidade, pautados fundamentalmente nas abundâncias, podem constituir uma situação crítica no sentido de não detectar uma ou mais espécies que, embora em desvantagem numérica, exercem uma influência dominante na composição da comunidade. Esse tipo de espécie é admitido como espécie-chave (PINTO-COELHO, 2000; MORSELLO, 2006).

As informações sobre biodiversidade em escala global são escassas, fragmentadas e desuniformes, segundo as regiões do planeta, apesar dos esforços e iniciativas de alguns setores da comunidade científica e da sociedade civil organizada (LEWINSOHN; PRADO, 2002).

O rol de espécies cientificamente descritas e catalogadas perfaz valores entre um milhão e meio e dois milhões. Ainda que expressiva do ponto de vista numérico, trata-se de uma soma muito aquém das estimativas a respeito do número total de espécies existentes na biosfera (MARGULIS; SCHWARZ, 1998). Wilson (2008) supõe que sejam conhecidos apenas cerca de 10% do total existente e, ainda assim, de maneira muito superficial na maior parte das vezes.

2.2.3 Diversidade biológica nos solos

O Brasil é considerado o país com maior diversidade biológica, correspondendo a 20% da biodiversidade do planeta (TOLEDO, 2006), e o conhecimento científico sobre a mesma é ainda bastante incipiente (VARELLA, 1997; JOLY, 2002; PEIXOTO; MORIM, 2003; MOREIRA et al., 2005). De fato, de acordo com Lewinsohn e Prado (2002), existem diversos programas e projetos que visam esforços para o trabalho e publicações da atividade taxonômica. No entanto, muitos também são os obstáculos para tal intento, pois, a despeito de algumas iniciativas produtivas, a atividade taxonômica, a infra-estrutura

necessária, as coleções e a capacitação de profissionais para realizar o processo de formação adequada são, na verdade, insuficientes.

Com relação aos invertebrados, ainda segundo os mesmos autores, o número de espécies conhecidas ou estimadas por aproximação para o Brasil é de pouco mais de oito mil, frente aos cinquenta e oito mil estabelecidos para o total mundial. Além disso, Brandão et al. (2002) afirmam que o restrito conhecimento sobre a diversidade de invertebrados terrestres no Brasil é bastante desigual nas diversas regiões do País, mesmo ao serem levadas em conta apenas as espécies consideradas diretamente importantes ao ser humano, como pragas agrícolas, vetores de patógenos, polinizadores, animais venenosos ou peçonhentos, no manejo de ecossistemas ou como indicadores da qualidade ambiental, dentre outras relações possíveis.

Dentre todas as espécies animais já descritas, mais de um milhão no total, cerca de 95% equivalem às formas invertebradas, das quais somente os insetos constituem um número superior à soma de todos os grupos animais juntos (BARNES et al., 2005), o que demonstra a importância do estudo dessa categoria, sobretudo aquelas que apresentam, pelo menos, um de seus estágios de vida no solo, pois caracterizam-se por serem menos conspícuas em virtude do próprio habitat.

O solo é um corpo dinâmico e essa propriedade também decorre significativamente a partir da atividade biológica realizada pelos organismos que nele vivem ou se encontram temporariamente. Os fluxos de energia, bem como etapas relevantes do ciclo da matéria, são controlados pela ação conjunta da biodiversidade. Os mecanismos precisamente envolvidos não estão completamente esclarecidos, mas muitos dos processos e dos efeitos podem ser detectados de várias formas (ODUM, 1988; ZILLI et al., 2003; BNDES, 2008).

Durante muito tempo, embora houvesse algum senso acerca da importância dos diversos seres vivos nos atributos do solo e, mais especificamente, na agricultura, o conhecimento a esse respeito era basicamente de caráter empírico ou de uma ciência predominantemente descritiva (FANCELLO, 1990; PRIMAVESI, 1990; SCHIEDECK et al., 2006).

Ao longo do século XX, acompanhando o aprofundamento do conhecimento científico e tecnológico, atenção mais significativa foi progressivamente dada ao estudo e utilização de microrganismos do solo – bactérias e fungos, por exemplo. Em muitos

segmentos da sociedade, a microbiologia do solo demonstrou tamanha evolução que se desenvolveram técnicas que permitiram entender e manipular mecanismos biológicos sutis, possibilitando intervenções mais proeminentes, sobretudo nos sistemas agrícolas (ASSIS et al., 1992; CARDOSO, 1992), não obstante a maior parte da diversidade microbiológica seja desconhecida.

No entanto, embora o número de espécies e o de indivíduos sejam também muito grandes, a fauna de solo passou a receber maior notoriedade apenas a partir das últimas décadas. É bem verdade que, devido à dominância numérica e visual, as minhocas são secularmente conhecidas e sua atividade nos solos razoavelmente bem empregada (EDWARDS, 2004). Contudo, frente à diversidade desse reino (Animalia), ainda é proporcionalmente reduzido o conhecimento de sua taxonomia e funcionalidade nos ecossistemas, principalmente no que se refere às formas de invertebrados edáficos.

2.2.4 Fauna de solo

A fauna de solo pode ser classificada a partir de diferentes critérios. Segundo Aquino e Silva (2005), “os componentes do solo podem ser agrupados de acordo com os hábitos alimentares sendo: fitófagos ou herbívoros, os consumidores de plantas, zoófagos, os predadores de outros animais e saprófagos, os consumidores de animais e vegetais em decomposição”. Outro critério associado a esse é o nível trófico que ocupa no ecossistema ou na cadeia alimentar (DAJOZ, 1983).

Mais largamente, os estudos têm utilizado o tamanho do corpo dos organismos da fauna de solo como critério para agrupá-los. Brown et al. (2001) indicam diversas possibilidades de agrupamentos nesse sentido, conforme propõem diferentes autores. Swift et al. (1979) estabelecem classes de tamanho com base no comprimento (maior eixo longitudinal): a microfauna é constituída por organismos com dimensões inferiores a 0,2 mm, a mesofauna engloba os animais com tamanho corporal situado entre 0,2 mm e 10,0 mm e a macrofauna representa os indivíduos maiores que 10,0 mm. O termo megafauna é geralmente reservado para vertebrados ou invertebrados maiores.

Entretanto, os limites entre essas categorias são muitas vezes diferentes, segundo alguns autores, que consideram também outros planos corporais de medida, por exemplo, o diâmetro, como propôs Lavelle em 1997 (CORREIA, 2002). Nesse caso, a classificação mostra-se diferenciada, sendo: microfauna são os animais com diâmetro até 0,1mm, mesofauna com os organismos com valores entre 0,1mm e 2,0mm e macrofauna representada pelos indivíduos com dimensões compreendidas entre 2,0mm e 20,0mm (AQUINO; CORREIA, 2005).

É significativamente incompleto o conhecimento sobre a funcionalidade da fauna de solo. Mas, alguns avanços têm possibilitado desvendar atividades importantes relacionadas a esses organismos.

A microfauna é formada por organismos invertebrados aquáticos como os turbelários, rotíferos e nematódeos. Embora não sejam animais, protozoários são usualmente incluídos nessa categoria (CORREIA, 2002), sendo que seu metabolismo e a capacidade de capturar partículas orgânicas equivalem àqueles organismos (ESTEVES, 1998).

Em termos funcionais, esses seres atuam na regulação de populações de microrganismos (bactérias e fungos), utilizando-se dos mesmos como fonte alimentar. Alguns representantes podem atuar como parasitas ou predadores, participando também do ciclo da matéria e contribuir com a estrutura do solo em função da qualidade dos nutrientes disponibilizados (CORREIA; OLIVEIRA, 2000).

A mesofauna é composta por ácaros, colêmbolos, aranídeos, himenópteros, dípteros, isópteros, moluscos, oligoquetos, dentre outros. Esses grupos podem atuar mediante o consumo de componentes da microflora e microfauna e, em menor escala, na fragmentação e alteração de detritos orgânicos, participando da ciclagem de nutrientes e formando poros. Essas ações, combinadas com a deposição de fezes, contribuem para uma nova dinâmica para o aumento da mineralização e solubilização de nutrientes. Trata-se de um grupo com animais muito dependentes das condições de umidade local e que transitam fundamentalmente entre os espaços dos poros e sob a serapilheira (EIRA, 1995; MOÇO et al., 2005).

A macrofauna constitui-se dos diversos grupos de animais invertebrados, excetuando-se acari, colêmbolos, protura e diplura. Também de acordo com Eira (1995) e

Moço et al. (2005), exemplos típicos são blatódeos, diplópodos, quilópodos, isópodos, isópteros, himenópteros, aranédeos, escorpionídeos, coleópteros, dípteros, sendo que alguns desses ocorrem em seus estágios jovens – fase larval. Abrangem grande diversidade morfológica e comportamental entre seus representantes. Esses animais, geralmente, demonstram grande capacidade de mobilidade e de fragmentação de componentes residuais de origem vegetal, caracterizando-os como responsáveis pelo trânsito de materiais pelo solo através de galerias formadas a partir das escavações que os mesmos promovem.

A distribuição desses grupos também pode ser bastante variável, pois, enquanto alguns encontram-se em atividade isolada, outros são sociais. Mediante a atividade biológica, esses organismos misturam partículas, redistribuindo-as e incorporando pelotas fecais que contribuem e participam dos processos de humificação (CORREIA, 2000; CORREIA; OLIVEIRA, 2000).

Muitas outras funções ecológicas atribuídas à biodiversidade estão descritas na literatura científica. No processo de formação de solos, os seres vivos tomam parte, ainda que possam não constituir fator preponderante no processo. A própria equação de Jenny para expressar a ação conjugada dos fatores formadores do solo inclui os organismos como parte integrante do desenvolvimento do solo (BRADY, 1989).

Na prática, a ação biológica não ocorre de forma isolada, pois, além de se estabelecerem as interações entre seres vivos e componentes abióticos do sistema – partículas e substâncias químicas, ocorrem as relações dos membros da comunidade entre si. Portanto, a interpretação dessa condição real deve ser integrada, considerando um processo sistêmico (BRANCO, 1999).

Mediante tal concepção, o próprio entendimento do funcionamento do ecossistema depende do conhecimento relativo aos diversos fatores que o constituem e às interações existentes, das quais decorrem propriedades emergentes (ODUM, 1988). Dessa forma, a compreensão da fauna de solo deriva também da análise dos demais componentes bióticos em seu respectivo ambiente.

A diversidade vegetal é responsável pela maior parte da produção primária do sistema, disponibilizando a energia ecológica líquida, derivada da capacidade de captar energia luminosa e transformar em energia química incorporada à própria biomassa, aos demais níveis da cadeia trófica (BEGON et al., 2007).

A qualidade e quantidade de nutrientes existentes na biomassa vegetal estabelecem, até certo ponto, a composição e a densidade das espécies no sistema. Além de suprir as necessidades alimentares daqueles que se utilizam diretamente das plantas, a energia disponível na biomassa desta flui indiretamente de maneira decrescente entre os outros componentes – produção secundária. As plantas são as maiores provedoras de material constituinte da serapilheira, denotando também a importância daqueles organismos para os detritívoros (minhocas, milípidos etc.) e decompositores (principalmente, fungos e bactérias) e para aqueles que se relacionam com essas categorias de seres vivos (TOWNSEND, 2006).

Ricklefs (2003) aponta quatro formas pelas quais os materiais constituintes da serapilheira são transformados: lixiviação dos componentes menores solúveis em água; consumo direto pelos detritívoros; decomposição seletiva realizada, respectivamente, por fungos e bactérias.

Os organismos que participam desse processo formam o sistema heterotrófico (ODUM, 1988). A velocidade com que os nutrientes são utilizados e disponibilizados no solo, imprimindo-lhe propriedades específicas e podendo retornar à biomassa vegetal mediante a respectiva absorção, depende da natureza física e química dos componentes e estruturas que formam a serapilheira. Por exemplo, o coquetel químico presente ou secretado pelos diferentes tecidos vegetais pode apresentar caráter toxicológico distinto para cada espécie, caracterizando a capacidade de degradação. A ação concatenada das populações envolvidas é fundamental para levarem o processo a termo (DELITTI, 1982; LEPAGE, 1989).

O sistema radicular constitui uma gama variada de habitats e desempenha importantes funções para o sistema solo. A capacidade de contribuir com sua estrutura e descompactação, mediante a ação física e de seus exsudatos, favorece a mobilidade dos organismos e dos nutrientes no solo. Sabe-se que muitos exsudatos participam do processo de orientação no deslocamento (quimiotaxia) de nematóides, dentre outros animais. Além disso, as substâncias podem ter papel na agregação de partículas do solo (VZZOTTO et al., 2000; BARROS et al., 2004).

Em correspondência à composição e densidade vegetais, juntamente com os demais fatores que fazem parte do ambiente (ecossistema), constituem-se as demais populações com suas respectivas potencialidades e interações ecológicas.

Materiais de origem animal e, principalmente, vegetal formam as fontes de alimento de cupins. Esses organismos fragmentam e, associados a populações microbiológicas, promovem a digestão daqueles conteúdos, participando diretamente dos ciclos de diversos nutrientes – orgânicos e inorgânicos – no solo (BERTI FILHO, 1993).

Primavesi (1990) complementa que a atividade de cupins, bem como a de formigas e minhocas, aumenta a disponibilidade de nutrientes no solo, tornando as condições ambientais mais apropriadas ao desenvolvimento e crescimento de plantas. Esclarece ainda que muitos invertebrados, inclusive ao morrerem, eliminam secreções, excreções e fornecem detritos, reaproveitados por outros organismos. Em atividade, formam galerias que aumentam a porosidade do solo, trazendo os diversos benefícios correspondentes à menor densidade aparente. As substâncias presentes naquelas secreções ou excreções podem estimular o crescimento de plantas e, segundo a concentração de compostos nitrogenados, concentrarem muitos microrganismos fixadores de nitrogênio.

O fornecimento de nutrientes com origem na rocha matriz assimilados do solo pela vegetação é estimado em torno de 10%. Portanto, a regeneração e a manutenção desses nutrientes no próprio ecossistema são fundamentais à produção vegetal, o que traduz a importância do sistema heterotrófico nesse processo (RICKLEFS, 2003).

Outros componentes da fauna de solo assumem funções importantes. Se por um lado, ocorre um trabalho conjunto entre pequenos artrópodos e microrganismos do solo para a decomposição de matéria orgânica (ODUM, 1988), por outro lado, Barnes et al. (2005) indicam que, dentre outros, os nematóides estão entre os organismos que mais consomem microrganismos – bactérias e fungos, controlando essas populações.

A ação mecânica de fragmentação de materiais orgânicos realizada por muitos invertebrados favorece a atividade enzimática de bactérias e fungos no processo de decomposição. Nesse sentido, mesmo que esses microrganismos recebam a maior parte da matéria orgânica do solo (PRIMAVESI, 1990), há o comprometimento na razão de decomposição desses materiais no solo, principalmente da serapilheira, à medida que são alteradas as populações animais existentes.

O estabelecimento de relações alimentares com a classificação típica por níveis tróficos nem sempre é simples em se tratando da biota do solo, pois a classificação de uma espécie em seu respectivo nível pode ser imprecisa, uma vez que ocorre redundância funcional e flexibilidade alimentar em muitas populações. Essa condição demonstra que uma população pode suprir a carência ou ausência de outra em determinadas situações e, em virtude da peculiar estrutura física tridimensional do solo, pode haver um efeito tampão a perturbações, caracterizando a elasticidade e a estabilidade do sistema, a qual é proporcionalmente maior à medida que a biodiversidade, inclusive funcional, também é mais elevada (CORREIA, 2002).

Ainda de acordo com Correia (2002), “o aumento da diversidade de predadores e presas faz com que o fluxo de energia seja dividido por mais espécies, enfraquecendo cada par da interação (...) [e] serve para gerar (...) um efeito estabilizador (...) na comunidade”, atuando também como um tampão contra explosões demográficas. Contudo, não se tem totalmente esclarecido um modelo para dar conta de tal efeito.

As teias alimentares estudadas e propostas para as comunidades estabelecidas nos solos dão ênfase à microfauna e à mesofauna (CORREIA, 2002). No entanto, mais recentemente, trabalhos têm dirigido a atenção para a macrofauna devido às características e à importância desse grupo de invertebrados. Segundo Brown et al. (2001), a macrofauna exerce importantes papéis no sistema, os quais têm sido revelados progressivamente, apesar de, em alguns casos, animais dessa categoria estarem envolvidos em situações com efeitos adversos a exemplo das pragas.

Os mesmos autores descrevem funções ecológicas específicas desempenhadas pela macrofauna no meio ambiente. Na qualidade de saprófagos, coprófagos e necrófagos, estes animais caracterizam-se pela função de mineralizadores e decompositores; quando classificados como geófagos, realizam o efeito da biopedoturbação, isto é, processos de mobilização de materiais do solo exercidos por esses animais, construindo galerias por onde circulam ar e soluções; e no papel ecológico de predadores, participam do controle biológico de populações e pragas.

Em condições naturais, Berti Filho (1993) revela que as espécies arbóreas são geralmente tolerantes ao ataque anômalo de cupins, também contribuindo com a reciclagem da matéria orgânica. Tais organismos apenas constituem-se pragas à medida que, em

sistemas alterados ou artificiais, promovem a destruição descontrolada inclusive das partes vivas das plantas. Essa ação ainda se fundamenta no papel que os cupins desempenham em disponibilizar matéria orgânica e nutrientes no ecossistema.

Em razão dessa diversidade de possibilidades de entendimento da macrofauna, foram propostos outros modelos. Devido à heterogeneidade dos solos, os mesmos podem ser considerados segundo “esferas de influência” conforme citado por Correia (2002). Utilizando as descrições de Correia e Oliveira (2000) e também de Correia (2002), essas “esferas” correspondem a *sistemas biológicos de regulação* (SBR), compostas por: detritosfera, rizosfera, drilosfera, termitosfera, agregatosfera e porosfera.

A *detritosfera* é constituída por uma zona de detritos vegetais e animais em decomposição, provedora da principal fonte de energia para toda a cadeia alimentar. Em função da heterogeneidade da distribuição espaço-temporal das espécies vegetais, formam-se mosaicos na serapilheira, explicitando variação na diversidade de nichos ecológicos e de populações que podem exercê-los.

A *rizosfera* diz respeito à zona de influência das raízes, cuja produção de exsudatos influi nas populações de microrganismos e, por conseqüência, nas fontes alimentares da fauna. A *drilosfera* caracteriza-se pelo conjunto de estruturas do ambiente formadas pelas minhocas, permitindo o abrigo e fornecendo substratos para outros seres vivos. A *termitosfera*, a exemplo da drilosfera, corresponde ao volume de solo sob influência de cupins. A *agregatosfera* refere-se à relação estabelecida entre agregados do solo e seres vivos, utilizando aqueles componentes do solo como microhabitat e/ou na formação dos mesmos. A *porosfera* indica as porções em que há poros resultantes da própria estrutura do solo (macroporos) e da ação dos diferentes organismos associados ao solo (plantas e animais), que possibilitam a circulação de ar e nutrientes e, por conta desses, a ocupação por diferentes seres vivos.

Atenção especial também deve ser dada à biologia dos organismos da fauna, pois, para fins de coleta, estudos e entendimento, o padrão de distribuição pode ser bastante característico de cada espécie (população) pertencente à comunidade. A macrofauna pode ser classificada em categorias ecológicas segundo o critério de localização espacial e mobilidade. As formas epigéicas são aquelas que se restringem a habitarem o horizonte superficial do solo. As espécies endogéicas habitam apenas os horizontes mais profundos

do solo. Os animais anécicos apresentam mobilidade importante, podendo movimentar-se entre os horizontes mais superficiais e profundos (CORDEIRO et al., 2002). No caso específico de minhocas, as mesmas ainda podem ser categorizadas em endogéicas oligo, meso e polihúmicas em referência à quantidade de substâncias húmicas nos horizontes do solo (EDWARDS, 2004).

Complementarmente, um modelo referente ao entendimento da biodiversidade, nesse caso sobre a fauna de solo, trata das *guildas* – também utiliza-se a sinonímia *grêmio* (RICKLEFS, 2003). Para Pinto-Coelho (2000), esse conceito significa grupos de organismos que apresentam formas semelhantes de sobrevivência, explorando a mesma classe de recursos sem que os componentes tenham necessariamente uma identidade taxonômica. Contudo, Correia (2002) cita em sua revisão que os organismos que fazem parte de uma guilda atuam de forma a minimizarem a sobreposição de nichos.

A mesma autora refere-se ao estudo de Lavelle (1997) em que se propõe o modelo de guildas para os organismos do solo, estabelecido com base na relação com os microrganismos e no tipo de excremento que produzem. As guildas de invertebrados do solo são: (I) *microteias* que compreendem as teias existentes principalmente na rizosfera, formadas a partir de predadores da microflora de solo (bactérias e fungos), cujos nutrientes podem ser carregados até níveis tróficos mais elevados; (II) *transformadores de serapilheira* referem-se à fauna que ingere material orgânico puro e desenvolvem relações com a microflora em seus excrementos, que podem ser reingeridos posteriormente já parcialmente digeridos; (III) *engenheiros do ecossistema* são organismos da macrofauna que estabelecem relações mutualísticas com microrganismos dentro de seus tubos digestivos e eliminam excrementos de dimensões maiores, os quais podem fazer parte da constituição de macroagregados, proporcionando estruturas mais estáveis e porosidade ao solo.

Esse último conceito – engenharia de ecossistemas – é, por sinal, tratado em ecologia em relação a organismos que podem “alterar a distribuição e a abundância de grandes números de plantas e animais, e modificar a biodiversidade de maneira significativa”, criando, mantendo ou modificando habitats (HAEMIG, 2008).

Dessa forma, verifica-se que a estabilidade dos ecossistemas decorre de processos ecológicos em que se desenrolam interações dos seres vivos entre si e destes com o ambiente. Assim, corrobora-se o princípio de sistema interativo em que a biota faz parte da

constituição e da formação do solo e o solo estabelece, em parte, as condições para o desenvolvimento das comunidades biológicas.

2.2.5 Principais grupos taxonômicos de fauna de solo

A maioria dos invertebrados ocupa o extrato formado por serapilheira em diversos estágios de decomposição, raramente penetrando em camadas mais profundas do solo. Poucos são os invertebrados que adentram no solo. Por exemplo, formigas, minhocas, cupins, algumas larvas podem exibir tal capacidade. Dentre os principais invertebrados do solo, podem ser destacados alguns importantes grupos com algumas descrições de suas características mais representativas, segundo Storer et al. (2000), Lavelle e Spain (2001), Barnes et al. (2005) e Moço et al. (2005). O programa Biota (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP) também faz referências aos diversos grupos de seres vivos. Os principais grupos taxonômicos (filo, subfilo, classe, ordem etc.) de fauna de solo são:

Acari: organismos de dimensões reduzidas do grupo dos aracnídeos, exploram habilmente os microhabitats e apresentam-se em grande número, mas sua biologia e taxonomia não são bem conhecidas. Estão presentes entre os diversos materiais que formam a serapilheira. Exemplo: ácaros e carrapatos.

Araneae: grupo diversificado de animais predadores que vivem preferencialmente na serapilheira, mas podem ocupar espaços no solo, utilizando muitos invertebrados do solo como presas. Exemplo: aranhas

Blattodea: insetos com asas anteriores coriáceas e posteriores membranosas, mas ausentes em algumas espécies. Tamanho variável entre alguns milímetros a alguns centímetros, vivem geralmente de forma isolada, raramente com hábito gregário. Ocupam a serapilheira, cascas de árvores e, às vezes, coabitam com cupins. São frequentemente onívoros ou saprófagos. Exemplo: baratas.

Chilopoda: é um grupo dos miriápodes, encontrados na superfície do solo e entre as camadas de serapilheira, locomovendo-se em busca de alimento. Raramente penetram em

alguma porção do solo, mas alguns podem formar ou penetrar em galerias. São predadores em sua maioria e buscam abrigos úmidos. Exemplo: centopéias e lacraias.

Coleoptera: é um grupo muito diversificado de insetos, no que tange, dentre outras características, à forma, ao tamanho e às adaptações alimentares, tanto para as formas adultas quanto para os estágios larvais. Apresentam um par de asas rígidas (élitros) que protegem o par membranoso. Dessa forma, está subdividido em um grande número de famílias. Variando taxonomicamente, podem apresentar representantes saprófagos, fitófagos e predadores. Vivem preferencialmente na serapilheira, embora muitos possam cavar galerias, principalmente no caso das larvas. Exemplo: besouros, escaravelhos, carunchos, serra-paus etc.

Collembola: grupo de pequenos insetos ápteros, com poucos milímetros, pernas e antenas bem desenvolvidas e órgão abdominal saltador. Ocorrem abundantemente entre os materiais que compõem a serapilheira, como saprófagos ou predadores, favorecendo a decomposição ou participando de cadeias alimentares. Exemplo: colêmbolos.

Diplopoda: a exemplo dos quilópodos, é um grupo dos miriápodes, encontrados na superfície do solo e entre as camadas de serapilheira, locomovendo-se em busca de alimento. Raramente penetram em alguma porção do solo, mas alguns podem formar ou penetrar em galerias. São saprófagos ou detritívoros em sua maioria e buscam abrigos úmidos. Porém, com cutícula, rica em carbonato de cálcio, mais espessa que nos quilópodos, podem resistir mais à dessecação. Por isso, são mais favorecidos em solos ricos em cálcio. Algumas espécies tropicais ingerem solo com conteúdos orgânicos e expõem pelotas fecais. Frequentemente, enrolam-se quando tocados. Exemplo: piolho-de-cobra, gongolôs, embuás.

Diplura: animais muito pequenos, não atingem muitos milímetros de comprimento, sem olhos, possuem peças bucais mastigadoras. Vivem em grupos em locais com umidade na serapilheira ou enterrados no solo, alimentando-se de plantas ou como predadores. Exemplo: dipluros.

Diptera: grupo formado por organismos com um par de asas membranosas, cuja fase adulta não permanece o tempo todo no solo. No entanto, suas formas jovens do ciclo de vida, as larvas, podem ser encontradas nesse ambiente, sendo geralmente saprófagas. Mas, muitos representantes incluem-se entre os predadores, necrófagos, xilófagos,

coprófagos e micro e macrofitófagos. Mais presente no extrato da serapilheira, as larvas não são tão sensíveis ao dessecamento. Exemplo: mosquitos, moscas etc.

Formicidae: insetos pertencentes à ordem hymenoptera, apresentam-se em grande diversidade. Aparelho bucal geralmente mastigador, estabelecem relações com microrganismos. São sociais e podem utilizar uma gama de materiais como fonte alimentar. Exemplo: formigas.

Gastropoda: dentre uma gama extremamente diversificada de moluscos, os gastrópodes pulmonados terrestres exibem, em sua maioria, comportamento herbívoro e dependência de ambientes úmidos. Exemplo: caracóis, lesmas.

Hemiptera: insetos com peças bucais picadoras-sugadoras, exibem herbivoria ou predatismo. Apresenta três importantes subordens: Homoptera – com asas posteriores e anteriores ausentes, tamanho entre 0,5mm e 35,0mm. Exemplos: pulgões, cigarrinhas, coccídeos (cochonilhas); Auchenorrhyncha – com asas anteriores coriáceas sobre as asas posteriores membranosas. Exemplo: cigarras; Heteroptera – com asas anteriores coriáceas somente na base (hemiélitros) e posteriores membranosas. Exemplo: percevejos e barbeiros.

Hymenoptera: insetos com peças bucais geralmente mastigadoras, bem como em suas larvas, exibem herbivoria ou predatismo. Ambos os pares de asas membranosos, podem formar organizações sociais. Exemplo: abelhas, vespas.

Isopoda: animais do grupo dos crustáceos com até 2,0 cm, muito intimamente dependentes da umidade, apresentando adaptações ao ambiente terrestre. Pouco resistentes a baixas temperaturas. Presentes na serapilheira, podem viver por alguns anos, são saprófagos e frequentemente exibem coprofagia. Sua distribuição pode estar limitada à disponibilidade adequada de cálcio e cobre na serapilheira. Exemplo: tatuzinho-de-jardim

Isoptera: insetos sociais, com indivíduos de pequeno porte, alados (nesse caso, as asas são do mesmo tamanho) e não alados, podem ser saprófagos, herbívoros ou predadores. Apresentam aparelho bucal mastigador, fundamentalmente adaptados à alimentação com celulose. Estabelecem relações com microrganismos em seu tubo digestivo. Exemplo: cupins (ou térmitas).

Lepidoptera: insetos com pares de asas recobertos por escamas e aparelho bucal do tipo sugador-lambedor. No estágio larval, alimenta-se basicamente de materiais de origem vegetal, mas podem ser predadores. Exemplo: borboletas, mariposas.

Protura: animais muito pequenos, não atingem muitos milímetros de comprimento, sem olhos, com cabeça cônica, possuem peças bucais sugadoras. Vivem na serapilheira ou enterrados no solo, alimentando-se de matéria orgânica. Exemplo: proturo.

Pseudoscorpionida: aracnídeos de tamanho corporal reduzido, assemelham-se aos escorpiões, mas não apresentam o abdômen longo (pós-abdômen) com aguilhão. São predadores, vivendo na serapilheira, sob pedras ou em cascas de árvores e em vegetação rasteira ou de pequeno porte. Exemplo: pseudoescorpião.

Psocoptera: insetos de pequeno porte, que atingem até 1,0cm, consomem a microflora, disponibilizando a biomassa para o restante da cadeia alimentar. Possuem dois pares de asas membranosas, peças bucais mastigadoras, vivem em cascas de árvores, folhagens ou sob pedras. Exemplo: piolhos-de-casca-de-árvores.

Scorpionida: aracnídeos de tamanho variável, a maioria entre 3,0cm a 9,0cm, geralmente apresentam hábitos crípticos e vida noturna. Mantêm-se protegidos sob pedras, troncos e galerias. Estão presentes em regiões secas ou úmidas e são obrigatoriamente predadores. Exemplo: escorpiões.

Symphyla: é um pequeno grupo dos miriápodes, encontrados na superfície do solo e entre as camadas de serapilheira, locomovendo-se em busca de alimento. Com corpo alongado como as centopéias, mas sem atingir tamanho superior a 1,0cm. Alimentam-se de materiais vegetais, fragmentando-os. Exemplo: sínfilo

Thysanoptera: insetos de dimensões reduzidas (poucos milímetros a pouco mais de um centímetro) e forma delgada, apresentam aparelho bucal adaptado a raspar, picar e sugar, ocupam vários habitats: nas plantas e serapilheira. Asas estreitas, quando presentes. Algumas espécies alimentam-se de materiais vegetais como saprófagas, outras são predadoras, consumindo ácaros e outros insetos. Exemplo: tripes

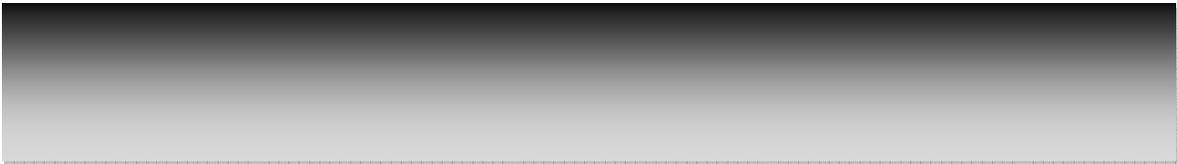
Thysanura: insetos desprovidos de asas, apresentam aparelho bucal do tipo mastigador, alimentando-se de matéria orgânica e, por isso, encontra-se geralmente na serapilheira. Movem-se rapidamente, podendo chegar a poucos centímetros de comprimento. Exemplo: traças

Ao que se pode verificar, a biodiversidade é de fato muito ampla. De acordo com Bentes-Gama (2003), quanto maior a diversidade biológica de um país, maior será o número de produtos industrializados que podem ser gerados, ou seja, a importância da biodiversidade está posta em função do desenvolvimento da biotecnologia. Assim, se, recentemente, a participação da biodiversidade correspondia direta ou indiretamente a cerca da metade do produto interno bruto do Brasil, compreende-se que, em curto espaço de tempo, a diversidade biológica passará de um nível de uso econômico limitado para um nível de uso avançado.

Em virtude das implicações sociais, econômicas e políticas envolvidas nas questões que dizem respeito ao estudo, entendimento, uso e conservação da biodiversidade, próprias da problemática ambiental, a relativização e contextualização do conceito se fazem importantes.

No presente trabalho, o termo diversidade biológica assumirá a conotação de medida da diversidade de organismos de táxons distintos em uma área específica.

3. Sistemas naturais: biomas terrestres



3. SISTEMAS NATURAIS: BIOMAS TERRESTRES

Os biomas terrestres podem ser definidos como biosistemas regionais caracterizados por “um tipo principal de vegetação ou outro aspecto identificador da paisagem” (ODUM, 1988), o que significa para Ricklefs (2003) um tipo grande de comunidade ecológica. Dessa forma, ecossistemas e comunidades classificam-se de acordo com as fisionomias vegetais predominantes de uma região, tornando-se pontos de referência para comparar processos ecológicos. Um bioma é constituído por diversos sistemas ecológicos com características afins.

Para o mesmo autor, alguns fatores são determinantes na constituição das características típicas de um bioma. Os mais importantes do ponto de vista do ambiente físico são o clima, fundamentalmente a temperatura e a umidade, o relevo e o solo. Com relação aos fatores de natureza ecológica, há de se considerar a contribuição das interações interespecíficas e, com relação à história do planeta, as modificações geológicas, reconfiguração topográfica e variações climáticas a que a região foi submetida ao longo do tempo.

Esse conjunto de fatores, em ação combinada, aliado aos processos adaptativos evolutivos dos organismos presentes, estabelece as condições e as razões para a localização e a caracterização de cada bioma. Sob esse aspecto, verifica-se que, na ausência desses diferenciais espaço-temporais, o planeta exibiria um único bioma. Nesse sentido, constata-se que, diferentes regiões do planeta em latitudes equivalentes, salvo a existência de outras variáveis, encerram em si vegetação com fisionomias semelhantes, a exemplo das savanas africanas e do cerrado brasileiro.

Por essa razão, o Instituto Brasileiro de geografia e Estatística - IBGE (2004), ao elaborar o Mapa de Biomas do Brasil, conceituou bioma como “conjunto de vida (...) constituído pelo agrupamento de tipos de vegetação contíguos e identificáveis em escala regional, com condições geoclimáticas similares e história compartilhada de mudanças, o que resulta em uma diversidade biológica própria”.

No Brasil, são identificados seis principais biomas terrestres: Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica, Caatinga, Pampa e Pantanal (FIGURA 3.1).



FIGURA 3.1 – Mapa de biomas do Brasil. Fonte: IBGE (2004)

Na classificação do IBGE (2004), representada no Mapa de Biomas do Brasil, encontram-se inclusos nos biomas ou domínios, as formações e ecossistemas associados com aspectos fitogeográficos e botânicos desde que sob as mesmas influências climáticas. Cada um dos biomas, em suas áreas de aproximação, exhibe situações de transitoriedade e, dentro dos limites de cada um, variações regionais, multiplicando a diversidade no território nacional. Outras classificações diversificam as áreas e denominações, mas não correspondem a grandes extensões de terra (IBGE, 2004; RBMA, 2008; SOS MATA ATLÂNTICA, 2008). No entanto, com o argumento pautado na extensão territorial, as áreas de maior importância correspondem aos biomas Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica (TABELA 3.1).

Os demais biomas, por menores que sejam as extensões territoriais que apresentem, possuem sua importância intrínseca, uma vez que tais unidades ecológicas cingem os respectivos endemismos, bancos genéticos, rotas migratórias, dentre tantos valores a serem mencionados.

TABELA 3.1 – Área dos biomas continentais brasileiros

Biomas continentais brasileiros	Área aproximada (km ²)	Área / total Brasil (%)
AMAZÔNIA	4.196.943	49,29
CERRADO	2.036.448	23,92
MATA ATLÂNTICA	1.110.182	13,04
CAATINGA	844.453	9,92
PAMPA	176.496	2,07
PANTANAL	150.355	1,76
Área total BRASIL	8.514.877	100,00

Fonte: IBGE (2004)

Estes principais biomas em extensão apresentam formações florestais distintas, podendo ser principalmente florestas ombrófilas, florestas estacionais decíduais ou semidecíduais, com diversos estratos, ou até áreas mais abertas, em que há a ocorrência de campos.

Carvalho (2003) detalha melhor o significado e as exemplificações das regiões fitoecológicas em seus aspectos ecológicos, conforme descrito resumidamente adiante.

A *floresta ombrófila densa* corresponde à floresta pluvial tropical, tipicamente a floresta amazônica e mata atlântica. Nessas formações, ocorrem condições ambientais – temperatura média próxima a 25°C, pluviosidade elevada e bem distribuída ao longo do ano, cujo período de estiagem não supera dois meses – que possibilitam o desenvolvimento abundante de fanerófitos, lianas, epífitas. Em função da faixa de altitude em que se estabelece, a vegetação manifesta diferentes fisionomias, caracterizando faciações específicas para cada formação.

Floresta estacional significa uma formação vegetal submetida à “dupla estacionalidade climática”, isto é, tem relação com climas que exibem uma estação chuvosa e outra seca, muito freqüente em diversas áreas da mata atlântica. Com adaptações específicas a essa variação sazonal da umidade, podem ser classificadas em *floresta estacional semidecidual* quando 20 a 50% dos indivíduos do conjunto florestal perdem suas folhas e *floresta estacional decidual* quando mais de 50% das plantas são caducifólias. Em ambos os casos, também podem ocorrer faciações.

As savanas – termo cosmopolita para cerrados – são formações com fisionomia xeromórfica em regiões com clima estacional, havendo um período bem definido de seca em que, frequentemente ocorrem incêndios naturais, cuja dinâmica faz parte o processo de regeneração vegetal. Caules tortuosos, cascas espessas e folhas pilosas dão a aparência em parte dessa formação muito mais em razão das características do solo do que em função do clima ou da disponibilidade de hídrica. As condições edáficas e o adensamento da vegetação caracterizam variações fitofisionômicas desde uma composição por elementos essencialmente arbóreos com alguns metros de comprimento até áreas com cobertura predominantemente graminóide e herbácea, constituindo os campos.

3.1 Bioma Amazônia

O bioma Amazônia ocupa uma grande parte do território nacional, próximo a 50%, abrangendo diversos estados brasileiros, formando a chamada Amazônia Legal (Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Rondônia, Roraima, além de partes do Maranhão, Tocantins e Mato Grosso), e estendendo-se por alguns países vizinhos (Bolívia, Equador, Guianas, Peru, Suriname e Venezuela) (IBAMA, 2008).

A Amazônia está delimitada ao norte pelo Planalto das Guianas, a oeste pela Cordilheira dos Andes, a leste pelo Oceano Atlântico e ao sul pelo Planalto Central (FISCH; MARENGO; NOBRE, 2008).

As características geológicas, topográficas e climáticas condicionaram grande diversidade de classes de solos, ainda que a fertilidade dos mesmos seja considerada reduzida. Os solos podem ser facilmente lixiviados quando expostos e acomodam-se em relevo predominantemente de planícies inundáveis, algumas depressões e planaltos. A maior parte dos solos, em uma aproximação generalizada, classifica-se como Latossolos e Argissolos (CHIG et al., 2008).

Em situações habituais, os solos são considerados pobres em relação à fertilidade e a elevada capacidade de manutenção da grande biomassa florestal deve-se a uma ação integrada do sistema natural, em que uma rápida ciclagem de nutrientes recém-ingressos na

serapilheira são disponibilizados aos organismos, dadas as condições locais favoráveis (RODRIGUES et al., 2004; SANCHES et al., 2009)

O clima é equatorial úmido, com temperaturas entre 22 e 28°C e disponibilidade hídrica elevada, mediante a freqüente pluviosidade distribuída o ano todo (cerca de 2300 mm/ano, embora em algumas localidades extremos de valores possam ocorrer), condição que se dá fortemente em função dos altos valores de energia que incidem sobre a região, combinados com vários fatores. As baixas amplitudes térmicas são comuns em toda a Amazônia, exceto a partir do centro-sul de Rondônia (AMAZONAS, 2005; FISCH; MARENGO; NOBRE, 2008).

Como grande parte da área amazônica é tomada por uma extensa bacia sedimentar, estabelece-se uma grande rede de drenagem fluvial, havendo porções alagadas, cujo conjunto forma o maior volume de água doce superficial do planeta: a rede hidrográfica do Amazonas com todos os seus afluentes (ANA, 2008).

Em semelhantes condições, estabelecem-se os conjuntos vegetais de grande complexidade no estágio clímax. Predominam as formações de florestas ombrófilas densas e abertas, com elementos arbóreos de médio e grande porte e riqueza de epífitas. É notabilizada pelos diversos estratos na fisionomia florestal, que ocupam desde as porções mais próximas do substrato até o alto das copas. Por outro lado, nas áreas total ou parcialmente inundadas, são comuns as formações menores.

Evidencia-se a alta diversidade florística, sendo poucas espécies dominantes e muitas espécies raras (SOUZA et al., 2006). Em função dos fatores climáticos, as espécies vegetais são geralmente higrófilas, latifoliadas e perenifólias (IPEF, 2002). Fruto da grande extensão ocupada por esse bioma, há grande variedade de formações vegetais, estabelecendo-se um aspecto de mosaico rico.

3.2 Bioma Cerrado

O bioma Cerrado corresponde a uma área próxima a um quarto do território nacional, estando presente em todo o Distrito Federal e mais da metade dos estados de Goiás, Maranhão, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e Tocantins, ou seja, principalmente

no Planalto Central Brasileiro (IBGE, 2004). Existem também as “ilhas” – ecótonos – dessa fitofisionomia em São Paulo e Paraná, além de outros estados do Norte e Nordeste do Brasil (COUTINHO, 2000).

No bioma, ocorrem diferentes fisionomias, as quais são denominadas, segundo a dimensão *altura* e a quantidade de *biomassa* em ordem decrescente dessas variáveis, ou seja, em função da distribuição das mesmas entre a densidade de árvores e arbustos: cerrado, cerrado típico, campo cerrado, campo sujo de cerrado e campo limpo (SÃO PAULO, 2000; IBAMA, 2008).

Para Coutinho (2000), essa heterogeneidade varia desde o cerrado, que é a formação florestal propriamente dita, com formas relativamente densas, três estratos vegetais – superior: árvores esparsas, com até 20m de altura; intermediário: árvores e arbustos retorcidos; e inferior: vegetação rasteira – com raízes que podem se aprofundar muito no solo, até o campo limpo, no qual predominam as formações rasteiras. Além do aspecto tortuoso das árvores, as cascas são espessas, as folhas grossas e o porte não muito elevado, dando-lhe um aspecto de xeromorfismo.

O mesmo autor destaca que o clima é basicamente tropical sazonal, com o inverno tipicamente seco. Com forte insolação, as temperaturas variam conforme a região, as médias mantêm-se entre 23 e 26°C, mas com extremos bastante acentuados. Contudo, ao contrário das temperaturas, as precipitações demonstram grande estacionalidade, concentrando-se entre a primavera e verão com valores entre 1200 a 1800mm.

Embora os solos sejam normalmente pobres e ácidos, o grande número de classes de solos apresenta interrelações com a constituição das paisagens do cerrado (REATTO; MARTINS, 2005). No entanto, existe um fator que é determinante na fisionomia típica da floresta, isentando uma eventual indisponibilidade de água, pois, considerando o desenvolvimento de raízes profundas, é possível atingir camadas do solo em que o lençol freático fornece suprimento suficiente de água mesmo durante a estiagem (SCARIOT et al., 2005).

O desequilíbrio de nutrientes do solo, sumamente a elevada concentração de ferro e alumínio, teria, em função do efeito fitotóxico deste último, papel preponderante no desenvolvimento vegetal (COUTINHO, 1978, 1987; QUEIROZ NETO, 1982; HARIDASAN, 2000).

De fato, todo bioma deve ser analisado à luz da óptica sistêmica e, por conta disso, o cerrado somente tem sua fisionomia como resultado final do dinamismo do conjunto de fatores que, por sua vez, são responsáveis últimos pelos padrões e processo da comunidade. No caso, participam os fatores estacionalidade climática, disponibilidade hídrica, características edáficas como profundidade, textura e disponibilidade de nutrientes no solo, fogo e herbivoria (SCARIOT et al., 2005).

Uma singularidade relevante do cerrado é, dada à localização geográfica, estabelecer contato com muitos dos biomas brasileiros, evidenciando possibilidades de fluxos genéticos em suas áreas de transição – ecótonos. As adaptações exibidas por muitas espécies vegetais permitem-lhes sobreviver nessas condições, que se mostram hostis a outras espécies, imprimindo um caráter todo especial a esse bioma (RICKLEFS, 2003; BRASIL, 2008).

Por conta dessas e outras particularidades, o bioma do cerrado caracteriza-se por um grande número de endemismos, acrescentando mais uma razão de forte concernimento acerca do processo de devastação de grandes áreas para fins produtivos na agropecuária.

3.3 Bioma Mata Atlântica

O bioma Mata Atlântica está presente na faixa territorial que se estende desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul, ocupando as planícies costeiras, a cadeia de montanhas paralelas à costa brasileira, cujo substrato dominante é de rochas cristalinas, e adentrando em trechos de planaltos (IBAMA, 2008).

Dada à disposição espacial, a Mata Atlântica encontra-se em regiões de diferentes latitudes, cuja incidência de energia é significativamente desigual entre os extremos, estabelecendo um gradiente de valores no eixo norte-sul. Por essa razão, o fator crítico que basicamente determina uma unidade ao conjunto de ecossistemas interligados é a presença de umidade.

A umidade tem origem fundamentalmente das massas provenientes do Oceano Atlântico. Massas de ar carregadas de vapor d'água, ao se defrontarem com as áreas de

encosta e deslocarem-se para maiores altitudes, sofrem condensação, formando névoas e chuvas intensas.

Os solos nem sempre são profundos, mas, geralmente, são úmidos, ácidos e pouco férteis e, frente à incidência de chuvas, apresentam riscos de erosões e desmoronamentos. A disponibilidade de nutrientes à floresta, a exemplo do bioma amazônico, é garantida por intensa atividade biológica na ciclagem de materiais presentes na serapilheira. A elevada taxa de decomposição decorre do ambiente escuro e úmido no interior da floresta (SÃO PAULO, s/d.; SILVA, 1994).

A floresta, em razão da umidade, é higrófila, latifoliada e perenifólia, podendo atingir 20 a 30m de altura em seu dossel, que se apresenta bastante fechado, também em função da proximidade entre os grandes elementos arbóreos. Os extratos arbóreos, arbustivos e herbáceos conferem um aspecto de mosaico resultante da grande diversidade de espécies de plantas (SÃO PAULO, 2000).

Joly (1991) caracteriza três tipos de formações para a floresta atlântica: floresta de encosta nos estados das regiões Sul e Sudeste; floresta de terras baixas no Nordeste brasileiro; e as formas intermediárias abrigadas no estado do Espírito Santo, sendo que porções dessa vegetação foram introduzidas.

As formações florestais variam segundo a região. Constituídas por grupos fitofisionômicos, segundo o decreto federal 6.660 de 21 de novembro de 2008 (BRASIL, 2008), considera-se a configuração original das formações florestais nativas: “Floresta Ombrófila Densa; Floresta Ombrófila Mista, também denominada de Mata de Araucárias; Floresta Ombrófila Aberta; Floresta Estacional Semidecidual; Floresta Estacional Decidual (...)”.

Dentre outras formações florísticas e ecossistemas associados à Mata Atlântica, compondo um mosaico que explicita a diversidade desse bioma, estão os manguezais, restingas, matas de ilhas com suas características próprias, campos de altitude, campos salinos e áreas aluviais, brejos interioranos e encaves florestais (IBGE, 2004; BRASIL, 2008; IBAMA, 2008; SOS MATA ATLÂNTICA, 2008).

De qualquer maneira, seja qual for a classificação, trata-se de um bioma em que notadamente há grande biodiversidade. Embora nos últimos anos a área ocupada pelo mesmo seja presumida em 7 ou 5% da cobertura original da mata, os valores de diversidade

biológica estimados são invariavelmente elevados. Estudos locais indicam possibilidades dos números serem superiores que em quaisquer outros biomas. Por exemplo, o número de espécies diferentes de árvores no sul da Bahia foi calculado em 450 por hectare (WWF, 2006; MARQUES, 2007).

Tendo por base essas informações, Tabarelli e Mantovani (1999) confirmam o elevado grau de endemismos, sugerindo a superioridade dessa floresta em relação a outras, também quanto a esse aspecto. Portanto, a combinação dos fatores degradação ambiental, diversidade de espécies e número amplo de endemismos são determinantes na importância desse bioma.

Os biomas Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica localizam-se em áreas que histórica ou contemporaneamente têm sido objeto de ocupações urbanas, atividades agropecuárias, mineração e indústrias, dentre outras atividades provocadoras de devastações e impactos significativos nesses sistemas, que urge esforços e ações para o conhecimento e a conservação dos mesmos.

4. Degradação e conservação do solo e da fauna edáfica



4. DEGRADAÇÃO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA FAUNA EDÁFICA

4.1 Degradação do solo

As atividades humanas adicionam consequências variáveis no meio ambiente, podendo causar determinados impactos ambientais. O meio ambiente é um conceito amplo e complexo, motivo pelo qual muitas definições são propostas.

Legalmente, o meio ambiente é o “conjunto de condições, leis, influência e interações de ordem física, química, biológica, social, cultural e urbanística, que permite, abriga e rege a vida em todas as suas formas” (BRASIL, 1981; CONAMA, 2002).

No entanto, em sistemas de gestão ambiental organizacional, o meio ambiente é definido como a “circunvizinhança em que uma organização opera, incluindo-se ar, água, solo, recursos naturais, flora, fauna, seres humanos e suas inter-relações” (ABNT, 2004a).

Em todas essas definições, contempla-se o caráter interativo dos fatores – bióticos e abióticos – que constituem o sistema, assim como se observa nos modelos de sistemas ecológicos propostos na Ecologia. Contudo, nessa ciência, evita-se a interpretação cultural do ser humano, segundo alguns autores (ODUM, 1988; ANTUNES, 1994).

Nesse sentido, as consequências ambientais advindas do fator antrópico podem gerar degradações ambientais. A degradação da qualidade ambiental é compreendida como a “alteração adversa das características do meio ambiente”. Essa degradação pode ser uma decorrência do fenômeno da poluição que se trata da:

“degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: (a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; (b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; (c) afetem desfavoravelmente a biota; (d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; (e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos” (BRASIL, 1981).

Contudo, as definições de degradação da qualidade ambiental e de poluição mostram-se praticamente interpenetráveis uma na outra, tornando a precisão e o rigor de entendimento mais improváveis, valendo, muitas vezes, um pelo outro (CYSNE;

AMADOR, 2000). A partir desse pressuposto, a definição de poluição ambiental utilizada está associada à atividade industrial *lato sensu*, sendo:

“qualquer alteração das propriedades físicas, químicas ou biológicas do meio-ambiente, causadas por qualquer forma de energia ou de substâncias sólida, líquida ou gasosa, ou combinação de elementos despejados pelas indústrias, em níveis capazes, direta ou indiretamente, de:

I - prejudicar a saúde, a segurança e o bem-estar da população;

II - criar condições adversas às atividades sociais e econômicas;

III - ocasionar danos relevantes à flora, à fauna e a outros recursos naturais”

(BRASIL, 1975)

Esta definição, embora já elaborada há décadas, ainda é frequentemente empregada em cursos de formação de educadores ambientais, pesquisas e textos, por exemplo de organizações não governamentais e consultorias, dentre outros (GPCA MEIO AMBIENTE, 2007). Contudo, deve conter implicitamente a idéia de ação ou omissão humana que, pela descarga de matéria ou energia, atua sobre a água, o solo e o ar, causando um desequilíbrio nocivo, de curto ou longo prazo, sobre o meio ambiente, cujos efeitos são aqueles previstos nas definições legais (VALLE, 2002).

Fenker (2007), intencionando evidenciar as inconsistências de termos em textos legais, sintetiza os significados para evitar definições com um tratamento muito abrangente. Dessa forma, no âmbito da lei, esse autor limita a degradação ambiental a uma alteração adversa das características do objeto, no caso, o meio ambiente. Por sua vez, classifica a poluição simplesmente como “uma espécie, ou a única espécie, de degradação ambiental”.

Por essa razão, a fim de garantir um padrão no mercado em escala internacional, as principais normas de modelos de sistemas de gestão ambiental definem impacto ambiental, que é o fator decorrente de quaisquer aspectos ambientais. Assim, considera-se impacto ambiental “qualquer modificação do meio ambiente, adversa ou benéfica, que resulte no todo ou em parte, das atividades, produtos ou serviços de uma organização” (ABNT, 2004b).

Os impactos ambientais ou a poluição podem ocorrer no ar, na água, no solo e atingir efetivamente a estabilidade das comunidades biológicas (DERÍSIO, 2000), mediante a interferência em uma ou mais populações a partir de alterações em quaisquer componentes do habitat que venham a limitar recursos ou o nicho ecológico dos indivíduos

(ODUM, 1988; RICKLEFS, 2003). No que se refere aos organismos do solo, formas diversas de manejo inadequado têm restringido ou eliminado o habitat e o nicho dos mesmos.

No caso das atividades agrícolas sob manejo convencional, o uso intensivo com práticas tradicionais, principalmente sem uma análise técnica ou a devida atenção à capacidade de uso do solo, determina a degradação crescente do solo, mesmo que alguns deles exibam propriedades favoráveis (PRIMAVESI, 1990).

Mello (1989) resume as grandes perdas de carbono de diversos solos por erosão, as quais somam toneladas por hectare a cada ano. Nesse sentido, Lucarelli (1997) aponta que práticas em que se empregam plantio sentido “morro abaixo”, enxada rotativa, grade aradora, arado de disco, dentre outros, são as mais evidentes em solo erodido.

A erosão – laminar, em sulcos ou voçoroca – significa a perda de nutrientes e a desestruturação do solo, comprometendo as condições de sobrevivência de muitas populações desse e de outros sistemas, pois, as áreas que acumulam esses materiais, como os ambientes aquáticos, também têm alterações importantes (ABDON, 2004; ROSA, 2005).

Ao entender sobre a necessidade de disponibilidade hídrica às culturas para um bom desenvolvimento das plantas, utilizam-se procedimentos de irrigação. Entretanto, dependendo do método, os efeitos podem ser complicadores. Silva (1967) e Azevêdo (2003) indicam que as formas mais comuns são por inundação da superfície do solo, aspersão ou canais de irrigação.

Além da baixa eficiência de muitos desses métodos e da grande demanda de água, há significativa perda desse recurso por evaporação, escoamento e infiltração. Ao solo, estratégias inadequadas, associadas a determinadas condições climáticas e do próprio solo, podem resultar em processos de salinização, comprometendo a qualidade do solo (POSTEL, 1999, *ibid.* 2001).

O fogo é um fator ecológico em muitos ambientes. Por exemplo, em regiões de cerrado, esporadicamente, ocorrem incêndios. Estes participam de processos de ciclagem de nutrientes e da dinâmica de repovoamento de organismos no sistema, principalmente no que se refere às espécies de plantas do bioma. Além disso, após a queima, as cinzas podem contribuir com a reintrodução no solo de minerais que se encontravam anteriormente na biomassa vegetal.

Contudo, essa prática frequente, utilizada generalizada e deliberadamente para remover restos vegetais ou facilitar o acesso às culturas, tomam proporções descontroláveis, invadindo áreas não planejadas, causando emissões de carbono na atmosfera, perdendo nutrientes importantes. Tão graves quanto esses efeitos, as altas temperaturas comprometem a diversidade biológica local e seu potencial de recuperação do sistema, conduzindo-o a uma simplificação e empobrecimento (ODUM, 1988; COUTINHO, 1990).

De acordo com Pivello-Pompéia (1985), o próprio bioma cerrado, que exhibe algumas adaptações para processos de queimadas, em situações de repetição, perdem nutrientes além de sua capacidade de geração, mediante exportação dos mesmos para a atmosfera ou outros compartimentos do sistema. Essa condição pode ser ainda mais grave em outros ambientes submetidos ao fogo.

Outra prática impactante é o sistema de monoculturas. Esse trata-se de uma verdadeira simplificação do sistema ecológico, eliminando a maior parte dos nichos e, portanto, das respectivas espécies locais, ocorrendo a rarefação das relações ecológicas. Condições como essas reforçam o pressuposto verificado em muitos ambientes de que ecossistemas naturais apresentam maior diversidade. A simplificação de um sistema acaba por exigir maiores intervenções de matéria e energia, ou seja, também de recursos econômicos (ODUM, 1988).

Em um sistema mais simples, estabelecem-se as prerrogativas para o aparecimento de pragas. Essas demandam os chamados quatro “A” – abrigo, água, acesso e alimento (JACCOUD, 2000; MENEZES, 2003; CRUZ, 2007; FRITZ et al., 2008). Na ausência de inimigos naturais (competidores, parasitas etc), proliferam-se anormalmente, constituindo a condição de pragas. A presença de pragas de toda a natureza, na iminência de gerar prejuízos, desencadeia procedimentos comuns entre os gestores: por exemplo, a utilização de pesticidas (PRIMAVESI, 1990; PINTO-COELHO, 2000; RICKLEFS, 2003).

Os pesticidas provocam prejuízos econômicos, ecológicos e, muitas vezes de saúde pública, sem a plena garantia de solução do problema, uma vez que a causa primária não foi modificada (ODUM, 1988). A questão em si mostra-se ainda mais grave na medida em que indicadores internacionais e brasileiros demonstram o avanço dos números em relação à comercialização e utilização desses insumos.

A *Environmental Protection Agency* – EPA (1991), agência de proteção ambiental dos Estados Unidos, relata que a utilização de ingredientes ativos no território americano mais que duplicou os valores em vinte anos. No Brasil, o IBGE (2008), mediante divulgação do Índice de Desenvolvimento Sustentável – IDS de 2008 revela que aumentou o consumo dos agrotóxicos usados no controle de pragas, doenças e ervas daninhas, ainda que aqueles produtos classificados como mais tóxicos tenham tido menor participação no mercado. Os pesticidas estão relacionados aos principais problemas de contaminação dos solos nas atividades agrícolas (DERÍSIO, 2000).

A utilização de fertilizantes químicos pode também constituir causa de problemas ambientais. O uso indiscriminado desses insumos, além de dispendioso financeiramente, se mal gerido, pode trazer danos importantes. A lixiviação diferencial dos componentes aplicados pode caracterizar um desequilíbrio local no solo e, conduzidos pelas chuvas aos ambientes aquáticos, contribuir para processos de eutrofização dos corpos d'água (OTTAWAY, 1980; ESTEVES, 1989).

Outras práticas comuns no setor agropecuário são capazes de provocar impactos severos no ambiente e, especificamente, nos solos. Criações extensivas de gado, por exemplo, criam a demanda por monocultura de pastagens e ainda estabelecem, devido ao pisoteio dos animais, processos de compactação do solo. Este, por sinal, é também resultado do uso freqüente de máquinas agrícolas, cujos padrões das rodas e peso podem ser impróprios (MAZIERO et al., 1997; GAGGERO et al., 2002).

Diversos setores de atividade econômica podem caracterizar importante quadro de degradação dos solos. Segundo Farias (2002), mediante relatório preparado para a organização Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (CGEE) dirigido ao Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD), a mineração constitui uma das atividades mais importantes, do ponto de vista econômico, para a maioria dos países, gerando empregos e fornecendo minérios úteis a uma gama de produtos e serviços.

Para o mesmo autor, no Brasil, essa atividade ocorre, em sua maioria absoluta, por pequenas minerações, as quais totalizam a participação de 95% do mercado que representa cerca de 8,5% do PIB. Na verdade, esses são números de aproximação, uma vez que parte dos empreendimentos desenvolvem-se na informalidade ou não apresentam atividade contínua, distorcendo as estatísticas.

Ainda de acordo com Farias (2002), a despeito de todas as regulamentações legais e organizacionais do setor, competição pelo uso e ocupação do solo e os procedimentos propriamente utilizados pelo setor, variáveis de acordo com o minério lavrado, são causadores de problemas ambientais de naturezas e locais (água, ar, solo etc) diversos e, para serem compreendidos com profundidade, devem ser estudados caso a caso.

No caso da mineração de cassiterita, segundo Longo (2005), existem processos mais rudimentares, como os da garimpagem, via de regra proibidos em razão dos danos ambientais causados por essa atividade. Por outro lado, ainda que tenha havido estratificação da indústria de extração desse minério, impactos significativos são persistentes.

As atividades básicas desse setor são a pesquisa, a prospecção, lavra e beneficiamento. O processo é feito a céu aberto, removendo-se a cobertura vegetal e a camada superficial de solo. A camada subjacente também é extirpada, sendo, posteriormente, utilizada para preenchimento de cavidades feitas para a lavra. Mediante tais procedimentos, ocorre alteração topográfica e dos aspectos morfológicos, físicos, químicos e biológicos do substrato, além da paisagem local.

Por exemplo, a abertura de cavidades profundas pode resultar na formação de lagos a partir da insurgência de água do nível freático e de chuvas que se acumulam nessas depressões do terreno, apresentando significativa relação com fenômenos erosivos, principalmente nas margens do mesmo. Igualmente, problemas importantes estão associados à inversão de camadas, comprometendo a estratigrafia natural e expondo componentes à intemperização, inviabilizando o desenvolvimento de plantas (propágulos, banco de sementes etc.). A qualidade da água também pode ser afetada negativamente.

Qualquer degradação pela atividade mineradora, em tese, é um dano ambiental e, por essa razão, deve ser acompanhada do respectivo plano de recuperação, ainda que medidas que tenham minimizado os impactos hajam sido adotadas.

Brun (2000) afirma que as principais atenções devem ser dirigidas às áreas lavradas (cavas, trincheiras, galerias subterrâneas, frentes de lavras – taludes – e outros); áreas de deposição de resíduos sólidos (pilhas ou corpos de bota-fora, solos superficiais, estéreis, bacias de decantação e sedimentação de rejeitos de beneficiamento etc.); e áreas de infraestrutura (unidades de estocagem, beneficiamento, traslados etc.).

Toda ação antrópica determina um impacto ambiental (positivo ou negativo), cuja grandeza é variável. Muitas dessas ações incorrem em alterações na temperatura do solo em diferentes profundidades. As temperaturas e as variações das mesmas interferem em muitos mecanismos físicos, químicos e biológicos dos solos. Além disso, deve-se ter em conta que o clima e a cobertura vegetal dos solos influem diretamente na temperatura e, conseqüentemente, na evolução dos solos.

Constituem exemplos a absorção de nutrientes e crescimento do sistema radicular; a germinação de sementes; a atividade e distribuição espacial de organismos; a concentração (solubilidade) de gases e a viscosidade das soluções do solo; a decomposição de matéria orgânica; a umidade do solo (taxa de evaporação) (MALUF et al, 2001). Portanto, o estado de conservação, o sistema de manejo e a fitofisionomia são alguns dos importantes elementos que devem ser considerados, uma vez que exibem fundamental relevância nas condições do solo.

O IBGE (2008) identificou que o Brasil evoluiu mais nos indicadores econômicos e sociais do que nos indicadores ambientais. Dentre as razões, assim como todos os exemplos expostos anteriormente, muitas outras atividades – usos urbanos (urbanização, impermeabilização etc), desmatamentos, deposição de resíduos sólidos, despejos de líquidos sanitários ou industriais – interferem nas características físicas, químicas e biológicas dos solos, o que afeta as populações de invertebrados e os processos que essas desenvolvem no ambiente, fato pelo qual estudos dessa natureza são pertinentes.

4.2 Experiências de conservação dos solos na agricultura e a fauna edáfica

O setor agrícola assume posição de destaque em qualquer economia. Internacionalmente, visto a demanda crescente por alimentos e novos produtos e serviços; e do Brasil, além das mesmas razões, também em função de sua vocação histórica de colonização e pelas dimensões territoriais, esse setor deve empreender experiências com o intuito de minimizar impactos dele decorrentes. Algumas iniciativas têm sido desenvolvidas ao longo do tempo.

Muitas técnicas de conservação do solo estão sendo cada vez mais adotadas, mesmo que nas modalidades convencionais de manejo, visto a percepção crescente acerca das questões ambientais.

Lepsch (1977) adverte o quanto os diferentes tipos de cobertura vegetal e de sistemas de cultivo podem contribuir com a conservação dos solos e Poggiani (1989) complementa reforçando a importância da camada de vegetação e da serapilheira na proteção do solo contra fatores como a chuva, a insolação e a lixiviação.

Ainda segundo esse autor, a cultura e a periodicidade de plantio da mesma também interferem na susceptibilidade dos solos à erosão, revelando um estudo em áreas com declividade equivalente no Estado de São Paulo em que solos com floresta sofreram perdas de 4 kg de terra por hectare, ao passo que culturas por pastagem, café e algodão, perderam na mesma área, respectivamente, 700 kg, 1100 kg e 38000 kg por erosão.

Os sistemas alternativos agroecológicos propõem-se a estabelecerem harmonia entre a produção de alimentos para o ser humano e o meio ambiente, segundo o princípio da conservação ambiental. Nessa modalidade de agricultura, o objetivo é atenuar os efeitos adversos dessa atividade econômica sobre a saúde humana e o meio ambiente, preservando a viabilidade econômica e a justiça social. O princípio é recorrer minimamente ao uso de insumos, sobretudo os de natureza transgênica e química sintética (NEVES et al., 2002).

A agroecologia prima por uma ética ecológica em que “a agricultura é vista como um sistema vivo e complexo, inserida na natureza rica em diversidade, vários tipos de plantas, animais, microrganismos, minerais e infinitas formas de relação entre estes e outros habitantes do planeta Terra” (QUEMEL, 2008).

O simples fato de haver uma variação das culturas e das técnicas no trato com a terra, impedindo a utilização de agrotóxicos e outras estratégias impactantes, pode manifestar diferenças ecológicas em relação aos sistemas convencionais.

Na Europa, pesquisadores divulgaram resultados após anos de avaliação de situações em que o sistema convencional de manejo agrícola foi evitado ou utilizado para fins de comparação. DEFRA – *Department for Environment, Food and Rural Affairs* (2004) do Reino Unido divulgou seu estudo comparativo dos fatores que influenciam na biodiversidade em sistemas de plantio orgânico e convencional.

De acordo com esse relatório, resultados, abundância e diversidade de organismos são maiores no manejo orgânico, sobretudo para os invertebrados do solo quando as espécies de plantas também são diversificadas. Ao que tudo indica nesse estudo, a maior diversidade está diretamente relacionada com o maior número de habitats, característica intrínseca ao sistema orgânico.

A constatação de maior diversidade de invertebrados predadores é um indicativo de maior variedade e número de presas e todos são possibilidades para diversificação dos demais organismos que podem compor essa cadeia alimentar. No entanto, alguns cuidados devem ser tomados na interpretação de resultados baseados nos números de indivíduos e espécies. Por exemplo, em locais onde se utilizam herbicidas, restos vegetais acumulam-se, proporcionando, a alguns tipos de invertebrados, condições adequadas para se multiplicarem, o que pode facilitar o aumento no número de indivíduos de determinados grupos de predadores.

Por outro lado, atenção deve ser também dirigida a outras informações do sistema, principalmente no que tange a comparações. Eyre et al (2007) demonstram que, embora as práticas orgânicas na agricultura possam favorecer a diversidade de fauna de solo, a simples variação das culturas pode caracterizar um diferencial, uma vez que grupos específicos da fauna são mais ou menos favorecidos em função da cultura no momento.

Alguns desses resultados são confirmados por Jossi et al (2004) e Fliessbach e Mäder (2006), em cujos estudos, respectivamente, a abundância de alguns grupos de artrópodos epigéicos, independentemente da cultura, quando em sistemas orgânicos de plantio, foi maior que em sistemas convencionais; e, mediante observações em campo de longo prazo (aproximadamente vinte anos), sistemas orgânicos produziram menos que o convencional, mas, ao demandar menos insumos, mostraram-se proporcionalmente mais eficientes, apresentando algumas outras vantagens: solos e agregados fisicamente mais estáveis e maior resistência à erosão.

Ainda de acordo com os últimos autores, modelos biodinâmicos e de agricultura orgânica propriamente dita foram superiores à proposta de cultivo convencional em diferentes aspectos. Além de o primeiro modelo ser a única condição em que houve manutenção dos teores de matéria orgânica e de diversos nutrientes do solo, a biomassa e abundância de minhocas, a atividade e densidade de artrópodos epigéicos e a diversidade de

grupos animais no solo foram significativamente mais elevados que no sistema convencional.

Contudo, sabendo da condição de a macrofauna do solo exercer um importante papel nos sistemas orgânicos “através dos seus efeitos na decomposição da matéria orgânica, mineralização de nutrientes e condicionamento físico do solo” (MERLIM et al., 2005), caracterizando o potencial do solo em termos de fertilidade e de sustentabilidade do sistema (CORDEIRO et al., 2004), o planejamento para o emprego de técnicas adequadas de manejo é essencial.

Estudos de Jeanneret et al. (2005) indicam que as operações de manejo influenciam a diversidade de artrópodos. O impacto mecânico de algumas técnicas e equipamentos ou maquinários podem matar indivíduos ou removê-los de seu habitat. Outros efeitos estão relacionados à mudança do habitat, mediante alteração da vegetação, afetando as condições microclimáticas.

Nesse sentido, esses autores constataram que o manejo, independentemente de produtos químicos nocivos à vida da fauna de solo, pode interferir direta ou indiretamente em uma espécie ou grupo de invertebrados do solo. Por exemplo, a mobilização do solo a partir da aração determina danos físicos a organismos como as minhocas, prejudicando o solo, além de distorcer a coleta de organismos nas pesquisas. A partir desse estudo, constatou-se ainda que práticas extensivas de manejo tendem a melhorar a diversidade de artrópodos, embora a riqueza de espécies pode não se estabelecer em todos os casos.

No Brasil, ainda que de forma mais recente, pelo menos do ponto de vista da ciência formal, estudos sobre a mesma temática têm se intensificado. De acordo com Feiden (2001), em sistemas agroecológicos, algumas práticas de manejo têm estimulado a diversidade de organismos, cujos grupos não precisam ser profundamente conhecidos, mas sim suas funções ecológicas, pois, para Almeida et al. (2000), essas práticas agrícolas alternativas são menos agressivas ao meio ambiente, atendendo a demanda por alimentos mais saudáveis.

Segundo esses mesmos autores, as muitas correntes agroecológicas guardam em comum a forte preocupação com a manutenção da indissociabilidade do ser humano e do meio ambiente e podem minimizar muitos dos problemas ambientais decorrentes da atividade agrícola.

Por essa razão, investigações em território nacional têm se multiplicado. Merlim et al. (2005) observaram também que a cobertura do solo tem influência nas populações da fauna de solo, sumamente em relação à quantidade de energia disponível e à existência de habitats favoráveis à colonização.

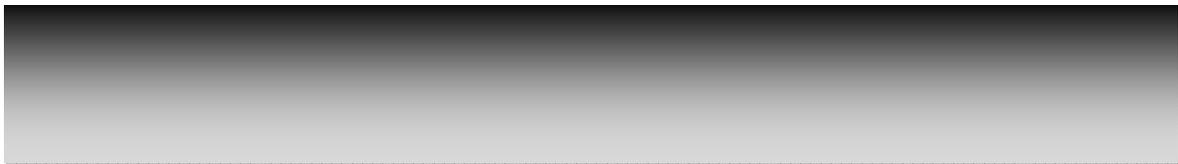
Para esses pesquisadores, a capacidade da fauna de solo, juntamente com os microrganismos, modificar as propriedades físicas e químicas do solo e assumir papel essencial nos processos do solo sob manejo orgânico são elementos cruciais para a manutenção da estrutura e fertilidade dos solos em áreas tropicais, com a vantagem da macrofauna ser um bom indicador em função de suas dimensões corporais visíveis a olho nu.

Sob esse aspecto, Lima et al. (2007), ao diagnosticarem elevado número de organismos de determinados grupos em sistemas orgânicos quando comparados aos modelos convencionais de manejo, sugerem que a fauna edáfica, dentre os indicadores biológicos, mostra-se mais precisa na avaliação da qualidade do solo. Para esses autores, o menor número de indivíduos do sistema convencional pode estar relacionado à ação seletiva de agrotóxicos em muitas espécies da fauna de solo, principalmente, nas camadas superiores, onde os componentes químicos estariam presentes mais facilmente.

Dessa forma, reforça-se a constatação da dificuldade em estabelecer uma ou poucas populações como indicadoras da qualidade dos solos, mesmo que as pesquisas venham demonstrando que o manejo orgânico e o maior número de indivíduos estejam relacionados a melhores propriedades do solo, pois, sistemas convencionais também podem apresentar números elevados de indivíduos em determinadas condições.

É possível que, em certos ambientes ou contextos de cultivo, seja mais interessante utilizar a comunidade como um indicador biológico mais adequado do que apenas um único grupo taxonômico ou populacional (MERLIM, 2005). Nesse sentido, dada a diversidade também de ecossistemas no Brasil e ao menor conhecimento das características dos solos em regiões tropicais em relação aos ambientes de clima temperado, mais estudos de caracterização preliminar são necessários.

5. Agricultura biodinâmica: um princípio específico de manejo



5. AGRICULTURA BIODINÂMICA: UM PRINCÍPIO ESPECÍFICO DE MANEJO

No início do século XX, um conjunto de palestras para agricultores, proferidas pelo filósofo e cientista Rudolf Steiner, marca os fundamentos do movimento biodinâmico (SIXEL, 2007). O objetivo era orientar agricultores europeus na busca de soluções para problemas com as culturas e criações mediante o *curso agrícola* (DEFFUNE, 2004).

Na agricultura biológico-dinâmica – biodinâmica – compreende-se a propriedade agrícola como um organismo vivo, no qual suas partes integram um sistema único e funcional. Nessa condição, o ser humano, as criações animais, as culturas, as influências cósmicas e o solo estabelecem uma interação harmoniosa (NEVES et al., 2000; ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE AGRICULTURA BIODINÂMICA, 2008).

Essa modalidade agrícola irmana-se com outras tendências da agroecologia, inclusive a agricultura orgânica, em entender a necessidade da indissociabilidade do ser humano e do meio ambiente – organismo uno. No entanto, de acordo com a revisão de Deffune (2004), o método biodinâmico difere dos demais porque “aplica processos de estimulação biológica à base de preparados dinamizados, assim como o estudo de ritmos astrobiológicos, cujos objetivos são os de regular o metabolismo vegetal como eliciadores de bio-informação morfogenética”.

Sixel (2007) completa que, imbuída do pensar antropológico, pela biodinâmica, atinge-se naturalmente a renovação do manejo agrícola, produzindo alimentos mais adequados, e a melhoria dos problemas ambientais. Dessa forma, a agricultura biodinâmica “visa complementar os princípios e métodos da ciência agroecológica e da agricultura orgânica a partir do caminho do conhecimento (epistemologia) desenvolvido pelo filósofo Rudolf Steiner” (ELO, 2008).

Nesse intento, na agricultura biodinâmica, utilizam-se preparados biodinâmicos. Esses são compostos elaborados a partir de processos de diluição e dinamização de substâncias e aplicados não simplesmente para adubar no sentido fisiológico de incorporação de nutrientes para as plantas (SIXEL, 2003). Steiner (2001) afirma que adubar consiste em vivificar a terra, estimulando-lhe as forças vitais.

Segundo a Associação Brasileira de Agricultura Biodinâmica (2008), os preparados biodinâmicos funcionariam como mediadores entre o cosmos e a Terra. Os mesmos podem

ser componentes pulverizados no solo e nas plantas ou inoculados como biofertilizantes ou chorumes em compostos ou adubos orgânicos.

Hermínio (2008) descreve quais e como são os preparados biodinâmicos, fossem eles os importados da Alemanha no início do século passado, sejam aqueles preparados por aquela associação brasileira. Em todos os casos, são oito preparados originais e soma-se um elaborado após Rudolf Steiner. Ao compô-los, consideram-se o calendário e os ciclos astronômicos.

Os preparados biodinâmicos são: chifre-esterco (500), chifre-sílica (501), milfolhas (502), camomila (503), urtiga (504), casca de carvalho (505), dente de leão (506), valeriana (507) e fladen. Os dois primeiros são diluídos em água e aplicados no solo preferencialmente próximo às raízes. Os demais podem ser aplicados em compostos – por exemplo, introdução nas pilhas de compostagem – ou acrescentados nos primeiros, se necessário.

O preparado chifre-esterco é elaborado introduzindo-se esterco fresco de vaca em chifres desses mesmos animais, os quais são enterrados no solo, onde permacem ao longo de todo o inverno, sendo desenterrados na primavera e diluídos com procedimentos para ocorrer a dinamização a partir de movimentos circulares. Tal preparado teria como função específica favorecer o desenvolvimento da planta e de simbioses no solo associadas à rizosfera.

O preparado chifre-sílica é formado a partir da introdução de partículas resultantes da moenda de cristais de quartzo em chifres de vaca, sendo o conjunto produzido e enterrado no verão, permanecendo assim até a chegada do outono, quando o mesmo é desenterrado e armazenado sob luminosidade. A dinamização deve ser executada somente na iminência da aplicação, a qual, por pulverização, principalmente nas folhas, teria o papel de intensificar o metabolismo fotossintetizante, melhorando a qualidade e resistência da planta.

O preparado milfolhas é produzido colocando-se flores de milfolhas (*Achillea millefolium*) em bexiga de cervo vermelho macho (*Cervus elaphus*) e, após exposto à luminosidade no verão, enterra-se o material durante o inverno. No composto, atuaria no sentido de trazer maiores possibilidades de vivificação.

O preparado camomila se dá mediante a introdução dessa planta (*Matricaria chamomilla*) em intestino (tripa) bovino, onde permanece durante o inverno no solo, sofrendo decomposição parcial. No composto, atua de forma a possibilitar às plantas maior resistência a más formações.

O preparado urtiga ocorre enterrando-se a planta urtiga (*Urtica dioica*) por um ano em turfa apenas. Os benefícios ao solo, às plantas, aos animais e ao ser humano, advindos das propriedades dessa planta em fortificar, purificar e estruturar, são potencializados no preparado.

O preparado casca de carvalho é feito colocando-se cascas de carvalho (*Quercus robur*) no interior de crânio de animal doméstico, enterrando-se o conjunto no outono e desenterrando-o na primavera. A utilização desse preparado atua na capacidade de proteção e cura.

O preparado dente de leão forma-se com as inflorescências – umbelas – da planta dente de leão (*Taraxacum officinale*), envolvidas por mesentério de vaca. No composto, potencializaria a sensibilização deste.

O preparado valeriana é produzido com suco fermentado de flores de valeriana (*Valeriana officinalis*), o qual é introduzido no composto por pulverização, favorecendo-lhe a relação com substância fosforosa e no desenvolvimento de minhocas.

O preparado fladen é elaborado abrindo-se uma trincheira no solo, a qual é revestida por madeira e preenchida com esterco. A esse, mistura-se material resultante da trituração de basalto e de cascas de ovo e acrescentam-se os preparados para composto mencionados anteriormente. A cada vinte dias, até a formação de um material com aspecto escuro, a massa é revolvida e recebe novas aplicações daqueles preparados biodinâmicos. O material é dinamizado e aplicado em solos com matéria orgânica em situações em que as frequências de aplicação e as áreas são maiores, trazendo a atuação dos diversos preparados ao processo de compostagem.

Dessa forma, os preparados, de maneira abrangente, são aplicados em pequenas quantidades por área e aprimoram as capacidades das plantas em relação aos nutrientes necessários (SIXEL, 2007). Em uma visão contemporânea, é uma proposta de agricultura que favorece a integração, contribuindo com a manutenção e recuperação dos solos, ao possibilitar a produtividade agrícola, proteger e regenerar as matas nativas, oferecendo

melhor qualidade ao ser humano e conservando o meio ambiente (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE AGRICULTURA BIODINÂMICA, 2008).

Muitas outras técnicas podem ser empregadas de forma associada à conduta biodinâmica. Bertalot et al.(2004a) indicam a utilização de espécies vegetais arbóreas ou arbustivas com capacidade fixadora de nitrogênio, intercaladas com culturas anuais, fornecendo nutrientes para o solo e biomassa para incorporação, proteção e forragem, melhorando as condições do solo e a produtividade.

Os mesmos autores (2004b) reforçam ainda que, como medidas de desenvolvimento da vida no solo e a estruturação da propriedade agrícola, há a necessidade de:

“recuperação, adaptação e melhoramento de diversas técnicas agrícolas tradicionais. Entre as técnicas propostas podemos citar: estabelecimento de policulturas, rotação e consórcio de culturas, plantio de adubos verdes, produção de composto, uso de preparados biodinâmicos, regeneração da paisagem, plantio de cercas vivas e outras medidas paisagísticas, uso de plantas pioneiras e de culturas de bordadura, manejo adequado da criação, estabulação sadia, manejo racional das pastagens, reflorestamento, conservação e regeneração do solo e da paisagem natural, proteção da fauna silvestre, preservação de espécies nativas, como um elemento de equilíbrio dentro do organismo agrícola”.

Os modelos dessas práticas isoladas e/ou combinadas têm sido testados e muitos resultados indicam respostas positivas. Peña (1996), por exemplo, verificou em estudos com cenouras que, com plantio sob o tratamento biodinâmico, a textura do alimento, o tempo em que essa raiz mantém-se sem sinais de perecibilidade na prateleira sob armazenamento e os teores de vitamina A e betacaroteno são significativamente maiores que em tratamentos convencionais dessa cultura. Da mesma forma, Hermínio (2005) também obteve resultados favoráveis em vários aspectos nos produtos da cultura de mandioquinha-salsa sob manejo biodinâmico quando comparado à adubação mineral e equiparando-se ao desempenho da cultura tratada sob adubação orgânica.

Por outro lado, não estão completamente esclarecidos os mecanismos exatos de como agem as técnicas e os preparados biodinâmicos. Além disso, há questões práticas a serem elucidadas. Por exemplo, Sixel (2001) relembra diversos autores que suscitam a problematização a respeito da substituição das espécies originais (exóticas), utilizadas na elaboração dos preparados biodinâmicos, por plantas nativas. O mesmo autor inclui ainda

outro questionamento. Sendo os ciclos e os calendários astronômicos importantes na elaboração dos preparados e na condução do processo biodinâmico, propõe-se a necessidade de verificação a respeito da inversão das estações no que tange à posição do Sol em relação ao posicionamento das constelações nos diferentes hemisférios terrestres.

Ainda assim, como os sistemas agroecológicos privilegiam a diversidade, inclusive da biota do solo, mesmo que os processos não sejam totalmente entendidos ou aceitos, estudos acerca das características de cada fator no sistema tornam-se importantes a fim de se obterem dados e argumentos para avaliar melhor a agricultura biodinâmica e seus princípios.

6. Sucessão ecológica



6. SUCESSÃO ECOLÓGICA

A sucessão ecológica consiste no desenvolvimento evolutivo do ecossistema, no qual ocorrem mudanças na “estrutura de espécies e processos da comunidade ao longo do tempo” (ODUM, 1988), mediante modificações interativas e recíprocas entre o meio físico e os elementos biológicos.

Os estudos de sucessão ecológica tornaram-se cada vez mais relevantes na recomposição vegetal em áreas desmatadas (MATTHES; MARTINS, 1996). Muitos desses estudos apresentam relações entre a composição das comunidades – biodiversidade – e as transformações no sistema (CORREIA, 2002) a partir de perturbações de origem natural ou antrópica.

As alterações de ordem natural nos estados estruturais e funcionais das comunidades seguem padrões relativamente bem definidos (PINTO-COELHO, 2000). A sucessão ecológica pode ser classificada em primária ou secundária quanto à natureza do estado do substrato no início do processo.

Para Odum (1988), a sucessão ecológica primária corresponde ao processo de estabelecimento de comunidades a partir de espécies pioneiras que colonizam substratos recém-formados, promovendo modificações no ambiente, até a organização sucessiva de comunidades mais complexas.

No que se refere à sucessão ecológica secundária, comunidades pré-existentes em uma dada área sofrem algum tipo de perturbação, a partir do que se inicia o processo de sucessão de espécies também em direção ao estabelecimento de comunidades progressivamente mais complexas.

Em um processo sucessional ecológico, as primeiras espécies a colonizarem o substrato são denominadas pioneiras. Essas são de rápida instalação e crescimento, com exigências reduzidas, uma vez que podem se estabelecer em condições relativamente hostis – instáveis. Essas espécies imprimem modificações substanciais no ambiente colonizado.

Ambientes com condições já parcialmente modificadas por espécies pioneiras acabam por dificultar a predominância de vida das mesmas e possibilitam a ocupação por outras espécies mais adaptadas à nova situação – espécies secundárias iniciais. Essas, por

sua vez, também impõem novas modificações, repetindo-se o processo – sucessão. A esse momento, a comunidade passa a ser constituída majoritariamente por espécies secundárias tardias (SHIMIZU, 2001).

O processo finaliza-se ao atingir uma estabilidade e complexidade terminal de populações e de interações ecológicas, caracterizando o estágio de clímax. Ao longo de todo o decurso da sucessão ecológica, ocorrem etapas ou estágios bem definidos, os quais são denominados seres – estádios de desenvolvimento. Após os estágios serais, o clímax é o produto final do processo de sucessão, mas a estabilidade do mesmo não deve ser interpretada como estatismo, visto o dinamismo presente nessa etapa de evolução ecológica (PAULA et al., 2004).

No entanto, as conceituações acerca do percurso ao estágio climácico podem variar. A teoria do monoclímax de Clements propõe que existiria exclusivamente um único clímax para cada região, cujo direcionamento se daria a partir da predominância climática, ou ainda por fatores edáficos ou topográficos. Assim, considera-se nessa visão um caráter mais ordenado e previsível, ou seja, um único clímax por região ou clima (McINTOSH, 1981).

Por outro lado, há concepções distintas sobre o clímax entendido como uma única comunidade permanente e estável. Trata-se da teoria do policlímax. Dajoz (1983) considera que podem existir diferentes estágios de clímax em uma mesma região e Ricklefs (1990) descaracteriza aquela proposição de convergência – monoclímax – ao levar em conta que a dinâmica de uma comunidade clímax advém do ambiente global, isto é, todas as características abióticas e bióticas locais atuando conjuntamente. Portanto, um resultado final idêntico seria improvável dadas as singularidades de cada circunstância e época sucessional.

Quanto ao percurso da sucessão ecológica, Odum (1988) descreve que as forças que instalam os processos sucessionais podem ser determinadas por interações internas da comunidade ou sistema, direcionando-os e controlando-os. Nesse caso, a sucessão é denominada autogênica. Em situações cujas forças que dirigem as etapas de mudanças provêm de fatores externos à comunidade (tempestades, incêndios, desmoronamentos, processos geológicos etc), considera-se uma sucessão alogênica.

De qualquer maneira, algumas tendências são esperadas no processo de sucessão ecológica, mediante características comparáveis entre os estágios mais imaturos e o clímax – maturidade.

Muitos atributos do ecossistema podem ser acompanhados e medidos: energia, estrutura, história de vida, ciclagem de nutrientes, pressão de seleção e homeostasia. A proposta do mesmo autor para tendências do curso da sucessão ecológica, reafirmada por Pinto-Coelho (2000), tem embasamento teórico, mas a maior parte das variações dos atributos ecológicos pauta-se em validação de campo, ainda que ocorram exceções numerosas.

Esse último autor cita a síntese de Margalef sobre as regularidades de um processo sucessório quanto à existência de mecanismos convergentes, manifestando:

“aumento da biomassa total; aumento de produção primária; diminuição da relação P/B [sendo, P a produção bruta e B a biomassa]; queda relativa da clorofila-a em relação a outros pigmentos; permanência maior dos elementos [químicos] dentro da biomassa; aumento dos determinismos nos sistemas de transporte; aumento da complexidade estrutural; aumento do número de simbioses.”

Dentre essas características, é importante salientar o aumento da riqueza e da uniformidade no que tange à diversidade ao longo da sucessão. Porém, vale ressaltar que determinados grupos ecológicos (tróficos) ou taxonômicos podem apresentar a tendência de máximo em estádios serais (ODUM, 1988).

Ricklefs (2003) aponta mecanismos referentes ao efeito de uma espécie em relação ao estabelecimento de outra na comunidade em sucessão. Tal efeito pode ser de caráter positivo, negativo ou neutro, o que corresponde, respectivamente, às categorias de facilitação, inibição e tolerância.

Para o mesmo autor, o mecanismo de facilitação advém do princípio de que cada estágio modifica as condições locais, viabilizando o assentamento dos sucessores. A inibição diz respeito aos processos em que uma espécie inviabiliza o desenvolvimento de outra mediante ação de predação, competição, amensalismo etc., condição que se mantém até que sejam efetivamente substituídas ao não resistirem à invasão. Quando uma espécie pode se estabelecer em novo habitat, independentemente da presença ou ausência de outras, dependendo essencialmente de suas capacidades de se instalar em um ambiente, considera-se um caso de tolerância.

Verifica-se que os processos envolvidos na sucessão ecológica são abordados de maneiras diferentes segundo a concepção adotada. Além disso, a falta de conhecimento mais aprofundado acerca das diferentes formas de vida e suas interações não garante o pleno conhecimento e previsibilidade do processo e do produto final (MATTHES; MARTINS, 1996).

Além disso, de acordo com Odum (1988), mediante a seleção artificial e domesticação de espécies, fundamentalmente em áreas sob algum tipo de manejo, ocorrem direcionamentos quanto à disponibilidade específica de nutrientes.

Por exemplo, ao serem selecionadas espécies e linhagens de plantas em ecossistemas sob manejo, estabelecem-se padrões de conteúdos de serapilheira ou de absorção seletiva de nutrientes do solo. Assim, impõem-se, de certa forma, as condições ao estabelecimento de alguns grupos de organismos no solo em detrimento de outros, a partir do que ocorrem relações ecológicas segundo a dinâmica própria da comunidade presente, diferentemente do meio natural em que a diversidade segue um padrão próprio.

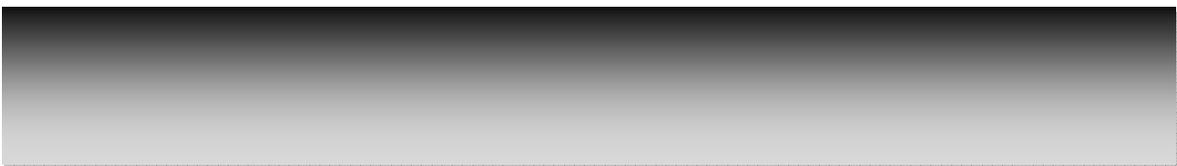
Um posicionamento relativo a essas concepções direciona as ações adotadas em planos de recuperação de áreas degradadas ou mesmo no entendimento das condições de recuperação natural. Além disso, o desconhecimento acerca dos grupos que constituem a biodiversidade, particularmente do solo, pode inviabilizar ações que visam àqueles intentos.

Nesse sentido, fica muito evidente que:

“(…) também há grande necessidade de se montar um programa de estudos auto-ecológicos de espécies-chave de plantas e animais para os principais ecossistemas. Tais estudos são imprescindíveis para responder às questões desafiadoras ligadas à conservação, mas têm sido muito negligenciados. Eles devem se concentrar nos principais fatores que condicionam o estabelecimento e a sobrevivência dessas espécies como, por exemplo, investigar a sua ecologia, demografia, mecanismos de dispersão, principais predadores e parasitas. Os resultados de tais pesquisas fornecerão uma melhor compreensão dos efeitos das mudanças ambientais e como atingir os objetivos de conservação. Programas desse tipo ajudarão, em muito, a eficácia do sistema de unidades de conservação do Brasil” (GIULIETTI et al., 2005, p. 59).

Dessa situação, decorre mais uma prerrogativa em identificar os grupos da fauna edáfica em diversas condições ou estágios de desenvolvimento da comunidade e de manejo.

7. Materiais e Métodos



7. MATERIAIS E MÉTODOS

Os elementos considerados e analisados para a consecução do objetivo proposto para este trabalho constam de: caracterização de áreas de estudo, coleta e identificação de grupos taxonômicos a que pertencem a macrofauna invertebrada epígea e edáfica, análise da distribuição dos grupos animais, cálculo de índices ecológicos e análises estatísticas.

Na medida do possível, foi estabelecida uma caracterização geográfica e pedológica simplificada de cada área utilizada para a experimentação em campo, com apoio de revisão bibliográfica de trabalhos e análises já realizadas na região de estudo ou observações *in loco*.

Os dados e informações obtidos nesta primeira etapa subsidiaram a orientação necessária à correlação com os dados obtidos a partir das coletas de fauna edáfica. Observações acerca de todo o processo foram registradas também qualitativa e quantitativamente.

7.1 Métodos de coleta de fauna de solo

Coletas e respectivas análises de macrofauna do solo foram estabelecidas nos pontos previstos para identificação nas etapas subsequentes da pesquisa.

As coletas foram conduzidas entre os meses de setembro e maio, segundo dois procedimentos complementares: (a) o método de armadilhas *pitfall traps* (CORREIA; OLIVEIRA, 2000; AQUINO, 2001; AQUINO et al., 2006) e (b) o método TSBF – *Tropical Soil Biology and Fertility* (ANDERSON; INGRAM, 1993; AQUINO, 2001), ambos com a finalidade precípua de amostrar invertebrados com tamanho corporal igual ou superior a 10,0mm de comprimento ou entre 2,0mm e 20,0mm de diâmetro.

Para tanto, cada área/situação estudada foi subdividida em três (03) parcelas, traçando-se em cada uma delas uma linha - transecto (PINTO-COELHO, 2000), na qual foram distribuídos pontos de coleta equidistantes em 5m ou mais.

Em cada setor ou ponto de coleta, foram seguidos dois procedimentos, sendo:

a) armadilhas do tipo *pitfall* (*pitfall trapping*)

Esse método destina-se à coleta de indivíduos para verificação da presença da fauna epígea de invertebrados ativos (MOLDENKE, 1994). Nos pontos previamente determinados ao longo do transecto, recipientes com cerca de 10cm de altura e 10cm de diâmetro, contendo aproximadamente 200ml de formol a 4%, foram enterrados em covas com dimensões de forma que os frascos apresentassem a extremidade vazada (boca) no nível da superfície do solo, com perturbação mínima da disposição da serapilheira e do solo no entorno do ponto de instalação da armadilha (FIGURA 7.1).



FIGURA 7.1 – Etapas da instalação das armadilhas sistema PITFALL TRAPS. (A) escolha do local; (B) confecção do espaço (cova); (C) instalação do recipiente que constitui a armadilha; (D) posicionamento da abertura do recipiente na linha da superfície do solo; (E)

preenchimento do recipiente com aproximadamente 200ml de formol a 4%; (F) sistema pronto para funcionamento e contagem do tempo. Fonte: Catanozi (2007).

Como princípio de funcionamento, à medida que os animais se locomovem sobre o solo e serapilheira, quando esta se faz presente, eles caem acidentalmente nos frascos, sendo impedidos de fugirem pelo formol, o qual, além disso, mantém os espécimes invertebrados coletados conservados.

As armadilhas (recipientes) foram mantidas em campo por sete (07) dias consecutivos, após o que os frascos foram bem fechados e retirados para posterior identificação dos grupos taxonômicos a que os indivíduos pertencem e respectiva quantificação (FIGURA 7.2).

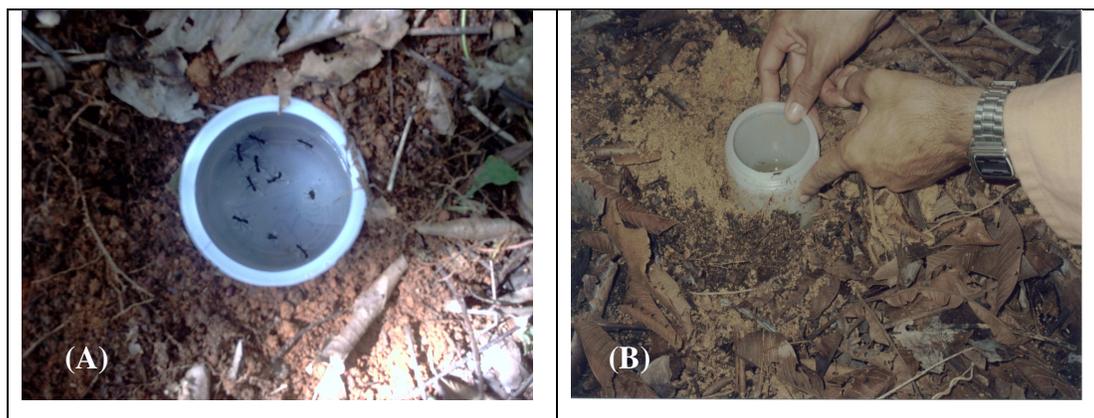


FIGURA 7.2 – Final do período de coleta pelo sistema de armadilhas PITFALL TRAPS. (A) armadilha com espécimes coletados; (B) retirada do recipiente. Fonte: Catanozi (2007).

b) TSBF – *Tropical Soil Biology and Fertility*

Esse método destina-se à coleta de solo para verificação de invertebrados edáficos presentes em diferentes camadas.

Em pontos correspondentes aos utilizados nas armadilhas do tipo *pitfall*, utilizou-se uma sonda metálica quadrada de 25cm de lado e 10cm de altura para demarcar o conteúdo a ser amostrado. Do local demarcado pela referida sonda, retirou-se, sequencialmente, a serapilheira, quando presente, proporcional à área e, em seguida, os respectivos volumes de solo correspondentes às profundidades de 0 a 0,10m, 0,10 a 0,20m e 0,20 a 0,30m, cada qual acondicionado em sacos plásticos distintos, identificados e hermeticamente fechados (FIGURA 7.3).



FIGURA 7.3 – Etapas do processo de amostragem TSBF. (A) escolha do local; (B) retirada da serapilheira quando presente; (C) abertura de trincheira lateral ao ponto de amostragem; (D) demarcação do volume de solo a ser amostrado; (E) retirada do extrato correspondente;

(F) confirmação das dimensões amostradas (25cm x 25cm x 10cm); (G) separação do conteúdo para acondicionamento em saco plástico; (H) repetição do processo até a profundidade de 30cm. Fonte: Catanozi (2007).

O mais rapidamente possível, a partir do término da coleta, procedeu-se à triagem e extração dos invertebrados visíveis/ativos, mediante catação manual, os quais foram armazenados em recipientes contendo álcool a 70% para posterior identificação dos grupos taxonômicos a que os indivíduos pertencem e respectiva quantificação (FIGURA 7.4).



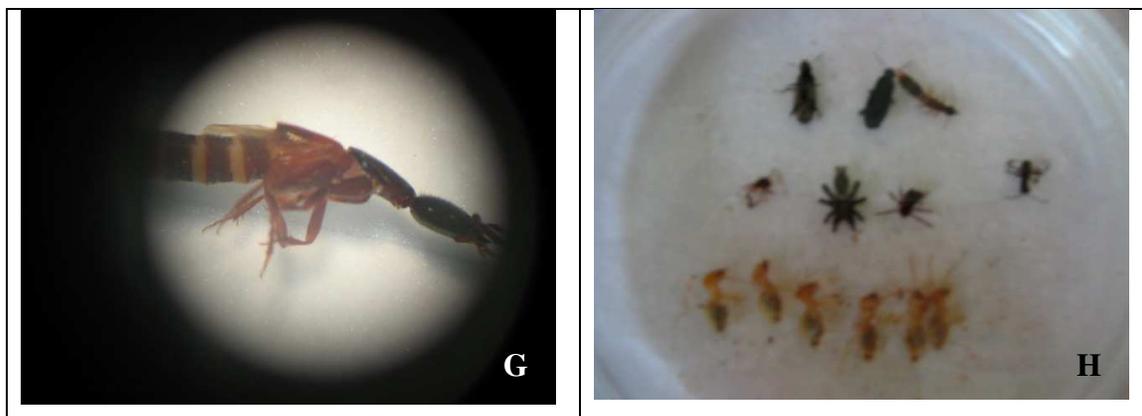


FIGURA 7.4 – Etapas do processo de triagem. (A) extração de espécimes da serapilheira; (B) posicionamento da amostra de solo (25cm x 25cm x 10cm); (C) extração de espécimes da amostra de solo; (D) colocação de espécime em frasco com álcool a 70%; (E-F-G) separação, observação e identificação de espécimes ao microscópio estereoscópico; (H) contagem de espécimes por grupo animal identificado. Fonte: Catanozi (2007).

7.2 Pontos de coleta e identificação taxonômica

O posicionamento do transecto em cada local de amostra foi estabelecido de acordo com as dimensões e forma da área, em duas condições básicas – alinhamento único e três linhas, no sentido da maior dimensão do terreno – diagonal, com o intuito de minimizar o efeito de borda, o qual corresponde às zonas limítrofes do terreno, cujas possibilidades de alterações são maiores em relação à porção mais central. Diante de tal proximidade com ambientes potencialmente distintos quanto às condições abióticas, tornam-se mais prováveis as alterações na composição e estrutura das comunidades, acarretando maiores divergências nas informações colhidas.

Dessa forma, no procedimento em alinhamento único foram posicionadas as armadilhas e coletadas as amostras em uma seqüência de 15 pontos (FIGURA 7.5a). No procedimento em três linhas, as armadilhas e os pontos para coleta das amostras foram selecionados em três conjuntos lineares e paralelos de 5 (FIGURA 7.5b).

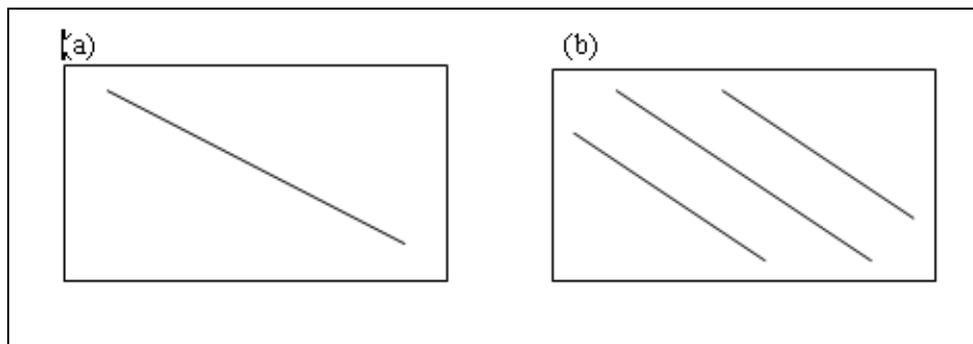


FIGURA 7.5 – Representação esquemática da (a) área de amostragem com transecto em alinhamento único (linha posicionada na diagonal), ao longo do qual foram posicionadas as 15 armadilhas e coletadas as respectivas amostras de materiais do método TSBF; e da (b) área de amostragem com transecto em três linhas (linhas posicionadas na diagonal), ao longo de cada uma das quais foram posicionadas 5 armadilhas e coletadas as respectivas amostras de materiais do método TSBF

As coletas foram realizadas em áreas que podem ser descritas resumidamente conforme a Tabela 7.1 (caracterização no item 8).

TABELA 7.1 – Descrição simplificada dos pontos de coleta nas diferentes áreas de estudo

SIGLA	DESCRIÇÃO SIMPLIFICADA
FAUPA	Floresta Amazônica – área conservada em Uruará/PA
FAJRO	Floresta Amazônica Jamari – área conservada Flona Jamari/RO
SDRO	Solo degradado por mineração de cassiterita – Flona Jamari/RO
RIRO	Solo em recuperação inicial 2-3 anos – após degradação por mineração de cassiterita – Flona Jamari/RO
RMRO	Solo em recuperação média 5-6 ou mais anos – após degradação por mineração de cassiterita – Flona Jamari/RO
MASP	Mata Atlântica – área conservada APA Capivari-Monos/SP – RPPN Curucutu
MCB	Mata de Cerrado – área conservada Chácara Somé em Botucatu
P1B	Pastagem rotacionada – manejo biodinâmico Chácara Somé em Botucatu
P2B	Pastagem + coquetel – manejo biodinâmico Chácara Somé em Botucatu
MMB	Mata mista em Botucatu – manejo biodinâmico Chácara Somé em Botucatu
PSMB	Pasto com manejo convencional e sem pastejo – <i>campus</i> FATEC Botucatu

Sob tais condições, as áreas de estudo foram subdivididas em três blocos de investigação: (i) áreas de floresta conservada (FAUPA, FAJRO, MCB e MASP); (ii) áreas degradada e em processo de recuperação da degradação por mineração de cassiterita (SDRO, RIRO e RMRO); e (iii) áreas sob manejo agropastoril biodinâmico ou convencional (P1B, P2B, MMB e PSMB).

A identificação taxonômica genérica, com base na caracterização morfológica macroscópica geral e na utilização de chaves de identificação, e a contagem dos indivíduos coletados possibilitaram o cálculo de índices e atributos ecológicos, tais como: diversidade, uniformidade/equitabilidade, densidade da macrofauna no solo e na serapilheira.

7.3 Considerações críticas sobre a escolha e os métodos de coleta

A escolha dos métodos de coleta *Pitfall trapping* e *TSBF* fundamentou-se em critérios julgados apropriados, a partir de diversos pesquisadores (AQUINO, 2001; CORREIA; OLIVEIRA, 2002; AQUINO; AGUIAR-MENEZES; QUEIROZ, 2006). Não existe um método de coleta que extraia completamente os grupos de animais invertebrados de todos os solos e que seja ao mesmo tempo, universalmente aceito. Por isso, é apropriada a utilização desses dois métodos simultaneamente, por serem complementares entre si.

Ambos os métodos - *Pitfall trapping* e *TSBF* – são simples, uma vez que, de forma geral, demandam poucos recursos técnicos e instrumentais, seja para a execução de instalação e operação, seja com relação ao custo e natureza dos materiais empregados.

Os procedimentos referentes à coleta e extração dos indivíduos também se caracterizam pela simplicidade, ainda que no segundo caso possam demandar maior atenção, tempo e manipulação de grandes massas de solo, principalmente quando a umidade das amostras é elevada.

Nos dois casos, os procedimentos envolvidos oferecem vantagens na obtenção de muitos (não todos) grupos de invertebrados sem danos significativos à estrutura física dos mesmos, sendo que nas armadilhas tipo *Pitfall* são colhidos exclusivamente animais em atividade e locomoção, inclusive aqueles que demonstram comportamento fugidivo durante as extrações em campo pelo método *TSBF*.

No caso dos espécimes de mobilidade total, temporária ou sem mobilidade,, cuja captura se faz inviável pelas armadilhas, os mesmos são subjugados mediante coleta pelo método TSBF.

Deve-se ressaltar a ocorrência de limitações associadas aos métodos de coleta empregados nesse estudo, tal como, por exemplo, a incapacidade em se amostrar toda a fauna presente; indivíduos sem motilidade perceptível, total ou momentânea, não são contemplados pelas armadilhas.

Outra limitação diz respeito à heterogeneidade da distribuição de organismos no solo. Insetos sociais revelam uma dimensão espacial toda própria; sendo os pontos de coleta escolhidos aleatoriamente, por estarem ao longo do transecto, determinadas amostras de solo ou frascos podem conter densidades muito elevadas desses organismos, enquanto outras, na mesma localidade podem apresentar ausência desses indivíduos.

Com relação ao processo de identificação taxonômica dos indivíduos coletados, a opção por grupos (táxons) supraespecíficos – ordem, família etc – baseia-se no fato de que muitas das espécies de invertebrados do solo não terem sido ainda descritas e catalogadas cientificamente.

Essa condição impõe uma limitação no que se refere ao entendimento minucioso acerca do que cada espécie animal pode fornecer, pois o papel do indivíduo no solo e as consequências dessa informação tornar-se-iam evidentes, possibilitando o conhecimento do sistema e o respectivo manejo adequado, quando necessário. Por outro lado, a classificação por grupos taxonômicos mais abrangentes viabiliza uma avaliação global da comunidade. Assim, conforme observado na fundamentação teórica, o presente trabalho adota o termo diversidade biológica com a conotação de medida da diversidade de organismos de táxons distintos em uma área específica.

7.4 Cálculo de índices e atributos ecológicos

As medidas de densidade foram obtidas a partir do cálculo:

a) para os organismos coletados na superfície do solo – *pitfall traps* e serapilheira (TSBF)

$d = \text{número médio de indivíduos} / \text{área}$

b) para organismos coletados nas camadas de solo – TSBF (0-10cm; 10-20cm; 20-30cm)

d = número médio de indivíduos / volume

Os índices de diversidade calculados no presente trabalho são: o índice de Simpson (D), o índice de Shannon-Wiener (H) e o índice de uniformidade de Pielou (e), mediante a utilização das respectivas expressões, conforme abordado anteriormente:

$$D = 1 / \sum pi^2$$

(onde pi é a proporção de indivíduos da espécie i (ni) no total de indivíduos da amostra (N), ou seja, ou ni / N)

$$H = -\sum_{i=1}^N pi \log_2 pi$$

(sendo, H o índice de diversidade de Shannon-Wiener; N é o número de espécies; e pi é ni/n, em que ni é o numero de indivíduos da espécie i e n é o número total de indivíduos da amostra)

$$e = H / \log S$$

(na qual H é o índice de Shannon-Wiener e S a riqueza: o número de espécies).

A utilização dos referidos índices, além de ser um instrumento de análise das áreas investigadas, tem como princípio possibilitar o emprego desse trabalho para futuras comparações com outras investigações, visto tratarem-se dos índices mais adotados nos diversos estudos no Brasil.

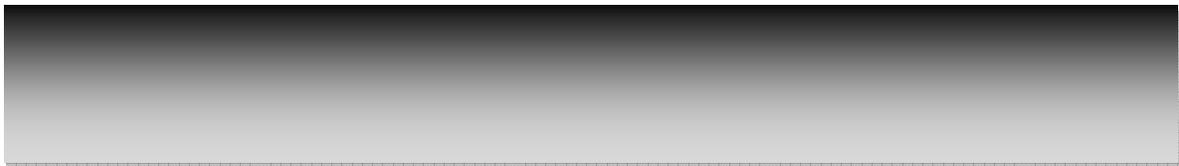
7.5 Análise estatística

Os valores absolutos concernentes ao número de indivíduos coletados em cada área de estudo foram submetidos à análise estatística – tanto as densidades totais como as densidades de grupos animais específicos. Para tanto, foram utilizadas médias e respectivos desvios padrão para os casos de distribuição normal e, medianas e respectivos quartis de 25% e 75% para os casos que não obedecem a essa forma de distribuição.

A análise de variância (*ONE WAY ANOVA*) e o teste *Student-Newman-Keuls* possibilitaram identificar a existência de diferenças significativas com alfa de 0,05 ($p < 0,05$) entre extratos ou profundidades do solo, grupos animais em tratamentos / intrasítios e entresítios (locais, sistemas de manejo etc) e métodos de coleta. Para essa etapa, utilizou-se *Sigmastat 3.1*.

Para os grupos de macrofauna encontrados em todos ou, pelo menos, três dos extratos / profundidades amostradas do solo, mediante a utilização do *software Origin 5.0*, foram gerados os gráficos correspondentes e buscou-se identificar e analisar o modelo matemático mais próximo e simples relativo ao padrão observado em campo.

8. Áreas de estudo: caracterização



8. CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO

As áreas com sistemas naturais conservados foram escolhidas em localidades dispostas de acesso, transporte e condições de campo viáveis. Na Floresta Amazônica, tais áreas estão situadas em dois municípios: Uruará / PA e Itapuã do Oeste / RO. As áreas de Cerrado, pastagem e sob o sistema de manejo biodinâmico localizam-se em Botucatu / SP e a de Mata Atlântica, no município de São Paulo / SP.

8.1 Floresta Amazônica - Município de Uruará / PA (FAUPA)

A descrição dessa localidade é escassa na literatura, baseando-se fundamentalmente em dados apresentados por Toni et al. (2007), IBGE (2008), Serra et al. (2008) e Uruará (2008), este último considerado o site oficial do Município.

O município de Uruará localiza-se na mesorregião sudoeste do Pará, pertencendo à microrregião de Altamira, no km 180 da Rodovia Transamazônica (BR-230), no trecho Altamira-Itaituba. Está delimitado ao norte por Medicilândia e Prainha; ao sul, por Altamira; a oeste, por Santarém; e a leste, por Altamira e Medicilândia, com coordenadas geográficas aproximadas dos pontos de coleta em 03°42'54" de latitude Sul e 53°44'24" de longitude a Oeste de Greenwich, distando cerca de 1000km da capital Belém (FIGURA 8.1).

Uruará foi fundada em 1972, com emancipação política em 1988, caracterizando a jovialidade e a proporcional incipiência infraestrutural do município em um território com 10.791km² de área e população próxima a 35.000 habitantes. Dentre as atividades econômicas, destacam-se a agricultura, pecuária, silvicultura e exploração florestal, com reduzida participação da indústria de transformação e comércio.

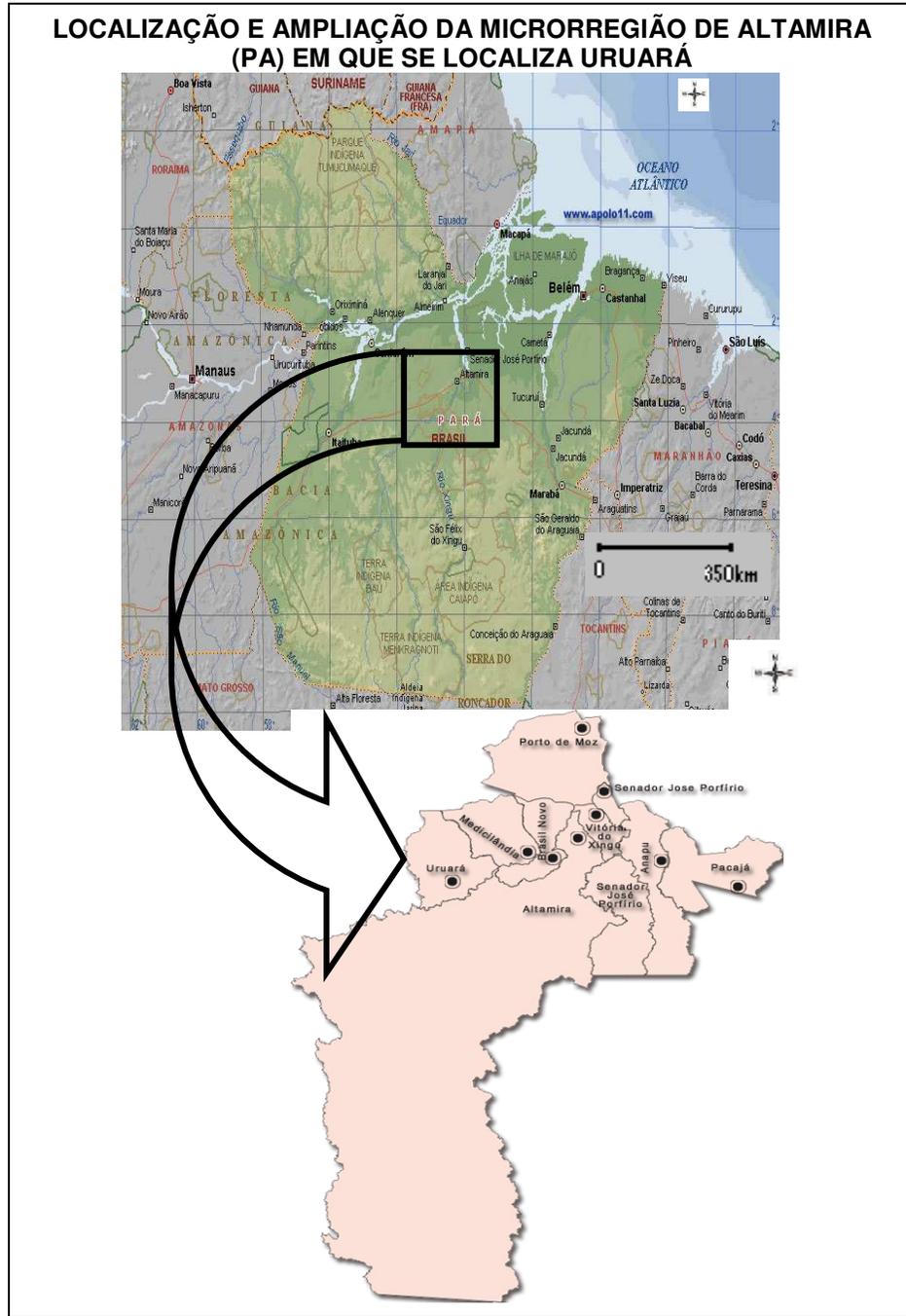


FIGURA 8.1 – Mapa do Estado do Pará exibindo a microrregião de Altamira e a linha correspondente à Rodovia Transamazônica (linha vermelha), na qual se localiza Uruará (entre Altamira e Itaituba, indicada pela seta na ampliação). Fontes: Apolo 11.com (2008) e SESPA - Secretaria Estadual de Saúde do Pará (2008).

Os solos relatados para Uruará são principalmente Latossolos Amarelos e Podzólicos Vermelho-Amarelos (Argissolos) típicos das regiões tropicais úmidas, predominando os primeiros com textura argilosa, estrutura granular pequena e fertilidade baixa, com pH ácido e retenção de fósforo pelos oxi-hidróxidos, abundantes nesses solos bem desenvolvidos (BENNEMA et al., 1962).

Apresentando drenagem para o Rio Amazonas, devido à inclinação descendente das cotas para o norte, a rede hidrográfica é constituída pelos Rios Uruará, Tutuí e Trairão e seus afluentes, de forma que a região não se caracteriza por várzeas e igapós. Portanto, a vegetação é tipicamente de terra firme, condição que, por sinal, é utilizada para as culturas de açaizeiros.

Mediante a abertura da Rodovia Transamazônica, segundo Nascimento et al. (2007), não houve planejamento para a ocupação da região de Uruará, cuja fronteira agrícola manifestou-se de forma espontânea em sistemas de produção familiar, movimento que se expandiu nas décadas seguintes, incorporando também o corte de madeira e a criação de gado (FIGURA 8.2 – A e B). Na implantação das lavouras, as famílias utilizam o processo de corte, derrubada e queima, implantando culturas em consórcio rotacionado com a seqüência milho, arroz, mandioca e feijão e incluindo, às vezes, o capim e o cacau.

Pereira et al (2004) reforçam o modelo familiar, com 67% de colonos que nunca frequentaram escola, fazendo uso de tecnologias simples, e acrescenta a incorporação de novas áreas à agricultura com pequeno reconhecimento pela preservação dos recursos naturais, consolidando o histórico marcado pelo desmatamento.

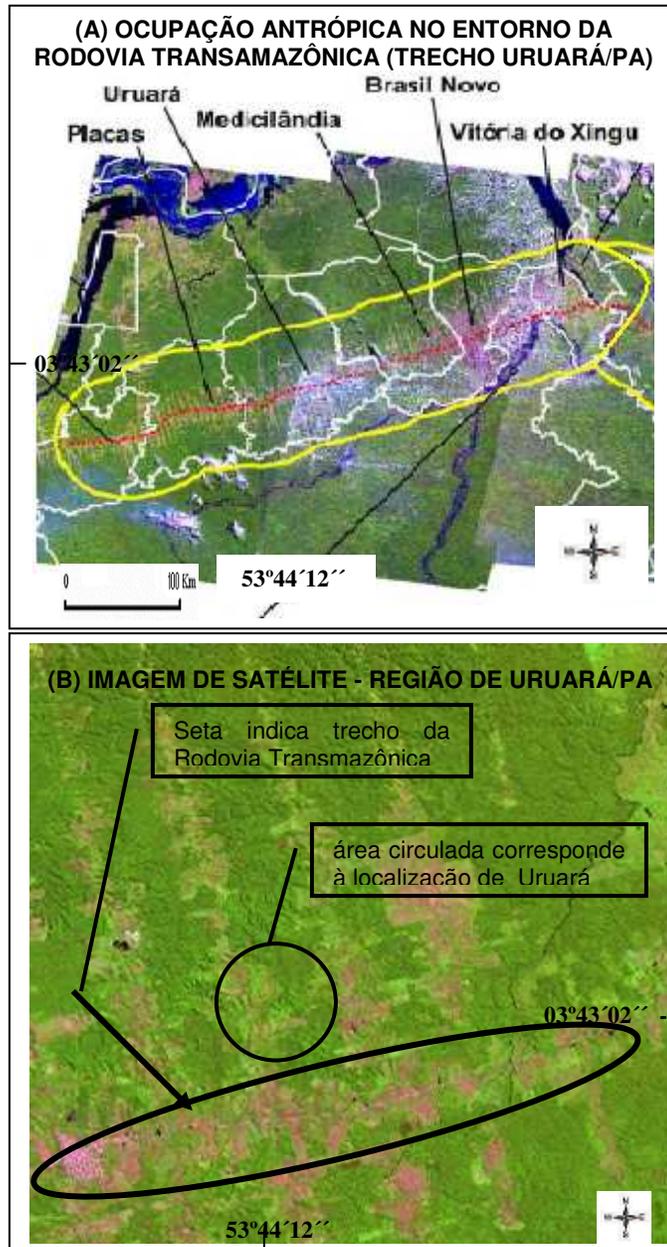


FIGURA 8.2 – (A) Imagem da ocupação antrópica no entorno da Rodovia Transamazônica – trecho Uruará/PA. Fonte: OIKOS (2002); (B) Imagem da região de Uruará / PA (área circulada), longitude: 53°37'30''W / latitude: 3°37'30''S no ponto central (escala 1:50000). Cor rosa corresponde à perda de cobertura vegetal de floresta: solo exposto ou ocupações agropastoris ou urbanas e Rodovia Transamazônica (indicada pela seta). Cor verde corresponde à cobertura vegetal. (Landsat 7/ETM+; bandas espectrais 5,4,3/RGB em composição colorida falsa cor). Fonte: Miranda; Coutinho (2008).

Tratando-se de uma região em expansão acelerada e recente, muitas frentes pioneiras “apresentam uma grande velocidade no processo de ocupação do espaço e consequente alteração da paisagem” (VENTURIERI et al., 2003), sendo comuns práticas que provocam danos ambientais importantes, a exemplo do sistema de cultivo em solo de queimada – corte e queima (CENDOTEC, 2007; SERRA et al., 2008) (FIGURA 8.3).

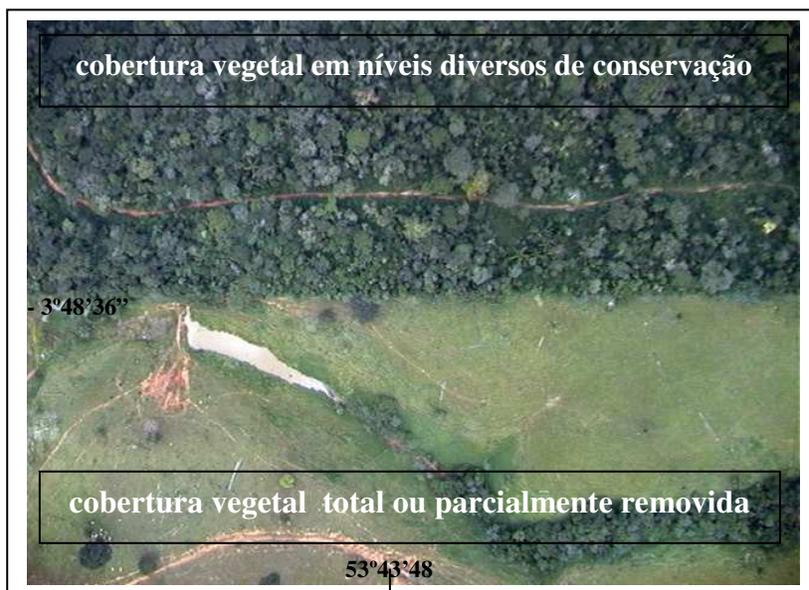


FIGURA 8.3 - Imagem aérea por videografia (correspondente à órbita Landsat 226; longitude 53°43'48"W / latitude: 3°48'36"S) de parte do município de Uruará / PA em porções total ou parcialmente degradadas e com níveis diversos de conservação da cobertura vegetal. Fonte: INPE (2006)

A região mais povoada do Município tem sofrido modificações significativas, sendo que as atividades de subsistência e plantação têm cedido espaço para ocupações diversificadas cada vez mais intensivas e abrangentes, fortalecendo o potencial dos processos de degradação ambiental (FIGURA 8.4).

Concomitantemente, iniciativas locais têm buscado rever essa postura de ocupação desenfreada mediante ações que visem ampliar os esforços de educação e capacitação profissional e desacelerar os danos ambientais.

Mas, além da promoção de cursos técnicos em agropecuária e da gestão de baixo impacto da floresta, frente ao comprometimento da sustentabilidade dos recursos naturais

locais, resultantes das atividades agropecuárias (SCHMITZ et al., 2003), faz-se premente a análise de biodiversidade de áreas com remanescentes de cobertura florestal.

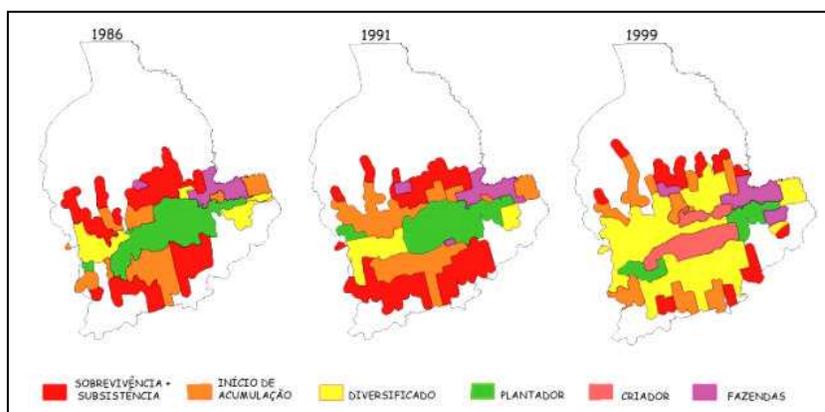


FIGURA 8.4 – Processo de modificação do uso da terra em Unidades de Paisagem de Uruará em três períodos: 1986, 1991 e 1999. Legenda: vermelho (sobrevivência + subsistência); laranja (início de acumulação); amarelo (diversificado); verde (plantador); rosa (criador); lilás (fazendas). Fonte: Venturieri et al. (2003)

Os pontos escolhidos para as coletas de fauna de solo, ainda que sob pressão ambiental, estão localizados em uma área em que porções florestais estão conservadas em meio à ocupação agrícola progressiva.

8.2 Floresta Amazônica – Flona Jamari / RO (FAJRO)

A Floresta Nacional do Jamari localiza-se no Estado de Rondônia, distando cerca de 120km de Porto Velho, cujo acesso se dá pela BR-364, que liga Porto Velho ao Estado de Mato Grosso, e entrada pela Rodovia estadual RO-452, percorrendo-se aproximadamente 13km em estrada de terra. Os dados apresentados a seguir provêm fundamentalmente do respectivo Plano de Manejo (IBAMA, 2005).

Apresentando cerca de 220.000 ha e situando-se nas coordenadas geográficas com latitude entre 09° 00' 00" a 09° 30'00"S e longitude entre 62° 44' 05" a 63° 16'54"W, essa unidade de conservação foi criada a partir do Decreto Lei nº 90.224 de 25 de setembro de 1984 (FIGURA 8.5).

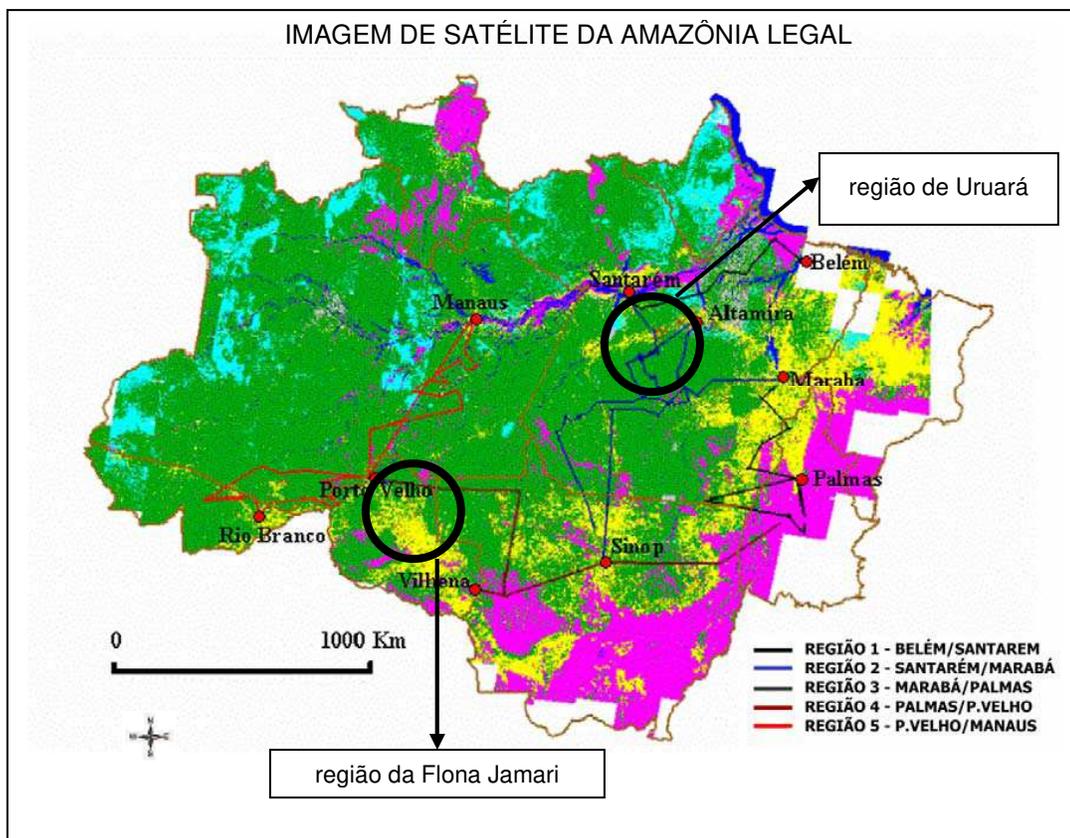


FIGURA 8.5 – Imagem de satélite (Landsat TM) da Amazônia Legal do PRODES (Projeto de Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite), evidenciando o posicionamento das áreas estudadas (círculos): Flona Jamari/RO e Uruará/PA. Reforço de cor artificial (verde: cobertura florestal, amarelo: desmatamento em progresso; rosa: coberturas não florestais). Fonte: INPE (2006).

A Flona Jamari, na bacia do rio de mesmo nome, é delimitada ao Norte pela Estação Ecológica Estadual de Samuel, Imóvel Manoa e municípios Candeias do Jamari e Itapuã do Oeste; a leste, o município de Cujubim, ao sul, pelos municípios de Cujubim e Itapuã do Oeste; e a oeste, pelos municípios de Candeias do Jamari, Itapuã do Oeste e a Estação Ecológica Estadual de Samuel (FIGURA 8.6 e 8.7).

O referido Plano de Manejo da Floresta Nacional do Jamari (IBAMA, 2005, p. 58), relata que, em termos de geomorfologia correspondente à área da unidade de conservação,

“há a predominância das Unidades Denudacionais, do tipo Superfície de Aplainamento Nível II. Esta superfície constitui uma unidade com ampla distribuição na área, ocorrendo sobre rochas do embasamento cristalino. As cotas atingidas por esta superfície distribuem-se no intervalo de 200 a 300 metros, apresentando igualmente uma densidade variável de inselberges. Localmente, identificaram-se cinco feições geomorfológicas principais: Superfícies Tabulares, Agrupamentos de Morros e Colinas, Superfície de Aplainamento, Planícies Inundáveis e Vales, Depressões, Lagos, Deltas / Cones.”

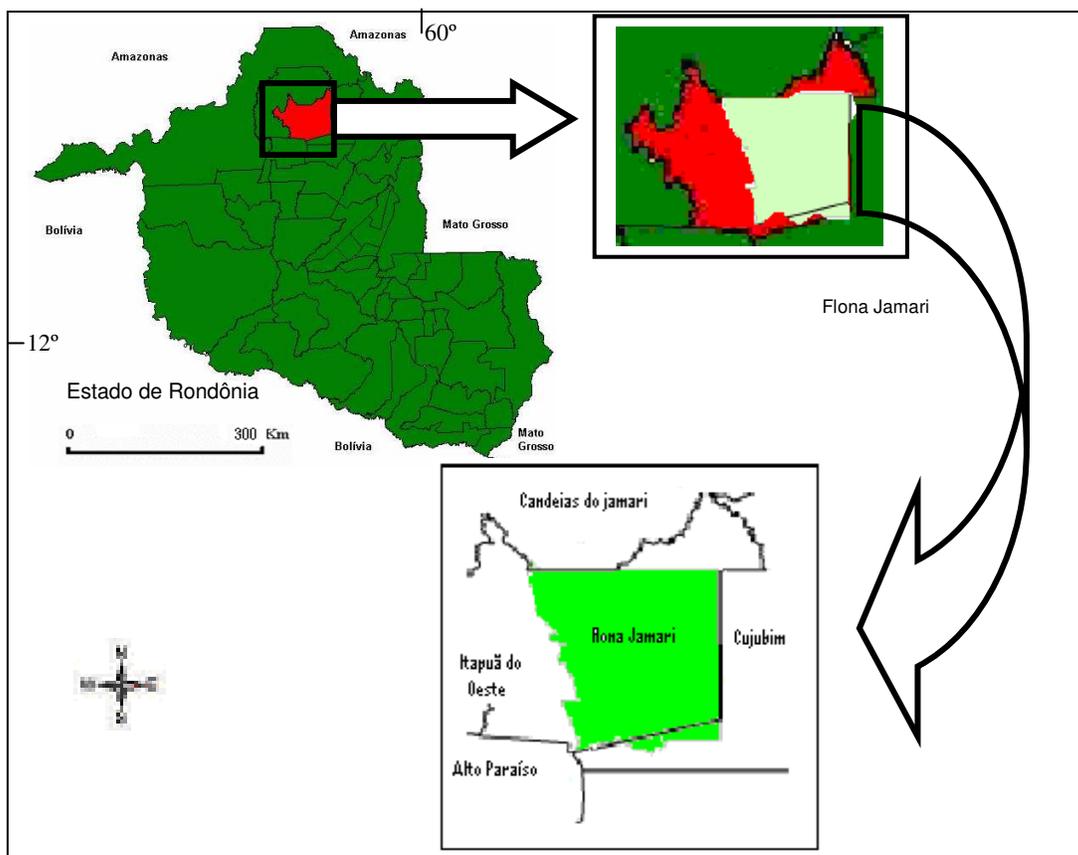


FIGURA 8.6 – Localização em Rondônia do município Itapuã do Oeste (em destaque vermelho) onde predomina a maior porção da área da Flona Jamari (em destaque verde).
Fonte: Brasil (2007) e Senado Federal (2008).

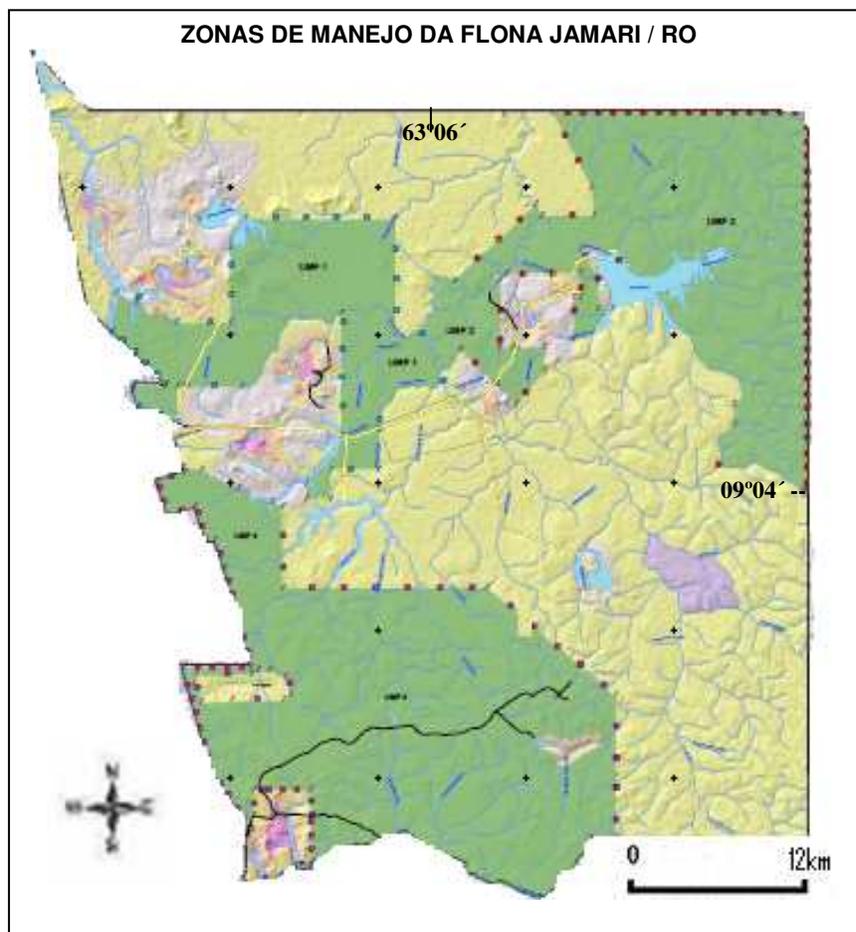


FIGURA 8.7 – Carta de imagem da Flona Jamari com Zonas de manejo (■ Manejo florestal; ■ Conservação; ■ Mineração; ■ Recuperação). Fonte: Brasil (2007)

Embora não tenham sido especificadas as classes taxonômicas de solos no Plano de Manejo da Flona Jamari, Espindola et al. (1999) e Longo et al. (2000a; 2000b), em diversos estudos *in loco*, analisaram e tipificaram porções dos solos, identificando-os como Latossolo Vermelho-Amarelo álico e Latossolo Amarelo álico, ambos com textura argilosa.

Especialmente na Serra da Onça, onde se procederam as coletas de fauna edáfica, os mesmos autores observaram no solo de mata grande concentração de matéria orgânica pouco decomposta na superfície, havendo a possibilidade de identificação dos horizontes pedológicos A, AB, BA e Bw, todos com grande quantidade de raízes médias e finas.

Um *pedon* em área preservada de mata na Serra da Onça foi descrito, mostrando os seguintes atributos morfológicos:

Horizonte A: 0-0,06 m; bruno avermelhado (5YR 3/4); argiloso; granular, grande e forte; muito plástico e muito pegajoso; friável; transição suave e clara.

Horizonte AB: 0,06-0,20 m; vermelho amarelado (5YR 5/6); argiloso; maciço que se rompe em granular grande e forte; muito plástico e muito pegajoso; friável; sinais de acúmulo localizado de argilas e húmus; transição suave e gradual.

Horizonte BA: 0,20-0,50 m; vermelho amarelo (5YR 5/6); argiloso; maciço que se rompe em granular média a pequena, moderada; muito plástico e pegajoso; sinais de acúmulo localizado de argilas e húmus; transição suave e gradual.

Horizonte BW: 0,50-0,90 m (+);vermelho amarelo (5YR 5/6); argiloso; maciço que se rompe em granular pequeno forte; friável; muito plástico e muito pegajoso.

O clima local, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Aw – Clima Tropical Chuvoso, com precipitações anuais entre 2200mm e 2600mm, com cerca de 90% concentrados nos períodos chuvosos – outubro a abril. O inverno, principalmente de junho a agosto, é bastante seco, sendo os demais meses de transição. As temperaturas médias anuais situam-se entre 24°C e 26°C, o que faz pressupor elevados valores de evapotranspiração.

A cobertura vegetal corresponde basicamente à Floresta Ombrófila Densa Submontana e Floresta Ombrófila Aberta Submontana. Nas altitudes (100 a 160m) de colinas e cristas do embasamento cristalino e nas encostas de planaltos e serras, ocorrem florestas sob solos profundos e bem drenados, com árvores espaçadas, atingindo 40 a 55m de altura do dossel, com lianas, palmeiras, espécies emergentes e árvores de grande porte.

Outras formações se apresentam compondo um mosaico fitofisionômico. Em função do relevo, ocorrem ainda Floresta Ombrófila Densa e Aberta das Terras Baixas nas superfícies sedimentares e relevo aplainado, alcançando 70 a 100m; Floresta Ombrófila Aluvial (Florestas de Várzea), que recobrem planícies sazonalmente inundadas; Floresta Ombrófila Aluvial (Floresta de Baixio), em áreas sujeitas a freqüentes inundações, dadas às condições locais e baixa drenagem; Formação Aluvial (Buritizal), presentes em áreas com solos submetidos a longos períodos encharcados; além das culturas introduzidas.

Até a década de 1950, o acesso à região dava-se exclusivamente pelo Rio Jamari. Nos anos de 1960, iniciaram-se processos de colonização da área mediante atividades de

garimpo, fundamentalmente de cassiterita, seringueiros, coletores de castanhas, mas sem muito interesse para a agricultura, visto a fertilidade reduzida do solo. A partir de 1970, houve intensificação dessas atividades. No entanto, ao final dessa década, a União retomou essas terras, momento a partir teve início uma série de ações para instituir a atual unidade de conservação.

A exploração de cassiterita representou uma atividade que causou enormes danos à área, fundamentalmente em virtude da inexistência de uma regulamentação adequada desde o início da mineração que levasse em conta os impactantes processos de extração desse minério.

Muitas são as condições dos substratos manipulados e gerados no processo de obtenção do minério de cassiterita. De acordo com Longo et al. (2000a), as áreas degradadas, cada qual com seu nível de dano e dificuldade de recuperação, podem ser divididas em: (a) *área não decapeada*: desmatadas, sem posterior remoção da camada do solo, mantendo riqueza de nutrientes e banco de sementes, utilizada para proteção de estradas e benfeitorias; (b) *área decapeada*: desmatada, com remoção de um ou mais horizontes, destruição do banco de sementes, expondo camada de menor fertilidade e impróprias ao sistema radicular; (c) *taludes decorrentes de cortes*: cortes no terreno, aparecendo taludes com declividade acentuada e exposição de horizontes do solo; (d) *barragens de rejeito*: construção de barragens, aparecendo taludes de material homogêneo; (e) *áreas de deposição de rejeito*: sedimentos com granulometria variável, pobres e geralmente desprovidos de matéria orgânica, dificultando o desenvolvimento vegetal; (f) *áreas inundadas*: lagos formados pelas cavas da mineração.

Por essas, dentre outras, razões, foi estabelecido um *Termo de Ajustamento de Conduta (TAC)*, no qual, em meio a uma série de exigências, está a recuperação das áreas lavradas e degradadas – solo, flora, corpos d'água etc, devendo-se recompor as condições para a implantação de nova cobertura vegetal com correspondência ecológica àquela típica da região, considerando a mesma inserida no bioma Amazônia.

Processos empíricos fragmentados de recuperação das áreas degradadas foram iniciados, pela empresa mineradora, sem sucesso efetivo. A partir de então, um grupo multidisciplinar de pesquisadores das universidades públicas do Estado de São Paulo, fomentado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP),

elaborou efetivamente um *Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD)* para a Floresta Nacional do Jamari / RO.

No referido PRAD, constaram ações de recomposição topográfica, construção de terraços, descompactação e readequação das condições do solo para plantio, mediante aplicações de calcário, fertilizante, incorporação de composto e adubação verde, semeadura, isolamento de área, retirada de competidores, indução do banco de sementes, implantação de mudas de espécies atrativas para zoofilia, condução de espécies de estágios sucessionais diversos e enriquecimento. Todos os métodos e estratégias foram geridos e selecionados em função das condições locais de cada substrato e processo envolvido.

Na Serra da Onça, segundo o PRAD, a mina existente foi lavrada desde os anos 1980, em quatro setores distintos: A, B, C₁ e C₂. Na Serra a Onça “A” foram implantados os principais experimentos em piso de lavra, direcionando o processo segundo as espécies adaptáveis de adubo verde; tipo de semeadura (a lanço ou em linha); estudos de compactação; incorporação da adubação verde ao longo do tempo (1, 2, 3 e 4 anos); e seleção de espécies nativas.

As análises do rejeito dos tipos de lavra por desmonte hidráulico e desmonte seco – *Dry Mine* – nessa localidade revelaram seis camadas, em cujas descrições morfológicas, caracterizadas a seguir, indicaram estratificação horizontal com materiais sem estrutura, ausência de material orgânico na superfície, quantidade variável de cascalho, consistência solta, granulometria e cores variadas (TABELA 8.1).

TABELA 8.1 – Descrição morfológica do rejeito oriundo de lavra na Serra da Onça

Camada	Espessura (cm)	Características
I	0-20	Amarelo avermelhado (5YR 6/6); arenoso; raízes muito finas abundantes
II	20-35 (39)	Vermelho amarelado (5YR 4/6); arenoso; raízes muito finas esparsas
III	35-54	Amarelo avermelhado (5YR 5/8); arenoso; raízes muito finas esparsas
IV	54-65	Vermelho amarelado (2,5YR 6/4); arenoso; raízes muito finas esparsas
V	65-74	Vermelho amarelado (5YR 4/6); arenoso; raízes muito finas esparsas
VI	74-93(+)	Amarelo avermelhado (5YR 5/8); arenoso; raízes muito finas esparsas

Fonte: PRAD Floresta Nacional do Jamari/RO (LONGO, 2005)

Nessa localidade, foram realizadas as seguintes ações relacionadas na TABELA 8.2.

TABELA 8.2 – Ações desenvolvidas na Serra da Onça A ao longo do tempo

ações desenvolvidas	Ano			
	2002	2003	2004	2005
Remoldagem dos terrenos	X			
Práticas de controle de erosão	X	X	X	
Calagem	X			
Adubação química	X	X	X	
Preparo dos terrenos	X	X	X	
Plantio de leguminosas	X	X	X	
Incorporação	X	X	X	
Plantio de mudas				X
Adubação química na cova				X
Adubação orgânica na cova				X

Fonte: PRAD Floresta Nacional do Jamari/RO (LONGO, 2005)

Para fins de análise de fauna edáfica, foram selecionadas quatro áreas na Serra da Onça (FIGURA 8.8), cada qual com as características específicas.

Área 1 – Solo degradado por mineração de cassiterita (SDRO) (FIGURA 8.9):

Área 2 – Solo em recuperação inicial 2-3 anos (RIRO)) (FIGURA 8.10):

Área 3 – Solo em recuperação média 5-6 ou mais anos (RMRO)) (FIGURA 8.11):

Área 4 – Mata / Floresta Amazônica (FAJRO)) (FIGURA 8.12):



FIGURA 8.8 – Acesso à Serra da Onça na Flona Jamari. Fonte: Catanozi (2007)



FIGURA 8.9 – (A) Trecho da Flona Jamari com solo degradado por mineração de cassiterita; (B) detalhe do estado do solo degradado. Fonte: Catanozi (2007)



FIGURA 8.10 – Área da Serra da Onça na Flona Jamari degradada por mineração por cassiterita em processo de recuperação inicial 2-3 anos. Fonte: Catanozi (2007)



FIGURA 8.11 – Área da Serra da Onça na Flona Jamari degradada por mineração por cassiterita em processo de recuperação média 5-6 anos ou mais. Fonte: Catanози (2007)



FIGURA 8.12 – Área da Serra da Onça na Flona Jamari com cobertura vegetal conservada em diferentes extratos. (A) arbóreo; (B) e (C) arbustivo e herbáceo. Fonte: Catanози (2007).

8.3 Cerrado e manejo biodinâmico – Município de Botucatu / SP

Tanto a área de Cerrado como aquelas submetidas ao sistema biodinâmico de manejo situam-se no município de Botucatu/SP, no Bairro Demétria, região central do Estado de São Paulo, a cerca de 235 km da Capital (FIGURA 8.13 A-B). No seu distrito de Rubião Junior, está situada uma área com pasto há muitos anos sem manejo com gado, na frente das instalações da Faculdade de Tecnologia (FATEC).

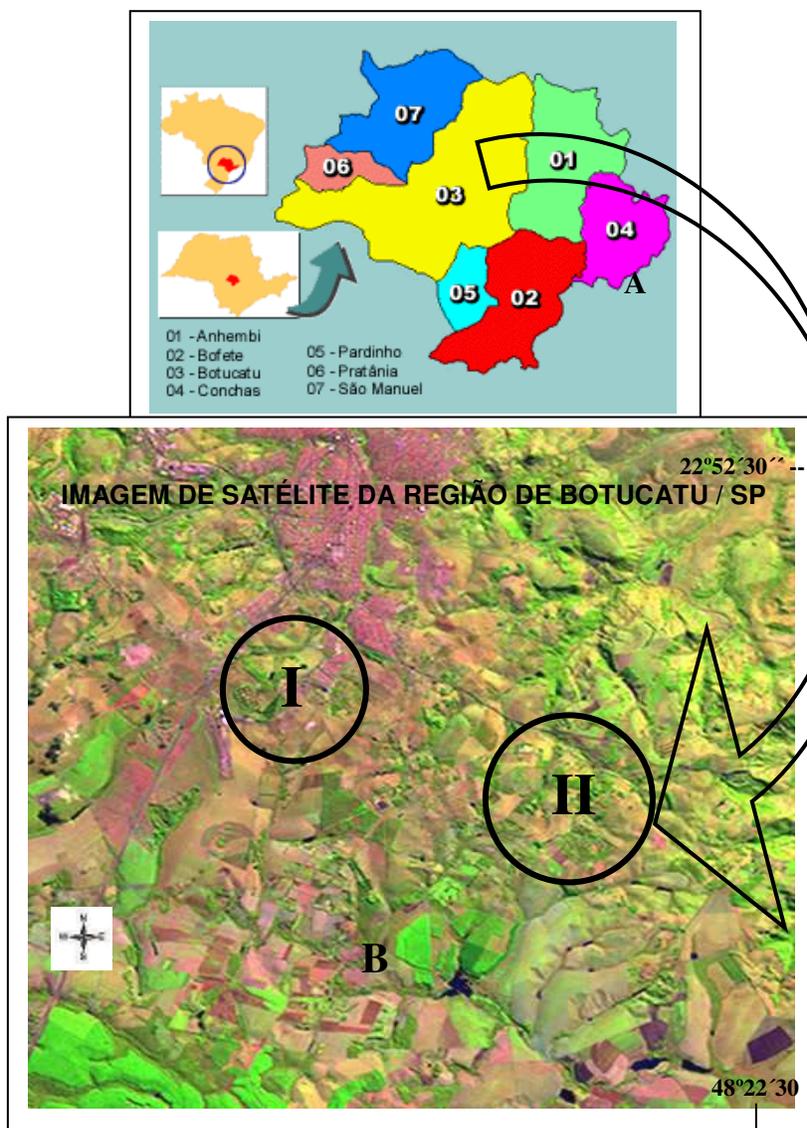


FIGURA 8.13 – (A) Localização do município de Botucatu (nº3). Fonte: WEBCARTA.NET (2008). (B) Imagem de satélite (Landsat 7/ETM+; bandas espectrais 5,4,3/RGB em composição colorida falsa cor) de parte da região de Botucatu / SP (I – Bairro Demétria; II – Campus FATEC Botucatu), longitude: 48°26'15"W / latitude:

22°56'15''S no ponto central (escala 1:25000). Cor rosa: usos diversos da terra: solo total ou parcialmente exposto e ocupações urbanizadas. Cor verde: cobertura vegetal florestal ou agrossilvopastoril com manejos diversos. Fonte: Miranda; Coutinho (2008).

Botucatu apresenta uma porção de baixada, com 400 a 500 m de altitude, na Depressão Periférica e uma serrana, com 700 a 900 m, no Planalto Ocidental, separadas pelas Cuestas Basálticas em forma de arco. O clima predominante é Subtropical Úmido, do tipo Cwa, pela classificação climática de Köeppen, com invernos frios e secos e verões quentes e úmidos, apresentando temperaturas médias de 3 a 8°C de mínima e superiores a 22°C de máximas (BOTUCATU, 2008; CEPAGRI, 2008).

Essa região pertence à bacia do rio Tietê, apresentando solos derivados de alterações de arenitos (arenosos e textura média, pobres) e de basaltos (argilosos e férteis), profundos quando o relevo é pouco acentuado, recobertos por vegetação variada, com remanescentes de cerrados em diferentes estágios sucessionais, matas nativas e exóticas (Pinus e Eucalipto) e de várzea. Ocorrem ainda manchas de transição de campos e mata pluvial perenifolia da formação atlântica (BOTUCATU, 2008).

O bairro Demétria dista 10 km de Botucatu, cuja altitude é próxima a 600m no reverso da cuesta, em coordenadas geográficas de latitude 22° 57'S e longitude 48° 25'W. A origem do Bairro remete a atividades pontuais de biodinâmica na década de 1970, havendo, a partir de então, iniciativas de agricultura biodinâmica, orgânica, além de ações de caráter cultural, distanciando-se do manejo convencional anterior àquela época (BERTALOT, 2004).

O solo da área de estudo é derivado de produtos de alteração do arenito Bauru, classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo textura média, mas arenosa superficialmente, com pH ácido, pobre em matéria orgânica e, por vezes, concentração elevada de alumínio. A vegetação original predominante é de cerrado, caracterizando uma área de transição fitogeográfica.

As coletas foram realizadas especificamente na Chácara Somé, Grupo Elo, situada no referido bairro (FIGURA 8.14A), com cerca de 5 hectares sob relevo praticamente plano, dos quais 2,5 ha são destinados a pastagens rotacionada para gado no sistema *voisin* e o

restante distribuído, dentre outras divisões, em área: de horta; arborizada tratada por floresta, com algumas frutíferas plantadas; e cerrado preservado (FIGURA 8.14B).

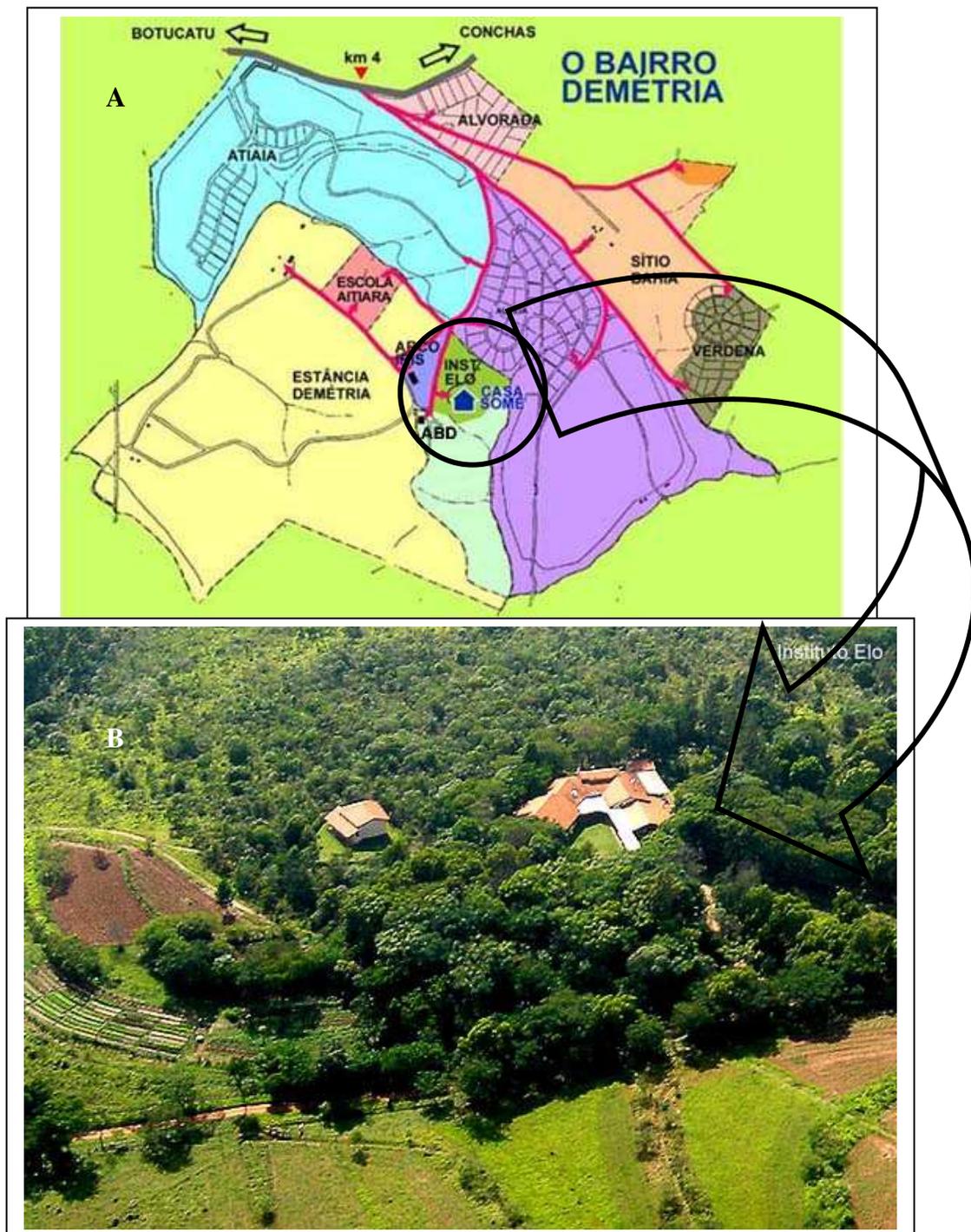


FIGURA 8.14 – Croqui do Bairro Demétria e localização da Chácara Somé (circulo) com imagem de fotografia aérea em detalhe na parte inferior da figura. Fonte: Instituto Elo (2008).

As áreas de coleta sob o sistema de manejo biodinâmico – Chácara Somé são mostradas na FIGURA 8.15, assim caracterizadas:

Área 1 – Pastagem (P1B): originalmente era uma pastagem degradada, utilizada há mais de 10 anos. Há 4 a 5 anos, passou a ser trabalhada em rotação de pastagens de braquiária (*Brachiaria* sp) delimitada com cerca elétrica.

Área 2 – Pastagem (P2B): originalmente era uma pastagem degradada. Em dezembro de 2005, foi submetida a uma aração leve, gradagem e semeadura a lanço de coquetel com guandu, feijão de porco, mucuna, milho e girassol, sobrando apenas guandu. A partir da intercessão, iniciou-se a pastagem com braquiária (*Brachiaria* sp).

Área 3 – Mata mista (MMB): originalmente era uma pastagem degradada. Há cerca de 10 anos, foi aplicada rocha moída e plantio de espécies pioneiras, guapuruvu, e frutíferas como cítricos e outras, sendo utilizadas glebas como pastos de inverno, quando necessário.

Além dessas áreas, ocorre também dentro dos limites da Chácara Somé a área de cerrado, com a seguinte descrição:

Área 4 – Mata de Cerrado (MCB): originalmente era uma pastagem degradada. Há mais de 15 anos, foi submetida ao pousio, recuperando a formação de cerrado, mantendo-se conservada como tal, sem manejo biodinâmico.

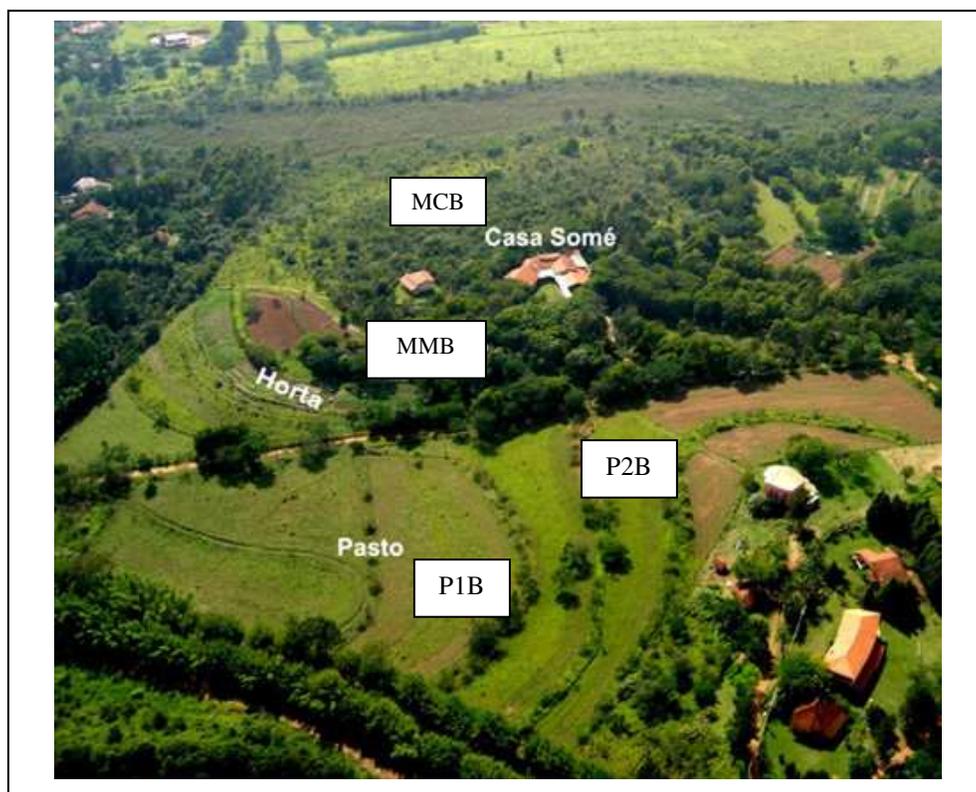




FIGURA 8.15 – Indicações das áreas em que se efetuaram as coletas na Chácara Somé – visão geral (foto aérea) e detalhe. P1B: pastagem 1; P2B: pastagem 2; MMB: Mata Mista e pastagem; MCB: Cerrado. Fonte: Catanozi (2008); Instituto Elo (2008).

Julgou-se apropriado incorporar ainda uma quinta área de investigação, por tratar-se de um uso muito generalizado – pastagem em condições convencionais (no sentido não apenas biodinâmico), sem ter sido sujeito a qualquer manejo efetivo há, pelo menos, 5 anos, mantendo-se, essencialmente, com cobertura de braquiária (*Brachiaria* sp). Esta área encontra-se nas dependências da Faculdade de Tecnologia (FATEC) de Botucatu, com sede na Avenida José Ítalo Bacchi, s/n – Jardim Aeroporto – Botucatu/SP. Assim, denominou-se a Área 5 – pasto sem manejo (PSMB) (FIGURA 8.16).



FIGURA 8.16 – Trecho do campus da FATEC – Botucatu em que se encontra o pasto de manejo convencional sem pastejo recente. Fonte: Catanozi (2007).

Nas proximidades dos pontos de coleta de fauna de solo, foram cavadas duas trincheiras para descrições morfológicas, uma nas adjacências da Mata de Cerrado - MCB (TABELA 8.3), sob relevo suavemente ondulado e outra entre as duas áreas de pasto sob manejo - P1B e P2B (TABELA 8.4).

TABELA 8.3 – Descrição morfológica do solo adjacente à Mata de Cerrado (MCB).

Horizonte	Espessura (m)	Descrição
A	0 – 0,20	Bruno avermelhado (5YR 5/4); mediana; granular pequena a muito pequena; moderada; muito friável; ligeiramente plástica; ligeiramente pegajoso; limite suave difuso; abundante em raízes predominantemente finas que se estendem até o horizonte B; porosidade elevada; drenagem interna muito boa a excessiva.
AB	0,20 – 0,50	Bruno avermelhado (5YR 4/3); mediana; granular muito pequena; fraca (aspecto maciço); muito friável; ligeiramente plástica; ligeiramente pegajoso; limite suave difuso
Bw	0,50 – 0,70	Vermelho amarelado (5YR 5/6); mediana; granular muito pequena; fraca (aspecto maciço); muito friável; ligeiramente plástica; ligeiramente pegajoso

TABELA 8.4 - Descrição morfológica do solo entre as duas áreas de pasto (P1B e P2B).

Horizonte	Espessura (m)	Descrição
A	0 – 0,22	Bruno avermelhado (5YR 5/4); mediana; granular pequena a muito pequena; moderada; duro; ligeiramente plástica; ligeiramente pegajoso; limite suave gradual; raízes finas e muito finas abundantes.
AB	0,22 – 0,55	Vermelho amarelado (5YR 5/6); mediana; granular muito pequena; fraca (aspecto maciço); friável; ligeiramente plástica; ligeiramente pegajoso; limite suave gradual; raízes finas e muito finas comuns a abundantes.
Bw	0,55 – 0,70(+)	Vermelho amarelado (5YR 5/8); mediana; granular muito pequena; fraca (aspecto maciço); muito friável; ligeiramente plástica; ligeiramente pegajoso; raízes muito finas comuns.

8.4 Mata Atlântica – Município de São Paulo / SP (MASP)

A área com Mata Atlântica em São Paulo, Capital, situa-se no Sítio Curucutu (Reserva Florestal Curucutu Parques Ambientais), na APA – Área de Proteção Ambiental – municipal Capivari-Monos.

As informações relativas a essas áreas de proteção ambiental são fundamentadas principalmente nos conteúdos divulgados por Takiya (2002), pela EMBRAPA Monitoramento por Satélite (2008), pela Prefeitura da Cidade de São Paulo (SÃO PAULO, 2008) e Instituto Socioambiental - ISA (2008).

A APA Capivari-Monos localiza-se no extremo sul do município de São Paulo, apresentando cerca de 250km², o que corresponde a aproximadamente 1/6 da área municipal. Está inserida nas bacias hidrográficas Guarapiranga, Billings e Capivari-Monos, sendo limitada ao norte pelo divisor de águas do ribeirão Vermelho e a cratera de Colônia; a leste, onde está localizada a Reserva Florestal Curucutu Parques Ambientais, pelo município de São Bernardo do Campo; ao sul, pelo município de São Vicente; e a oeste

pelos municípios de Jujutiba e Itanhaém (SÃO PAULO. PREFEITURA DA CIDADE DE SÃO PAULO, 2001) (FIGURA 8.17).

Os bairros ocupados pela APA são os de Barragem, Cidade Nova América, Vargem Grande, Engenheiro Marsilac, Evangelista de Souza, Jardim dos Eucaliptos, Gramado, Ponte Seca, Ponte Alta, Embura do Alto e Parelheiros (onde se situa a Reserva Florestal Curucutu Parques Ambientais), estendendo-se desde as colinas do planalto, com pouco mais de 740m de altitude nas proximidades da Represa Billings, à linha de cumeada da Serra do Mar, no limite do município de Itanhaém, com altitude de 890m (FIGURA 8.18).

De acordo com Carvalho et al. (200?), os solos são predominantemente argilosos, muito empregados pelas olarias da localidade. Para Martins (2003), são escassas as informações sobre os solos na região específica, sendo que os dados disponíveis referem-se aos levantamentos para o Estado e Cidade de São Paulo. No entanto, observações locais evidenciam o predomínio de Cambissolos, principalmente na Serra do Mar, Gleissolos nas partes baixas e planas, assim como frequentes Aluviões associados.

Segundo esse autor, os Cambissolos são pouco desenvolvidos, bastante susceptíveis a processos erosivos, com presença de minerais primários facilmente intemperizados e teores variáveis de argila e areia. Os Gleissolos são hidromórficos, predominantemente argilosos, sujeitos a inundações frequentes (planícies aluviais), pouco profundos e limitados ao uso, em decorrência da peculiaridade que apresentam.

Em razão das características locais, apesar da classificação climática de Köppen para a cidade de São Paulo ser Cwa, o microclima é do tipo oceânico e sub-oceânico superúmido, com elevados índices de pluviosidade, variando entre 1400 mm a mais de 2200 mm, e temperatura média próxima a 19,5°C (TARIFA; AZEVEDO, 2001). Para algumas situações, caracteriza-se um Clima Tropical Úmido de Altitude do Planalto Atlântico (MARTINS, 2003). Por outro lado, Carvalho et al (200?) indicam um clima temperado úmido, tipo mesotérmico.

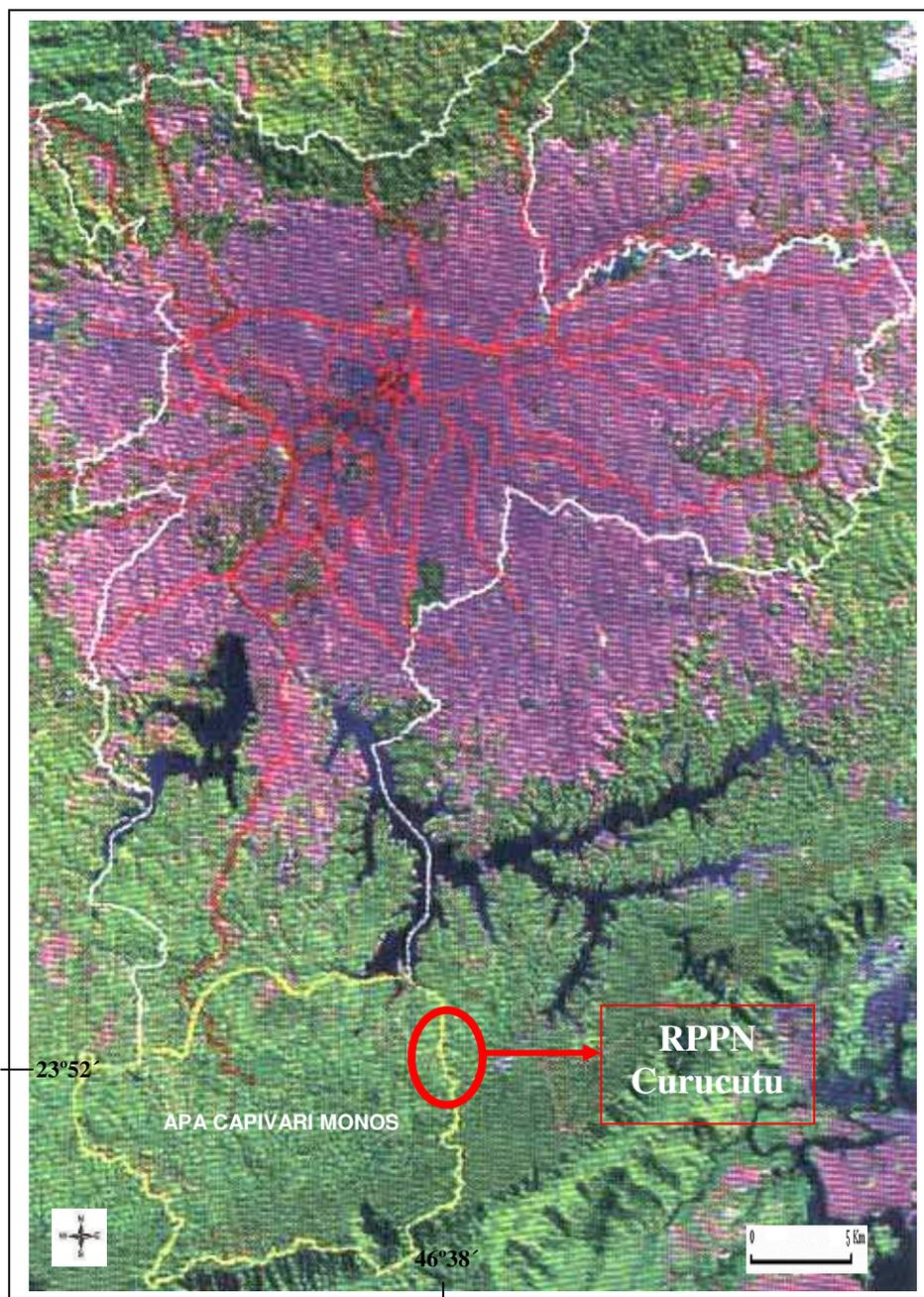


FIGURA 8.17 – Imagem do município de São Paulo (delimitado pela linha branca e incluindo a área com linha amarela), da APA Capivari-Monos (delimitada pela linha amarela) e da RPPN Sítio Curucutu (destacada pela linha vermelha. Coordenadas aproximadas: 23°52'S e 46°38'W) (Imagem de Satélite Landsat TM – 1993). Fonte: Bellenzani (2001); EMBRAPA-CNPM (Monitoramento por Satélite).

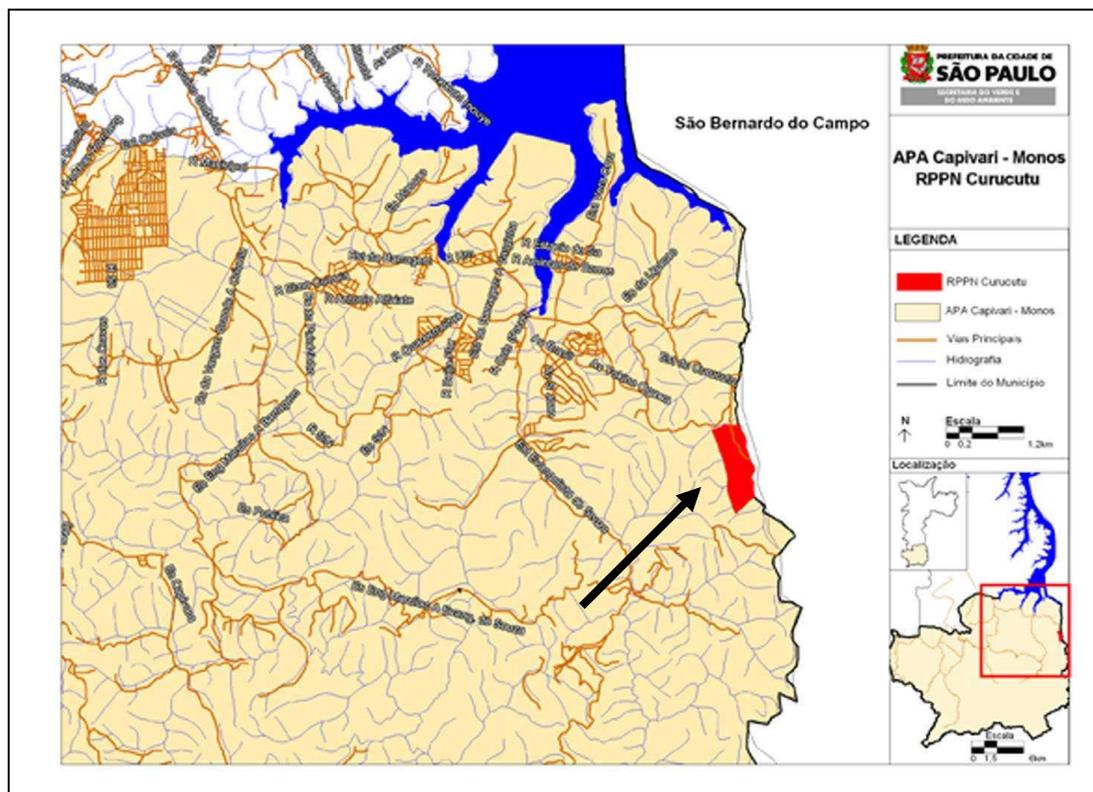


FIGURA 8.18 – RPPN Curucutu (destaque em cor vermelha indicado pela seta) no setor leste da APA Capivari-Monos. Fonte: Prefeitura da Cidade de São Paulo (SÃO PAULO).

Jacinto (2003), em trabalho de geoprocessamento e sensoriamento remoto, constatou que mais de 50% da área apresenta cobertura vegetal natural, com extensos fragmentos de Floresta Ombrófila Densa Montana e Alto-Montana (florestas nebulares) em diversos estágios de sucessão ecológica. Segundo relatório da Prefeitura do Município de São Paulo (1998), existem também Florestas Secundárias (capoeiras senso amplo), incluindo Formações Campestres Alto-Montanas (campo alto-montano) com brejos e floresta de várzea em diferentes estágios de regeneração e Formações de Várzea (FIGURA 8.19).

Tendo em vista tratar-se de uma APA, que se classifica dentre as unidades de conservação de uso sustentável, apresenta “como objetivos básicos proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais”, a partir do que decorre, de acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), a possibilidade técnica de ocupação dirigida (BRASIL, 2000).

Por essa razão, com relação ao uso do solo, a APA está entre as localidades da capital paulista com maior cobertura vegetal presente. No entanto, desmatamentos importantes têm ocorrido e muitas porções do solo encontram-se com cultivos, principalmente, de horticultura e floricultura, reflorestamento comercial, piscicultura, clubes e chácaras de recreio (FIGURA 8.20). Contudo, cabe destacar os reduzidos índices sócio-econômicos, situados dentre os mais baixos da capital paulista.



FIGURA 8.19 – Vista aérea da região da APA Capivari-Monos evidenciando áreas florestais conservadas. Fonte: EMBRAPA-CNPM (Monitoramento por Satélite)



FIGURA 8.20 – Vista aérea da região da APA Capivari-Monos evidenciando o mosaico de áreas utilizadas com ocupação rural e áreas conservadas. Fonte: Bellenzani (2001); EMBRAPA-CNPM (Monitoramento por Satélite).

Há uma reconhecida importância da região, que abriga áreas de mananciais, remanescentes de Mata Atlântica e ainda ocupações por comunidades indígenas, mas com carência de estudos sobre a biodiversidade do solo e à pressão ambiental a que os recursos naturais são submetidos (FIGURA 8.21), especialmente em função da proximidade da Região Metropolitana de São Paulo. Esses fatores tornam-se extremamente relevantes quanto a investigações acerca da fauna edáfica.

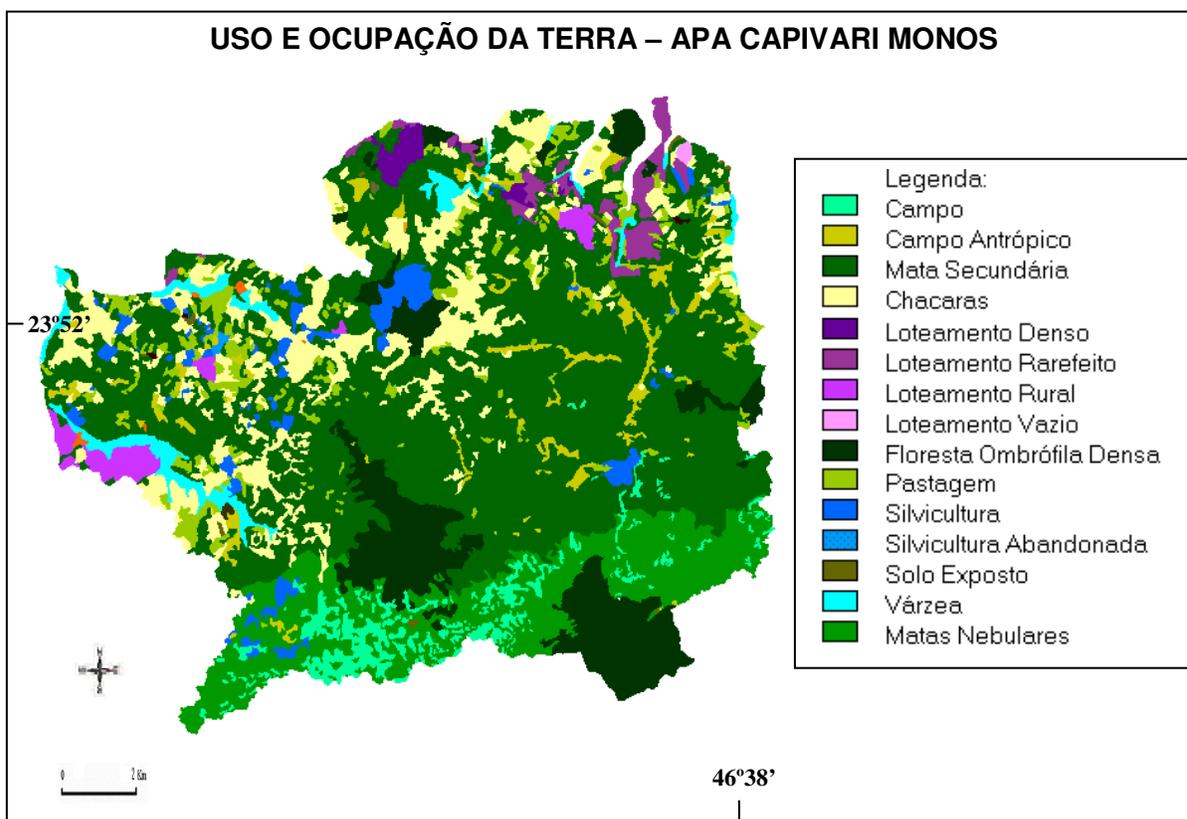


FIGURA 8.21 – Mapa de uso e ocupação da terra na APA Capivari-Monos. Fonte: EMBRAPA-CNPq; São Paulo (Prefeitura da Cidade de São Paulo, 2008).

Nessas condições, situa-se a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) “Curucutu Parques Ambientais”, cujas informações advêm de Bellenzani (2001), de documentos oficiais emitidos pela Prefeitura da Cidade de São Paulo (SÃO PAULO, 2008), de organizações não governamentais (CURUCUTU PARQUES AMBIENTAIS, 2008; SÍTIO CURUCUTU, 2008) e de reportagens. Reconhecida pelo IBAMA pela Portaria 102/95-N (21/12/1995), está inserida na APA Capivari-Monos (criada efetivamente quando

da sanção da lei dessa APA em 2001), com 90% de sua área no bairro de Parelheiros em São Paulo, no endereço Estrada do Rio Acima, nº 3, em São Paulo/SP, CEP 09835-490.

Com coordenadas geográficas aproximadas de latitude 23° 52'S e longitude 46° 38'W e possuindo 10,89 hectares como área de reserva, de um total de 74, 21 hectares, a RPPN dista 42 km do marco zero de São Paulo (na Praça da Sé), 3 km da Reserva Indígena Curucutu e a 8 km da Rodovia dos Imigrantes (SP-160) km38 (FIGURAS 8.17 e 8.18).

O solo predominante é o Latossolo Vermelho Amarelo, situado na província geomorfológica do Planalto Atlântico. A pluviosidade distribui-se ao longo de todo o ano, concentrando-se mais tipicamente entre a primavera e verão, com valores locais entre 1800 mm e 2100 mm, com temperaturas médias mínima de 17°C e máxima de 25°C.

Na proximidade em que se encontram cinco lagos, a flora local caracteriza-se pelo tipo nativo de Floresta Pluvial Tropical Atlântica (FIGURA 8.22), com a existência de processos empíricos de reflorestamento priorizando espécies nativas, com calcário e torta de mamona foram eventualmente utilizados, quando necessário.

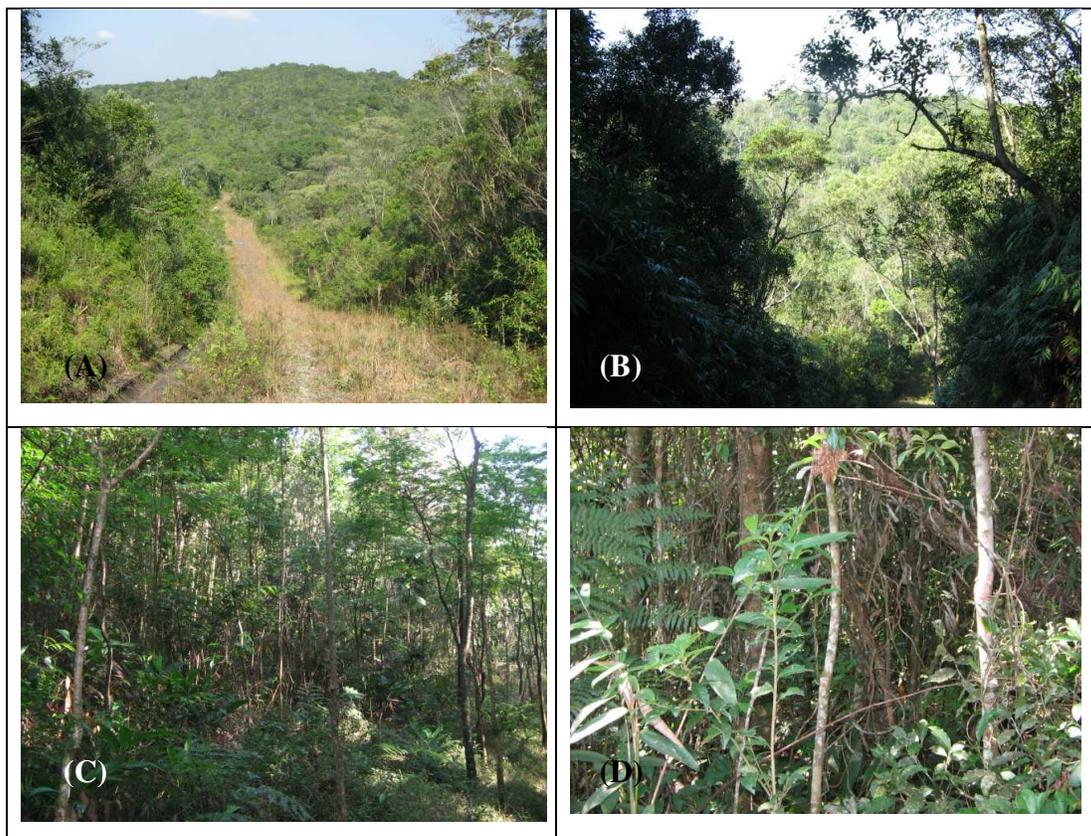
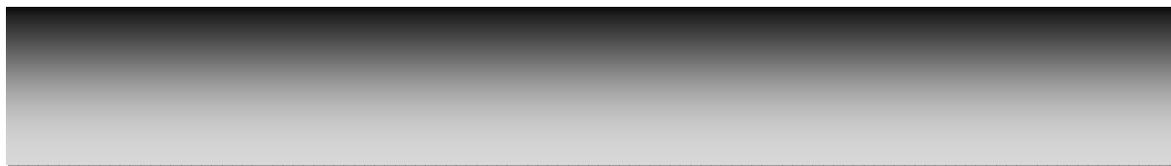


FIGURA 8.22 – RPPN Sítio Curucutu. (A) acesso às áreas de coleta; (B), (C) e (D) ingresso da área de coleta e porte da vegetação na área. Fonte: Catanozi (2008).

9. Resultados e Discussão



9. RESULTADOS E DISCUSSÃO

9.1 Análise geral

9.1.1 Observações na triagem do material

Os solos presentes em sistemas sob condições naturais, a exemplo das áreas florestais – Floresta Amazônica em Uruará e Flona Jamari, Mata de Cerrado e Mata Atlântica – tanto quanto aqueles com manejo favorável à conservação do solo, apresentaram um gradiente decrescente de indivíduos e de grupos de invertebrados com a profundidade da amostra coletada.

As diferenças dizem respeito à qualidade e/ou à quantidade de grupos em função da profundidade. Contudo, em situações em que raízes desenvolvem-se até profundidades maiores ocorre maior densidade de indivíduos e de grupos, acompanhando a respectiva profundidade do vegetal, o que não se mostra evidente em localidades cujas plantas não exibem o mesmo processo.

Essa constatação é esperada à medida que as condições dos habitats ficam mais restritivas, aumentando os fatores de resistência do meio ao exercício da vida quanto maior for a distância da superfície, onde está o principal aporte de conteúdos orgânicos.

Em situações em que o número de grupos de organismos da fauna de solo mostrou-se pouco diverso, o número de indivíduos, independentemente da soma total, concentra-se majoritariamente em poucas espécies / grupos taxonômicos (ordem, família etc), sinalizando dominância, ou seja, menor diversidade biológica.

A incidência de cupins em determinados pontos de algumas áreas apresentou-se bastante elevada, caracterizando alguma heterogeneidade, o que fora também constatado por Correia (2002), em análise de manejo de ecossistemas. No entanto, cabe ressaltar que, nestes pontos específicos, geralmente, a diversidade de grupos é menor do que nos demais pontos da mesma área, podendo significar uma ocupação territorial e redução de material alimentar. Por outro lado, nesses mesmos pontos ocorre um proporcional número maior de

animais com função predadora, tendo em vista a utilização dos cupins como possíveis presas.

Um dado adicional com relação à distribuição de insetos sociais, diz respeito à inversão de números entre cupins e formigas em um mesmo ponto, de forma que, quando a densidade de um grupo (Isoptera) é alta, o mesmo atributo do outro grupo (Formicidae) é baixa e vice-versa.

As considerações apresentadas mediante as observações em campo, quando da realização dos procedimentos de coleta de macrofauna epígea ou edáfica ou ainda a partir da manipulação de serapilheira e de solo para instalação de armadilhas (método *Pitfall traps*) e extração de materiais (método TSBF), foram geralmente confirmadas, na medida do possível, pela análise quantitativa.

9.1.2 Observação e identificação dos principais grupos animais

Mediante observação com e sem o auxílio de microscópio estereoscópico, foram identificados organismos pertencentes a diversos grupos animais. Embora nem todos os grupos de macrofauna de solo tenham sido encontrados em todos os locais e tratamentos investigados (sítios), alguns foram coletados com mais frequência (FIGURA 9.1), conforme análises quantitativas apresentadas na sequência.



FIGURA 9.1 – Exemplos de grupos animais identificados; (A e B) Blattodea; (C, D, E e F) Formicidae; (G) Diplopoda; (H, I e J) Orthoptera; (K e L) Araneae; (M) Isopoda; (N e O) Hemiptera; (P) Scorpionida; (Q, R, S e T) Coleoptera; (U) Diptera; (V) Oligochaeta; (X e Z) Larvas. A marcação ●——● corresponde a 10,0mm. Fonte: Catanozi (2008).

9.2 Análises quantitativas

A partir da identificação dos principais grupos taxonômicos de fauna de solo e da respectiva verificação quantitativa de indivíduos de cada grupo animal e área / situação investigada (TABELA 9.1), pode-se sintetizar os resultados em tabelas e figuras conforme os itens a seguir.

TABELA 9.1 – Síntese de legenda de cada área / situação investigada

SIGLA	DENOMINAÇÃO SIMPLIFICADA
FAUPA	Floresta Amazônica Uruará
FAJRO	Floresta Amazônica Jamari
SDRO	Solo degradado por mineração de cassiterita
RIRO	Solo em recuperação inicial 2-3 anos
RMRO	Solo em recuperação média 5-6 ou mais anos
MASP	Mata Atlântica em São Paulo
MCB	Mata de Cerrado em Botucatu
P1B	Pastagem rotacionada
P2B	Pastagem + coquetel
MMB	Mata mista em Botucatu
PSMB	Pasto sem manejo em Botucatu

9.2.1 Método *Pitfall Traps*

A análise dos exemplares de macrofauna invertebrada de solo a partir da coleta pelo método *Pitfall traps* indica que podem haver diferenças estatisticamente significativas das densidades totais entre os diversos ecossistemas naturais conservados, o que é plausível, à medida que, a exemplo do que demonstraram Lavelle et al. (1992), as condições ambientais de cada local podem ser bastante diversas.

Grosso modo, denota-se frequentemente maior número total de indivíduos por metro quadrado nas comunidades presentes em Uruará/PA. No entanto, ao se analisar separadamente os grupos animais comuns entre a maior parte ou em todas as áreas investigadas, essa regra pode seguir um padrão diferente. Por exemplo, ainda que em

Uruará/PA (FAUPA) e na Flona Jamari (FAJRO), ambas na Floresta Amazônica, sejam significativamente diferentes em valores totais de densidade, o grupo Orthoptera não expressa a referida diferença. Por outro lado, para esse mesmo grupo animal, ocorre o inverso quando a comparação se refere à Flona Jamari (FAJRO) em relação ao Cerrado de Botucatu/SP (MCB) (TABELA 9.2).

TABELA 9.2 – Densidades (indivíduos/m²)*: todos os grupos de macrofauna por área de ecossistemas naturais conservados – método *Pitfall Traps*.

Densidade	local / tratamento: ecossistemas naturais conservados – <i>Pitfall Traps</i>			
	FAUPA	FAJRO	MCB	MASP
total de indivíduos	6381,1 a	3541,4 b	3099,8 b	2369,4 ab
Araneae	266,4 ± 201,1a	110,4 ± 106,21 b	93,4 ± 112,6 b	-
Blattodea	382,2 ± 441,3 ac	110,4 ± 292,3 bc	51,0 ± 93,9 bc	101,9 ± 71,4 c
Coleoptera	991,8 ± 892,7 a	1070,1 ± 960,3 a	348,2 ± 228,2 a	560,5 ± 229,9a
Formicidae	1538,5 ± 1107,5 a	1392,8 ± 1118,3 a	1715,5 ± 1195,9 a	789,8 ± 498,5 a
Isoptera	828,0 ± 1021,8 a	25,5 ± 52,7 a	390,7 ± 465,5 a	263,3 ± 201,2 a
Orthoptera	582,3 ± a	492,6 ± 369,4 ab	51,0 ± 134,5 c	110,4 ± 106,2 cd

*Valores seguidos pela mesma letra minúscula na mesma linha não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. FAUPA: floresta amazônica Uruará; FAJRO: floresta amazônica Jamari; MCB: mata cerrado Botucatu; MASP: mata atlântica São Paulo.

As densidades dos grupos animais podem não representar isoladamente as condições da diversidade biológica do solo de uma área investigada. A análise da riqueza de grupos apresenta uma situação diversa. Nesse caso, o Cerrado de Botucatu/SP exibiu o maior número de grupos da macrofauna de solo. Contudo, o índice de diversidade de Shannon (H), que busca compatibilizar o número de indivíduos (consequentemente, a densidade populacional) e o de grupos animais (riqueza), indica um posicionamento relativo diferente entre as áreas conservadas (FIGURA 9.2).

Atentar para esse fato se faz importante, pois evidencia a necessidade de se proceder à análise não somente a partir de cada variável ou fator, mas do conjunto de informações em si, como também concluíram Merlim et al. (2005). Além disso, trata-se de um método que possibilita caracterizar e analisar somente a superfície do solo, muito embora, parte do

que ocorre nesse extrato possa ser uma manifestação das condições abaixo da superfície, o que está de acordo com algumas das informações obtidas por Correia (2002).

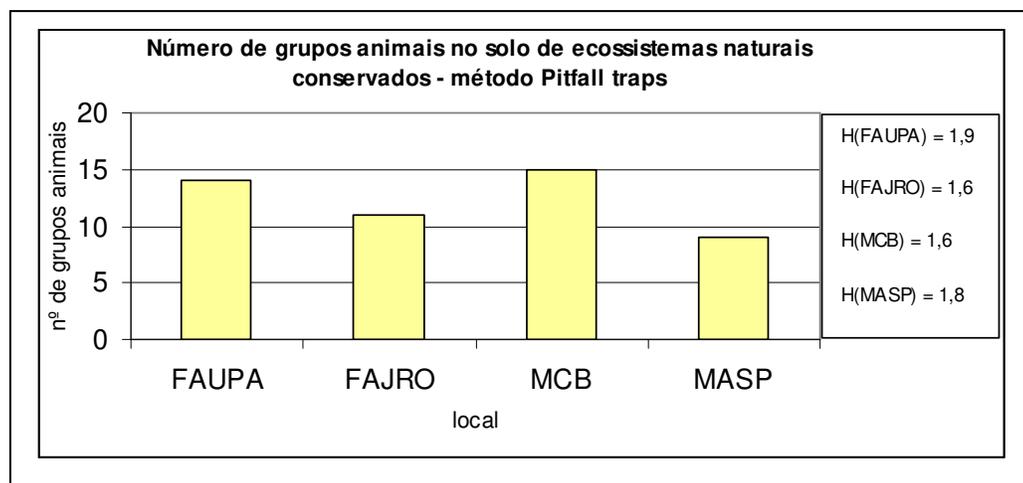


FIGURA 9.2 – Riqueza de grupos de macrofauna invertebrada de solo em ecossistemas naturais conservados e respectivos índices de diversidade de Shannon (H) – método *Pitfall traps*. (FAUPA: floresta amazônica Uruará; FAJRO: floresta amazônica Jamari; MCB: mata cerrado Botucatu; MASP: mata atlântica São Paulo)

Com relação aos processos de recuperação do solo degradado por mineração de cassiterita em Rondônia, verifica-se que as densidades totais dos locais em recuperação inicial entre 2-3 anos (RIRO) e média entre 5-6 anos (RMRO) são significativamente diferentes da área florestal conservada (FAJRO). No entanto, ambas diferem entre si e, estatisticamente, a área em recuperação inicial (RIRO) apresenta-se mais assemelhada àquela com solo degradado (SDRO), o que não ocorre com a área em recuperação média (RMRO).

Observa-se que as densidades totais das áreas em recuperação são significativamente superiores à natural (FAJRO). Dentre outras possíveis razões, isso se deve ao fato de haver, principalmente na área em recuperação inicial (RIRO), valores maiores de Formicidae. Confirmando as proposições de Pinto-Coelho (2000), tal condição evidencia predominância numérica desse grupo animal, o que pode ser reflexo da distância das condições climáticas em que se encontram essas áreas, como se constata pelo índice de Shannon (H) local, a despeito da riqueza de grupos, que pode estar indicando em RIRO

alguma instabilidade no sistema. Nesse caso, o referido índice expressa que há avanço importante do processo em recuperação média – RMRO (TABELA 9.3 e FIGURA 9.3).

TABELA 9.3 – Densidades (indivíduos/m²)*: todos os grupos de macrofauna por área em recuperação da degradação por mineração de cassiterita – método *Pitfall Traps*.

local / tratamento: recuperação da degradação por mineração de cassiterita – <i>Pitfall Traps</i>				
Densidade	FAJRO	SDRO	RIRO	RMRO
total indivíduos	3541,4 a	2579,6 b	11117,7 b	8916,0 c
Blattodea	110,4 ± 292,3 a	297,2 ± 294,2 ac	297,2 ± 211,2 ac	1596,6 ± 1354,0 bc
Coleoptera	1070,1 ± 960,3 a	127,4 ± 0,0 a	360,9 ± 222,9 a	1216,0 ± 1736,8 a
Diplopoda	25,5 ± 52,7 a	-	555,1 ± 276,4 b	371,5 ± 251,6 b
Formicidae	1392,8 ± 1118,3 a	1560,5 ± 774,2 b	8118,9 ± 11777,8 c	3940,6 ± 3151,6 c
Orthoptera	492,6 ± 369,4 a	212,3 ± 110,3 b	191,1 ± 85,9 b	441,0 ± 247,3 a

*Valores seguidos pela mesma letra minúscula na mesma linha não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. FAJRO: floresta amazônica Jamari; SDRO: solo degradado; RIRO: recuperação inicial; RMRO: recuperação média.

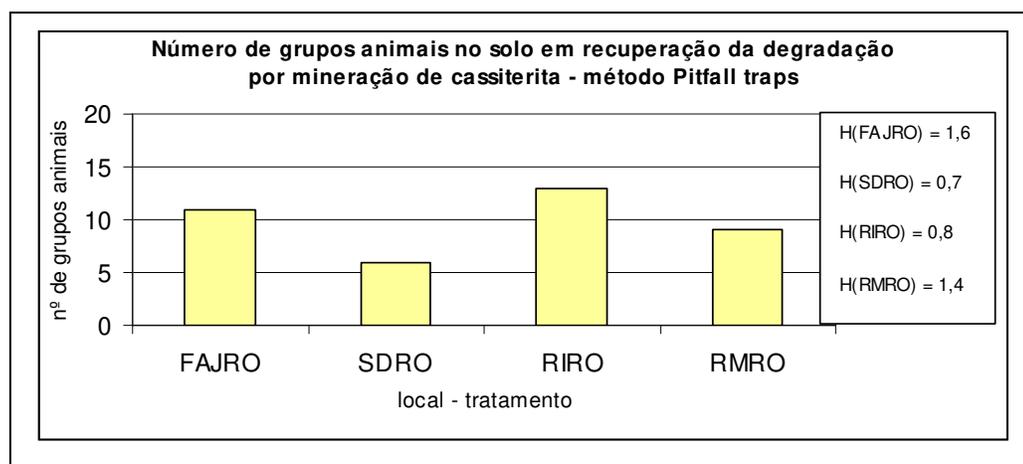


FIGURA 9.3 – Riqueza de grupos de macrofauna invertebrada de solo em recuperação de degradação por mineração de cassiterita e respectivos índices de diversidade de Shannon (H) – método *Pitfall traps*. FAJRO: floresta amazônica Jamari; SDRO: solo degradado; RIRO: recuperação inicial; RMRO: recuperação média.

A macrofauna epígea observada em sistemas de manejo de pastos não se mostrou significativamente diferente, indicando que as condições dos pastos investigados não oferecem condições distintas para manifestação diferenciada e significativa da biodiversidade. Resultados equivalentes foram constatados a partir da análise por grupos animais separadamente, ratificando a assertiva acima, o que corrobora, de alguma forma, os estudos de Jossi et al. (2004), ao considerarem que as diferenças entre comunidades de áreas sob manejos distintos podem ser muito tênues.

Exceção a essa situação, a exemplo dos resultados encontrados por Fliessbach e Mäder (2008), em 10 anos de comparação entre manejo biodinâmico e convencional, diz respeito a alguns grupos de predadores, Araneae e Scorpionida, que foram frequentes em áreas (P1B e P2B), nas quais possíveis presas mostraram-se em maior número ou se apresentaram exclusivamente nesses locais – Formicidae e Blattodea, respectivamente (TABELA 9.4).

A densidade elevada no caso específico de Formicidae corresponde, conforme também evidenciado por Barrios et al. (2005), à típica situação em que pode haver dominância desse grupo animal em solos em que tenha havido algum processo anterior de degradação, ainda que presentemente o manejo seja de recuperação ou menos impactante.

A riqueza de grupos expressa um diferencial a favor do pasto misto (MMB), uma vez que o índice de Shannon (H), para os sistemas de manejo biodinâmico, foi igual. Para o sistema de manejo convencional (PSMB), H foi maior, mas essa condição não foi acompanhada pela riqueza de grupos (FIGURA 9.4).

Contudo, é possível que, em condições climáticas distintas daquelas existentes quando da execução do presente trabalho, os resultados exibam uma variação importante em algum dos parâmetros investigados. Na verdade, muito embora os números para macrofauna não tenham se alterado significativamente entre diferentes estações investigadas por Ducatti (2002), essa possibilidade não pode ser descartada, pois alguns valores encontrados em investigações preliminares no Reino Unido apresentaram inversões sazonais (DEFRA, 2004).

TABELA 9.4 – Densidades (indivíduos/m²)*: todos os grupos de macrofauna por área de pastagem em manejo pelo sistema biodinâmico e convencional sem pastejo – método *Pitfall Traps*.

	local / tratamento: manejo de pastagem pelo sistema biodinâmico e convencional – <i>Pitfall Traps</i>			
Densidade	P1B	P2B	MMB	PSMB
total indivíduos	3210,2 a	2785,6 a	2336,7 a	1293,3 a
Araneae	679,4 ± 632,7 a	840,8 ± 697,4 a	101,9 ± 137,9 b	135,9 ± 140,1 b
Coleoptera	246,3 ± 189,4 a	135,9 ± 122,4 a	246,3 ± 155,8 a	118,9 ± 101,8 a
Diptera	59,4 ± 135,0 a	67,9 ± 116,6 a	101,9 ± 129,2 a	110,4 ± 209,1 a
Formicidae	2089,2 ± 1078,6 a	1588,1 ± 804,0 a	1673,0 ± 1064,6 a	755,8 ± 496,8 b
Orthoptera	67,9 ± 94,7 a	51,0 ± 80,6 a	25,5 ± 52,7 a	93,4 ± 122,4 a

*Valores seguidos pela mesma letra minúscula na mesma linha ou mesma letra maiúscula na mesma coluna não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. P1B: pasto biodinâmica 1; P2B: pasto biodinâmica 2; MMB: mata mista biodinâmica; PSMB: pasto convencional

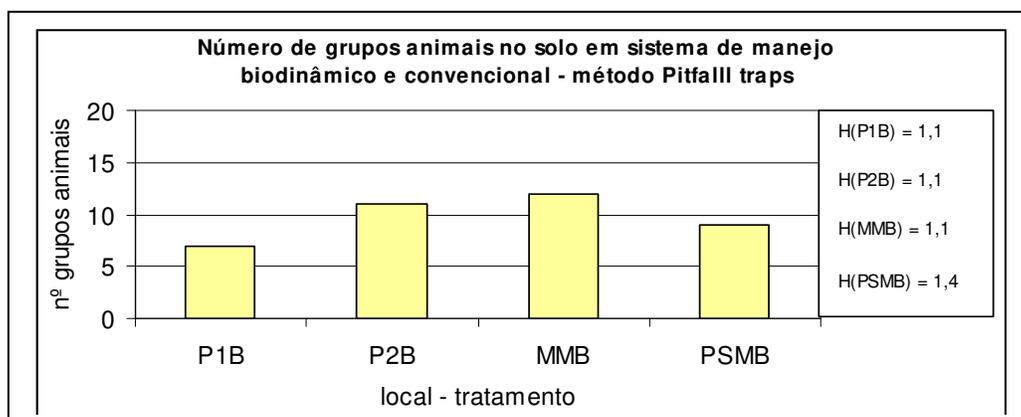


FIGURA 9.4 – Riqueza de grupos de macrofauna invertebrada de solo em manejo por sistema biodinâmico e convencional e respectivos índices de diversidade de Shannon (H) – método *Pitfall traps*. P1B: pasto biodinâmica 1; P2B: pasto biodinâmica 2; MMB: mata mista biodinâmica; PSMB: pasto convencional.

9.2.2 Método TSBF

A análise dos exemplares de macrofauna invertebrada de solo a partir da coleta pelo método TSBF indica que as densidades totais não apresentam diferenças significativas entre as profundidades do solo intrasítios ou entresítios. Apesar das possíveis diferenças ambientais entre os ecossistemas naturais conservados e nos três extratos – profundidades específicas do solo (0-0,10 m, 0,10-0,20 m e 0,20-0,30 m) não foram encontradas

diferenças estatísticas em relação ao número total de indivíduos. Exceção se fez à densidade encontrada na serapilheira em relação às demais camadas do solo. Contudo, tal resultado deve-se àquele extrato ocupar apenas a área superficial, enquanto os demais corresponderem a um volume específico do solo, o que possibilita a ocupação por um número proporcionalmente maior de indivíduos (TABELA 9.5).

Por essa razão, a densidade total não se mostrou um parâmetro adequado para indicar e analisar a diversidade biológica para esse caso – macrofauna pelo método TSBF em ecossistemas naturais conservados. A densidade de cada grupo de macrofauna isoladamente também não caracteriza toda a área. No entanto, como a análise deve ser integrada, atentando-se para os grupos animais separadamente por profundidade do solo, verifica-se que, de forma geral, quanto mais próximo à superfície, o índice de Shannon, as densidades e a riqueza de grupos são maiores (TABELAS 9.6 a 9.9 e FIGURAS 9.5 a 9.8).

De fato, conforme Warren e Zou (2002), excetuando condições locais especiais, em ambientes tropicais úmidos, a serapilheira é considerada o fator mais importante para o sistema biológico, afetando significativamente a comunidade, juntamente com o clima.

No que tange fundamentalmente ao índice de Shannon, as áreas correspondentes à Floresta Amazônica de Uruará/PA (FAUPA) e à Mata Atlântica em São Paulo (MASP) notabilizaram-se por valores maiores em relação à área da Floresta Amazônica na Flona Jamari/RO (FAJRO) e ao Cerrado de Botucatu/SP (MCB).

Dentre as possíveis razões, confirmando a proposição de Lavelle et al. (1992) e de Moço et al. (2005), a umidade pode ser um fator de grande contribuição, uma vez que nas duas primeiras áreas, por razões climáticas e locais, há umidade relativa do ar e índices pluviométricos mais distribuídos ao longo do ano, permitindo manifestação mais conspícua da diversidade de organismos, enquanto nas duas últimas áreas ocorrem estações com estiagem comparativamente pronunciada. Por outro lado, Soares e Costa (2001) relatam que o clímax da distribuição para a maioria dos artrópodes ocorre no outono, período habitualmente menos úmido, o que, todavia, não descarta a necessidade da umidade.

Outra consideração relevante diz respeito à área de Mata Atlântica, pois, sendo um dos biomas brasileiros mais comprometidos, a exemplo do que também afirmam Viana e Pinheiro (1998) e dos resultados obtidos por Colaço et al. (2008), os estudos ocorrem em remanescentes florestais que formam pequenos fragmentos, caracterizando uma situação

dúbia. Afinal, ao mesmo tempo em que o acelerado ritmo das perturbações antrópicas urge o registro e o entendimento da biodiversidade dessas áreas, as mesmas perturbações podem ter alterado drasticamente a condição natural daquele ambiente, podendo tornar a análise menos compatível com a situação original.

TABELA 9.5 – Densidades (indivíduos/m² para serapilheira ou indivíduos/m³ para camadas de solo)*: todos os grupos de macrofauna por área de ecossistemas naturais conservados – método TSBF

local / tratamento	extrato do solo / profundidade (cm)			
	serapilheira (0)	0-10	10-20	20-30
FAUPA	1471,8 aA	5184,8 bA	4524,4 bA	2480,0 bA
FAJRO	595,3 aA	11136,0 bA	2645,3 bA	1002,7 bA
MCB	359,5 aA	5056,0 bA	3381,3 bA	1333,3 bA
MASP	607,6 aA	3402,7 bA	1280,0 bA	1216,0 bA

*Valores seguidos pela mesma letra minúscula na mesma linha ou mesma letra maiúscula na mesma coluna não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. FAUPA: floresta amazônica Uruará; FAJRO: floresta amazônica Jamari; MCB: mata cerrado Botucatu; MASP: mata atlântica São Paulo

TABELA 9.6 – Densidades (indivíduos/m² para serapilheira)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas de ecossistemas naturais conservados – método TSBF

grupo animal	local / tratamento (serapilheira)			
	FAUPA	FAJRO	MCB	MASP
Araneae	62,9 ± 52,2 a	28,8 ± 21,1 a	-	70,4 ± 63,1 a
Chilopoda	29,9 ± 26,3 a	11,7 ± 15,4 a	14,9 ± 15,4 a	21,3 ± 27,5 a
Coleoptera	125,9 ± 76,7 a	237,9 ± 110,8 b	34,1 ± 41,1 c	105,6 ± 103,8 a
Diplopoda	43,7 ± 32,8 a	19,2 ± 15,1 b	-	20,3 ± 26,7 c
Diptera	28,6 ± 31,5 a	-	13,9 ± 25,6 a	39,5 ± 36,2 a
Formicidae	98,1 ± 71,5 a	145,1 ± 84,8 a	114,1 ± 88,2 a	75,7 ± 86,7 a
Gastropoda	57,8 ± 34,3 a	-	23,5 ± 41,0 b	69,3 ± 64,5 a
Isopoda	46,8 ± 35,5 ab	21,3 ± 20,7 a	10,7 ± 21,5 a	72,5 ± 63,7 b
Larva coleoptera	32,0 ± 22,6 a	14,9 ± 16,5 a	-	29,9 ± 31,3 a
Orthoptera	119,4 ± 54,9 a	48,0 ± 31,4 b	84,3 ± 73,2 ab	57,1 ± 53,9 b

*Valores seguidos pela mesma letra minúscula na mesma linha não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. FAUPA: floresta amazônica Uruará; FAJRO: floresta amazônica Jamari; MCB: mata cerrado Botucatu; MASP: mata atlântica São Paulo.

TABELA 9.7 – Densidades (indivíduos/m³ para camada de 0-10cm de profundidade de solo)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas de ecossistemas naturais conservados – método TSBF

grupo animal	local / tratamento (0-10 cm)			
	FAUPA	FAJRO	MCB	MASP
Araneae	346,7 ± 187,0 a	117,3 ± 153,8 a	224,0 ± 232,6 a	192,0 ± 219,7 a
Chilopoda	453,3 ± 235,5 a	160,0 ± 148,1 a	138,7 ± 233,2 a	256,0 ± 275,8 a
Coleoptera	548,6 ± 336,3 a	778,7 ± 984,2 a	384,0 ± 501,6 a	309,3 ± 286,6 a
Diplopoda	560,0 ± 347,7 a	245,3 ± 269,5 a	277,3 ± 293,0 a	341,3 ± 295,4 a
Formicidae	982,9 ± 959,7 a	5120,0 ± 3876,0b	1002,7 ± 937,8 a	853,3 ± 961,3 a
Isopoda	-	128,0 ± 137,9 a	213,3 ± 215,2 a	256,0 ± 240,4 a
Isoptera	1440,0 ± 2087,5 a	3658,7 ± 5438,3 a	2378,7 ± 1822,1 a	565,3 ± 566,9 a
Larva coleoptera	480,0 ± 292,1 a	384,0 ± 505,2 a	192,0 ± 265,0 a	224,0 ± 282,4 a

*Valores seguidos pela mesma letra minúscula na mesma linha não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. FAUPA: floresta amazônica Uruará; FAJRO: floresta amazônica Jamari; MCB: mata cerrado Botucatu; MASP: mata atlântica São Paulo

TABELA 9.8 – Densidades (indivíduos/m³ para camada de 10-20 cm de profundidade de solo)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas de ecossistemas naturais conservados – método TSBF

grupo animal	local / tratamento (10-20 cm)			
	FAUPA	FAJRO	MCB	MASP
Coleoptera	462,2 ± 370,5 a	138,7 ± 158,5 a	-	224,0 ± 255,1 a
Diplopoda	320,0 ± 160,0 a	213,3 ± 287,9 a	245,3 ± 262,7 a	96,0 ± 117,9 a
Formicidae	1102,2 ± 1025,9 ab	896,0 ± 1131,0 a	2090,7 ± 1799,5 b	416,0 ± 648,0 a
Isoptera	2400,0 ± 1617,9	1066,7 ± 1456,0	714,7 ± 648,1	437,3 ± 446,3
Larva coleoptera	-	170,7 ± 266,8 a	330,7 ± 438,0 a	53,3 ± 98,8 a

*Valores seguidos pela mesma letra minúscula na mesma linha não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. FAUPA: floresta amazônica Uruará; FAJRO: floresta amazônica Jamari; MCB: mata cerrado Botucatu; MASP: mata atlântica São Paulo

TABELA 9.9 – Densidades (indivíduos/m³ para camada de 20-30 cm de profundidade de solo)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas de ecossistemas naturais conservados – método TSBF

grupo animal	local / tratamento (20-30 cm)			
	FAUPA	FAJRO	MCB	MASP
Coleoptera	240,0 ± 92,4 a	128,0 ± 183,4 a	-	117,3 ± 176,0 a
Diplopoda	320,0 ± 0,0 a	85,3 ± 146,5 a	42,7 ± 95,0 a	106,7 ± 178,0 a
Formicidae	640,0 ± 471 a	320,0 ± 567,3 a	714,7 ± 720,3 a	352,0 ± 614,3 a
Isoptera	1280,0 ± 1030,7 a	469,3 ± 714,2 a	469,3 ± 532,3 a	437,3 ± 446,3 a

*Valores seguidos pela mesma letra minúscula na mesma linha não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. FAUPA: floresta amazônica Uruará; FAJRO: floresta amazônica Jamari; MCB: mata cerrado Botucatu; MASP: mata atlântica São Paulo.

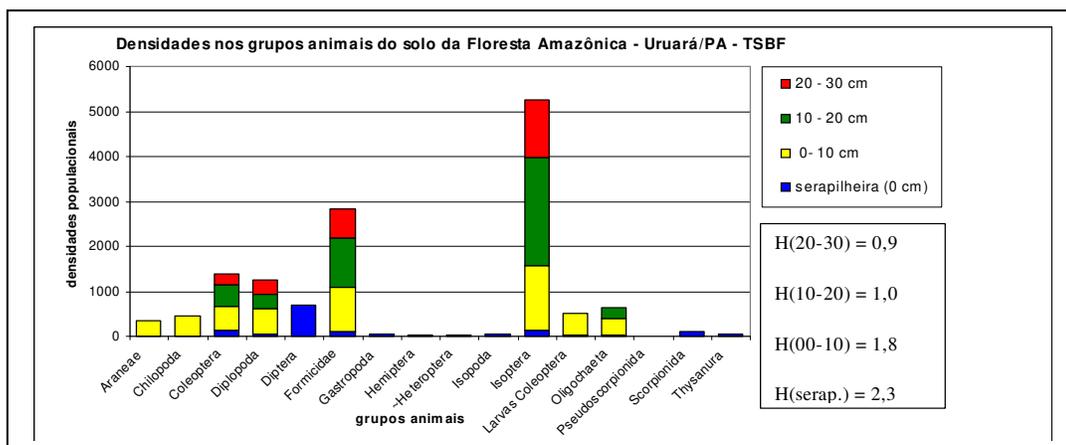


FIGURA 9.5 – Densidades de grupos de macrofauna em diferentes profundidades do solo da Floresta Amazônica – Uruará/PA e respectivos índices de Shannon – método TSBF

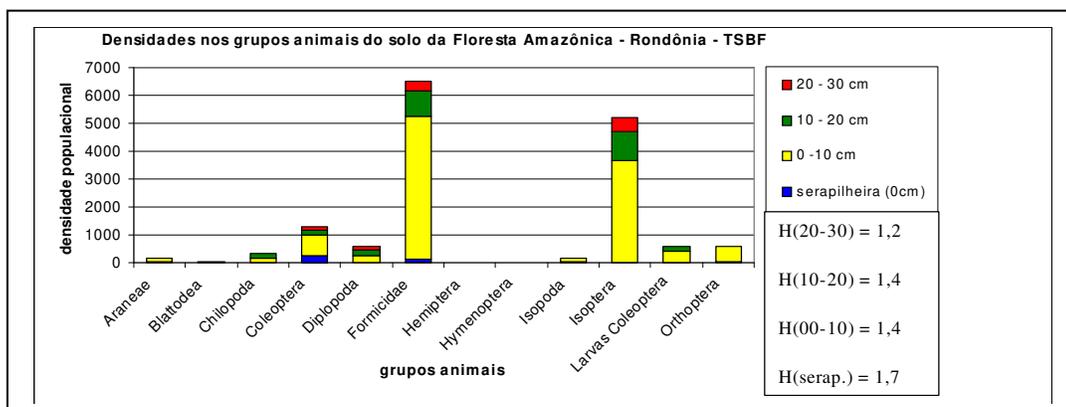


FIGURA 9.6 – Densidades de grupos de macrofauna em diferentes profundidades do solo da Floresta Amazônica (Flona Jamari/RO) e respectivos índices de Shannon – método TSBF

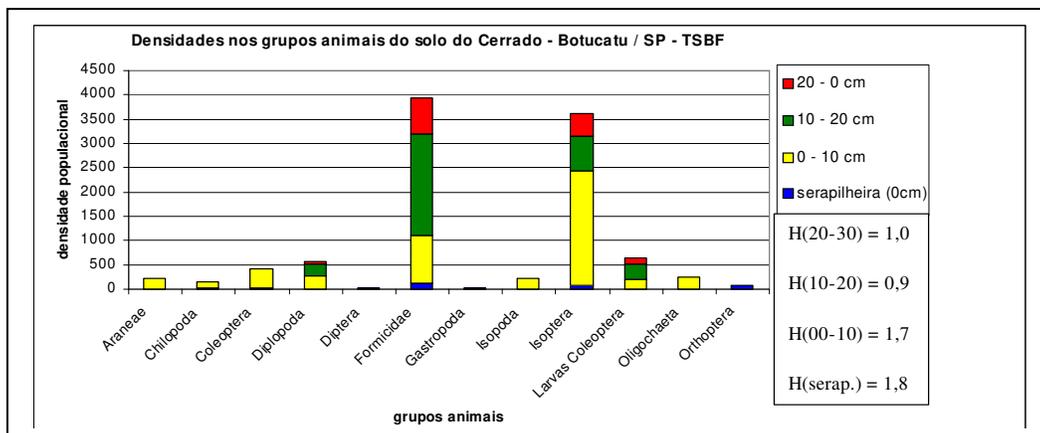


FIGURA 9.7 – Densidades de grupos de macrofauna em diferentes profundidades do solo do Cerrado de Botucatu / SP e respectivos índices de Shannon – método TSBF

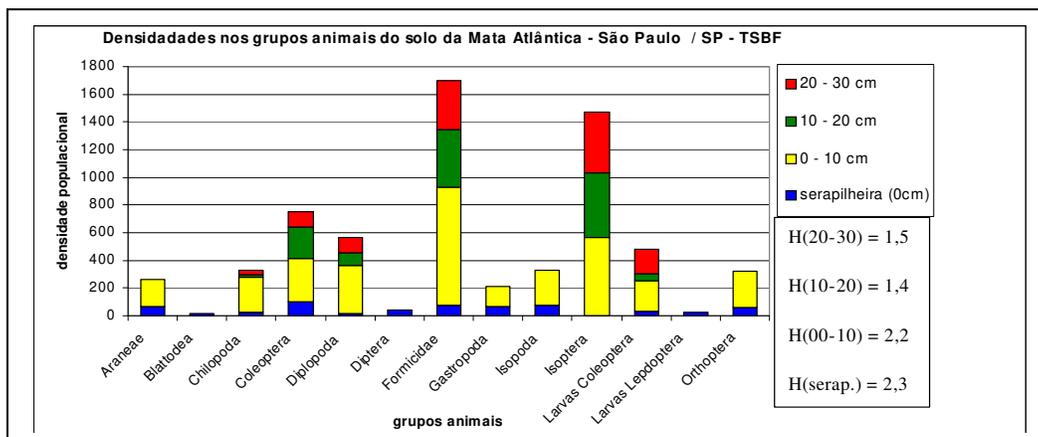


FIGURA 9.8 – Densidades de grupos de macrofauna em diferentes profundidades do solo da Mata Atlântica - SP e respectivos índices de Shannon – método TSBF

O estudo relativo às áreas em recuperação da degradação por mineração de cassiterita na Flona Jamari em Rondônia caracteriza-se pela mesma situação exposta, no que se refere à utilização exclusiva das densidades totais como parâmetro de análise, evidenciando-se como um instrumento limitado a esses diagnósticos (TABELA 9.10).

A distribuição, densidade e diversidade dos grupos animais nas diferentes camadas – serapilheira, 0-0,10 m, 0,10-0,20 m e 0,20-0,30 m de profundidade – revelaram-se novamente importantes meios para o entendimento da situação momentânea de cada área (TABELAS 9.11 a 9.14 e FIGURAS 9.9 a 9.11).

TABELA 9.10 – Densidades (indivíduos/m² para serapilheira ou m³ para camadas de solo)*: todos os grupos de macrofauna por área de sistema de recuperação de solo degradado por mineração de cassiterita na Floresta Amazônica em Rondônia – método TSBF

local / tratamento	extrato do solo / profundidade (cm)			
	serapilheira (0)	0-10	10-20	20-30
FAJRO	595,3 aA	11136,0 bA	2645,3 bA	1002,7 bA
SDRO	-	1552,0 aA	-	-
RIRO	462,4 aA	1661,5 bA	1020,6 bA	436,4 abA
RMRO	1112,7 aA	3585,8 bA	1516,0 abA	944,0 abA

*Valores seguidos pela mesma letra minúscula na mesma linha ou mesma letra maiúscula na mesma coluna não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. FAJRO: floresta amazônica Jamari; SDRO: solo degradado; RIRO: recuperação inicial; RMRO: recuperação média.

TABELA 9.11 – Densidades (indivíduos/m² para serapilheira)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas com solo em recuperação da degradação por mineração por cassiterita – método TSBF

grupo animal	local / tratamento (serapilheira)			
	FAJRO	SDRO	RIRO	RMRO
Araneae	28,8 ± 21,1 a	-	37,3 ± 24,4 a	25,6 ± 23,3 a
Blattodea	38,4 ± 30,7 a	-	20,0 ± 8,0 a	27,1 ± 18,9 a
Chilopoda	11,7 ± 15,4 a	-	24,0 ± 8,8 b	28,8 ± 13,4 b
Coleoptera	237,9 ± 110,8 a	-	-	32,0 ± 32,6 b
Diplopoda	19,2 ± 15,1 a	-	11,7 ± 18,6 b	37,3 ± 16,5 a
Formicidae	145,1 ± 84,8 a	-	161,1 ± 123,7 a	60,6 ± 62,8 b
Heteroptera	13,9 ± 11,9 ab	-	10,7 ± 17,2 b	32,0 ± 13,1 a
Isopoda	21,3 ± 20,7 a	-	16,0 ± 0,0 a	17,3 ± 33,0 a
Larva coleoptera	14,9 ± 16,5 a	-	22,9 ± 12,6 a	16,0 ± 20,2 a
Orthoptera	48,0 ± 31,4 a	-	-	76,0 ± 45,1 a

*Valores seguidos pela mesma letra minúscula na mesma linha não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. FAJRO: floresta amazônica Jamari; SDRO: solo degradado; RIRO: recuperação inicial; RMRO: recuperação média.

TABELA 9.12 – Densidades (indivíduos/m³ para camada de 0-10cm de profundidade de solo)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas com solo em recuperação da degradação por mineração por cassiterita – método TSBF

grupo animal	local / tratamento (0-10 cm)			
	FAJRO	SDRO	RIRO	RMRO
Chilopoda	160,0 ± 148,1 a	32,0 ± 0,0 a	-	213,3 ± 92,4 a
Coleoptera	778,7 ± 984,2 a	320,0 ± 160,0 a	320,0 ± 226,3 a	657,8 ± 434,1 a
Diplopoda	245,3 ± 269,5 a	-	320,0 ± 0,0 a	480,0 ± 253,0 b
Formicidae	5120,0 ± 3876,0 a	1200,0 ± 1488,7 b	541,5 ± 459,7 b	1248,0 ± 652,3 ab
Heteroptera	13,9 ± 11,9 a	-	10,7 ± 17,2 ab	32,0 ± 13,1 ac
Isopoda	128,0 ± 137,9 a	-	-	400,0 ± 277,1 a

*Valores seguidos pela mesma letra minúscula na mesma linha não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. FAJRO: floresta amazônica Jamari; SDRO: solo degradado; RIRO: recuperação inicial; RMRO: recuperação média.

TABELA 9.13 – Densidades (indivíduos/m³ para camada de 10-20cm de profundidade de solo)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas com solo em recuperação da degradação por mineração por cassiterita – método TSBF

grupo animal	local / tratamento (10-20 cm)			
	FAJRO	SDRO	RIRO	RMRO
Chilopoda	160,0 ± 263,6 a	-	160,0 ± 0,0 a	160,0 ± 0,0 a
Coleoptera	213,3 ± 287,9 a	-	213,3 ± 92,4 a	256,0 ± 143,1 a
Formicidae	896,0 ± 1131,0 a	-	247,3 ± 338,4 a	700,0 ± 566,9 a

*Valores seguidos pela mesma letra minúscula na mesma linha não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. FAJRO: floresta amazônica Jamari; SDRO: solo degradado; RIRO: recuperação inicial; RMRO: recuperação média.

TABELA 9.14 – Densidades (indivíduos/m³ para camada de 20-30cm de profundidade de solo)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas com solo em recuperação da degradação por mineração por cassiterita – método TSBF

grupo animal	local / tratamento (20-30 cm)			
	FAJRO	SDRO	RIRO	RMRO
Coleoptera	128,0 ± 183,4 a	-	160,0 ± 0,0 b	320,0 ± 0,0 c
Diplopoda	85,3 ± 146,5 a	-	160,0 ± 0,0 a	240,0 ± 92,4 a
Formicidae	320,0 ± 567,3 a	-	116,4 ± 176,6 a	384,0 ± 143,1 a

*Valores seguidos pela mesma letra minúscula na mesma linha não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. FAJRO: floresta amazônica Jamari; SDRO: solo degradado; RIRO: recuperação inicial; RMRO: recuperação média.

A área degradada (SDRO) exibe reduzido índice de diversidade (H), confirmando a reduzida riqueza de grupos, dentre os quais somente Formicidae corresponde a cerca de 80% da densidade total. Essa condição é possivelmente uma decorrência da capacidade de tais organismos sobreviverem em locais com elevados níveis de perturbação, conforme fora observado também por Correia (2002).

Pode-se verificar que todos os espécimes encontrados estavam circunscritos à profundidade 0-0,10 m, o que se deve, provavelmente, à inexistência de serapilheira local associada à conseqüente forte insolação na superfície do solo, de temperaturas elevadas o ano todo, obrigando a ocupação de camadas subjacentes à superfície, ainda que as condições também sejam desfavoráveis em alguma grandeza, haja vista a ausência de organismos observada nas demais profundidades (TABELA 9.12 e FIGURA 9.9)

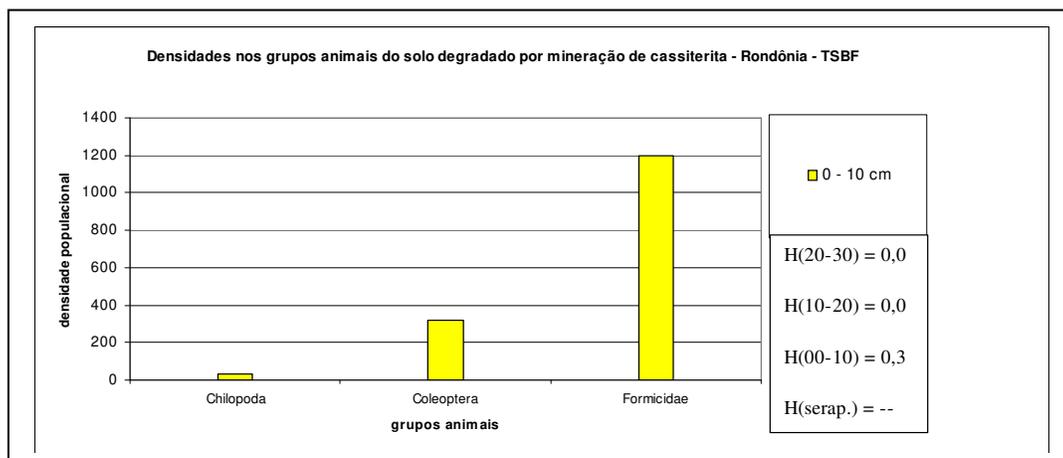


FIGURA 9.9 – Densidades de grupos de macrofauna no solo degradado por mineração na Flona Jamari / RO e respectivo índice de Shannon – método TSBF.

Ainda que as densidades totais não tenham se mostrado estatisticamente diferentes, a análise da densidade de grupos animais e do índice de Shannon (H) a cada profundidade de solo amostrada permite observar que a diversidade na área em recuperação média de 5-6 anos (RMRO) é maior do que naquela em recuperação inicial de 2-3 anos (RIRO), sumamente nas camadas mais superficiais, a saber: serapilheira e 0-0,10 m do solo. Isso sugere que, embora as condições do solo possam não ser diferentes para os organismos em profundidade nas duas áreas em recuperação, impondo restrições à sucessão ecológica secundária exatamente como identificado por Warren e Zou (2002) em áreas degradadas, as

porções próximas à superfície em RMRO podem oferecer meios mais apropriados para o estabelecimento de organismos em relação à RIRO (TABELAS 9.11 a 9.14 e FIGURAS 9.10 e 9.11). De fato, Longo et al. (2000) obtiveram mudanças mais acentuadas nos aspectos morfológicos do solo no horizonte superficial do solo na Flona Jamari.

Dessa forma, parece ser válido para os processos de recuperação em Rondônia o mesmo que fora observado em relação à idade de sub-bosques, que apresentaram índices de diversidade proporcionalmente maiores (COSTA; LINK; MEDINA, 1993). Além disso, tendo sido algo recente a melhoria de condições do solo, associada a períodos importantes de estiagem, como se sucedem no inverno na região da Flona Jamari, pode-se apresentar este como um fator de dificuldade adicional no processo de desenvolvimento das comunidades da macrofauna de solo, estando de acordo com as considerações feitas por Sautter (2005).

A existência de densidades significativamente maiores de Formicidae em RIRO pode denotar uma distância da estabilidade de clímax maior que a apresentada por RMRO, além do que esta última área possui densidades estatisticamente maiores de outros grupos detritívoros, fitófagos, predadores etc – Coleoptera, Diplopoda e Heteroptera, por exemplo – nos extratos mais superficiais.

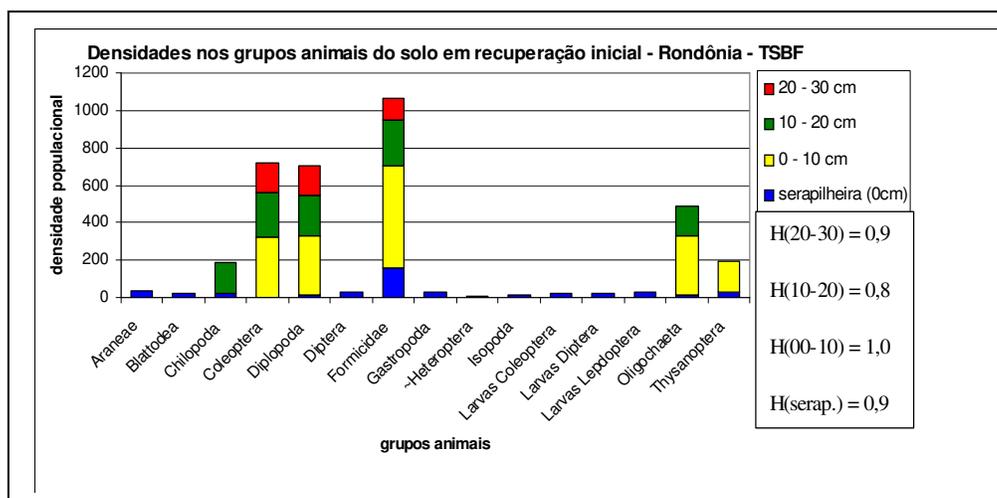


FIGURA 9.10 – Densidades de grupos de macrofauna em diferentes profundidades do solo em recuperação inicial (2-3 anos) da degradação por mineração de cassiterita na Flona Jamari / RO (RIRO) e respectivos índices de Shannon – método TSBF.

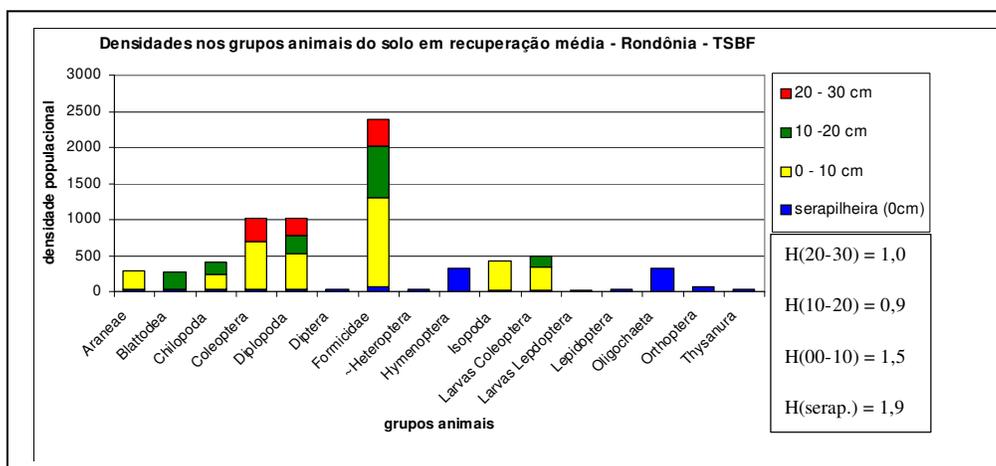


FIGURA 9.11 – Densidades de grupos de macrofauna em diferentes profundidades do solo em recuperação média (5-6 anos) da degradação por mineração de cassiterita na Flona Jamari / RO (RMRO) e respectivos índices de Shannon – método TSBF.

Reafirmado o comportamento em relação à densidade total não ter sido significativamente diferente nos sistemas de manejo em Botucatu/SP, com exceção para a serapilheira, quando presente (MMB), a análise de grupos animais nas camadas do solo pode indicar alguns detalhes relevantes na interpretação das informações (TABELAS 9.15 a 9.19).

De fato, semelhanças existem entre P1B e P2B. A riqueza total de grupos animais e os índices de diversidade nas profundidades maiores (0,10-0,20 m e 0,20-0,30 m) são praticamente iguais. No entanto, reserva-se a observação de que na profundidade mais superficial (0-0,10 m) de P1B, uma vez que não há serapilheira, ocorre uma predominância numérica e significativamente diferente de Diplopoda e de Isoptera, razão pela qual a diversidade para essa camada é menor em relação à P2B (FIGURAS 9.12 e 9.13). Lavelle et al. (1992) confirmam essa condição, especialmente para térmitas em localidades que podem exibir condições climáticas relativamente secas em algum momento do ano, o que corresponde ao caso da região de Botucatu / SP. Além disso, conforme também observado por Lima et al. (2007), a proliferação daqueles grupos animais é mais pronunciada quando há manejo agroecológico.

A diferença entre essas áreas de manejo pode, como citado para a análise dos dados referentes ao método *Pitfall traps*, fundamentar a existência de representantes predadores

Chilopoda e Scorpionida, estes especialmente em P1B. Nessa área específica, ocorre o mesmo também para Coleoptera em profundidade 0,20-0,30 m.

Em P2B, é possível que fenômeno equivalente em relação à Coleoptera tenha acontecido em período subsequente ao da coleta, pois, em todas as profundidades analisadas do solo, a densidade de larvas desse grupo animal não apresentou diferença significativa a de P1B, embora ainda não tivesse sido identificada a presença correspondente de indivíduos na fase adulta, o que se assemelhou a parte dos resultados sobre invertebrados de Eyre et al. (2007). De toda maneira, a presença de larvas é um provável indicativo de crescimento da fauna local, valorizando o manejo em questão, conforme também observado por Lima et al. (2007).

No caso específico de Oligochaeta, vale ressaltar que as densidades significativamente maiores correspondem ao solo de P2B, o que, de certa forma, contraria a observação de Jeanneret et al. (2005), pois áreas como esta, pelo fato de terem sofrido maior mobilização – gradagem, em relação às demais, geralmente exibem menores densidades desses animais devido à destruição física dos mesmos. Essa situação sugere que, apesar da referida mobilização, as condições resultantes do manejo em P2B são ainda muito mais propícias à manifestação daqueles organismos. Por outro lado, Barros et al. (2002) citam que, na verdade, áreas de pastos podem apresentar abundância de Oligochaeta em detrimento aos demais grupos da macrofauna, assemelhando-se, em parte, ao verificado nas áreas sob manejo em Botucatu.

TABELA 9.15 – Densidades (indivíduos/m² para serapilheira ou m³ para camadas de solo)*: todos os grupos de macrofauna por área de sistema de manejo biodinâmico e convencional sem pastejo em Botucatu / SP – método TSBF.

local / tratamento	extrato do solo / profundidade (cm)			
	serapilheira (0)	0-10	10-20	20-30
MCB	359,5 aA	5056,0 bA	3381,3 bA	1333,3 bA
P1B	-	17397,3 aA	2634,7 aA	778,7 aA
P2B	-	3189,2 aA	1258,7 aA	650,7 aA
MMB	306,8 aA	2474,7 bA	1546,7 bA	725,3 abA
PSMB	-	7818,7 aA	2026,7 aA	1002,6 aA

*Valores seguidos pela mesma letra minúscula na mesma linha ou mesma letra maiúscula na mesma coluna não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. MCB: mata de cerrado; P1B: pasto biodinâmico 1; P2B: pasto biodinâmico 2; MMB: mata mista biodinâmico; PSMB: pasto convencional.

TABELA 9.16 – Densidades (indivíduos/m² para serapilheira)*: grupo de macrofauna presente na mata de Cerrado e em Pasto Misto de manejo biodinâmico – método TSBF

grupo animal	local / tratamento (serapilheira)				
	MCB	P1B	P2B	MMB	PSMB
Coleoptera	34,1 ± 41,4 a	-	-	26,7 ± 37,1 a	-
Diptera	13,9 ± 25,6 a	-	-	6,4 ± 10,1 a	-

*Valores seguidos pela mesma letra minúscula na mesma linha não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. MCB: mata de cerrado; P1B: pasto biodinâmica 1; P2B: pasto biodinâmica 2; MMB: mata mista biodinâmica; PSMB: pasto convencional.

TABELA 9.17 – Densidades (indivíduos/m³ para camada de 0-10cm de profundidade de solo)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas de manejo biodinâmico e convencional sem pastejo – método TSBF

grupo animal	local / tratamento (0-10 cm)			
	P1B	P2B	MMB	PSMB
Chilopoda	74,7 ± 102,4 a	117,3 ± 127,8 a	53,3 ± 98,8 a	-
Coleoptera	1024,0 ± 2090,3 a	394,7 ± 282,8 a	288,0 ± 445,2 a	245,3 ± 208,3 a
Diplopoda	768,0 ± 411,0 a	458,7 ± 456,0 b	298,7 ± 386,6 b	-
Formicidae	149,3 ± 195,6 a	-	565,3 ± 651,0 b	1632,0 ± 1605,9 c
Isoptera	14922,7 ± 6707,5a	1493,3 ± 932,3 b	960,0 ± 1047,4 b	5717,3 ± 3265,9 c
Larva Coleoptera	405,3 ± 367,2 a	266,7 ± 318,1 a	106,7 ± 215,2 a	213,3 ± 294,2 a
Oligochaeta	32,0 ± 66,2 a	373,3 ± 413,1 b	256,0 ± 356,7 ab	10,7 ± 41,3 a

*Valores seguidos pela mesma letra minúscula na mesma linha não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. P1B: pasto biodinâmica 1; P2B: pasto biodinâmica 2; MMB: mata mista biodinâmica; PSMB: pasto convencional.

TABELA 9.18 – Densidades (indivíduos/m³ para camada de 10-20cm de profundidade de solo)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas de manejo biodinâmico e convencional sem pastejo – método TSBF

grupo animal	local / tratamento (10-20 cm)			
	P1B	P2B	MMB	PSMB
Coleoptera	586,7 ± 390,4 a	-	53,3 ± 115,8 b	85,3 ± 118,9 b
Diplopoda	160,0 ± 148,1 a	618,7 ± 717,8 a	74,7 ± 102,4 a	-
Isoptera	1557,3 ± 2494,5 a	352,0 ± 428,5 a	736,0 ± 1121,3 a	512,0 ± 602,3 a
Larva Coleoptera	128,0 ± 193,1 a	288,0 ± 378,6 a	106,7 ± 206,6 a	192,0 ± 278,4 a

*Valores seguidos pela mesma letra minúscula na mesma linha não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. P1B: pasto biodinâmica 1; P2B: pasto biodinâmica 2; MMB: mata mista biodinâmica; PSMB: pasto convencional.

TABELA 9.19 – Densidades (indivíduos/m³ para camada de 20-30cm de profundidade de solo)*: grupo de macrofauna presente na maioria das áreas de manejo biodinâmico e convencional sem pastejo – método TSBF.

grupo animal	local / tratamento (20-30 cm)			
	P1B	P2B	MMB	PSMB
Coleoptera	405,3 ± 367,2 a	-	96,0 ± 145,6 b	10,7 ± 41,3 c
Diplopoda	-	170,7 ± 176,0 a	32,0 ± 66,2 b	21,3 ± 56,3 b
Isoptera	160,0 ± 283,6 a	277,3 ± 27,6 a	149,3 ± 344,6 a	234,7 ± 422,7 a
Larva Coleoptera	106,7 ± 130,6 a	202,7 ± 237,8 a	53,3 ± 98,8 a	-

*Valores seguidos pela mesma letra minúscula na mesma linha não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. P1B: pasto biodinâmico 1; P2B: pasto biodinâmico 2; MMB: mata mista biodinâmica; PSMB: pasto convencional.

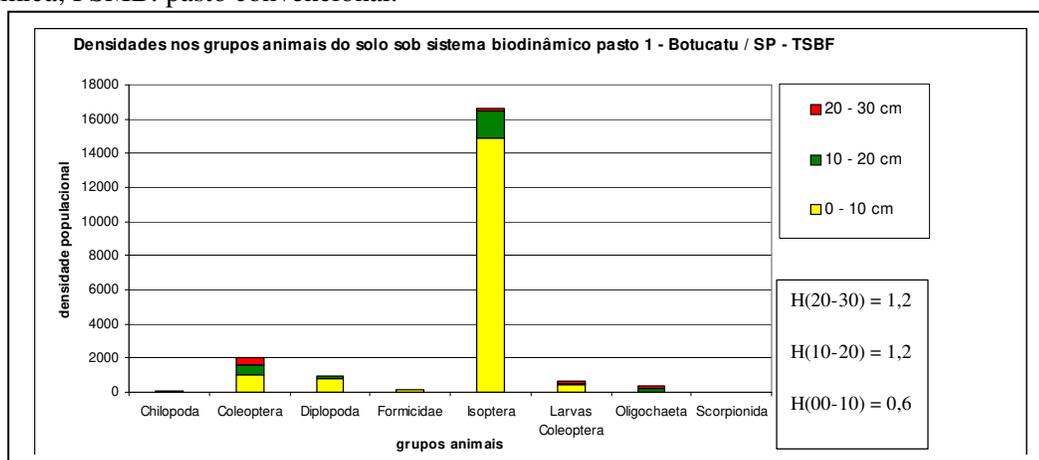


FIGURA 9.12 – Densidades de grupos de macrofauna em diferentes profundidades do solo em sistema de manejo biodinâmico pasto 1 (P1B) - Botucatu /SP e respectivos índices de Shannon – método TSBF.

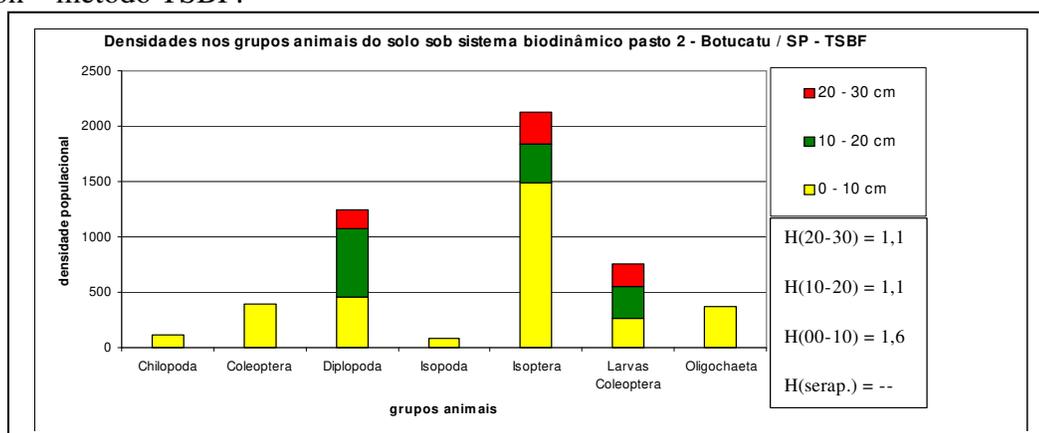


FIGURA 9.13 – Densidades de grupos de macrofauna em diferentes profundidades do solo em sistema de manejo biodinâmico pasto 2 (P2B) - Botucatu /SP e respectivos índices de Shannon – método TSBF.

Em MMB, as densidades totais não foram estatisticamente diferentes, confirmando o que Almeida et al. (2000) apresentaram acerca da desobrigatoriedade de se conhecer profundamente cada grupo animal. Todavia, a riqueza de grupos foi a maior entre os sistemas de manejo de pasto estudados. Esta foi uma das razões para que o índice de diversidade (H) de cada extrato do solo fosse igual ou superior ao das demais áreas, o que, de certa forma, já se anunciara na riqueza de grupos pelo método *Pitfall traps* (FIGURA 9.14). De fato, na serapilheira, os valores se assemelham estatisticamente aos de Cerrado da região.

De maneira concordante com Fließbach e Mäder (2008), o manejo agroecológico pode expressar maior diversidade biológica a partir de menores conteúdos de insumos, caracterizando a eficiência do sistema, não obstante os valores relativos à diversidade nas áreas de manejo em estudo possam sugerir que, embora existam algumas diferenças entre os níveis de biodiversidade local, tais diferenças são frequentemente pequenas. Ainda que as razões para esses resultados continuem sem esclarecimentos mais profundos, os mesmos estão de acordo com os encontrados em investigações anteriores (DEFRA, 2004).

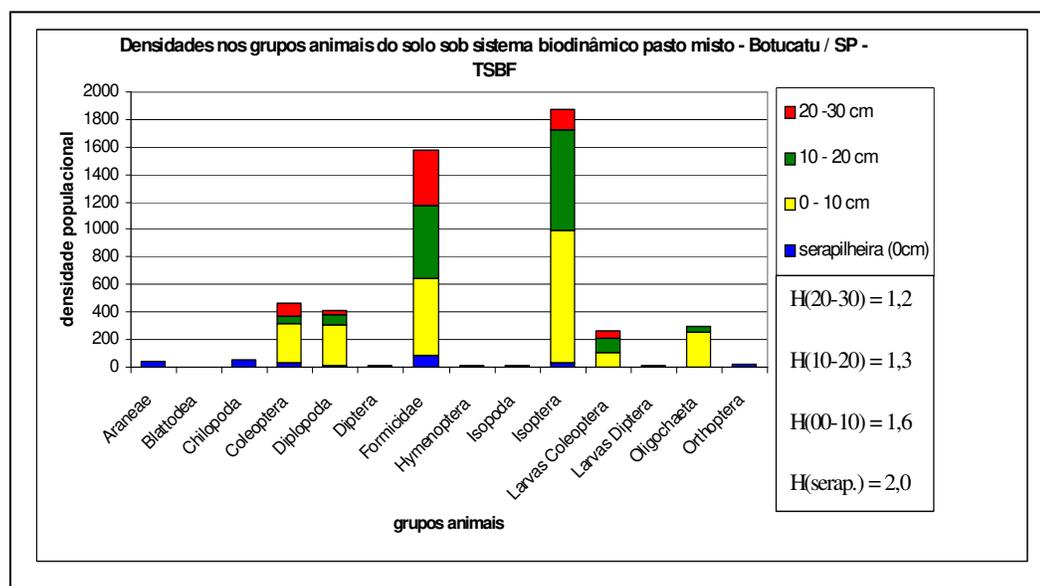


FIGURA 9.14 – Densidades de grupos de macrofauna em diferentes profundidades do solo em sistema de manejo biodinâmico pasto misto (MMB) - Botucatu /SP e respectivos índices de Shannon – método TSBF

O sistema de manejo convencional, embora apresentando índice de diversidade maior que os demais pelo método *Pitfall traps*, caracterizou-se por exibir-se entre os menores valores para esse quesito nas diferentes profundidades do solo, explicitando, de certa forma, uma limitação em relação ao sistema biodinâmico, especialmente P2B e MMB (FIGURA 9.15). Tal condição relativa ao manejo convencional foi igualmente reportada por Merlim et al. (2006) para coberturas com outras espécies vegetais, de maneira que a densidade elevada de organismos também equivalia apenas às mais baixas diversidades da fauna de solo.

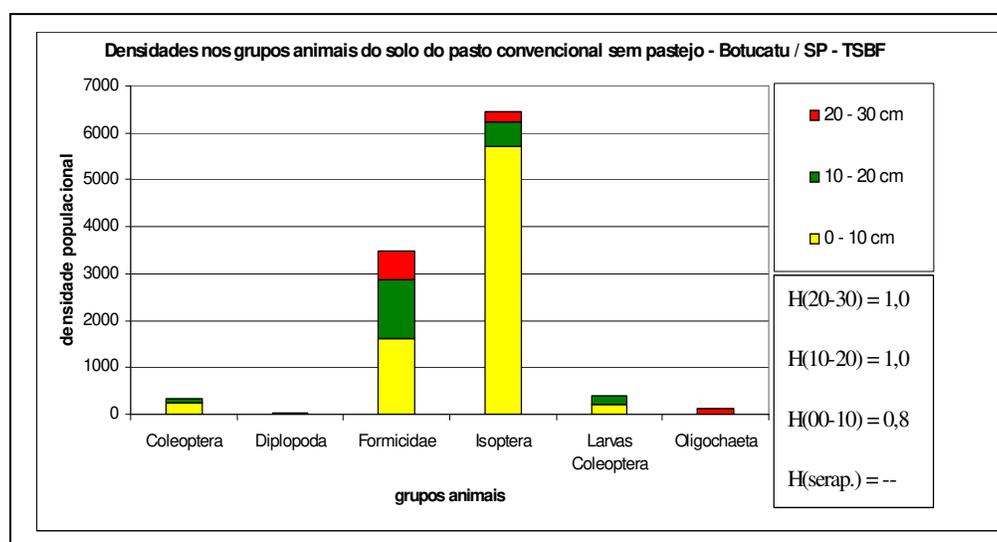


FIGURA 9.15 – Densidades de grupos de macrofauna em diferentes profundidades do solo em sistema de manejo convencional sem pastejo recente (PSMB) - Botucatu /SP e respectivos índices de Shannon – método TSBF

9.2.3 Comparação entre os métodos *Pitfall traps* e TSBF

Além das considerações com relação às vantagens e desvantagens operacionais e logísticas acerca dos métodos *Pitfall traps* e TSBF já abordadas, divergências entre os mesmos podem existir em função das diferenças de distribuição espacial (vertical) e motilidade dos organismos presentes no local. Grupos de animais com motilidade cujos representantes se fazem presentes sumamente na serapilheira e na camada 0-0,10 m podem ser amostrados de forma semelhante mediante a execução de ambos os procedimentos.

Larvas se apresentam distribuídas de formas distintas em conformidade com o grupo a que pertencem. Por exemplo, larvas de coleópteros foram encontradas nas diversas profundidades investigadas. Por outro lado, larvas de dípteros e de lepdópteros concentraram-se mais na serapilheira e/ou a 0-0,10 m.

As diferenças podem ser marcantes a ponto de serem estatisticamente significativas mesmo entre densidades totais de organismos da macrofauna, ainda que esses valores não tenham se mostrado os mais recomendáveis como instrumento de análise desse grupo de seres vivos do solo. Dependendo da área de estudo amostrada, as densidades totais obtidas a partir do método *Pitfall traps* podem diferir significativamente dos da camada de serapilheira e/ou da camada de 0-0,10 m, ambos os últimos pelo método TSBF (TABELA 9.20).

TABELA 9.20 – Comparação das densidades (indivíduos/m² para serapilheira e indivíduos/m³ para camada de 0-10cm de profundidade de solo)*: todos os grupos de macrofauna por área de ecossistemas naturais conservados – entre os métodos *Pitfall Traps* e TSBF

Método	local / tratamento			
	FAUPA	FAJRO	MCB	MASP
<i>Pitfall Traps</i>	6381,1 A	3541,4 A	3099,8 A	2369,4 A
TSBF serapilheira	1471,8 B	595,3 AB	359,5 A	607,6 B
TSBF 0-10cm	5184,8 A	11136,0 C	5056,0 B	3402,7 A

*Valores seguidos pela mesma letra maiúscula na mesma coluna não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. FAUPA: floresta amazônica Uruará; FAJRO: floresta amazônica Jamari; MCB: mata cerrado Botucatu; MASP: mata atlântica São Paulo.

As diferenças devem ser analisadas mais atentamente quando as comparações são feitas isoladamente por grupos de macrofauna invertebrada de solo (FIGURAS 9.16 a 9.18). A exemplo das densidades totais, as densidades médias de cada grupo calculadas a partir das coletas pelo método *Pitfall traps* são, de forma geral, maiores do que aquelas pelo método TSBF para serapilheira.

Ainda que haja esse perfil numérico comum com relação a grupos animais separadamente, cada qual pode apresentar, ou não, diferenças significativas entre os métodos de coleta. Coleoptera, por exemplo, não diferiu estatisticamente na maior parte das áreas estudadas (FIGURA 9.16). A razão para tal padrão pode estar no fato de se tratar do maior e mais diverso grupo taxonômico de todos os táxons animais, possibilitando a existência de gêneros ou espécies com padrões distintos de mobilidade, e que, por natureza metodológica do estudo, são englobados em um mesmo grupo – Coleoptera, inviabilizando a distinção de quais organismos (espécies, gêneros etc) foram coletados em cada caso. Rodrigues et al. (2006) encontraram resultados que se assemelharam aos do presente trabalho, embora o citado estudo se reportasse exclusivamente à comparação entre áreas com sistemas de plantio convencional e direto.

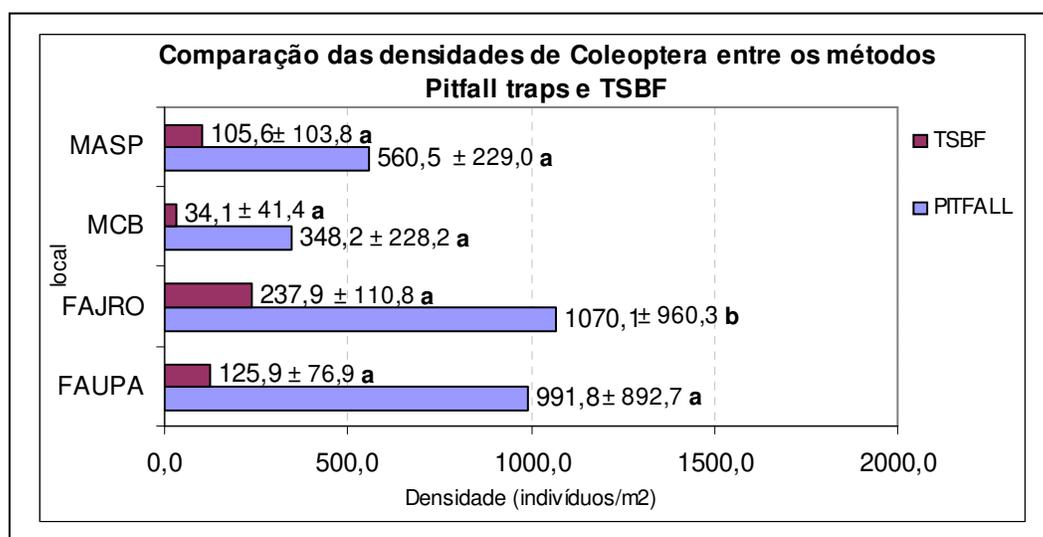


FIGURA 9.16 – Comparação das densidades* de Coleoptera (indivíduos / m²) entre os métodos *Pitfall traps* e TSBF em cada ecossistema natural conservado.

* Valores seguidos pela mesma letra maiúscula no mesmo local não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. FAUPA: floresta amazônica Uruará; FAJRO: floresta amazônica Jamari; MCB: mata cerrado Botucatu; MASP: mata atlântica São Paulo.

A análise em relação ao grupo Formicidae pode ser feita a partir de argumento semelhante ao estabelecido para Coleoptera, pois trata-se de um táxon com famílias, gêneros e espécies bastante diversos quanto à biologia e ecologia (FIGURA 9.17).

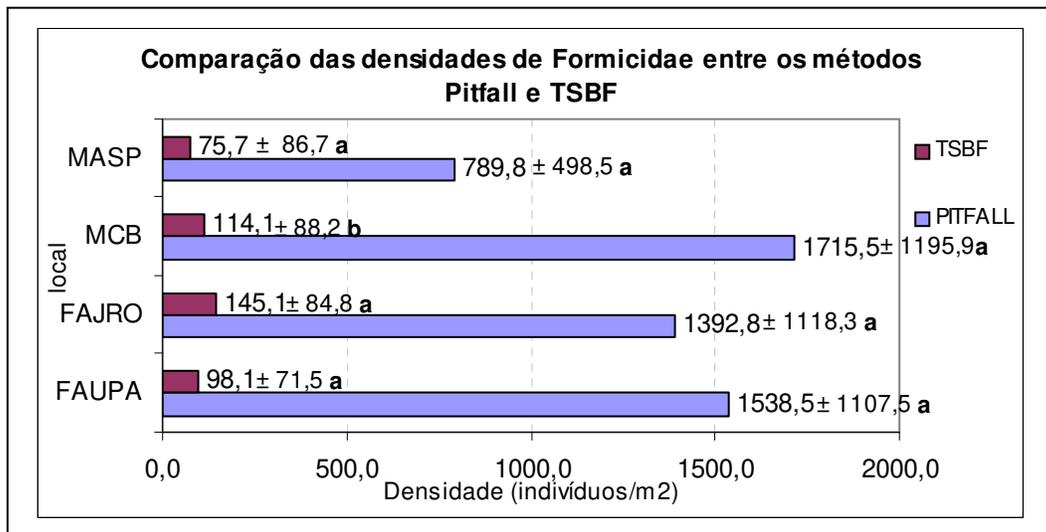


FIGURA 9.17 – Comparação das densidades* de Formicidae (indivíduos / m²) entre os métodos *Pitfall traps* e TSBF em cada ecossistema natural conservado.

* Valores seguidos pela mesma letra maiúscula no mesmo local não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. FAUPA: floresta amazônica Uruará; FAJRO: floresta amazônica Jamari; MCB: mata cerrado Botucatu; MASP: mata atlântica São Paulo.

Entretanto, quando a análise diz respeito às densidades de Orthoptera, observam-se diferenças significativas entre os métodos utilizados, dependendo da área de investigação (FIGURA 9.18). Nesse caso, existe a possibilidade de vir a ser um futuro indicador biológico interessante para o estudo de condições locais. Ainda assim, não se deve perder de vista a necessidade de se estabelecerem parâmetros mais refinados de investigação, como a relação com as condições ambientais, ciclos biológicos e ecológicos, e com as demais profundidades do solo, uma vez que esse grupo se limita habitualmente aos extratos mais superficiais.

O conjunto de resultados obtidos indica a importância de cada método e o caráter complementar que exibem. Caso se opte pela execução de apenas um dos métodos, denota-se a possibilidade de dados relevantes estarem ausentes e de a análise apresentar eventuais lacunas.

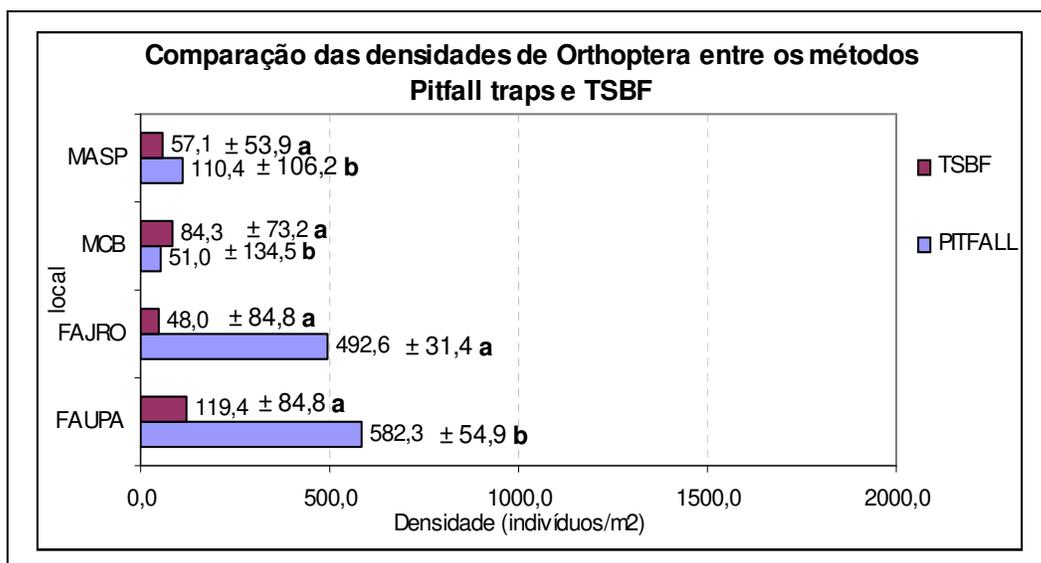


FIGURA 9.18 – Comparação das densidades* de Orthoptera (indivíduos / m²) entre os métodos *Pitfall traps* e TSBF em cada ecossistema natural conservado.

* Valores seguidos pela mesma letra maiúscula no mesmo local não apresentam diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% de probabilidade de acordo com o teste Student-Newman-Keuls. FAUPA: floresta amazônica Uruará; FAJRO: floresta amazônica Jamari; MCB: mata cerrado Botucatu; MASP: mata atlântica São Paulo.

9.2.4 Análise geral de atributos e índices ecológicos

Com relação à densidade de organismos, considerando os diferentes táxons identificados, pôde-se verificar numericamente que, em valores totais, não levando em conta a camada de solo, mas todo o volume de solo amostrado (TSBF), os sistemas naturais apresentaram densidades superiores àquelas presentes nas demais áreas independentemente de haver alguma forma de manejo.

Exceção a essa situação reserva-se aos casos em que há predominância de algum grupo animal específico, sobretudo inseto social, como é o caso de Isoptera. Nesse aspecto, Lima et al. (2007) observaram de forma diferente uma relação sempre diretamente proporcional entre densidades e riqueza de grupos. No entanto, no presente estudo, ainda que o processo de amostragem tenha eventualmente coincidido com a localização de termiteiros, a constatação de diferença estatisticamente significativa contribui no entendimento de que, mais do que um artefato metodológico na coleta, pode estar ocorrendo um desequilíbrio, o qual pode ser corroborado pelos baixos índices de diversidade e de uniformidade, correspondente à menor equitabilidade, a exemplo do que se constataria especialmente mais proximamente à superfície em P1B.

Com relação aos índices ecológicos – diversidade e uniformidade – e a comparação com as densidades apresentadas, pôde-se identificar que as comunidades de organismos presentes na superfície, exibindo atividade (mobilidade), conforme possibilita o sistema *Pitfall Traps*, apresentaram maior diversidade nas áreas naturais em que há cobertura florestal, principalmente nos ambientes relativos à Floresta Amazônica em Uruará e Mata Atlântica/SP. A diversidade também é geralmente maior quanto mais próxima da superfície do solo.

Os resultados obtidos na caracterização e no entendimento de cada sistema, em áreas ainda não investigadas quanto à macrofauna invertebrada de solo, a exemplo das de Viana e Pinheiro (1998), possibilitaram apontar para cada local e profundidade os principais índices de diversidade e uniformidade para futuras comparações (TABELAS 9.21 a 9.25).

Em virtude da permanente pressão ambiental que os ecossistemas naturais são submetidos, os valores elevados de diversidade expressos pelos diferentes índices ecológicos corroboram a importância da criação e manutenção de áreas protegidas – unidades de conservação – como também enfatizam Ferreira et al. (2005). É necessário adotar o princípio de que, ainda que sob a ação antrópica, esta deve ter sempre o caráter de maximização da conservação tanto quanto possível.

TABELA 9.21 – Índices de diversidade de Simpson (D); Shannon-Wiener (H) e (e^H) ; e de uniformidade de Pielou (e) por área / situação investigada – método *Pitfall Traps*

Área (sigla)	(D)	(H)	(e^H)	(e)
FAUPA	5,3	1,9	6,5	0,2
FAJRO	3,7	1,6	5,1	0,1
SDRO	1,4	0,7	2,0	0,1
RIRO	1,4	0,8	2,1	0,1
RMRO	2,8	1,4	3,9	0,1
MASP	5,0	1,8	6,3	0,2
MCB	2,9	1,6	4,8	0,1
P1B	2,1	1,1	2,9	0,2
P2B	2,4	1,1	3,1	0,1
MMB	1,9	1,1	3,1	0,1
PSMB	2,7	1,4	4,1	0,2

TABELA 9.22 – Índices de diversidade de Simpson (D) por área / situação investigada – método TSBF

Área (sigla)	Serapilheira	0 – 10cm	10 – 20cm	20 – 30cm
FAUPA	10,2	5,0	2,4	1,8
FAJRO	4,3	3,0	3,4	2,9
SDRO	-	1,2	0	0
RIRO	2,3	2,1	0,8	2,0
RMRO	9,2	3,3	1,6	2,7
MASP	9,3	7,4	3,6	4,0
MCB	5,6	3,6	2,3	2,4
P1B	-	1,4	2,9	2,8
P2B	-	3,6	3,1	2,9
MMB	5,7	4,3	2,8	2,8
PSMB	-	1,7	1,8	2,2

TABELA 9.23 – Índices de diversidade de Shannon-Wiener (H) por área / situação investigada – método TSBF

Área (sigla)	Serapilheira	0 – 10cm	10 – 20cm	20 – 30cm
FAUPA	2,3	1,8	1,0	0,9
FAJRO	1,7	1,4	1,4	1,2
SDRO	-	0,3	0	0
RIRO	0,9	1,0	0,8	0,9
RMRO	1,9	1,5	0,9	1,0
MASP	2,3	2,2	1,4	1,5
MCB	1,8	1,7	0,9	1,0
P1B	-	0,6	1,2	1,2
P2B	-	1,6	1,1	1,1
MMB	2,0	1,6	1,3	1,2
PSMB	-	0,8	1,0	1,0

TABELA 9.24 – Índices de diversidade de Shannon-Wiener (e^H) por área / situação investigada – método TSBF

Área (sigla)	Serapilheira	0 – 10cm	10 – 20cm	20 – 30cm
FAUPA	9,6	6,0	2,7	2,4
FAJRO	5,5	4,1	4,2	3,3
SDRO	-	1,4	0	0
RIRO	2,4	2,7	2,2	2,5
RMRO	6,7	4,5	2,5	2,8
MASP	10,4	8,6	4,2	4,6
MCB	5,9	5,3	2,6	2,8
P1B	-	1,8	3,3	3,4
P2B	-	4,8	2,9	2,9
MMB	7,4	5,2	3,5	3,5
PSMB	-	2,2	2,7	2,7

TABELA 9.25 – Índices de uniformidade de Pielou (e) por área / situação investigada – método TSBF

Área (sigla)	Serapilheira	0 – 10cm	10 – 20cm	20 – 30cm
FAUPA	0,21	0,20	0,17	0,21
FAJRO	0,15	0,16	0,24	0,30
SDRO	-	0,03	0	0
RIRO	0,08	0,11	0,19	0,15
RMRO	0,17	0,17	0,15	0,26
MASP	0,20	0,22	0,24	0,26
MCB	0,20	0,19	0,23	0,25
P1B	-	0,07	0,24	0,30
P2B	-	0,22	0,35	0,36
MMB	0,18	0,24	0,21	0,25
PSMB	-	0,15	0,25	0,20

9.2.5 Modelos matemáticos

Conforme discutido anteriormente, dependendo do grupo animal, há uma preferência ou determinação adaptativa-evolutiva correlacionada às condições ambientais na ocupação de habitats e nichos ecológicos. Por essa razão, além de se estabelecerem índices ecológicos e permitir a caracterização da área de estudo em função da presença ou não de determinados grupos da macrofauna de solo, torna-se interessante a possibilidade de se elaborarem modelos matemáticos que contribuam para o entendimento e/ou que agreguem um caráter preditivo no que tange aos parâmetros quantitativos a serem investigados.

Em relação aos grupos de organismos presentes em, ao menos, três níveis de profundidade do solo nas áreas de ecossistemas naturais conservados, iniciou-se

preliminarmente a determinação de modelos matemáticos que se ajustassem à distribuição espacial – camadas do solo – exibida por grupos animais nessas condições especificadas.

Considerando-se o número médio de indivíduos coletados em cada profundidade (método TSBF) de amostragem do solo, observa-se a tendência exibida pelo grupo animal na respectiva área de estudo. A essa tendência, de forma preliminar, desenvolveu-se para alguns grupos o modelo matemático que mais se aproximou da curva real e que apresentou maior simplicidade (FIGURAS 9.19 a 9.27). De maneira geral, os modelos elaborados refletem relatos empíricos, a exemplo daqueles expostos por Soares e Costa (2001).

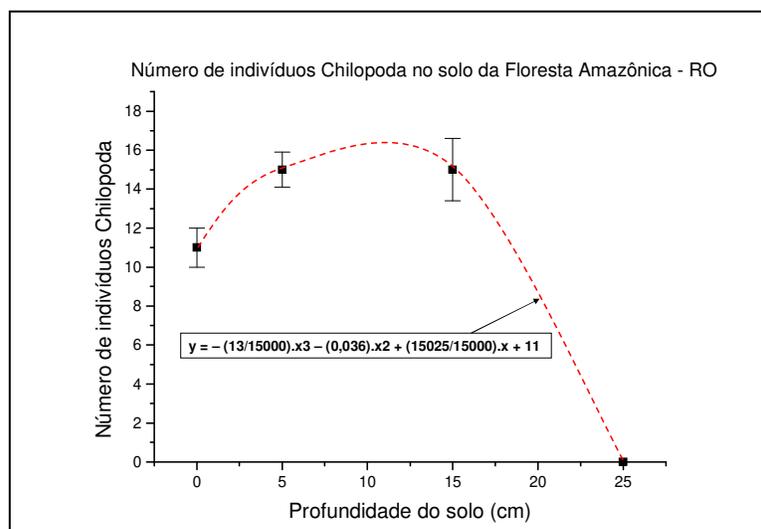


FIGURA 9.19 – Número médio de indivíduos Chilopoda em função da profundidade do solo (em 0,25m x 0,25m) da Floresta Amazônica / RO (FAJRO) – método TSBF. A linha descontínua vermelha indica a curva e a respectiva tendência aproximada representada matematicamente por $y = -\left(\frac{13}{15000}\right).x^3 - (0,036).x^2 + \left(\frac{15025}{15000}\right).x + 11$.

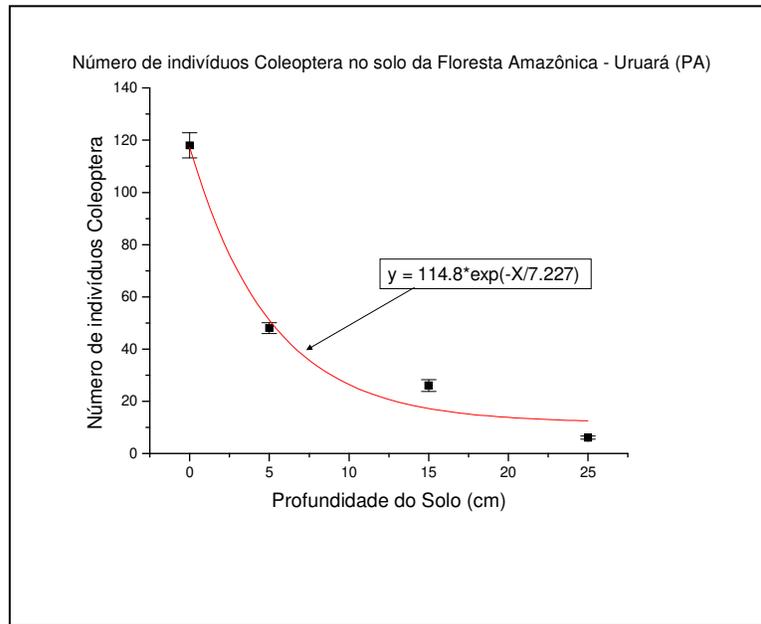


FIGURA 9.20 – Número médio de indivíduos Coleoptera em função da profundidade do solo (em 0,25m x 0,25m) da Floresta Amazônica em Uruará/PA (FAUPA) – método TSBF. A linha descontínua vermelha indica a curva e a respectiva tendência aproximada representada matematicamente por $y = 114,8 \cdot \exp(-x/7,227)$

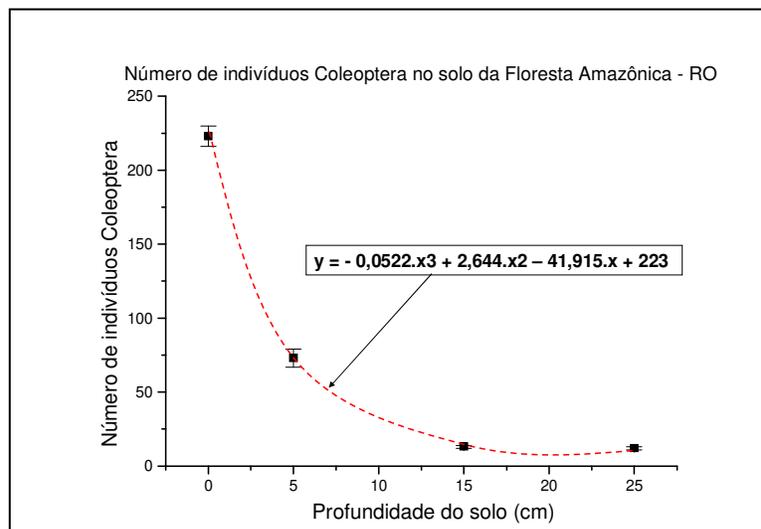


FIGURA 9.21 – Número médio de indivíduos Coleoptera em função da profundidade do solo (em 0,25m x 0,25m) da Floresta Amazônica / RO (FAJRO) – método TSBF. A linha descontínua vermelha indica a curva e a respectiva tendência aproximada representada matematicamente por $y = -0,0522 \cdot x^3 + 2,644 \cdot x^2 - 41,915 \cdot x + 223$.

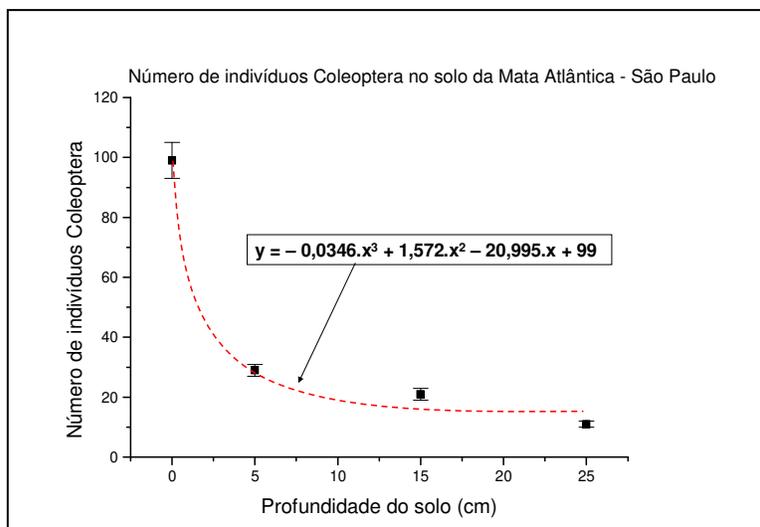


FIGURA 9.22 – Número médio de indivíduos Coleoptera em função da profundidade do solo (em 0,25m x 0,25m) da Mata Atlântica - SP (MASP) – método TSBF. A linha descontinua vermelha indica a curva e a respectiva tendência aproximada representada matematicamente por $y = -0,0346.x^3 + 1,572.x^2 - 20,995.x + 99$

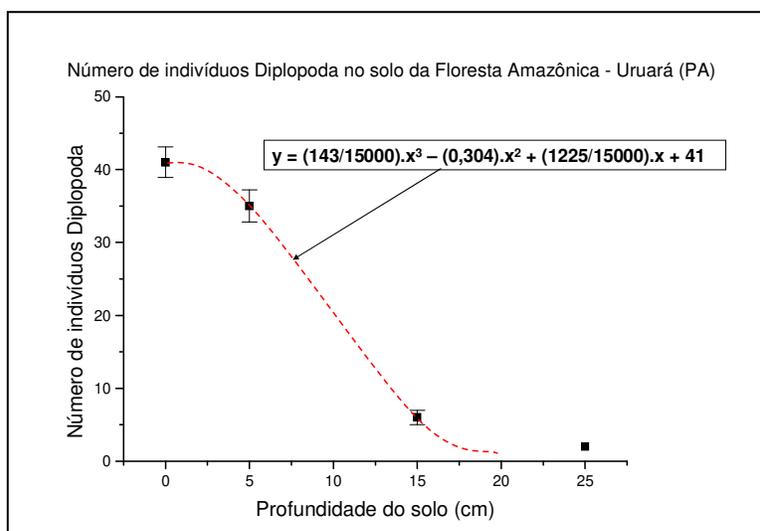


FIGURA 9.23 – Número médio de indivíduos Diplopoda em função da profundidade do solo (em 0,25m x 0,25m) da Floresta Amazônica em Uruará/PA (FAUPA) – método TSBF. A linha descontinua vermelha indica a curva e a respectiva tendência aproximada representada matematicamente por $y = \left(\frac{143}{15000}\right).x^3 - (0,304).x^2 + \left(\frac{1225}{15000}\right).x + 41$.

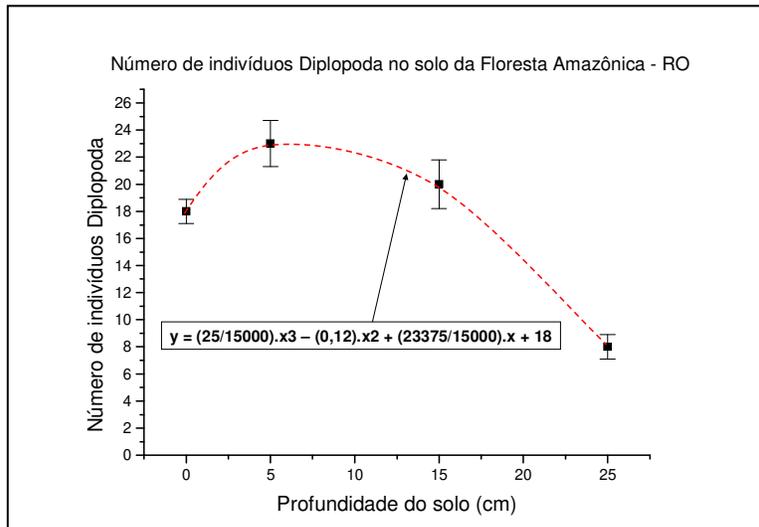


FIGURA 9.24 – Número médio de indivíduos Diplopoda em função da profundidade do solo (em 0,25m x 0,25m) da Floresta Amazônica / RO (FAJRO) – método TSBF. A linha descontinua vermelha indica a curva e a respectiva tendência aproximada representada matematicamente por $y = (25/15000).x^3 - (0,12).x^2 + (23375/15000).x + 18$.

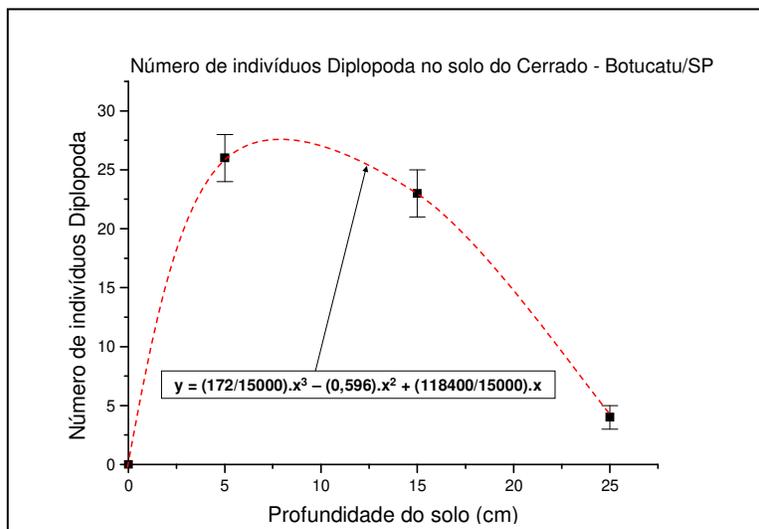


FIGURA 9.25 – Número médio de indivíduos Diplopoda em função da profundidade do solo (em 0,25m x 0,25m) do Cerrado em Botucatu / SP (MCB) – método TSBF. A linha descontinua vermelha indica a curva e a respectiva tendência aproximada representada matematicamente por $y = (172/15000).x^3 - (0,596).x^2 + (118400/15000).x$.

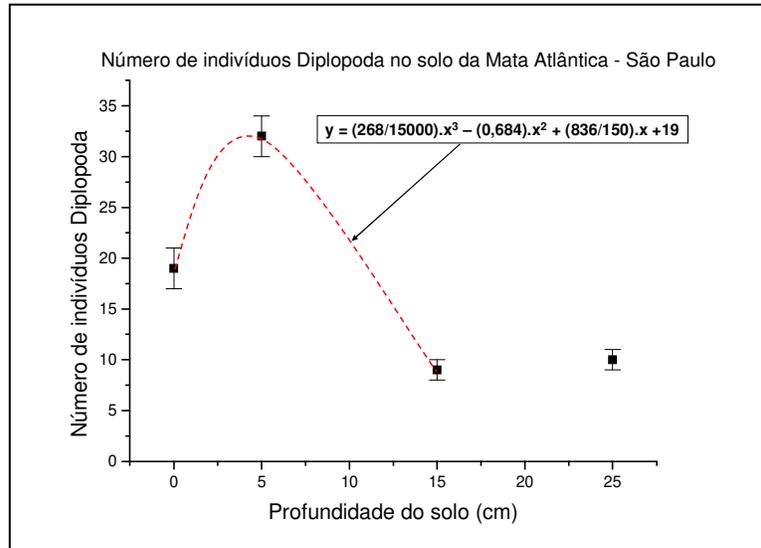


FIGURA 9.26 – Número médio de indivíduos Coleoptera em função da profundidade do solo (em 0,25m x 0,25m) da Mata Atlântica - SP (MASP) – método TSBF. A linha descontínua vermelha indica a curva e a respectiva tendência aproximada representada matematicamente por $y = \frac{268}{15000}.x^3 - (0,684).x^2 + \frac{836}{150}.x + 19$.

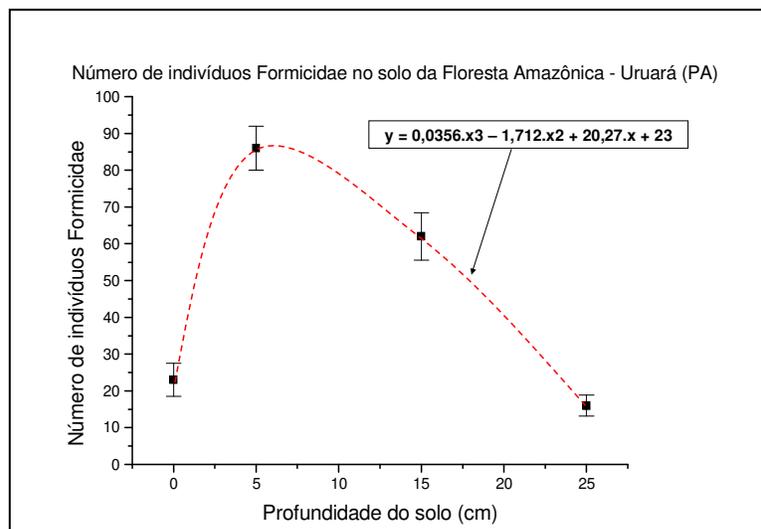
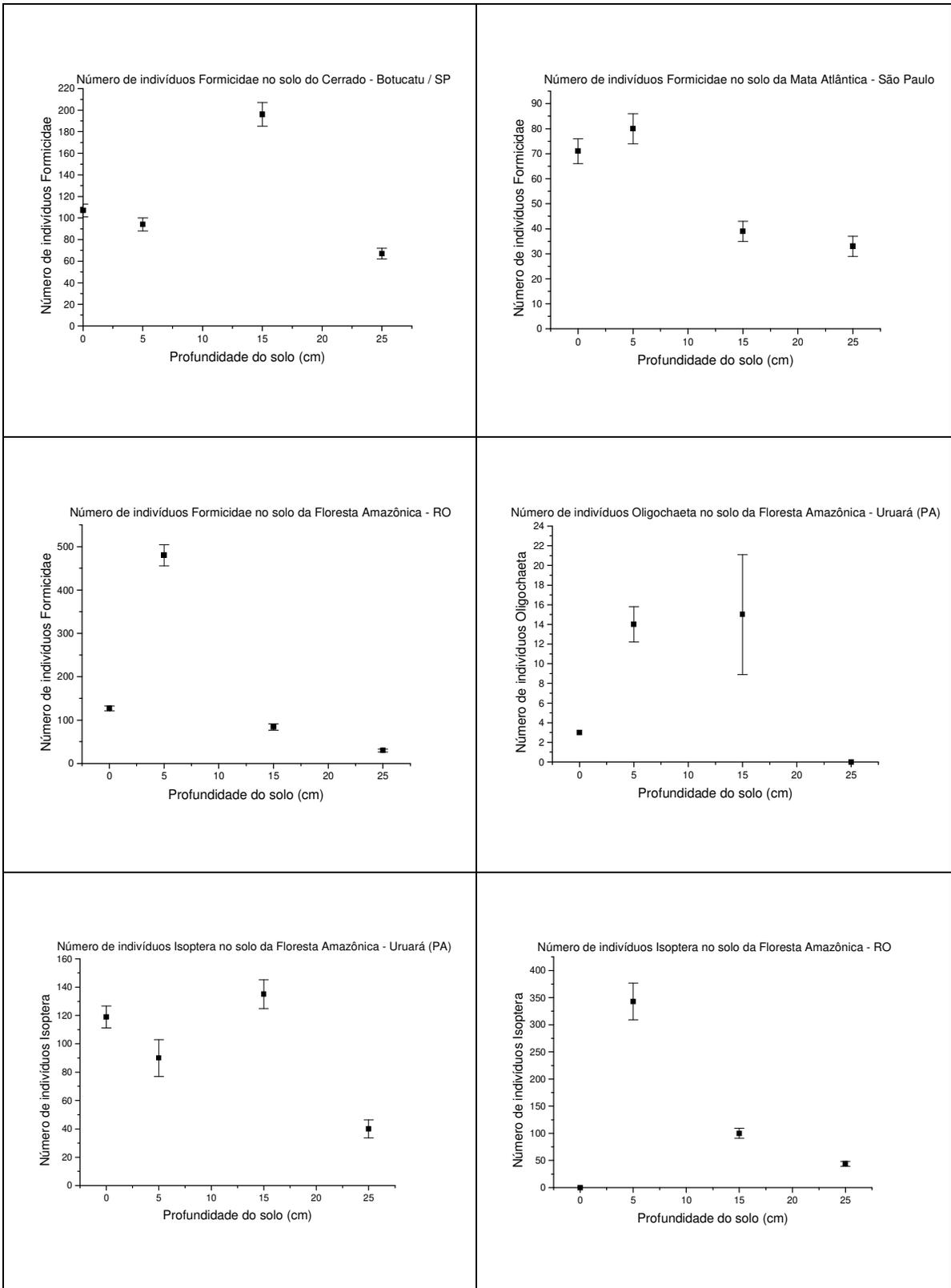


FIGURA 9.27 – Número médio de indivíduos Diplopoda em função da profundidade do solo (em 0,25m x 0,25m) da Floresta Amazônica em Uruará/PA (FAUPA) – método TSBF. A linha descontínua vermelha indica a curva e a respectiva tendência aproximada representada matematicamente por $y = 0,0356.x^3 - 1,712.x^2 + 20,27.x + 23$.

Em concordância com as investigações de Eyre et al. (2007), tendo em vista tratar-se de estudo com valores obtidos a partir de um único momento de coleta, as curvas podem não representar plenamente o padrão exibido ao longo de todo o tempo pelos grupos animais em questão, razão pela qual podem ter existido desvios ou eventuais dificuldades de se encontrar um modelo matemático compatível e viável para todos os casos (FIGURA 9.28). Uma possibilidade adicional é a de estabelecer um paralelo com as abundâncias e/ou biomassa dos diversos grupos animais ao longo do tempo, conforme os resultados obtidos por Fraser et al. (2003), exclusivamente para Oligochaeta.

Contudo, se ainda diante de tais circunstâncias é possível identificar uma tendência ou preferência de comportamento na distribuição de organismos no sistema solo (profundidade com maior densidade do grupo), isso significa que, a exemplo do que citaram Merlim et al (2005) e Defra (2004), variações advindas dos ciclos ecológicos e biológicos e dos fatores ambientais – naturais ou antrópicos – podem ser correlacionadas ao sincronismo específico e padrão de distribuição, refinando a referida tendência identificada nesse estudo.

Mediante tal processo, existe a possibilidade de melhor entendimento dos grupos de macrofauna de solo propriamente ditos, bem como, a partir do estabelecimento de parâmetros de repetibilidade e reprodutibilidade, utilizá-los rotineiramente como instrumentos de identificação e caracterização de condições ambientais e, em particular, do solo e do sistema de manejo em execução – bioindicação.



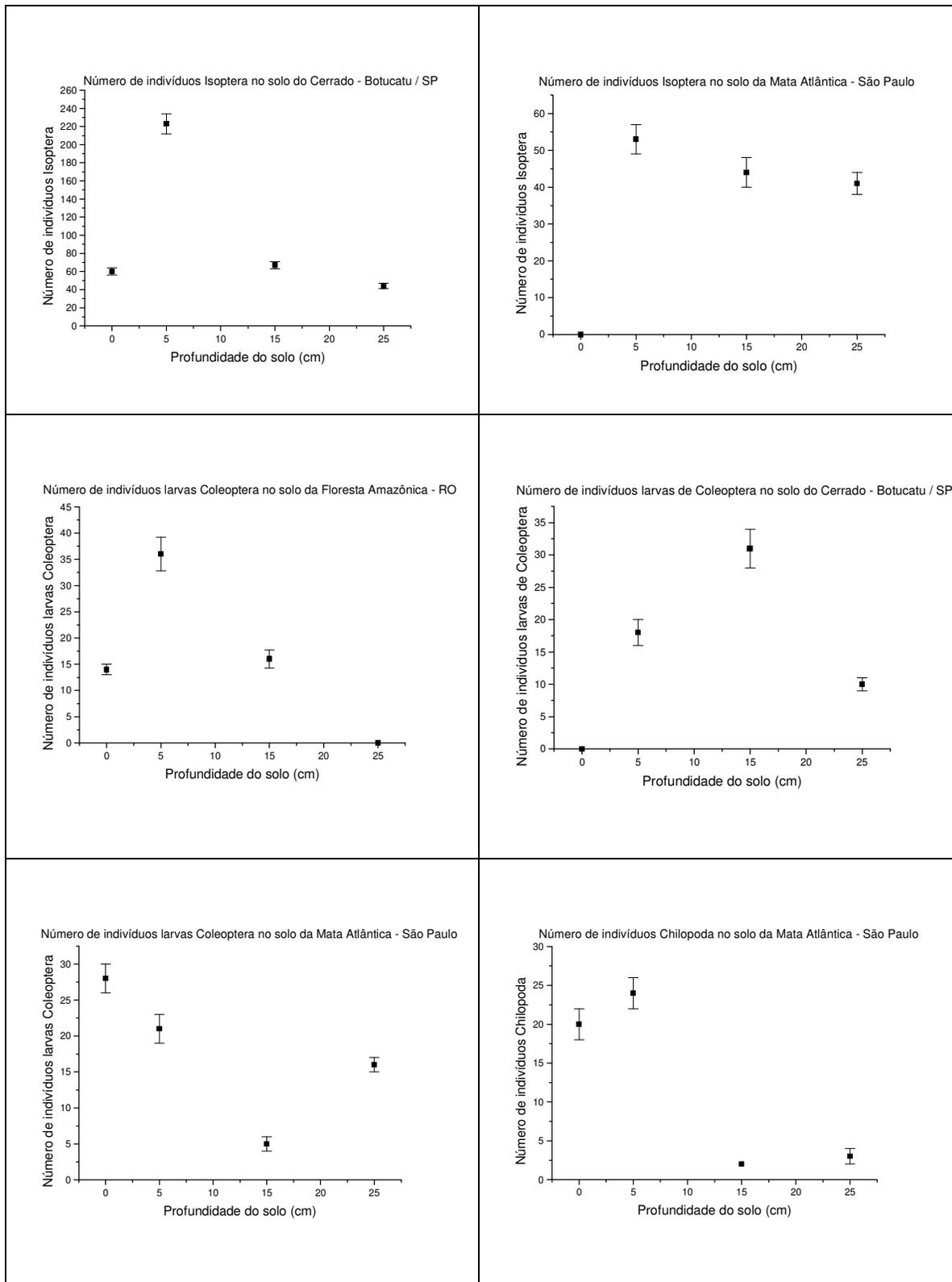
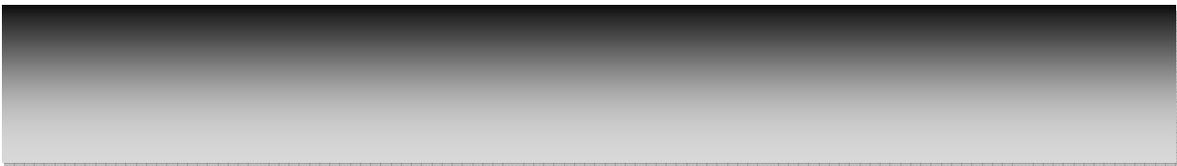


FIGURA 9.28 – Número médio de indivíduos de diferentes grupos de macrofauna em função da profundidade do solo (em 0,25m x 0,25m) em ecossistemas naturais conservados.

10. Conclusões



10. CONCLUSÕES

A partir dos resultados e análises efetuadas, é possível concluir que:

- as densidades totais da macrofauna edáfica não se mostraram os melhores indicadores para o entendimento das condições e características específicas do solo; tal procedimento afigura-se útil apenas para uma visão geral do sistema;
- a presença de grupos de animais sociais como Formicidae e Isoptera, por exemplo, pode mostrar-se dominante quantitativamente, interferindo na densidade total e, frequentemente, no índice de diversidade ecológica, rebaixando-o;
- grupos animais semelhantes em sítios distintos (áreas de estudo ou sistemas de manejo) distintos podem constituir um instrumento viável na comparação entre eles e nos diferentes extratos ou profundidades do solo;
- a ocorrência de cada grupo de macrofauna de solo deve ser compreendida com cautela em função da ocupação e distribuição específica no espaço – serapilheira e solo. Formicidae e Isoptera podem se distribuir por toda área de investigação em diversas profundidades do solo, porém concentram-se em pontos próximos aos formigueiros e termiteiros, respectivamente. Araneae, Chilopoda, Diplopoda e Scorpionida ocupam preferencialmente a superfície, reduzindo drasticamente a presença com a profundidade. Porém, a distribuição está relacionada com a presença de presas – cupins e formigas, por exemplo;
- o atributo riqueza de grupos pode ser um recurso adequado ao entendimento do sistema solo fundamentalmente mediante a correlação com o atributo densidade e o índice de diversidade;
- os métodos *Pitfall traps* e TSBF caracterizaram-se pela viabilidade e complementaridade entre si; ainda que ambos possibilitem a captura de muitos grupos animais equivalentes,

determinados espécimes são exclusivamente extraídos segundo as propriedades e natureza de cada método em particular;

- os índices ecológicos de diversidade e uniformidade empregados para descrever as comunidades da macrofauna edáfica das áreas de estudo, ainda que não devam ser utilizados isoladamente, compõem um registro para futuras comparações;

- as áreas relativas aos ecossistemas naturais conservados exibiram maiores índices ecológicos, riqueza de grupos e densidades em comparação à macrofauna de solo das demais áreas sob diferentes sistemas de manejo agrícola;

- em Rondônia, as áreas em recuperação da degradação por mineração de cassiterita na Flona Jamari mostraram avanços significativos em relação à área com o solo degradado propriamente dito. No entanto, situam-se em condições distantes daquelas exibidas pela área florestal conservada adjacente. O sistema de recuperação média (5-6 anos) demonstrou em diversos quesitos – índice de diversidade e riqueza de grupos, por exemplo, estar significativamente diferente e mais distante das condições de degradação em relação ao sistema em recuperação inicial (2-3 anos), evidenciando a tendência do curso do processo de recuperação;

- em Botucatu, os sistemas de manejo agrícola apresentaram-se diferentes em alguns aspectos. No sistema biodinâmico, a mata mista (MMB) revelou-se superior e significativamente diferente em relação às outras áreas sob o mesmo sistema (Pasto 1 - P1B e Pasto 2 - P2B). Entre esses dois últimos, as diferenças foram menos conspícuas, sendo que, em P1B, a diversidade foi menor que em P2B na camada mais superficial. O sistema de manejo convencional sem pastejo (PSMB) apresentou diversidade equivalente aos sistemas biodinâmicos, sobretudo em MMB, somente na superfície, sendo que em profundidade os índices foram os menores, sugerindo alguma limitação em relação ao manejo biodinâmico;

- modelos matemáticos podem ser desenvolvidos a fim de expressar tendências no padrão de distribuição de determinados grupos da macrofauna edáfica em função da profundidade e possibilitar a utilização dos mesmos em caráter diagnóstico ou preditivo;

- a macrofauna de solo pode constituir um parâmetro bioindicador comparativo desde que sejam estabelecidas as relações com os demais fatores do sistema e desenvolvidos os procedimentos de repetibilidade e reprodutibilidade.

Referências Bibliográficas



REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDON, M. M. **Os impactos ambientais no meio físico – erosão e assoreamento na bacia hidrográfica do rio Taquari, MS, em decorrência da pecuária.** 2004. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2004. Disponível em: < http://www.dsr.inpe.br/site_bhrt/download/Tese.pdf>. Acesso em: jul. 2008.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14001:2004. **Sistemas de gestão ambiental:** especificação e diretrizes para uso. Rio de Janeiro: ABNT, 2004a.

_____. NBR ISO 14050:2004. **Gestão ambiental:** vocabulário. Rio de Janeiro: ABNT, 2004b.

ALMEIDA, D. L.; AZEVEDO, M. S. F. R.; CARDOSO, M. O.; DE-POLLI, H.; GUERRA, J. G. M.; MEDEIROS, C. A. B.; NEVES, M. C. P.; NUNES, M. U. C.; RODRIGUES, H. R.; SAMINEZ, T. C. O.; VIEIRA, R. C. M. **Agricultura orgânica:** instrumentos para a sustentabilidade dos sistemas de produção e valoração de produtos agropecuários. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2000. Embrapa Agrobiologia. Documentos, 122). Disponível em: < <http://cnpab.embrapa.br/publicacoes/download/doc122.pdf> >. Acesso: jul. 2007.

AMAZONAS (Estado). Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. **Nota técnica.sobre a seca no amazonas.** Manaus: Governo do Estado do amazonas, 2005. disponível em: http://www.sds.am.gov.br/dsv/download/img_download/20051018153725NOTA_TECNICA_CLIMA.doc>. Acesso em: jan. 2009.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Rede hidrográfica amazônica.** Disponível em: <http://www.ana.gov.br/mapainicial/pgMapaA.asp>. Acesso em: 2008.

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

ANTUNES, P. B. **Direito Ambiental.** Rio de Janeiro: Lumen Juris, 1994.

APOLO11.COM. **Mapa do Pará.** 2008. Disponível em: <<http://www.apolo11.com/mapas.php?mapa=pa>>. Acesso em: nov. 2008.

AQUINO, A. M. **Manual para coleta de macrofauna do solo.** Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2001. (Embrapa Agrobiologia. Documento 130). Disponível em: <<http://www.cnpab.embrapa.br/servicos/download/doc130.pdf> >. Acesso em: jul. 2006.

AQUINO, A. M.; AGUIAR-MENEZES, E. L.; QUEIROZ, J. M. **Recomendações para coleta de artrópodes terrestres por armadilhas de queda (“Pitfall-Traps”)**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2006. (Circular Técnica 18).

AQUINO, M. A.; SILVA, R. F. Fauna de solo e práticas agrícolas. In: XXX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2005, Recife. **Anais do XXX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, 2005.

AQUINO, M. A.; CORREIA, M. E. F. **Invertebrados edáficos e o seu papel nos processos do solo**. Seropédica: EMBRAPA-Agrobiologia, 2005 (EMBRAPA-Agrobiologia. Documento 201)

ASSIS, R. L.; SOUTO, S. M.; DUQUE, F. F.; ALMEIDA, D. L.; MUELLER, K. E. K. II **Curso sobre a biologia do solo na agricultura**. Seropédica: Embrapa-CNPS, 1992. Disponível em: < <http://cnpab.embrapa.br/publicacoes/download/doc008.pdf>>. Acesso em: abr. / 2006.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE AGRICULTURA BIODINÂMICA. **Pesquisa**. Disponível em: < <http://www.biodinamica.org.br/pesquisa.htm>>. Acesso: jan. 2008

AZEVEDO, Antonio Carlos de; BONUMÁ, Angélica S. Partículas coloidais, dispersão e agregação em latossolos. In: **Ciência Rural**, v. 34, n. 2, mar-abr, 2004. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/cr/v34n2/a46v34n2.pdf>. Acesso em: 16/jul./2007.

AZEVEDO, C. L. L. **Recursos Hídricos e Irrigação**. Cruz das Almas, Bahia: Embrapa Mandioca e Fruticultura Tropical, 2003 (Sistema de Produção, 16. Versão digital). Disponível em: < <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Citros/CitrosNordeste/irrigacao.htm>>. Acesso em: jan. 2008.

BARNES, R. D.; RUPPERT, E. E.; FOX, R. S. **Zoologia dos invertebrados**. 7 ed. São Paulo: Roca, 2005.

BARRIOS, E. et al. Fallow management for soil fertility recovery in tropical Andean agroecosystems in Colombia. In: **Agriculture, Ecosystems and Environment** 110, p.29-42, 2005.

BARROS, A. C. B.; MOURA, R. M.; PEDROSA, E. M. R. Penetração de juvenis de *Meloidogyne* spp. em raízes de plântulas de leguminosas após eliminação da biomassa aérea. **Hematologia Brasileira**, Vol. 28(1): 115-118, 2004. (Comunicação Científica). Disponível em: < <http://docentes.esalq.usp.br/sbn/nbonline/ol%20281/115-117%20pb.pdf>>. Acesso em: jun. 2008.

BARROS, E.; PASHANASI, B.; CONSTANTINO, R. LAVELLE, P. Effects of land-use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazon. **Biol. Fertil. Soils**, 35, p. 338-347, 2002.

BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. **Ecologia**: de indivíduos a ecossistemas. 4 ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.

BEGOSSI, A. Ecologia humana: um enfoque das relações homem-ambiente. **Interciência** 18(3): 121-132, 1993. Disponível em: <http://www.interciencia.org/v18_03/art01/index.html>. Acesso em: jul. 2009.

BELLENZANI, M. L. R. **A Apa municipal do Capivari-Monos como uma estratégia para a proteção dos mananciais da região Metropolitana de São Paulo**. Dissertação (Mestrado). 2000 USP. Programa de Pós Graduação em Ciência Ambiental, 2001.

BENNEMA, J.; CAMARGO, M. N.; WRIGHT, A. C. S. Regional contrasts in South American soil formation in relation to classification and soil fertility. In: **Proceedings of the INTERNATIONAL SOIL CONFERENCE**, New Zeland, 1962, p. 2-15.

BENSUSAN, N. **Conservação da biodiversidade em áreas protegidas**. Rio de Janeiro: FGV, 2006

BENTES-GAMA, M. M. **Bioprospecção da biodiversidade: princípios e ações para o uso sustentável**. Rondônia: Embrapa-Rondônia, 2003. Disponível em: <<http://www.cpafrro.embrapa.br/embrapa/Artigos/bioprospec.htm>>. acesso em: jul. 2008.

BERTALOT, M. **Demétria**: breve histórico. Botucatu: Instituto Elo, 2004. Disponível em: <http://www.elo.org.br/localizacao/demetria.htm>>. Acesso em: jul. 2008.

BERTALOT, M. J. A.; GUERRINI, I. A.; MENDOZA, E. **Cultura do milho (*Zea mays* L.) em sucessão com aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.) em áreas sob manejo agroflorestal em áreas com *Leucaena diversifolia***. V Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais, 25 a 28 de outubro de 2004a, Curitiba. Disponível em: <<http://www.biodinamica.org.br/documentos/Congsaf.pdf>>. Acesso em: maio / 2008.

_____. **Avaliação de pastagens no inverno de 2003 na Associação Brasileira de Agricultura Biodinâmica, Botucatu – SP**. II Congresso Brasileiro de Agroecologia, 22 a 25 de novembro de 2004b, Porto Alegre. Disponível em: <http://www.biodinamica.org.br/documentos/pastinver.pdf>>. Acesso em: maio / 2008.

BERTI FILHO, E. **Manual de pragas em florestas**: cupins ou térmitas. Piracicaba: IPEF/SIF, 1993.

BLEY Jr., Cícero. Erosão solar: risco para a agricultura nos trópicos. In: **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, vol. 25, nº148, abril 1999. Associação Nacional de Defesa Vegetal. Disponível em: <http://www.miniweb.com.br/geografia/Artigos/geologia/erosao1.html>. Acesso: 30/jul./2008.

BNDES. **Bioetanol de cana-de-açúcar: energia para o desenvolvimento sustentável.** Rio de Janeiro: BNDES-CGEE, 2008. Disponível em: http://www.iea.sp.gov.br/out/bioenergia/textos/bio_06_2008.pdf. Acesso em: dez. / 2008.

BORNEMISZA, E. **Introducción a la química de suelos.** Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Washington, D.C., 1982.

BOTUCATU. **Dados gerais.** Botucatu: Prefeitura municipal de Botucatu, 2008. (*Site oficial*)

BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos.** 7. ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989, 898p.

BRANCO, S. M. **Ecossistêmica:** uma abordagem integrada dos problemas do meio ambiente. São Paulo: Edgard Blucher Ltda., 1999.

BRANDÃO C. R. F., KURY A., MAGALHÃES C., MIELKE O. Coleções Zoológicas do Brasil, 1998. In: LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. **Biodiversidade brasileira:** síntese do estado atual do conhecimento. São Paulo: Contexto, 2002.

BRASIL. Decreto nº 6.660, de 21 de novembro de 2008. Regulamenta dispositivos da Lei no 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2008/Decreto/D6660.htm#art51 >. Acesso em: jan. 2009.

_____. Decreto nº 76.389, de 03 de outubro de 1975. Dispõe sobre as medidas de prevenção e controle da poluição industrial de que trata o Decreto-Lei 1.413, de 14 de agosto de 1975, e dá outras providências. Brasília, 1974. Disponível em: <<http://www.lei.adv.br/76389-75.htm>>. Acesso em: nov. 2007.

_____. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, 1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm>. Acesso em: abr. 2006.

_____. Lei no 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília, 2000. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm>. Acesso em: fev. 2005.

_____. Ministério do Meio Ambiente. CID Ambiental. **A Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB**. Brasília, 2000. (Série Biodiversidade n. 1). Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/cdbport.pdf. Acesso em: ago / 2006.

_____. Ministério do Meio Ambiente. **Cerrados**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=72&idMenu=3644>>. Acesso em: nov. 2008.

_____. **Floresta nacional Jamari: Unidades de Manejo Florestal**. Brasília: Brasil / Ministério do Meio Ambiente / Serviço Florestal Brasileiro, 2007. Disponível em: http://arruda.rits.org.br/oeco/reading/oeco/reading/pdf/jamari_pinhati_bunner.pdf>. Acesso em: dez. 2008.

BROWN, G. G.; PASINI, A.; BENITO, N. P.; AQUINO, A. M.; CORREIA, M. E. F. **Diversity and functional role of soil macrofauna communities in Brazilian no-tillage agroecosystems: a preliminary analysis**. Embrapa, 2001.

BRUN, I. A. S. **Recuperação de áreas degradadas pela mineração**. Monografia (Especialização). Escola Politécnica, Universidade federal da Bahia, 2000. Disponível em: <http://www.teclim.ufba.br/site/material_online/monografias/mono_irineu_a_s_de_brum.pdf>. Acesso em: dez. 2008.

BUECHNER, H. K. **Bioecology and biocenology in wildlife education**. Washington: Northwest Science, volume 24. nov. 1950. Disponível em: <http://www.vetmed.wsu.edu/org_NWS/NWSci%20journal%20articles/1950-1959/1950%20vol%2024/24-4/v24%20p158%20Buechner.PDF>. Acesso em: dez. / 2008.

CANELLAS, Luciano Pasqualoto; BERNER, Paulo Guilherme; SILVA, Saulo Guilherme; BARROS E SILVA, Marlem; SANTOS, Gabriel de Araújo. Frações da matéria orgânica em seis solos de uma topossequência no estado do Rio de Janeiro. **Pesq. agropec. bras.** vol.35 no.1 Brasília Jan. 2000. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-204X2000000100016>. Acesso em: 12 / jan / 2008.

CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. P. **Microbiologia do solo**. Campinas: SBSCS, 1992.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Distrito Federal: Embrapa, 2003. Disponível em: <http://www.cnpf.embrapa.br/pesquisa/efb/index_especies.htm>. Acesso em: fev. 2007.

CARVALHO, Y. C.; BELLENZANI, M. L. R.; PARAÍSO, L. S.; JULIANI, L.; FOGUEL, M. (Coord.). **Diagnóstico da agricultura na zona rural sul paulistana (APA do Capivari Monos)**. São Paulo, 200?. Disponível em: <<http://ftp.sp.gov.br/ftpiea/capivari.pdf>>. Acesso em: nov. 2008.

CEDDIA, MARCOS BACIS . **Constituição Física e Relações Volumétricas do Solo**. Rio de Janeiro: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2007. Disponível em: <<http://www.residenciaagronomica.ufpr.br/bibliografia/CONSTITUICAO%20FISICA%20E%20RELAES%20VOLUMTRICA%20S%20DO%20SOLO.DOC>>. Acesso: 19/jun/2008.

CENDOTEC. Centro franco-brasileiro de documentação técnica e científica. **Alternativas agrícolas e florestais para o desenvolvimento sustentável na Amazônia**. CENDOTEC, 2007. Disponível em: <<http://www.cendotec.org.br/francaflashpartes/todo60.pdf>>. Acesso em: set. 2008.

CEPAGRI. Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. **Clima dos municípios paulistas**. Campinas: Unicamp, 2008. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_086.html#>. Acesso em: jan. 2009.

CHIG, L. A.; COUTO, E. G.; NOVAES FILHO, J. P.; RODRIGUES, L. C. M.; JOHNSON, M. S.; WEBER, O. L. S. Distribuição espacial da granulometria, cor e carbono orgânico do solo ao longo de um transecto em microbacias na Amazônia meridional. **Acta Amaz.** v.38 n.4 Manaus dez. 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0044-59672008000400015&lng=pt&nrm=iso>. Acesso em: jan. 2009.

COLAÇO, A. L. S. et al. Avaliação da biota do solo na Serra dos ferreiras no povoado de Mangabeiras no município de Arapiraca. **REDCA UNITAU**, 2008. disponível em: <<http://hdl.handle.net/2315/140>> ou <<http://agro.unitau.br:8080/dspace/handle/2315/140>>. Acesso em: nov. 2008.

CONAMA. Conselho nacional do meio Ambiente. Resolução 349 de 29. jan. 1999. Dispõe sobre as diretrizes para a política de conservação e desenvolvimento sustentável da Mata Atlântica. In: IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos recursos Naturais Renováveis. **Resoluções do Conama**: resoluções vigentes publicadas entre julho 1994 e novembro de 2008. 2ed. Conama. Brasília: Conama, 2008.

_____. Resolução nº 306, de 5 de julho de 2002. Estabelece os requisitos mínimos e o termo de referência para realização de auditorias ambientais. Brasília: Ministério do meio Ambiente, 2002. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res30602.html>>. Acesso em: jan. 2006.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science** 199 (24): 1302-1310, 1978.

COOPERBAND, L. **Building soil organic matter with organic amendments**: a resource for urban and rural gardeners, small farmers, managers and large-scale producers. University of Wisconsin-Madison: Center for Integrated Agricultural Systems, 2002.

CORDEIRO, F. C.; DIAS, F. C.; MERLIM, A. O.; CORREIA, M. E. F.; AQUINO, A. M.; BROWN, G. Diversidade da macrofauna invertebrada do solo como indicadora da qualidade do solo em sistema de manejo orgânico de produção. **Revista Universidade Rural**, Série ciências da Vida, Seropédica, Rio de Janeiro, v.24, n. 2, p. 22-26, jul.-dez., 2004. disponível em: < <http://cnpab.embrapa.br/publicacoes/download/doc217.pdf> >. Acesso em: jul. 2008.

CORDEIRO, L. N.; COUTINHO, H. D. M.; MELO JUNIOR, H. N. Ecologia de oligochaetas (annelida) nativas da margem do rio Carás, Ceará, Brasil. **Unimar Ciências** 11(1/2), 25-32, 2002. Disponível em: <http://www.unimar.br/pos/rev_D/unimar%20ciencias%2011%20_%20miolo.pdf>. Acesso em: set. / 2008.

CORREIA, M. E. F. **Relações entre a diversidade da fauna de solo e o processo de decomposição e seus reflexos sobre a estabilidade dos ecossistemas**. Seropédica: EMBRAPA Agrobiologia, 2002 (EMBRAPA Agrobiologia. Documentos, 156).

_____. **Potencial de utilização dos atributos das comunidades de fauna de solo e de grupos chave de invertebrados como bioindicadores do manejo de ecossistemas**. Seropédica: EMBRAPA Agrobiologia, 2002 (EMBRAPA Agrobiologia. Documentos, 157).

CORREIA, M. E. F.; OLIVEIRA, L. C. M. **Fauna de solo: aspectos gerais e metodológicos**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2000. (Embrapa Agrobiologia. Documentos, 112).

COSTA, ALEXANDRA ROSA DA. **As relações hídricas das plantas vasculares**. Évora-Portugal: Universidade de Évora, 2001. Disponível em: <<http://www.angelfire.com/ar3/alexcosta0/RelHid/RhwIndice.htm>>. Acesso: 28/fev/2008.

COSTA, E. C.; LINK, D.; MEDINA, L. D. Índice de diversidade para entomofauna da Bracatinga (*Mimosa scrabella* Benth.) In: **Ci. Flor.**, Santa Maria, v.3, n.1, p. 65-75, 1993.

COSTA, L.C.B.; CORRÊA, R.M.; CARDOSO, J.C.W.; PINTO, J.E.B.P.; BERTOLUCCI, S.K.V.; FERRI, P.H. Secagem e fragmentação da matéria seca no rendimento e composição do óleo essencial de capim-limão. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v.23, n.4, p.956-959, out-dez 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/hb/v23n4/a19v23n4.pdf>>. Acesso em: jan. 2007.

COURTNEY, F. M.; TRUDGILL, S. T. **The soil: an introduction to soil study**. London: Edward Arnold, 1984.

COUTINHO, L. M. (Coord.) **Estudo ecológico do cerrado de Emas – Pirassununga/SP**. São Paulo: IB/USP, 1978.

_____. **Botânica**. São Paulo: Cultrix, 1987.

_____. Cerrados do parque nacional das emas, suas queimadas e alguns outros problemas de manejo. In: Congresso da Sociedade de Botânica de São Paulo, Campinas, 1990, **Anais**. Campinas: Unicamp/IAC, 1990, p. 75-76.

_____. **Cerrado**. Estação Gráfica, 2000. Disponível em: <<http://eco.ib.usp.br/cerrado/index.htm>>. Acesso em: jul. 2008.

CRUZ, I. **Controle biológico de pragas na cultura de milho para produção de conservas (minimilho), por meio de parasitóides e predadores**. Sete Lagoas: Embrapa-Cnpms, 2007. (Embrapa Cnpms. Circular Técnica 91). Disponível em: <http://www.cnpms.embrapa.br/publicacoes/publica/2007/circular/Circ_91.pdf>. Acesso em: jul. 2008.

CURUCUTU. **PARQUES AMBIENTAIS. Curucutu: Parques ambientais**. 2008. Disponível em: <<http://www.curucutu.org.br/home.htm>>. Acesso em: set. 2008.

CYSNE, M.; AMADOR, T. **Direito do ambiente e redação normativa: teoria e prática nos países lusófonos**. Suíça e Cambridge, Reino Unido: IUCN, 2000. (Também disponível em: <<http://data.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/EPLP-042.pdf>>.)

DAJOZ R. **Ecologia Geral**. Petrópolis-RJ: Vozes, 1983.

DANIEL, O.; VITORINO, A.C.T.; ALOVISI, A.A.; MAZZOCHIN, L.; TOKURA, A.M.; PINHEIRO, E.R.P.; SOUZA, E.F. Crescimento de mudas de *Acacia mangium* willd em resposta à aplicação de diferentes fontes de fósforo. **Revista Árvore**, Viçosa, v.21, n.3, p.323-327, 1997. Disponível em: <http://www.do.ufgd.edu.br/OmarDaniel/docs/a_artigos/ProdMudas/FosfMangiumFontes.pdf>. Acesso em: jan. 2007.

DEFFUNE, G. **Os 80 anos do Curso Agrícola, a Agricultura Biológico-Dinâmica e as origens do Movimento Orgânico**. Disponível em: <<http://www.biodinamica.org.br/documentos/Geraldo%20Deffune/Os%2080%20anos%20do%20Curso%20Agr%EDcola%20BD...%20Deffune.doc>> Acesso em: jul. 2008.

DEFRA. DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT, FOOD AND RURAL AFFAIRS. **Factors influencing biodiversity within organic and conventional systems of arable farming**. Danish Research Centre for Organic Farming: Organic Eprints, 2004. Disponível em: <http://orgprints.org/8119/01/OF0165_2713_FRP.pdf>. Acesso em: nov. 2008.

DELITTI, W. B. C. **Aspectos dinâmicos da serapilheira de uma floresta implantada de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* (Mogi-Guaçu – SP)**. 1982. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1982.

_____. **Latitude**. Disponível em: <<http://www.ib.usp.br/~delitti/projeto/heteroge/latitude.htm>>. Acesso em: dez. / 2008.

DERÍSIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. São Paulo: Signus, 2000.

DIEKOW, J. **Estoque e qualidade da matéria orgânica do solo em função de sistemas de culturas e adubação nitrogenada no sistema plantio direto**. 2003. Tese (Doutorado). Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003. Disponível em: <<http://dspace.c3sl.ufpr.br/dspace/bitstream/1884/2443/1/Tese%20Doutorado%20Jeferson%20Diekow.pdf>>. Acesso em: 23/nov/2008.

DUCATTI, F. **Fauna edáfica em fragmentos florestais e em áreas reflorestadas com espécies da mata atlântica**. 2002. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, ESALQ, Piracicaba, 2002

ELO. Grupo Elo. **Chácara Somé**. Disponível em: <<http://www.elo.org.br/chacara/index.htm>>. Acesso em: dez. 2008.

EDWARDS, C. A. **Earthworm Ecology**. 2ed. Ohio-Columbus: CRC Press, 2004.

EIRA, A. F. Influência da Cobertura Morta na Biologia do Solo. **Anais do 1º Seminário sobre Cultivo Mínimo do Solo em Florestas**. Curitiba, 1995.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 1999. 412p.

_____. Cnmp. Monitoramento por satélite. **Área de Proteção Ambiental Municipal Capivari-Monos (SP)**. Campinas: EMBRAPA-Cnmp, 2008. Disponível em: <<http://www.apacapivari.cnpm.embrapa.br/>>. Acesso em: jul. 2008.

_____. **São Paulo**. Carta: SF-22-Z-B-VI-3-SO (Botucatu). 2008. Disponível em: <http://www.cdbrasil.cnpm.embrapa.br/sp/htm0/sp39_44.htm>. Acesso em: nov. 2008.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **EPA's Pesticide Programs: pesticides and toxic substances**. Washington, DC: EPA, May, 1991.

ESPINDOLA, C. R. História da Pedologia: um resgate bibliográfico. **I Simpósio de Pesquisa em Ensino e História de Ciências da Terra e III Simpósio Nacional sobre Ensino de Geologia no Brasil**, 2007. p.349-352, Campinas, 2007. Disponível em: <<http://www.ige.unicamp.br/simposioensino/artigos/029.pdf>> Acesso em: dez. 2009.

ESPINDOLA, C. R.; SANCHES, H. C. Distribuição das partículas primárias e secundárias em latossolos submetidos a distintos usos e manejos. XXVII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Brasília, 1999. **CD ROM** – Trabalho T 131-1.

ESPINDOLA, C. R.; MELO, W. J.; LONGO, R. M. **Estratégias de recuperação de áreas degradadas por mineração de cassiterita na Região Amazônica (Floresta nacional do**

Jamari, Rondônia-Brasil). In: Congresso Latino Americano de Ciência do Solo, 1999, Púcon, 1999.

ESTEVES F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciências – FINEP, 1998.

EYRE, M. D.; VOLAKAKIS, N.; SHOTTON, P. N.; LEIFERT, C. The effects of crop type and production systems on the activity of beneficial invertebrates. In: 3rd **QLIF Congress**, Hohenheim, Germany, March 20-23, 2007. Disponível em: <http://orgprints.org/10391/01/eyre-et-al-2007-beneficial_invertebrates.pdf>. Acesso em: nov. 2008.

FAGUNDES, M. **Uma análise da paisagem em arqueologia**: os lugares persistentes. Webartigos.com, 2008. Disponível em: <<http://www.webartigos.com/articles/7203/1/uma-analise-da-paisagem-em-arqueologia--os-lugares-persistentes/pagina1.html>> Acesso em: jul. 2009.

FARIAS, C. E. G. **Mineração e meio ambiente no Brasil**. Brasília: CGEE, 2002. Disponível em: <<http://www.cgee.org.br/atividades/redirect.php?idProduto=1329>>. Acesso em: jul. 2008.

FEIDEN, A. **Conceitos e princípios para o manejo ecológico do solo**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2001. (Embrapa Agrobiologia. *Documentos*, 140).

FENKER, E. Impacto ambiental e dano ambiental. II Seminário sobre Sustentabilidade em 2007. FAE: Curitiba, 2007. Disponível em: <http://www.fae.edu/publicacoes/pdf/IIseminario/pdf_reflexoes/reflexoes_10.pdf>. Acesso em: jul. 2009.

FERREIRA, L. V.; VENTICINQUE, E.; ALMEIDA, S. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Estudos Avançados**, v.19, no. 53, p. 157-165, São Paulo, 2005

FERRI, M.G. **Fisiologia vegetal**. 2ed. São Paulo: EPU, 1986. 401 p.

FISCH, G.; MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A. **Clima da Amazônia**. Disponível em: <<http://www.cptec.inpe.br/products/climanalise/cliesp10a/fish.html>>. Acesso em: dez. 2008.

FLIESSBACH, A.; MADER, A. **Productivity, soil fertility and biodiversity in organic agriculture**. Danish Research Centre for Organic Farming: Organic Eprints. Disponível em: <http://orgprints.org/7682/01/Fliessbach_et_al_DOK-trial.doc>. Acesso em: jul. 2008.

FONTANA, A.; BENITES, V. M.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C. Substâncias húmicas como suporte à classificação de solos brasileiros. **Rev. Bras. Ciênc. Solo** vol.32 no.5 Viçosa Sept./Oct. 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06832008000500028&script=sci_arttext>. Acesso em: jan / 2009.

FORNARI NETO, E. **Dicionário prático de ecologia**. São Paulo: Aquariana, 2001.

FRASER, P. M.; BEARE, M. H.; BUTLER, R. C.; HARRISON-KIRK, T.; PIERCY, J. E. Interactions between earthworms (*Aporrectodea caliginosa*), plants and crop residues for restoring properties of a degraded arable soil. *In: Pedobiologia*, 47, p. 870-876, 2003.

FRITZ, L. L.; HEINRICHS, E. A.; PANDOLFO, M.; SALLES, S. M.; OLIVEIRA, J. V.; FIUZA, L. M. Agroecossistemas orizícolas irrigados: insetos-praga, inimigos naturais e manejo integrado. **Oecol. Bras.**, 12 (4): 720-732, 2008. Disponível em: <<http://www.ppgecologia.biologia.ufjf.br/oecologia/index.php/oecologia/brasil/article/viewFile/265/231>>. Acesso em: dez. 2008.

GAGGERO, M. R.; TREIN, C. R.; IPPOLITI, G. Influência de sistemas de preparo e pastejo nas características físicas do solo. **Revista do Programa de Ciências Agro-Ambientais**, Alta Floresta, v.1, n.1, p.1-16, 2002. Disponível em: <http://www.unemat.br/revistas/rcaa/docs/vol1/1_artigo_v1.pdf>. Acesso em: jan. 2008.

GIULIETTI, A. M.; HARLEY, R. M.; QUEIROZ, L. P.; WANDERLEY, M. G.; VAN DEN BERG, C. Biodiversidade e conservação das plantas no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p.52-61, jul., 2005. Disponível em: <http://www.unifap.br/ppgbio/doc/09_Giulietti_et_al.pdf>. Acesso em: nov. 2008.

GPCA MEIO AMBIENTE. **Poluição**. Disponível em: <<http://www.gpca.com.br/index.htm>>. Acesso em: jun. 2007.

GUGLIELMO, A. R. **A pré-história**: uma abordagem ecológica. São Paulo: Brasiliense, 1991.

HAEMIG PD. Ecology on line Sweden. **Engenheiros do ecossistema**: organismos que criam, modificam e mantêm habitats. *Ecologia.info* 12. Disponível em: <<http://www.ecologia.info/engenheiros-do-ecossistema.htm>>. Acesso em jan. / 2009.

HAIR, J.F.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L.; BLACK, W. **Análise multivariada de dados**. 5. ed. Porto Alegre: Bookman, 2008

HARIDASAN, M. Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. **R. Bras. Fisiol.Veg.**, 12(1):54-64, 2000. Disponível em: <www.cnpdia.embrapa.br/rbfv/pdfs/download.php?file=v12n1p54.pdf>. Acesso em: dez. 2008.

HERMÍNIO, D. B. C. **Produção, qualidade e conservação pós - colheita de mandioquinha-salsa (*Arracacia xanthorrhiza* Bancroft) sob adubações mineral, orgânica e biodinâmica.** 2005. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Ciências Agrônomicas, UNESP, Botucatu, 1996. Disponível em: <http://www.biodinamica.org.br/artigos/Dissertacao_Deborah.pdf>. Acesso: jul. 2008.

_____. **Agricultura biodinâmica e os preparados biodinâmicos.** Permacoletivo, 2008. Disponível em: <<http://permacoletivo.files.wordpress.com/2008/05/bd.doc>>. Acesso em: dez. 2008.

IBAMA. INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS RENOVÁVEIS. **Cerrado.** Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/ecossistemas/cerrado.htm>>. Acesso em: dez. 2008.

_____. **Plano de Manejo da Floresta Nacional do Jamari. Rondônia Volume I – Diagnóstico.** Brasília: IBAMA, 2005.

_____. **Ecossistemas de Mata Atlântica.** Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/ecossistemas/ecossistemasMata_atlantica.htm>. Acesso em: dez. 2008.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades:** Uruará. 2008. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>> ou <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/dtbs/para/uruara.pdf>>. Acesso em: set. 2008.

_____. **Índice de desenvolvimento sustentável 2008.** Rio de Janeiro: IBGE, 2008. Disponível em: <<ftp://geofp.ibge.gov.br/documentos/recursosnaturais/ids/ids2008.pdf>>. Acesso: jan. 2009.

_____. **Mapa de biomas e vegetação.** IBGE, 2004. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=169>. Acesso em: dez. 2008.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Videografia aérea da Amazônia.** INPE, 2006. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/geoma/videografia/>> ou <http://www.dpi.inpe.br/geoma/videografia/c_trecho.php?LAT=-3.80190&LON=-53.73140&RAIO=1&RAIOKM=1&> ou <http://www.dpi.inpe.br/geoma/videografia/display.php?id=010049_20060530164325&coluna=foto&>. Acesso em: dez. 2007.

_____. **Rede temática de pesquisa em modelagem ambiental da Amazônia – Geoma/MCT:** sobrevôo para coleta de dados na Amazônia. INPE, 2006. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/geoma/videografia/relatorio.pdf>>. Acesso em: dez. 2007.

INSTITUTO ELO. **Chácara Somé.** Botucatu: Instituto Elo, 2008. Disponível em: <<http://www.elo.org.br/chacara/index.htm>>. Acesso: abr. 2008.

IPEF. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais. Ministério da Ciência e Tecnologia. Pesquisa florestal na Amazônia. In: **Ciência e Tecnologia no Setor Florestal Brasileiro: Diagnóstico, Prioridades e Modelo de Financiamento**. MCT, 2002. Disponível em: <<http://www.ipef.br/mct/welcome.asp>>. Acesso em: dez. 2008.

ISA. Instituto Socioambiental. **Projeto Ambientes Verdes e Saudáveis: Construindo Políticas Públicas Integradas na Cidade de São Paulo**. São Paulo: ISA/PMSP/PNUMA, 2008. (Relatório técnico 1). Disponível em: <http://www.mananciais.org.br/site/projetos/pavs/sites/default/files/223_uso_site_0.pdf>. Acesso em: jul. 2008.

JACCOUD, D'ALAMBERT B. **Formigas cortadeiras: princípios de manejo integrado de áreas infestadas**. Brasília: IBAMA, 2000. Disponível em: <<http://ibama2.ibama.gov.br/cnia2/download/publicacoes/t0134.pdf>>. Acesso em: jul. 2008.

JACINTHO, L. R. C. **Geoprocessamento e sensoriamento remoto como ferramentas na gestão ambiental de unidades de conservação: o caso da Área de Proteção Ambiental (APA) do Capivari-Monos, São Paulo – SP**. 2003. Dissertação (Mestrado). Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, 2003.

JEANNERET, P.; PFIFFNER, L.; POZZI, S.; WALTER, T. Impact of low input meadows on arthropod diversity at habitat and landscape scale. **Grassland Science in Europe**. Danish Research Centre for Organic Farming: Organic Eprints. Disponível em: <<http://orgprints.org/6490/01/jeanneret-et-al-2005-landscape.pdf>>. acesso em: nov. 2008.

JOLY, C. A. **A questão da biodiversidade na Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável realizada em Joanesburgo**. 2002. Disponível em: <<http://www.nepam.unicamp.br/artigos/biodiversidade10.pdf>> . Acesso em: mar. 2008.

JONG van LIER, Quirijn de. **Cálculo de alguns parâmetros físicos do solo**. Piracicaba: LCE/ESALQ/USP, 2007. Disponível em: <http://www.lce.esalq.usp.br/aulas/lce200/Calculo_parametros_solo.pdf>. Acesso: 16/set/2008.

JOSSI, W.; BRUDERER, J.; VALENTA, R.; SCHWEIZER, C.; SCHERRER, KELLER, S.; DUBOIS, D. The influence of three different farming systems on the epigeic arthropods. **Agrarforschung**, 11(3), p. 98-103, 2004. Disponível em: <<http://orgprints.org/3819/>>. Acesso em: nov. 2008.

KIEHL, E. J. **Manual de edafologia**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1979.

KLAR, A.E. **A água no sistema solo – planta – atmosfera**. São Paulo: Nobel, 1984.

LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; MARTIN, A. Impact of soil macrofauna on the properties of soils in the humid tropics. In: **Myths and science of soils of the tropics**. Madison: SSSA, 1992. Special publication no. 29.

LAVELLE, P.; SPAIN, A. V. **Soil ecology**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2001. (Também disponível em: < http://books.google.com.br/books?id=iCC1sOmFTSMC&pg=PA314&lpg=PA314&dq=guilda+Lavelle&source=bl&ots=b4hJII7xK&sig=14tmbQh1XX-poDpTXxBir0gdbkw&hl=pt-BR&ei=lebPSd2DBNDqIQe65JHWCQ&sa=X&oi=book_result&resnum=1&ct=result#PPA335,M1>. Acesso em: jan. / 2009).

LEPAGE, E. S. (coord.) **Manual de preservação de madeiras**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo – IPT, 1989. (Publicação 1637).

LEPSCH, I. F. **Solos: formação e conservação**. São Paulo: Melhoramentos, 1977.

LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. **Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento**. São Paulo: Contexto, 2002.

LIMA, H. V.; OLIVEIRA, T. S.; OLIVEIRA, M. M.; MENDONÇA, E. S.; LIMA, P. J. B. F. Indicadores de qualidade do solo em sistemas de cultivo orgânico e convencional no semi-árido cearense. **Ver. Bras. Ci. Solo**, 31: 1085-1098, 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v31n5/a24v31n5.pdf>>. acesso em: jul. 2008.

LONGO, R. M. (Coord.). **Plano de recuperação de áreas degradadas: Floresta Nacional do Jamari / RO**. Brascan Brasil Ltda., 2005. (Versão 1)

LONGO, R. M.; ESPÍNDOLA, C. R.; RIBEIRO, A. T. Modificações na estabilidade de agregados no solo, decorrentes da introdução de pastagens em áreas de cerrado e floresta amazônica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 3, n. 3, p. 276-280, 1999.

LONGO, R.; MELO, W. J.; ESPINDOLA, C. R.; SPAROVEK, G.; VIAN, J. A. J. **Análise granulométrica em áreas degradadas por mineração de cassiterita na floresta amazônica**. In: XII Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do solo e Água, 2000, Ilhéus, 2000a.

_____. **Aspectos da descrição morfológica do solo/substrato de interesse no processo de recuperação de áreas degradadas pela mineração na floresta amazônica**. In: XXVIII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 2000, Fortaleza, 2000b.

LUCARELLI, J. R. F. **Alterações em características de um latossolo roxo submetido a diferentes sistemas de manejo**. Dissertação (Mestrado). FEA: Universidade Estadual de Campinas, 1997.

LUCARELLI, J. R.; DANIEL, L. A.; ESPINDOLA, C. R. Efeitos de sistema de preparo de solo na erosão laminar e perdas de matéria orgânica e nutrientes. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, XXV, Bauru, 1996, **Resumos**: p.201, CDROM, 1996.

MAGDOFF, F. **Building soils for better crops: Organic Matter Management**. Lincoln: University of Nebraska Press, 1992. 433p.

MAGNUSSON, W.E.; LIMA, A.P.; LUIZÃO, R.; LUIZÃO, F.; Costa, F.R.C.; CASTILHO, C.V.; KINUPP, V.F. RAPELD: uma modificação do método de Gentry para inventários de biodiversidade em sítios para pesquisa ecológica de longa duração. **Biota Neotrop.** Jul/Dez 2005, vol. 5, no. 2. ISSN 1676-0603. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?point-of-view+bn01005022005>>. Acesso em: jan./2007.

MARGALEF R.. **Ecologia**. 2 ed. Barcelona: Ômega, 1991

MARGULIS, L.; SCHWARTZ, K. V. **Five kingdoms: an illustrated guide to the phyle of life on Earth**. New York: W. H. Freeman, 1998.

MARQUES, T. P. **Subsídios à recuperação de formações florestais ripárias da Floresta Ombrófila Mista do Estado do Paraná, a partir do uso espécies fontes de produtos florestais não-madeiráveis**. 2007. Dissertação (Mestrado). Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

MARTINI, A. M. Z.; SANTOS, F. A. M. DOS; PRADO, P. I.; JARDIM, J. G. Community structure of vascular plants in treefall gaps and fire-disturbed habitats in the Atlantic rainforest, southern Bahia, Brazil. **Rev. bras. Bot.** vol.30 no.2. São Paulo Apr./June 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-84042007000200014&lng=en&nandothers&nrm=iso&tlng=en&nandothers> Acesso em: dez. / 2008.

MARTINS, R. **APA Bororé. Subsídios à implantação: praticando geografia com a teoria dos geossistemas**. 2003. Monografia (Bacharelado em Geografia). Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas. Universidade de São Paulo / FAPESP, 2003.

MATOS, R. M. B.; SILVA, E. M. R.; BERBARA, R. L. L. **Biodiversidade e índices**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 1999 (Embrapa-CNPAB. Documentos, 107).

MATTHES, L. A. F. ; MARTINS, F. R. . Conceitos em sucessão ecológica. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**. Campinas: SP, v. 2, n. 2, p. 19-32, 1996.

MAZIERO, J. V.; MIALHE, L. G.; YANAI, K.; MENEZES, J. F. Efeito da patinagem da roda motriz de um trator agrícola na compactação do solo. **Bragantia** vol. 56 n. 1, Campinas, 1997. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0006-87051997000100020&script=sci_arttext>. Acesso em: jan. 2008.

McINTOSH, R. P. Succession and ecological theory. In: WEST, D. C.; SHUGART, H. H.; BOTKIN, D. B. **Forest succession: concepts and application**. New York: Springer-Verlag, 1981.

McRAE, S. G. **Practical pedology; studying soils in the field**. West Sussex, England: Ellis Horwood Limited, 1988.

MELLO, F. A. F. SOBRINHO, M.O.C.B.; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R.I.; NETTO, A.C.; KIEHL, J.C. **Fertilidade do solo**. 4. ed. São Paulo: Nobel, 1989.

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. Viçosa: UFV - D&M, 2005.

MENDONÇA-SANTOS, Maria de Lourdes; SANTOS, Humberto Gonçalves dos. **Mapeamento digital de classes e atributos de solos: métodos, paradigmas e novas técnicas**. Rio de Janeiro : Embrapa Solos, 2003. 19p. - (Embrapa Solos. Documentos; n. 55)

MENEZES, E. L. A. **Controle Biológico de Pragas: Princípios e Estratégias de Aplicação em Ecossistemas Agrícolas**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2003. (Embrapa Agrobiologia. Documento 164). Disponível em: < <http://www.pronaf.gov.br/dater/arquivos/2014419952.pdf>>. Acesso em: jun. 2007.

MERLIM, A. O.; GUERRA, J. G. M.; JUNQUEIRA, R. M.; AQUINO, A. M. Soil macrofauna in cover crops of figs grown under organic management. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 62, n. 1, p. 57-61, jan./feb., 2005. disponível em: < <http://cnpab.embrapa.br/publicacoes/download/doc225.pdf>>. Acesso em: jul. 2008.

MIRANDA, C. C.; CANELLAS, L. P.; NASCIMENTO, M. T. Caracterização da matéria orgânica do solo em fragmentos de mata atlântica e em plantios abandonados de eucalipto. **R. Bras. Ci. Solo**, 31:905-916, 2007.

MIRANDA, E. E. de; COUTINHO, A. C. (Coord.). **Brasil visto do espaço**. Campinas: EMBRAPA-Cnpn. 2008. Disponível em: <<http://www.cdbrasil.cnpn.embrapa.br/>>. Acesso em: jul. 2008.

MOÇO, M. K. S.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; CORREIA, M. E. F. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte Fluminense. **Rev. Bras. Ciênc. Solo** vol.29 no.4 Viçosa July/Aug. 2005. Disponível em:< http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832005000400008>. Acesso em: dez. / 2007.

MOLDENKE, A. R. Arthropods. In: WEAVER, R. W.; ANGLE, S.; BOTTOMLEY, P.; BEZDICEK, D.; SMITH, S.; TABATABAI, A.; WOLLUM, A. (Ed.). **Methods of soil analysis: microbiological and biochemical properties**. Madison: SSSA, 1994.

MONIZ, A. C. **Elementos de Pedologia**. São Paulo: EDUSP, Polígono, 1975, 459 p.

MOREIRA, F. M. S. et al. Biodiversidade de ecossistemas naturais: projeto conservação e manejo sustentável da biodiversidade do solo – BiosBrasil. In: XXX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2005, Recife. **Anais do XXX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, 2005.

MORSELLO, C. **Áreas protegidas públicas e privadas seleção e manejo**. São Paulo: Annablume-Fapesp, 2006.

MORAES, J. C. **Condições dos solos em áreas de pousio dos cultivos praticados por índios Guarani, em Ubatuba (SP)**. 2002. Tese (Doutorado) – Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2002.

MUCHAILH, M. C. **Análise da paisagem visando à formação de corredores de biodiversidade**. 2007. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007. Disponível em: <http://www.floresta.ufpr.br/pos-graduacao/defesas/pdf_ms/2007/d474_0676-M.pdf>. Acesso em: dez / 2008.

NASCIMENTO, T. S.; POLLA, C.; SILVA, D. W.; HERRERA, J. A. Aspectos sócio-ambientais da agricultura familiar na região da transamazônica, Estado do Pará. VII Congresso Brasileiro de Sistemas de Produção. Fortaleza, 4 a 6, setembro, 2007. **Anais do VII Congresso Brasileiro de Sistemas de Produção, 2007**. Disponível em: <http://www.cnpat.embrapa.br/sbsp/anais/Trab_Format_PDF/166.pdf>. Acesso em: dez. 2008.

NEVES, M. C. P.; MEDEIROS, C. A. B.; ALMEIDA, D. A.; DE-POLLI, H.; RODRIGUES, H. R.; GUERRA, J. G. M.; NUNES, M. U. C.; CARDOSO, M. O.; AZEVEDO, M. S. F. R.; VIEIRA, R. C. M. T.; SAMINÊZ, T. C. O. **Agricultura orgânica: instrumento para a sustentabilidade dos sistemas de produção e valoração de produtos agropecuários**. Seropédica: EMBRAPA Agrobiologia, 2000. (Embrapa Agrobiologia. Documentos, 122). Disponível em: <<http://www.cnpab.embrapa.br/publicacoes/download/doc122.pdf>>. Acesso em: jul. 2007.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Trad. Christopher J. Tribe. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988.

OIKOS PESQUISA APLICADA. **Relatório de Impacto Ambiental: BR 230 - Impactos ambientais de maior significância**. Rio de Janeiro: OIKOS, 2002. Disponível em: <http://www.oikos.com.br/adobados/RimaPA61/12-ImpAmbientais_PA61RIMA_BR230.pdf>. Acesso em out. 2008.

ORTIZ, L. C. Aproveitando a biodiversidade do solo tropical. **Cienc. Cult.** [online]. 2003, v. 55, n. 3, pp. 16-17. ISSN 0009-6725. Disponível em: <<http://cienciaecultura.bvs.br/pdf/cic/v55n3/a12v55n3.pdf>>. Acesso em: abr. / 2008.

OTTAWAY, J. H. **Bioquímica da poluição**. São Paulo: EPU-EDUSP, 1982.

PAULA, A.; SILVA, A. F.; MARCO JUNIOR, P.; SANTOS, F. A. M.; SOUZA, A. L. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Bot. Bras.** vol.18 no.3 São Paulo Jul-Set., 2004. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-33062004000300002>. Acesso em: jan. 2007.

PEIXOTO, A. L.; MORIM, M. P. Coleções botânicas: documentação da biodiversidade brasileira. **Cienc. Cult.** vol.55 no.3 São Paulo July/Sept. 2003. Disponível em: <http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?pid=S0009-67252003000300016&script=sci_arttext>. Acesso em: fev. / 2008.

PEÑA, R. P. **Rendimento, qualidade e conservação pós-colheita de cenoura (*Daucus carota* L.) sob adubações mineral, orgânica e biodinâmica.** 1996. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, UNESP, Botucatu, 1996. Disponível em: <<http://www.biodinamica.org.br/artigos/Tesis%20de%20Mestrado.pdf>>. Acesso em: jun. 2008.

PEREIRA, F. H. F.; PUIATTI, M.; FONTES, P. C. R.; AQUINO, L. A. Produção de biomassa e rizomas e incidência de "Metsubure" em taro submetido a doses de potássio com e sem adição de cálcio. **Hortic. Bras.**, vol.24, no.1 Brasília Jan./Mar., 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0102-05362006000100004&script=sci_arttext>. Acesso em: jan. 2007.

PEREIRA, R. J.; VIEIRA, W. C.; LIMA, J. E.; CALDS, M. M. **Determinantes do desmatamento em pequenas propriedades na Amazônia:** um estudo de caso em Uruará – PA. **Revista de Economia e Agronegócio**, v. 2, n. 3, 2004. Disponível em: <http://www.economia-aplicada.ufv.br/revista/pdf/2004/Artigo6_V2N3.pdf>. Acesso em: set. 2008.

PIANKA, E.R. **Evolucionary ecology.** 6a. New York: Harper & Raw, 2000.

PINTO-COELHO, R. M. **Fundamentos em ecologia.** Porto Alegre: Artmed, 2000.

PIVELLO-POMPÉIA, V. R. **Exportação de macronutrientes para a atmosfera durante queimadas realizadas no campo cerrado de Emas (Pirassununga, SP), 1985** (Dissertação de Mestrado) – IB/USP, São Paulo, 1985.

POGGIANI, F. Estrutura, funcionamento e classificação das florestas implicações ecológicas das florestas plantadas. **Documentos Florestais.** Piracicaba (3): 1 –14, set., 1989. Disponível em: <<http://74.125.93.104/search?q=cache:ZJqV3PIeNNEJ:www.ipef.br/publicacoes/docflorestais/cap3.pdf+Estrutura,+funcionamento+e+classifica%C3%A7%C3%A3o+das+florestas+implica%C3%A7%C3%B5es+ecol%C3%B3gicas+das+florestas+plantadas&cd=2&hl=pt-BR&ct=clnk&gl=br>> ou <<http://www.ipef.br/publicacoes/docflorestais/cap3.pdf>>. Acesso em: jan./ 2007.

POSTEL, S. **Pillar of sand: can the irrigation miracle last?** Washington, D. C.: Norton, 1999.

_____. Growing more food with less water. **Scientific American on line**, fev. 2001. Disponível em: <<http://www.scientificamerican.com>>. Acesso em: 09 jul. 2003.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais**. São Paulo: Nobel, 1990.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais**. São Paulo: Nobel, 1990.

QUEIROZ NETO, J. P. Solos da região dos cerrados e suas interpretações. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 6, n. 1, p. 1-12, 1982.

QUEMEL, P. **O que é agroecologia**. Fortaleza: Portal Agricultura familiar, agroecologia e mercado. 2008. Disponível em: <<http://www.agroecologia.inf.br/secoes.php?vidcanal=7>>. Acesso em: dez. 2008.

RAMOS, M. G. **Recuperação de ecossistemas florestais**. Itajaí/SC: Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A., 2000. Disponível em: <http://74.125.113.132/search?q=cache:1oSFfqLufgYJ:www.ckagricola.com/ckagricola/arquivos/Recuperacao_de_Ecossistemas_Florestais.doc+horizonte+O+org%C3%A2nico+cor+escura+serapilheira&cd=18&hl=pt-BR&ct=clnk&gl=br>. Acesso em: dez / 2008.

RBMA – RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA. **DMA (Domínio da Mata Atlântica): conceitos e abrangência**. Anuário da Mata Atlântica, 2008. Disponível em: <http://www.rbma.org.br/anuario/mata_02_dma.asp>. Acesso em: nov. 2009.

REATTO, A.; MARTINS, E. S. Classes de solo em relação aos controles da paisagem do bioma Cerrado. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Org.) **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: Ministério do meio Ambiente, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=14&idConteudo=1918>>. Acesso em: dez. 2008.

RICKLEFS, R. E. **Ecology**. New York: W.H. Freeman, 1990.

_____. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003.

ROCHA, R. G. **Fundamentos do pensamento ecológico**. Paraná: UFPR, 2006. Disponível em: <http://www.comscientia-nimad.ufpr.br/2006/01/artigos/artigo_gazal_historia_da_ecologia.pdf>. Acesso em: dez. 2008.

RODRIGUES, K. M.; BIANCHI, M. O.; CORREIA, M. E. F.; AQUINO, A. M.; SANTOS, H. P. **Ocorrência de larvas de Coleoptera no solo de sistemas de plantio convencional e direto em Passo Fundo, RS**. Seropédica: EMBRAPA Agrobiologia, 2006 (EMBRAPA Agrobiologia. Comunicado Técnico 92).

RODRIGUES, R. C.; VASCONCELOS, P. C. S.; RIBEIRO, M. S.; RIBEIRO, D. B.; BRIEZA JUNIOR, S.; YARED, J. A. G. Classificação de espécies quanto ao hábito utilizadas em trabalhos publicados com sistemas agroflorestais na Amazônia. In: V Congresso brasileiro de Sistemas Agroflorestais, Curitiba, 2004. **Anais**. Curitiba: SBAF, 2004. Disponível em: http://www.sbsaf.org.br/anais/2004/pdfs/posters/secao_2/p7_10.pdf> Acesso em: jun. 2008.

ROSA, P. R. **A relação erosão regressiva e assoreamento no fundo do vale: o caso do açude Namorado em São João do Cariri**. 2005. Dissertação (Mestrado). Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, 2005. Disponível em: < <http://www.cca.ufpb.br/pgmsa/pdf/PabloRodriguesRosa05.pdf>>. Acesso em: jul. 2008.

ROSSO, S. Dimensionamento amostral em estudos descritivos de comunidade de organismos bênticos sésseis e semi-sésseis. **Oecol. Brasiliensis**, I: 193-223, 1995.

SANCHES, L.; VALENTINI, C. M. A.; BIUDES, M. S.; NOGUEIRA, J. S. Dinâmica sazonal da produção e decomposição de serrapilheira em floresta tropical de transição. **Rev. bras. eng. agríc. ambient.** vol.13 no.2 Campina Grande, Mar./Apr., 2009. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1415-43662009000200012&script=sci_arttext. Acesso em: mar. 2009.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria Estadual de Meio Ambiente. **Cerrado**. São Paulo: DEPRN, 2000.

_____. **Mata Atlântica**. São Paulo: DEPRN, 2000.

_____. **Mata Atlântica**. Disponível em: <<http://www.auditoriaambiental.com.br/artigos/24.pdf>. > Acesso em: dez. 2008.

SÃO PAULO (Município) Prefeitura da Cidade de São Paulo. **APA Capivari Monos**. São Paulo: PMSP, 2008. disponível em: http://portal.prefeitura.sp.gov.br/secretarias/meio_ambiente/apa_capivari_monos/0001>. Acesso em: jul. 2008.

_____. **APA Capivari Monos: caracterização geral**. São Paulo: PMSP, 2008. disponível em: http://portal.prefeitura.sp.gov.br/secretarias/meio_ambiente/conservacao/capivari_monos/0001>. Acesso em: jul. 2008.

_____. **Área de Proteção Ambiental Municipal do Capivari-Monos: Caracterização Sócio-ambiental - Relatório Preliminar**. São Paulo: PMSP, 1998. Disponível em: http://www.prodiam.sp.gov.br/svma/educacao_amb/capivari/imagens/caracterizacao.doc>. Acesso em: set. 2008.

_____. **Lei nº 13.136, 09 de junho de 2001.** Cria a Área de Proteção Ambiental Municipal do Capivari-Monos - APA Capivari-Monos, e dá outras providências. Disponível em: <http://portal.prefeitura.sp.gov.br/secretarias/seguranca_urbana/guarda_civil/legislacao/leis/0015>. Acesso em: jul. 2008.

_____. Reserva Particular do Patrimônio natural. São Paulo, 2008. Disponível em: <http://portal.prefeitura.sp.gov.br/secretarias/meio_ambiente/conservacao/rppn/0001>. Acesso em out. 2008.

SAUTTER, K. D. **Fauna edáfica na dinâmica de solos em processo de recuperação.** 2005. Dissertação de Mestrado. Centro Universitário Positivo, Curitiba, 2005.

SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Org.) **Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação.** Brasília: MMA, 2005). Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=148&idConteudo=1918>>. Acesso em: jul. 2008.

SCHIEDECK, G.; GONÇALVES, M. M.; SCHWENGBER, J. E. **Minhocultura e produção de húmus para a agricultura familiar.** Pelotas: EMBRAPA, 2006. (EMBRAPA clima Temperado, Circular Técnica 57). Disponível em: <<http://www.pronaf.gov.br/dater/arquivos/2014419933.pdf>>. Acesso em: 18/jun./2008.

SCHMITZ, H.; ROCHA, C.; REIS, S.; SIMÕES, A. Intensificação das culturas anuais através da mecanização por tração animal e manejo de fertilidade. In: SABLAYROLLES, P.; ROCHA, C. (Org.). **Desenvolvimento sustentável da agricultura familiar na transamazônica.** Belém: AFATRA, LAET, 2003. Disponível em: <http://www.laet.org.br/livro/cap_%205_tracao_cultivos_anuais.pdf> ou <<http://www.laet.org.br/publicacoes.htm>>. Acesso em: set. 2008.

SENADO FEDERAL. **Municípios de Rondônia.** Brasília. Disponível em: <<http://www.senado.gov.br/web/senador/fatimacleide/municipios.asp>>. Acesso em: jan. 2008.

SENGIK, E.; ALBUQUERQUE, K. P. **Os colóides do solo.** 2003. Disponível em: <<http://www.nupel.uem.br/coloides-2003.pdf>>. Acesso em: jan/2008.

SERAFIM, BRENO. **Fatores de formação dos solos - organismos.** Viçosa: UFV, 2007. Disponível em: <http://solosufv.blogspot.com/2007/05/fatores-de-formao-dos-solos-organismos_4218.html>. Acesso em: junho/2007.

SERRA, A. B.; CARVALHO, C. J. R.; ABREU SÁ, T. D.; SOUSA, G. F. **Estoque de serapilheira e matéria orgânica do solo em sistemas alternativos ao uso do fogo, desenvolvido por agricultores familiares na região Transamazônica e Xingu – oeste do Pará.** Fundação Viver produzir e Preservar, 2008. Disponível em: <<http://www.fvpp.org.br/fotos/programas/estoque.PDF>>. Acesso em: dez. 2008.

SESPA. Secretaria Estadual de Saúde do Pará. **Mapa de consulta por regional**. 2008. Disponível em: < http://www.sespa.pa.gov.br/mapa/consulta/municipio.cfm?pcd_regional=10>. Acesso em: nov. 2008.

SHIMIZU, R. M. Sucessão ecológica. In: SHIMIZU, R. M. **Tópicos em ecologia**. São Paulo: USP, 2001. (Programa de Incentivo à Produção de Materiais Didáticos (Edital 2001), promovido pelo Sistema Integrado de Apoio ao Ensino (SIAE), Pró-Reitorias de Graduação e Pós Graduação, Universidade de São Paulo). Disponível em: < <http://www.ib.usp.br/ecologia/>> ou < http://www.ib.usp.br/ecologia/sucessao_ecologica_print.htm>. Acesso em: fev. 2008.

SILVA, A. C.; TORRADO, P. V.; ABREU JR., J. S. Métodos de quantificação da matéria orgânica do solo. **R. Un. Alfenas**, Alfenas, 5:21-26,1999. Disponível em: <http://www.unifenas.br/pesquisa/revistas/download/ArtigosRev1_99/pag21-26.pdf>. Acesso em: nov/2008.

SILVA, F. C. composição florística e estrutura fitossociológica da floresta tropical ombrófila da encosta Atlântica no município de Morretes, Estado do Paraná. **Acta Biol. Par.** Curitiba, 23 (1,2,3,4): 1-54, 1994. Disponível em: <<http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs2/index.php/acta/article/view/705/562>>. Acesso em: jul. 2008.

SILVA, I.F.; MIELNICZUK, J. Ação do sistema radicular de plantas na formação e estabilização de agregados do solo. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 20. p. 113-117,1998a.

_____. Sistemas de cultivo e características do solo afetando a estabilidade de agregados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 311-317, 1998b.

SILVA, R. F. **Curso de conservação do solo para o magistério primário**. Campinas: Secretaria da Agricultura, DEMA-DCS-SEC, 1967.

SILVA FILHO, A. V.; SILVA, M. I. V. Importância das Substâncias Húmicas para a Agricultura. In: Simpósio Nacional sobre as Culturas do Inhame e do Taro, João Pessoa, II, 2002, **Anais v.2**. Disponível em: <http://www.emepa.org.br/anais/an_sincit2_v2.php ou <http://www.emepa.org.br/anais/volume2/av209.pdf>>. Acesso: dez / 2008.

SÍTIO CURUCUTU. **Curucutu**: Parques ambientais. 2008. Disponível em: < <http://www.webpublisher.com.br/peter/site/dadosRPPNs.asp?cod=08>>. Acesso em: out. 2008.

SIXEL, B. T. **A Agricultura Biodinâmica no Brasil**. In: XVIII Encontro de Agricultura Biodinâmica do Cone Sul, Sentinela do Sul: Associação Brasileira de Agricultura Biodinâmica, 2001. Disponível em: < http://www.biodinamica.org.br/thomas/agricultura_brasil.pdf>. Acesso em: dez. 2008.

_____. **O que é a agricultura orgânica**. São Paulo: Sociedade Antroposófica do Brasil, 2007. Disponível em: < <http://www.sab.org.br/agric-biod/o-que-eh-BD.htm>>. Acesso em: jul. 2008.

SOARES, M. I. J.; COSTA, E. C. Fauna de solo em áreas com *Eucalyptus* spp. e *Pinus elliotti*, Santa Maria, RS. **Ciência Florestal**, v.11, n.1, p. 29-43, 2001.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Mata Atlântica:** informações. Disponível em: <<http://www.sosmatatlantica.org.br/index.php?section=info&action=mata>>. Acesso em: dez. 2008.

SOUZA, D. R.; SOUZA, A. L.; LEITE, H. G.; YARED, J. A. G. Análise estrutural em floresta ombrófila densa de terra firme não explorada, Amazônia Oriental. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n.1, p. 75-87, jan.-fev., 2006. Disponível em: <<http://redalyc.uaemex.mx/redalyc/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=48830110>>. Acesso em: jul. 2008.

SOUZA, S. G. X.; TEIXEIRA, A F. R.; NEVES, E. L. das; MELO, A. M. C. As abelhas sem ferrão (apidae: meliponina) residentes no Campus Federação/Ondina da Universidade Federal da Bahia, Salvador, Bahia, Brasil. **Candombá - Revista Virtual**, v.1, n.1, p.57 – 69, jan–jun. 2005. Disponível em: <http://74.125.47.132/search?q=cache:r0Tbw65Got0J:www.fja.edu.br/candomba/pdfs/edinaldo_julho_2005.pdf+%C3%ADndice+uniformidade+equitabilidade+pielou&cd=12&hl=pt-BR&ct=clnk&gl=br>. Acesso em: jan. / 2008.

STEINER, R. **Fundamentos da agricultura biodinâmica:** vida nova para a terra. 3 ed. São Paulo: Antroposófica, 2001.

STEVENS, G. C. The latitudinal gradient in geographical range: how so many species coexist in the tropics. **American Naturalist**, v.133, p.240-256. 1989.

STILLING, P. **Ecology:** Theories and Applications. New Jersey: Upper Sanddle River, 2002.

STORER, T. I.; USINGER, R. L.; STEBBINS, R. C. **Zoologia geral**. 6ed. São Paulo: Nacional, 2000.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W. & ANDERSON, J.M.. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Oxford: Blackwell, 1979.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Treefall gap colonization in the Brazilian Atlantic Montane Rainforest. **Tropical Ecology [Trop. Ecol.]**. Vol. 39, no. 1, pp. 15-22. 1998. Disponível em: <<http://mdl.csa.com/partners/viewrecord.php?requester=gs&collection=ENV&recid=4659376&q=author%3A%22Tabarelli%22+intitle%3A%22Treefall+gap+colonization+in+the+Brazilian+Atlantic+...%22+&uid=1143797&setcookie=yes>> Acesso em: abr. / 2007.

_____. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). **Rev. bras. Bot.** vol.22 n.2 São Paulo Aug. 1999. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-84041999000200012>. Acesso em: fev. 2008.

TAKIYA, H. Atlas ambiental do município de São Paulo - fase 1: diagnóstico e bases para a definição de políticas públicas para as áreas verdes no município de São Paulo. São Paulo: PMSP, 2002 (Relatório Final). Disponível em: <<http://atlasambiental.prefeitura.sp.gov.br/>> ou <http://200.230.190.125/atlas/conteudo/Atlas_Ambiental.pdf>. Acesso em: jul. 2008.

TARIFA, J. R.; AZEVEDO, T. R. (Org.) **Os climas na cidade de São Paulo**. São Paulo: USP, 2001.

TISDALL, J.M.; OADES, J.M. Organic matter and water-stable aggregates in soil. **Journal of Soil Science**, v.33, p.141-163, 1982. Disponível em: <<http://www3.interscience.wiley.com/journal/119566201/abstract?CRETRY=1&SRETRY=0>>. Acesso em: abr. 2005.

TOLEDO, P. M. Biodiversidade: a megaciência em foco **Anais** da 58ª Reunião Anual da SBPC - Florianópolis, SC - Julho/2006. Disponível em: <http://www.sbpnet.org.br/livro/58ra/atividades/TEXTOS/texto_1490.html>. Acesso em: dez. 2008.

TONI F., PIKETTY M.G., PACHECO P., DA VEIGA J.B., TOURRAND J.F. Uruará (Pará): agricultura familiar entre a pecuarização e a conservação de recursos naturais 2007. In: TONNEAU, JEAN-PHILIPPE; SABOURIN, ERIC (ed.). **Agricultura familiar: interação entre políticas públicas e dinâmicas locais : ensinamentos a partir de casos**. Porto Alegre: UFRGS, p. 129-155, 2007. (Cirad 2007 - Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement). Disponível em: <http://publications.cirad.fr/une_notice.php?dk=541857>. Acesso em: dez. 2008.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em ecologia**. 2ed. Porto Alegre: Artmed, 2006.

URAMOTO, K.; WALDER, J. M. M.; ZUCCHI, R. A. Análise Quantitativa e distribuição de populações de espécies de *Anastrepha* (Diptera: Tephritidae) no Campus Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP. **Neotropical Entomology** 34(1):033-039, 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/ne/v34n1/23382.pdf>>. Acesso em: dez. / 2007.

URUARÁ. Site Oficial de Uruará. **Uruará**. 2008. Disponível em: <<http://www.urua.pa.gov.br/portal1/municipio/historia.asp?iIdMun=100115140>>. Acesso em: set. 2008.

VALLE, C. E. **Qualidade ambiental: ISO 14000**. 4ed. São Paulo: Senac, 2002.

VALGAS, A. B; DINIZ-FILHO, J. A. F.; SANT'ANA, C. E. R. Macroecologia de Icterinae (Aves: passeriformes): Efeito Rapoport e modelos nulos de distribuição geográfica. **Ararajuba**. 11 (1): 57-64, 2003. Disponível em: <<http://www.ararajuba.org.br/sbo/ararajuba/artigos/Volume111/ara111art5.pdf>> Acesso em: dez. / 2008.

VARELLA, M. D. Biodiversidade: o Brasil e o quadro internacional. **Rev. bras. polít. int.** vol.40 no.1 Brasília Jan./Jun. 1997. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0034-73291997000100005&script=sci_arttext. Acesso em: dez. / 2007.

VENTURIERI, A.; LAQUES, A.; LOMBARDO, M. A. Utilização de imagens de satélite na caracterização de tipos paisagísticos na frente pioneira do município de Uruará, Amazônia Oriental, Pará. XI SBSR, Belo Horizonte, Brasil, 05 - 10 abril 2003, **Anais. INPE**, p. 2921 - 2928, 2003. Disponível em: <http://marte.dpi.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbsr/2002/11.14.10.09/doc/19_160.pdf>. Acesso em: set. 2008.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *In: Série técnica IPEF*, v.12, n.32, p. 25-42, dez. 1998.

VIEIRA, L. S. **Manual da ciência do solo**: com ênfase aos solos tropicais. 2ª. São Paulo: Agronômica Ceres, 1988.

VILLA NOVA, N.A; BACCHI, O.O.S; REICHARDT, K. Potencial da água no sistema solo - planta estimado através da fase de vapor. **Sci. agric.**, Piracicaba, v. 53, n. 1, Jan. 1996 . Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-90161996000100029&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 28 Feb. 2008. doi: 10.1590/S0103-90161996000100029.

VZZOTTO, V. R.; MARCHEZAN, E.; SEGABINAZZI, T. Efeito do pisoteio bovino em algumas propriedades físicas do solo de várzea. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.30, n.6, p.965-969, 2000. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cr/v30n6/a07v30n6.pdf>>. Acesso em: jul. 2008.

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

WEBCARTA.NET. **Botucatu**: mapas e plantas de cidades. 2008. Disponível em: <<http://webcarta.net/carta/geo.php?sr=1072&lg=pt>>. Acesso em jul. 2008.

WILSON, E. O. **An Essay**. The EO Wilson Biodiversity Foundation. Disponível em: http://www.eowilson.org/index.php?option=com_content&task=view&id=69&Itemid=126. Acesso em dez. / 2008.

WWF-Brasil. **Curiosidades sobre a Mata Atlântica**. 2006. Disponível em: <http://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/biomas/bioma_mata_atl/bioma_mata_atl_curiosidades/>. Acesso em: jan. 2008.

_____. **O que é biodiversidade?** 2008. Disponível em: <http://www.wwf.org.br/informacoes/questoes_ambientais/biodiversidade/>. Acesso em: jul. 2008.

ZILLI, J. R.; RUMJANEK, N. G.; XAVIER, G. R.; COUTINHO, H. L. COSTA; NEVES, M. C. P. Diversidade microbiana como indicador de qualidade do solo. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 20, n. 3, p. 391-411, set./dez. 2003. Disponível em: http://webnotes.sct.embrapa.br/pdf/cct/v20/v20n3_01.pdf >. Acesso em: 12 jan.2007.

ZIMBACK, Célia Regina Lopes. **Formação dos solos**. Grupo de Estudos e Pesquisas Agrárias Georreferenciadas. Faculdade de Ciências Agrônômicas Universidade Estadual Paulista, 2003. Disponível em: <http://www.pessoal.utfpr.edu.br/zanello/arquivos/Formacao_do_solo.pdf>. Acesso: nov. 2008.