

UFRRJ

**INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO**

TESE

**Monitoramento da Recuperação Ambiental de
Áreas de Mineração de Bauxita na Floresta
Nacional de Saracá-Taquera, Porto
Trombetas (PA)**

Luciano Lopes Reis

2006



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO

MONITORAMENTO DA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL
DE ÁREAS DE MINERAÇÃO DE BAUXITA NA
FLORESTA NACIONAL DE SARACÁ-TAQUERA, PORTO
TROMBETAS (PA)

LUCIANO LOPES REIS

Sob a Orientação do Professor
Avílio Antônio Franco

e Co-orientação do Pesquisador
Eduardo Francia Carneiro Campello

Tese submetida como
requisito parcial para
obtenção do grau de **Doutor**
em Ciências em Agronomia,
Área de Concentração em
Ciência do Solo

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2006

631.64098115

R375m

T

Reis, Luciano Lopes, 1976-

Monitoramento da recuperação ambiental de áreas de mineração de bauxita na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto Trombetas (PA) / Luciano Lopes Reis. – 2006.

159 f. : il.

Orientador: Avílio Antônio Franco.

Tese(doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Agronomia.

Bibliografia: f. 132-156.

1. Revegetação – Pará – Teses. 2. Recuperação de terra - Pará - Teses. 3. Calagem dos solos - Pará – Teses. 4. Solos – Degradação - Pará – Teses. 5. Bauxita – Minas e mineração – Aspectos ambientais – Pará – Teses. I. Franco, Avílio Antônio, 1946-. II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Instituto de Agronomia. III. Título.

É permitida a cópia parcial ou total desta tese, desde que seja citada a fonte.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA – CIÊNCIA DO SOLO

LUCIANO LOPES REIS

Tese submetida ao Curso de Pós-Graduação em Agronomia, área de Concentração em Ciência do Solo, como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**, em Agronomia.

TESE APROVADA EM -----24/02/2006

Avílio Antônio Franco. Ph.D. Embrapa - Agrobiologia
(Orientador)

Eduardo Francia Carneiro Campello. Dr., Embrapa - Agrobiologia
(Co-orientador)

Luiz Eduardo Dias. Dr. Universidade Federal de Viçosa

Adriana Maria de Aquino. Dr^a. Embrapa - Agrobiologia

Nelson Mazur. Dr. UFRRJ

A minha esposa Aline e meus filhos Thiago e Pedro, dedico.

AGRADECIMENTOS

Ao Curso de Pós-graduação em Agronomia – Ciência do Solo da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e à Embrapa - Agrobiologia pela oportunidade de treinamento.

Ao IBAMA pela permissão para realização do trabalho no interior da Flona.

À Mineração Rio do Norte – MRN por todo o apoio logístico durante a condução dos trabalhos e a CAPES pela concessão da bolsa durante parte do estudo.

Aos Professores Avílio A. Franco, Eduardo F. C. Campello e Maria Elizabeth F. Correia, pela orientação, estímulo e confiança.

A todos os membros da banca pelas sugestões, críticas e disponibilidade para ajudar. À Prof^a. Lúcia Anjos e toda equipe da Secretaria do CPGA-CS pelo apoio e compreensão nas dificuldades advindas da finalização do Doutorado a distância.

Aos Colegas Doutores, Fabiano Balieiro, Alexandre Rezende, Paulo Dias, Polidoro e Janaína pelo incentivo, sugestões e ajudas. Em especial ao Dr. Guilherme Chaer, pelo auxílio nas análises estatísticas multivariadas.

Aos laboratoristas da Embrapa – Agrobiologia: Selmo, Altiberto, Flávio, Telmo e Fernando, pelo apoio nas análises; e em especial a Jacinto pelo auxílio na triagem e identificação da fauna do solo.

Aos funcionários da MRN: Eng^{os} Ademar, Milena e Alexandre; Genaldo, Duda, Magrão, Socorro, Sr. Pedro e operários de campo da COOPERBOA, pelo apoio logístico e auxílio nas atividades de campo.

Aos colegas do Escritório Regional do IBAMA em Porto Trombetas, em especial ao Eng^o Florestal Carlos Augusto pelo apoio e sugestões.

Aos Amigos: Josué, Ilza, Neula, Rose e Júnior; Elizabeth e Marlene; Chain; Israel e Cirlene; Fátima e Piratelli; Edmilson e Sandra, pelo constante apoio.

A Ana Lúcia Mendes (Secretária do MCT) por ajudar a compatibilizar a agenda de trabalhos do Orientador com a orientação da Tese.

A Luiz Chagas Lázaro e Antonio José dos Santos, pelo auxílio na tradução dos artigos.

Aos colegas do IBAMA: Nedel, Suelma, Feitosa, Cirineu, Jaime, Andréa, Susan, Bomfim, Laudelina, Bruno, Mardel, Aldemar, Luiz Fernando e Guanadir pelo apoio e constante lembrança do compromisso assumido, eternizado no constante: “É a Tese?”.

A todos os meus familiares em especial a minha Mãe (*in memoriam*), meu Pai, Míriam (Sílvio Jr.) e Wesley (Maibe, Paulinho e Ana), que, com todo seu esforço me permitiram chegar até aqui.

A todos aqueles que de uma forma ou de outra, colaboraram para que este trabalho tivesse êxito.

Em especial a minha esposa Aline por todo o seu amor, carinho e dedicação e por saber dividir o tempo com a Tese.

BIOGRAFIA

Luciano Lopes Reis, filho de Dálvio Reis e Ana Lopes Reis, nasceu no dia 27 de março de 1976, em Salinas, Minas Gerais. Realizou o 1º grau na Escola Estadual Leônidas Alves Ribeiro em Rubelita, Minas Gerais e o Curso Técnico em Agropecuária na Escola Agrotécnica Federal de Salinas, em Salinas, Minas Gerais. Em 1994, ingressou na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, graduando-se em Engenharia Florestal em 1998. Em 1999, foi contratado como Engº Florestal no Instituto de Desenvolvimento e Ação Comunitária – IDACO, onde permaneceu até 2000. Em 2002, obteve grau de *Magister Science* em Agronomia - Ciência do Solo, pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Em janeiro de 2004 ingressou no Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, onde desempenha a função de Analista Ambiental. Em fevereiro de 2006, submeteu-se à defesa de Tese, para obtenção do grau de Doutor em Ciências em Agronomia – Ciência do Solo, pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA GERAL	3
2.1 Conceitos de Degradação e Recuperação	3
2.2 Principais Causas e Conseqüências da Degradação	5
2.3 Extensão das Áreas Degradadas no Brasil e no Mundo	6
2.4 Áreas Degradadas pela Atividade de Mineração	6
2.5 O Processo de Mineração de Bauxita em Porto Trombetas e a Geração dos Substratos a Serem Recuperados.....	7
2.6 Principais Técnicas Empregadas na Recuperação de Áreas Degradadas.....	9
2.6.1 Hidrossemeadura como técnica de revegetação de substratos degradados..	12
2.6.2 Utilização de leguminosas associadas a microrganismos.....	13
2.6.3 Aplicação do solo superficial (topsoil)	14
2.6.4 Revegetação em modelos sucessionais.....	15
2.7 Monitoramento do Processo de Recuperação Ambiental.....	17
2.8 Caracterização da Área em Estudo	19
2.8.1 Localização geográfica	19
2.8.2 Clima.....	20
2.8.3 Hidrografia e hidrologia.....	21
2.8.4 Geomorfologia e geologia	21
2.8.6 Solos.....	22
2.8.7 Vegetação	23
2.8.8 Uso e ocupação do solo	24
2.8.9 Descrição das áreas em estudo	25
2.8.10 Descrição do processo de revegetação dos tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas	26
3. CAPÍTULO I	28
USO DE INDICADORES QUÍMICOS DE SOLO E PLANTA NO MONITORAMENTO DA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DE ÁREAS DE MINERAÇÃO DE BAUXITA EM PORTO TROMBETAS (PA)	28
3.1 RESUMO.....	29
3.2 ABSTRACT.....	30
3.3 INTRODUÇÃO	31
3.3.1. Caracterização química e mineralógica do estéril e do rejeito.....	31
3.3.2 Análises químicas do solo, planta e serrapilheira como indicadores.....	33
3.4 MATERIAL E MÉTODOS.....	41
3.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	47
3.5.1 Teores foliares de nutrientes.....	47
3.5.2 Disponibilidade de nutrientes no solo.....	53
3.5.3 Teores de nutrientes na serapilheira.....	58
3.6 CONCLUSÕES.....	62

4. CAPÍTULO II.....	63
UTILIZAÇÃO DA BIOMASSA E ATIVIDADE MICROBIANA DO SOLO, COMO INDICADORES DA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DE ÁREAS DE MINERAÇÃO DE BAUXITA EM PORTO TROMBETAS (PA)	63
4.1 RESUMO.....	64
4.2 ABSTRACT.....	65
4.3 INTRODUÇÃO	66
4.4 MATERIAL E MÉTODOS.....	71
4.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	75
4.5.1 Carbono da biomassa microbiana do solo - CBM	75
4.5.2 Nitrogênio da biomassa microbiana do solo - NBM	78
4.5.3 Respiração microbiana do solo	80
4.5.4 Quociente metabólico da biomassa microbiana do solo (qCO ₂).....	82
4.6 CONCLUSÕES.....	84
5. CAPÍTULO III.....	85
ESTUDO DA VEGETAÇÃO E COMUNIDADE DA FAUNA EPÍGEA, COMO INDICADORES DA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DE ÁREAS DE MINERAÇÃO DE BAUXITA EM PORTO TROMBETAS (PA)	85
5.1 RESUMO.....	86
5.2 ABSTRACT.....	87
5.3 INTRODUÇÃO	88
5.3.1 Revisão de Literatura	88
5.4 MATERIAL E MÉTODOS.....	95
5.4.1 Avaliação da cobertura vegetal no tanque de rejeito SP1	95
5.4.2 Avaliação da comunidade da fauna edáfica	95
5.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	98
5.5.1 Avaliação da vegetação arbórea, cobertura do solo e regeneração natural no interior e bordas do tanque de rejeito SP1.	98
5.5.2 Análise descritiva e índices ecológicos da comunidade da fauna.....	104
5.5.3 Análise comparativa entre as amostragens.....	119
5.5.4 Análise de componentes principais da comunidade da fauna, nas diferentes épocas de amostragem.....	122
5.6 CONCLUSÕES.....	124
6. CONCLUSÕES GERAIS.....	125
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	127
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	132
9. ANEXOS	157

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 01. Perfil típico de ocorrência da bauxita em Porto Trombetas (PA).	7
Figura 02. Seqüências de operações da produção de bauxita e geração do rejeito e estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA).	8
Figura 03. Localização regional da Floresta Nacional de Saracá-Taquera.	19
Figura 04. Mapa base da Floresta Nacional de Saracá-Taquera.	20
Figura 05. Distribuição das médias mensais de pluviosidade, no período de 1982 a 2000, na Mina do Platô Saracá, Porto Trombetas- PA. Fonte: OLIVEIRA (2003), com adaptações.....	21
Figura 06. Temperaturas médias mensais das mínimas e das máximas na Estação Meteorológica da Mina de Saracá, Porto Trombetas- PA. Fonte: OLIVEIRA (2003), com adaptações.....	21
Figura 07. Mapa de solos da Floresta Nacional de Saracá-Taquera.	23
Figura 08. Mapa de Vegetação da Floresta Nacional de Saracá-Taquera.	24
Figura 09. Vista parcial do tanque de rejeito SP1 após hidrossemeadura e croqui aproximada da disposição das parcelas do experimento de níveis de adubação e calagem em rejeito ácido da lavagem da bauxita em Porto Trombetas (PA).	42
Figura 10. Dados climáticos dos meses de influência direta nas amostragens realizadas em diferentes sistemas de recuperação de áreas degradadas em Porto Trombetas (PA).	44
Figura 11. Regressão entre os teores foliares de potássio de <i>Sizygium jambolana</i> (jamelão) e a soma de fertilizantes aplicados em experimento de níveis de adubação em calagem em Porto Trombetas (PA). Médias de 16 observações.	53
Figura 12. Precipitação média mensal do período de 1982 a 2004 e do ano de 2003, com destaque para os períodos em que foram realizadas as amostragens, em Porto Trombetas (PA).	72
Figura 13. Temperaturas médias mensais do ano de 2003, com destaque para os períodos em que foram realizadas as amostragens, em Porto Trombetas (PA). ...	72
Figura 14. Umidade relativa média mensal do ano de 2003, com destaque para os períodos em que foram realizadas as amostragens, em Porto Trombetas (PA). ...	73
Figura 15. Densidade de indivíduos arbustivos e arbóreos, para parcelas com diferentes níveis de adubação e área de borda do tanque de depósito de rejeito da mineração de bauxita SP1, Porto Trombetas (PA).	99
Figura 16. Riqueza de espécies arbustivas e arbóreas, para parcelas com diferentes níveis de adubação e borda do tanque de depósito de rejeito da mineração de bauxita SP1, Porto Trombetas (PA).	100
Figura 17. Distribuição percentual do total de espécies amostradas pelas diferentes formas de chegada no interior e área de borda do tanque de depósito de rejeito da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA).	103

Figura 18: Composição relativa percentual dos doze grupos com maior atividade da fauna epígea em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA). Amostragem de setembro de 2002.	108
Figura 19: Composição relativa percentual dos doze grupos com maior atividade da fauna epígea em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA). Amostragem de maio de 2003.	112
Figura 20: Composição relativa percentual dos doze grupos com maior atividade da fauna epígea em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA). Amostragem de dezembro de 2003.	115
Figura 21: Composição relativa percentual dos doze grupos com maior atividade da fauna epígea em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA). Amostragem de agosto de 2004.	119
Figura 22. Dados climáticos regionais dos anos em que foram realizadas as amostragens da fauna epígea em Porto Trombetas (PA). Dados da Estação Meteorológica da Mina do Saracá.	121
Figura 23. Resultado da análise de componentes principais da comunidade fauna de tanques de depósito rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA). Amostragens realizadas nos anos de 2002, 2003 e 2004.	123
Figura 24. Gráfico de ordenação multivariada <i>non-metric multidimensional scaling</i> de sistemas de recuperação ambiental de tanques de depósito de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas, em função de resultados de análise química do solo (pH, Al, P, K, Ca + Mg, N e C) e serapilheira (N serap, P serap, Ca serap e Mg serap), riqueza de grupos da fauna epígea (riq. Faun) e carbono da biomassa microbiana (CBM).....	129

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 01. Evolução das técnicas de recuperação de áreas degradadas mais utilizadas no Brasil em função de fases ou períodos.....	11
Tabela 02. Classes de uso e ocupação do solo na Floresta Nacional de Saracá – Taquera, Porto Trombetas (PA).....	25
Tabela 03. Valores de pH em água, teores de P e K disponíveis Al, Ca e Mg trocáveis, acidez potencial (H+Al) e soma de bases (SB) da amostra de rejeito de lavagem de bauxita em Porto Trombetas (PA).....	32
Tabela 04. Valores de capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva e total, teor de matéria orgânica (M.O.), saturação de bases (V) e de alumínio (m), valor de fósforo remanescente (P rem) e teores disponíveis de Zn, Fe, Mn e Cu da amostra de rejeito de lavagem de bauxita em Porto Trombetas (PA).....	32
Tabela 05. Resultado da análise granulométrica da amostra de rejeito da lavagem de bauxita em Porto Trombetas (PA).....	32
Tabela 06. Composição mineralógica da amostra de rejeito da lavagem de bauxita em Porto Trombetas (PA).	32
Tabela 07. Caracterização química média do estéril da mineração de bauxita de Porto Trombetas (PA). Extraído de FRANCO et al. (1996).....	33
Tabela 08. Faixas de teores foliares sem e com deficiência de macronutrientes em plantas de <i>Myrciaria dubia</i> (camu-camu) em condições de cultivo com e sem adubação na Amazônia Brasileira.	39
Tabela 09: Teores foliares de N, P, K, Ca e Mg em folhas verdes e senescentes de <i>Acacia mangium</i> , inoculada, micorrizada e adubada com fosfato de rocha e FTE, crescendo em Argiloso Amarelo em transição para Planossolo Háplico em Seropédica (RJ).....	39
Tabela 10: Teores foliares de Ca, K e Mg de plantas de <i>Ilex paraguariensis</i> , sob cinco níveis de calagem (correspondentes a 11,6; 25; 50; 75 e 100% de saturação por bases), avaliadas aos oito meses e oito anos após a calagem.....	40
Tabela 10A: Níveis de adubação utilizados no experimento de revegetação do tanque de rejeito de bauxita SP1, em Porto Trombetas (PA).	42
Tabela 11. Crescimento em altura de <i>Zygia caractae</i> (ingá-de-macaco) e <i>Sizygium jambolana</i> (jamelão), sob cinco níveis de adubação e calagem em rejeito ácido da lavagem de bauxita em Porto Trombetas (PA). Média de 48 plantas (12 plantas x 4 parcelas).	43
Tabela 12. Resultados da análise do solo na profundidade de 0-2,5 cm em parcelas com diferentes níveis de adubação e calagem no experimento do tanque de rejeito da lavagem de bauxita SP1, em Porto Trombetas (PA). Médias de 12 observações.....	43
Tabela 13. Resumo da análise de variância dos teores foliares de nutrientes, em experimento de níveis de adubação e calagem em tanque de rejeito da lavagem da bauxita em Porto Trombetas (PA).....	47

Tabela 14. Teores foliares de Ca, Mg, P, K e N de <i>Zygia caractae</i> (ingá-de-macaco) e <i>Sizygium jambolana</i> (jamelão) crescendo em rejeito ácido da lavagem da bauxita sob cinco níveis de adubação, em Porto Trombetas (PA). Média de 4 repetições.	48
Tabela 15. Equações de regressão linear simples dos teores foliares de Ca, Mg, P, K e N em relação à soma dos fertilizantes aplicados (750, 1375, 2250, 3125 e 4500 kg ha ⁻¹) em experimento de níveis de adubação e calagem, sobre rejeito da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA). Médias de 16 valores.....	52
Tabela 16. Resumo da análise de variância dos dados da análise solo em diferentes sistemas de recuperação ambiental de rejeito e estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA).	54
Tabela 17. Valores de Ca + Mg, P, K e N total do solo em diferentes sistemas de recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA). Médias de 12 observações (3 épocas e 4 repetições).	54
Tabela 18. Valores de pH do solo para os diferentes sistemas em recuperação nas três épocas de amostragem. Médias de 4 repetições.	56
Tabela 19. Valores de alumínio trocável (Al ³⁺) do solo para os diferentes sistemas em recuperação, nas três épocas de amostragem. Médias de 4 repetições.	57
Tabela 20. Teores de carbono orgânico total do solo para os diferentes sistemas em recuperação, nas três épocas de amostragens. Médias de 4 repetições.....	58
Tabela 21. Teores de Ca, Mg, P, K e N da serapilheira acumulada no solo dos diferentes sistemas de recuperação de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA). Médias de 4 repetições.	59
Tabela 22. Resumo da análise de variância dos dados de carbono e nitrogênio da biomassa microbiana (CBM e NBM), respiração microbiana (resp. mic.) e quociente metabólico da biomassa microbiana (qCO ₂) do solo, em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA).....	75
Tabela 23. Valores de carbono da biomassa microbiana do solo, em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA).....	76
Tabela 24. Valores de nitrogênio da biomassa microbiana do solo, em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA).....	79
Tabela 25. Respiração microbiana do solo em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA).	81
Tabela 26. Quociente metabólico da biomassa microbiana do solo em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA).....	82
Tabela 27. Níveis de adubação utilizados no experimento do tanque de depósito de rejeito SP1, em Porto Trombetas (PA).....	95
Tabela 28. Perfil geral da cobertura vegetal herbácea do tanque de depósito de rejeito da mineração bauxita SP1, em parcelas submetidas a diferentes níveis	

de adubação e revegetadas com diferentes composições de espécies, em Porto Trombetas (PA).	98
Tabela 29. Lista de espécies amostradas na avaliação da vegetação no interior e área de borda do tanque de rejeito SP1 em Porto Trombetas (PA). (Continua).....	101
Tabela 30. Avaliação da comunidade da fauna epígea do solo em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA), coleta de setembro de 2002...	105
Tabela 31. Avaliação da comunidade da fauna epígea do solo em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA), coleta de maio de 2003.....	110
Tabela 32. Avaliação da comunidade da fauna epígea do solo em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA), coleta de dezembro de 2003..	113
Tabela 33. Avaliação da comunidade da fauna epígea do solo em diferentes de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA), coleta de agosto de 2004.....	116
Tabela 34. Coeficientes de correlação de Pearson dos atributos utilizados como indicadores, com os eixos de ordenamento x e y.....	128

RESUMO GERAL

REIS, Luciano Lopes. **Monitoramento da recuperação ambiental de áreas de mineração de bauxita na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto Trombetas (PA)**. Seropédica: UFRRJ, 2006. 159f. (Tese, Doutorado em Agronomia, Ciência do Solo).

Com o objetivo de monitorar o processo de recuperação ambiental de tanques de depósito de rejeito da lavagem da bauxita, revegetados através da hidrossemeadura de leguminosas fixadoras de N_2 e com adição de fungos micorrizicos, mais aporte de nutrientes. Posteriormente, foi feito o plantio de mudas nativas em experimento de níveis de adubação e calagem, sem aplicação de nitrogênio. Os depósitos de subsolo estéril em bauxita revegetados com mistura de espécies nativas, com grande proporção de leguminosas fixadoras de N_2 e adubação mineral na cova, avaliados em diferentes idades, foram utilizados atributos químicos e biológicos do solo e planta. Foram realizadas coletas de solo, de folhas, de serapilheira e da fauna de invertebrados do solo, nos anos de 2002, 2003 e 2004, para determinação da disponibilidade de nutrientes no solo; dos teores foliares de nutrientes das plantas indicadoras; da biomassa e atividade microbiana; da atividade, diversidade de grupos e índices ecológicos da comunidade da fauna do solo; e avaliação da cobertura vegetal do tanque de rejeito SP1. Os resultados da análise foliar das espécies indicadoras e de disponibilidade de nutrientes no solo indicaram que nem os maiores níveis de adubação e calagem utilizados no experimento do tanque de rejeito SP1 foram suficientes para permitir uma adequada nutrição às plantas, indicando a necessidade de novos aportes de nutrientes. Através da aplicação de ferramentas de estatística multivariada aos dados, foi possível ordenar os sistemas estudados ao longo de eixos cartesianos, onde a área de mata nativa, usada como testemunha, e reflorestamentos sobre resíduos de mineração com maior idade (realizados nos anos de 1984, 1992 e 1994) se ordenam próximos uns dos outros, enquanto que os reflorestamentos sobre estéril mais recentes e áreas dos tanques de rejeito se ordenam distantes destes, formando grupamentos entre si. Dentre os atributos indicadores utilizados, o Al^{+3} , C total, N total, K e pH do solo; a respiração e carbono microbiano; e o Ca e Mg da serapilheira foram os mais determinantes para o ordenamento e distinção entre os sistemas em recuperação. A metodologia de recuperação utilizada no tanque de rejeito SP1 que combinou a prática da hidrossemeadura com aplicação de formas de adubos pouco solúveis, utilização de coquetel de sementes de leguminosas arbóreas de ciclo médio inoculadas e micorrizadas, posterior plantio de mudas nativas e lançamento manual de sementes, mostrou-se como importante técnica propulsora da regeneração natural. A técnica também resultou em elevada capacidade de aporte de material decidual, sendo a leguminosa arbórea *Acacia holosericea*, a espécie que apresentou melhor capacidade de cobertura do solo e aporte de nutrientes.

Palavras chave: Áreas degradadas, indicadores do solo, leguminosas fixadoras de N_2 , micorrizas.

GENERAL ABSTRACT

REIS, Luciano Lopes. **Monitoring environmental reclamation of areas of bauxite mining sites at National Saracá Forest –Taquera, Porto Trombetas (PA)**. Seropédica: UFRRJ, 2006. 159f. (Ph.D. Thesis, Agronomy-Soil Science).

This study had as objective to monitor the process of environmental reclamation of tanks filled with residues from bauxite washings, vegetated by hydro-sowing legume trees species inoculated with rhizobia, and arbuscular mycorrhizal fungi. Nutrient fertilizers, without nitrogen, were added at the mixture at sowing. Later it was planted a mixture of native tree species seedlings, with a high proportion of N₂-fixing legumes, in an experiment with additional increasing levels of fertilizers and liming, except for nitrogen. The deposits of sterile bauxite subsoil, vegetated with the mix of native species, with high proportion of legumes capable of N₂ fixation and mineral fertilization, were evaluated at different periods of time, for the chemical and biological attributes of soil and plants. Samples of soil, leaves, litter, and soil invertebrates fauna were taken in 2002, 2003 and 2004, to measure nutrient availability in soil; foliar nutrient level of indicator plants; soil microbial biomass and activity; soil fauna activity, diversity and ecological indexes; and evaluation of vegetal coverage of the SP1 residue tank. The results of foliar analyses indicated that even at the highest level of fertilizer and lime additions in the SP1 residue tank were not sufficient to meet the adequate plant nutrition requirements, indicating the need of higher input of nutrients. By using multivariate statistical analyses of the data, it was possible to distribute the studied systems along Cartesian axis, where the native forest area, used as testimony, and old vegetated mining sites (planted in 1984, 1992 and 1994) were clustered together; while the most recent vegetated mining sites and the tanks filled with residues formed a distant cluster. Among the index attributes studied Al⁺³, total C, total N, K, soil pH, microbial carbon and respiration; and Ca and Mg from litter were the principal factors determining the ordering and distinction between reclamation sites. The reclamation methodology used in the residue tank SP1, which combined the hydro-sowing with application of low solubility fertilizers, using a mix of seeds from medium cycle legume trees inoculated and with mycorrhizae, with later planting of native seedlings and manual dispersion of seeds, showed to be an important technique to stimulate natural vegetation growth. Also, the technique resulted in a high capacity of addition of deciduous material, and the legume tree *Acacia holosericea* showed the best capacity for soil coverage and input of nutrients.

Key words: Degraded areas, soil health indicators, N₂-fixing legume trees, mycorrhizae.

1. INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil possui extensas áreas degradadas, fruto dos mais diversos ramos da atividade antrópica, e com diferentes níveis de degradação, indo desde uma perda temporária da capacidade regenerativa de ecossistemas florestais por efeito de incêndios ou outras causas naturais, até a completa remoção dos horizontes férteis do solo e geração de substratos de difícil colonização, como é o caso das atividades de mineração.

A mineração pode ser considerada uma das atividades mais impactantes ao solo, embora em geral, não afete grandes extensões territoriais. A mineração de bauxita na Amazônia caracteriza-se pela retirada da floresta, intensa movimentação das camadas superficiais e sub-superficiais do solo e geração de rejeitos e outros substratos de difícil colonização por plantas, demandando a execução de ações que levem à reabilitação dos sítios degradados.

A remoção ou perda por erosão do horizonte superficial do solo, juntamente com a matéria orgânica, causa sérios problemas físicos químicos e biológicos ao substrato remanescente. Nestes casos, a restauração dos níveis anteriores de matéria orgânica é muito difícil e demorada, uma vez que, que a produção de serapilheira depende da capacidade produtiva do solo e precisa sofrer vários processos de transformação, para atuar beneficentemente sobre o solo ou substrato, e ser capaz de sustentar a cobertura vegetal. Nestas condições estabelece-se um ciclo vicioso em que a falta de matéria orgânica e nutrientes limita a produção de biomassa e conseqüentemente a produção de serapilheira, que é a principal matéria prima formadora da matéria orgânica do solo.

Para a reabilitação destas áreas faz-se necessário o restabelecimento dos processos ecológicos vitais aos ecossistemas, como os fluxos de energia e matéria e a ciclagem de nutrientes. O plantio de leguminosas arbóreas, noduladas e micorrizadas permite o recobrimento vegetal rápido e acelera o processo de recuperação dos sítios degradados.

A recuperação dos tanques de depósito, do rejeito proveniente da lavagem da bauxita, começa pelo estabelecimento via hidrossemeadura, de espécies de colonização primária no substrato ainda não consolidado, seguido pelo plantio de espécies pioneiras e secundárias via mudas. Para o sucesso deste processo faz-se necessário o suprimento dos nutrientes essenciais ao crescimento de plantas visando a obtenção de uma biomassa igual ou pelo menos próxima à existente antes da intervenção na área.

A utilização de leguminosas fixadoras de nitrogênio permite a transferência de nitrogênio da atmosfera para o sistema solo-planta de forma *ad infinitum*, enquanto os demais nutrientes precisam ser disponibilizados em quantidades suficientes para suprir as necessidades das plantas e atingir a biomassa vegetal desejada.

A cobertura vegetal e biomassa final a ser obtida devem ser compatíveis com o uso e função que a área terá após o processo de recuperação, e nos casos em que se pretende uma recomposição da função florestal, deverá apresentar biomassa e estrutura florística e fitossociológica o mais próximo possível da floresta original.

O monitoramento do restabelecimento da biodiversidade é fundamental para aferir a eficiência das técnicas empregadas na recuperação das áreas degradadas. A dinâmica da regeneração natural (ou induzida) e a colonização desses substratos restritivos, pela biota do solo permitem uma avaliação do funcionamento do sistema em recuperação e uma predição do tempo necessário para a volta a uma condição mais estável ou mais próxima da condição desejável.

A avaliação das mudanças nos níveis de nutrientes no solo, com o passar do tempo (obtidos através de análises químicas periódicas de solo), e do crescimento e incremento em

biomassa das plantas, indicam o momento e intensidade adequada de intervenções (adubações, calagens), visando eliminar limitações nutricionais às plantas e garantir uma biomassa final adequada.

O presente trabalho tem como hipótese que o início do processo de revegetação dos tanques de rejeito, através da hidrossemeadura de leguminosas arbustivas e arbóreas de pequeno porte e ciclo curto, associadas a microrganismos e com níveis adequados de adubação, pode aportar quantidades significativas de material orgânico de boa qualidade nutricional e reduzir a dependência a insumos externos (aplicação do solo superficial, adubação e calagem). Pressupõe ainda, que o rápido recobrimento do substrato e a melhoria nas suas características físicas, químicas e biológicas, permitirão o restabelecimento dos mecanismos de sucessão ecológica e da formação florestal e acelerando a recuperação ambiental dos tanques de depósito do rejeito da mineração de bauxita, em Porto Trombetas (PA).

O objetivo geral do trabalho foi avaliar a recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita revegetados com leguminosas arbustivas e arbóreas de ciclo curto, associadas a microrganismos e submetidas a diferentes níveis de adubação.

Os objetivos específicos foram: (i) comparar o estado nutricional de duas espécies arbóreas (uma leguminosa fixadora de N_2 atmosférico e uma não leguminosa) em fase de crescimento, plantadas em rejeito ácido da lavagem da bauxita sob cinco doses de adubação; (ii) avaliar atributos químicos e biológicos do solo, como indicadores da recuperação ambiental de tanques de rejeito de bauxita, em comparação à floresta original e reflorestamentos de diferentes idades; e (iii) avaliar a regeneração natural em tanque de depósito de rejeito da mineração de bauxita, com diferente composição de espécies e submetido a diferentes níveis de adubação.

2. REVISÃO DE LITERATURA GERAL

2.1 Conceitos de Degradação e Recuperação

De acordo com MAGNANINI (1990) degradada é alguma coisa que desceu de degrau ou de nível, estando, no caso de áreas naturais e ecossistemas, em sentido oposto da escala ecológica evolutiva natural, onde as áreas sobem por um processo sucessório que se direciona do mais simples para o mais complexo e do mais instável para o mais equilibrado.

Degradação de áreas é um termo complexo e que não tem uma única característica que o identifique, mas sim descrevendo como um ou mais recursos da área (solo, água, vegetação, rocha, ar, clima, relevo) ter piorado (STOCKING & MURNAGAHAM, 2000), ou descido de nível.

O conceito oficial mais adotado pela *United Nations Food and Agriculture Organisation* (FAO, 1993), em que degradação é definida como a perda temporária ou permanente da capacidade produtiva da área. Para os Programas do *Global Environment Facility* (GEF, 1999) é entendida como qualquer forma de deteriorização do potencial natural da área que afeta a integridade do ecossistema em termos de qualquer redução na produtividade e sustentabilidade ecológica ou em termos da riqueza biológica natural e manutenção da resiliência.

Para TEIXEIRA & SILVA Jr. (1994) degradação ocorre quando a vegetação e fauna originais são destruídas, removidas ou expulsas, a camada fértil do solo é perdida, removida ou enterrada e a qualidade de vazão do sistema hídrico é alterada. Segundo CARPANEZZI et al. (1990) além das perdas do meio físico a degradação se caracteriza pela perda dos meios de regeneração bióticos, como o banco de sementes do solo, banco de plântulas, chuva de sementes e rebrota, com comprometimento da capacidade de resiliência da área.

NOFFS, GALLI & GONÇALVES (2000) considerando apenas os aspectos físicos do meio ambiente, conceituaram área degradada como um ambiente modificado por uma obra de engenharia ou submetido a processos erosivos intensos que alteraram suas características originais além do limite de recuperação natural dos solos, exigindo, a intervenção do homem para sua recuperação.

Como degradação do solo, FAO (1991), conceitua como a diminuição da capacidade atual ou potencial do solo para produzir, quantitativa e qualitativamente, bens e serviços.

Independentemente dos aspectos considerados e do conceito adotado, um ponto comum das áreas degradadas é a redução da resiliência e conseqüente necessidade de intervenção humana, visando acelerar o processo de recuperação ou guiá-lo para o resultado final que se pretende.

No que se refere aos conceitos de recuperação, CARPANEZZI (2000) afirma que recuperação ambiental admite os níveis de restauração (obtenção de ecossistema idêntico ao original), reabilitação (parecido com o original, por critérios como porte da vegetação e espécies) e substituição (criação de um ecossistema novo no lugar do antigo; ex: formação de um lago, numa cava de mineração ou pedreira, em local onde anteriormente era um ecossistema florestal). Sendo os termos **restauração**, **reabilitação** e **substituição**, neste caso, sinônimos de **recuperação** e utilizados para descrever diferentes formas ou intensidades de recuperação ambiental.

A maior parte da bibliografia disponível, no entanto, apresenta conceitos e entendimentos distintos para os termos recuperação, reabilitação e restauração, sendo o termo *substituição* menos adotado na bibliografia específica.

Para IBAMA (1990) **recuperação** significa que o sítio degradado será retornado a uma forma e utilização de acordo com um plano preestabelecido para o uso do solo. Implica que uma condição estável será obtida em conformidade com os valores ambientais, estéticos e sociais da circunvizinhança. Significa também, que o sítio degradado terá condições mínimas de estabelecer um novo equilíbrio dinâmico, desenvolvendo um novo solo e uma nova paisagem. O mesmo trabalho cita o conceito de **reabilitação** como sendo o retorno da área a um estado biológico apropriado, onde este retorno pode significar o uso produtivo da área em longo prazo, tal como a implantação de uma atividade que rende lucros; ou atividades menos tangíveis em termos monetários, visando a recreação ou a valorização estética ecológica. E **restauração** como o retorno ao estado original, antes da degradação, situação, que segundo o autor é quase impossível de ser conseguida.

NOFFS, GALLI & GONÇALVES (2000) citam que uma área degradada pode ser recuperada tendo em vista sua destinação para diversos usos possíveis. Todavia o termo recuperação não se aplica indistintamente a todos os usos possíveis. O termo **recuperação** deve estar associado à idéia de que o local alterado seja trabalhado de modo que as condições ambientais situem-se próximas às condições anteriores à intervenção, ou seja, trata-se de devolver ao local o equilíbrio dos processos ambientais ali atuantes anteriormente. O termo **reabilitação** deve estar associado à idéia de que o local alterado deverá ser destinado a uma dada forma de uso do solo, de acordo com projeto prévio e em condições compatíveis com a ocupação circunvizinha, ou seja, trata-se de reaproveitar a área para outra finalidade. E o termo **restauração** deve estar associado à idéia de reprodução das condições exatas do local, tais como eram antes de serem alteradas.

Segundo CARPANEZZI (2000), na prática, a reabilitação é geralmente o nível de recuperação desejado. Por **reabilitação**, LOTT, BESSA & VILELA (2004) também entendem como a busca de uma condição ambiental mais estável, a ser obtida em conformidade com os valores estéticos e sociais da circunvizinhança e que tem como objetivo dar um determinado uso para o sítio interferido, de acordo com o plano preestabelecido para o uso do solo, além de conferir estabilidade ao meio ambiente. Enquanto que **restauração** refere-se à série de tratamentos que buscam recuperar a forma original do ecossistema, isto é, sua estrutura original, dinâmica e interações biológicas, geralmente recomendada para ecossistemas raros e ameaçados, demanda mais tempo e resulta em maiores custos.

Apesar dos diversos conceitos apresentados na bibliografia, para fins do presente trabalho será utilizado o termo genérico e mais consagrado no meio técnico-científico – **recuperação** - para descrever as técnicas adotadas e resultados alcançados no processo de melhorias das condições ambientais das áreas estudadas. Uma singularidade destas áreas é que as mesmas encontram-se recobertas por substratos minerais provenientes da atividade de mineração e não por solo, sendo mais adequado o uso deste termo em comparação a outros, que são mais coerentes para trabalhos de recuperação de áreas degradadas, em condições em que ainda se dispõe de solo.

Apesar dos diversos conceitos de solo, apresentados na bibliografia específica, DIAS (1998) descreve os aspectos de: existência de horizontes definidos decorrentes do processo de intemperismo da rocha matriz ou sedimentos; e a presença de um horizonte superficial onde se encontram maiores concentrações de carbono orgânico e, associada a este horizonte superficial, uma biota; como característicos da ocorrência de solo. Sendo, portanto, os parâmetros: estratificação natural, matéria orgânica e biota a base para distinção do solo para um substrato.

No presente trabalho o material mineral proveniente da lavagem da bauxita e depositado nos tanques de depósito final, **denominado rejeito**, bem como as camadas sub-superficiais do solo acrescidas de solo superficial durante o processo de revegetação, depositadas nas áreas de cavas anteriormente mineradas, **denominado estéril**, serão

denominados de **substratos**, por ser o termo técnico que melhor se adequa a situação, e para diferenciar o presente caso, daqueles em que o processo de recuperação de áreas degradadas se dá em áreas em que se dispõe de solo.

2.2 Principais Causas e Conseqüências da Degradação

Para GEF (2003) a degradação de áreas está relacionada a alterações na estrutura e à perda de nutrientes do solo, decorrentes de processos como a erosão hídrica e eólica, escorrimento superficial, alagamentos, salinização e compactação do solo. As principais causas da degradação são os usos inapropriados da terra, principalmente as práticas de agricultura insustentável, pastejo intensivo e desmatamento.

DIAS & GRIFFITH (1998) fazendo referência ao Programa de Meio Ambiente das Nações Unidas citam: (a) o desmatamento ou remoção da vegetação nativa para fins de agricultura, florestas comerciais, construção de estradas, mineração e urbanização; (b) o superpastejo da vegetação; (c) as atividades agrícolas com uso insuficiente ou excessivo de fertilizantes, uso de água de irrigação de baixa qualidade, uso inapropriado de máquinas agrícolas e ausência de práticas conservacionistas de solo; (d) exploração intensa da vegetação para fins domésticos, como combustível, cercas etc., expondo o solo à ação dos agentes de erosão; e (e) atividades industriais, bioindustriais ou de mineração que causam a poluição do solo; como os principais fatores de degradação de solos.

Em regiões áridas e semi-áridas, da Espanha, a freqüente ocorrência de incêndios, o regime hídrico concentrado e com características torrenciais, associados à criação extensiva de gado, o relevo acidentado e aos solos pouco profundos, são citados como as principais causas da degradação de uma área de mais de 590.000 ha que necessitam de ser recuperados (ALLOZA & CALZADA, 2004).

Segundo GEF (2003), no Brasil, assim como na maioria dos países pobres ou em desenvolvimento, as principais causas de degradação estão relacionadas ao baixo custo da terra, da água e de outros recursos naturais, associado à falta de acesso a terra pelas populações e ao baixo ou nenhum incentivo às práticas de manejo sustentável do solo e da água. Decorrente deste quadro o desmatamento, as queimadas e as práticas inadequadas de agricultura se mostram como principais causas.

Os deslizamentos de encostas, enchentes, processos erosivos acelerados e as áreas de empréstimo são evidências do uso inapropriado dos recursos naturais que podem levar a degradação de áreas significativas (VALCARCEL & SILVA, 2000). De acordo com IBAMA (1990) a atividade de mineração apresenta um grau de impacto ambiental de alta magnitude, devido às modificações físicas e bióticas provocadas nas áreas de influência direta e indireta do projeto.

Conforme citado no próprio conceito de áreas degradadas, as conseqüências da degradação podem ser desde uma perda temporária da capacidade produtiva das áreas, até mudanças bruscas e permanentes, em nível da paisagem local, regional, nacional ou mundial.

NOFFS, GALLI & GONÇALVES (2000) citam como conseqüências gerais da degradação: **o empobrecimento do solo** acarretando perda da capacidade produtiva e maiores gastos com a produção agrícola ou com a recuperação; **o assoreamento de rios** com diminuição da profundidade dos leitos e da capacidade de transporte, aumento das cheias e impacto sobre a ictiofauna; **o assoreamento de reservatórios e açudes**, resultando em perda da capacidade de geração de energia, comprometimento da qualidade da água para os usos diversos e aumento da ocorrência das cheias; e **o entulhamento de depressões e várzeas**, através do acúmulo de material carreado e resultando na destruição dos ecossistemas de áreas úmidas e áreas agrícolas, aumento das cheias e propagação de doenças.

Para JESUS (1994) o resultado geral desse quadro de degradação é a perda da biodiversidade, a gradual diminuição das terras produtivas, a necessidade crescente de insumos para manutenção das produtividades e de obtenção de variedades resistentes às pragas e doenças, sem contar a perda na qualidade de vida e nos frequentes desastres ambientais, com impactos extremamente negativos ao bem estar da sociedade.

2.3 Extensão das Áreas Degradadas no Brasil e no Mundo

Estimativas recentes afirmam que a degradação de terras afeta adversamente a integridade ecológica e produtividade de 2 bilhões de hectares ou 23% das áreas sob uso humano, sendo que 2/3 de toda a área de agricultura do planeta sofreu alguma forma (com maior ou menor intensidade) de degradação nos últimos 50 anos (GEF, 2003).

Dados da FAO indicam que anualmente são perdidos aproximadamente 24 bilhões de toneladas de solo por erosão, o que em termos de área, significam de 7 a 9 milhões de hectares de solos férteis sendo degradados todos os anos (FREITAS et al., 2001).

Dentre os diversos fatores de degradação no mundo, OLDEMAN (1994) cita que o superpastejo é responsável por 34,5 % das áreas degradadas, o desmatamento por 29,4 %, as atividades agrícolas por 28,1 %, a exploração intensa da vegetação para fins domésticos por 6,8 % e as atividades industriais e bioindustriais (incluindo as atividades de mineração) por 1,2%.

No Brasil não existe uma estatística oficial da extensão das áreas degradadas, no entanto, todas as estimativas apontam para o desmatamento e para as atividades agrícolas e pecuárias, como os principais fatores do desmatamento e degradação de nossos solos (DIAS & GRIFFITH, 1998).

De acordo com MARGULIS (2003), os dados de uso do solo na Amazônia Brasileira mostram a pecuária como a principal atividade fonte dos desmatamentos. Sua expansão, desde o início da década de 70, tem sido um processo contínuo e de caráter inercial. O desmatamento atingiu cerca de 10% da área total da Amazônia Legal, no ano de 1995 e vem crescendo continuamente nos últimos anos, sendo que 70% das áreas desmatadas até 1995, foram ocupadas por pastagens plantadas.

2.4 Áreas Degradadas pela Atividade de Mineração

A atividade de mineração pode ser considerada como uma das mais impactantes, em termos do local afetado, porém, em geral, não abrange grandes extensões territoriais, principalmente se comparado com as atividades agrícolas e pecuárias.

A exploração mineral se não conduzida devidamente pode destruir toda a vegetação, alterar radicalmente a paisagem e perturbar totalmente o ecossistema, além de causar conseqüências importantes fora da sua área de abrangência, sobretudo pela descarga de resíduos contaminados com sedimentos produtos químicos, metais ou acidez alterada. As operações de mineração podem também introduzir pragas, predadores e doenças nos ecossistemas naturais e podem abrir zonas marginais sujeitas a outras perturbações produzidas pelo homem (GARDNER, 2001).

De acordo com DeGROOD, CLAASSEN & SCOW (2005) perturbação drástica está definida como remoção de todo o solo superficial e materiais biológicos em um local, como acontecem em escavações profundas, deslizamentos de terra ou atividade de mineração.

SARRAILH & AYRAULT (2001) estudando minas de níquel no Pacífico Sul citaram a baixa fertilidade do solo remanescente (carência de fósforo, potássio e nitrogênio), a grande concentração de elementos tóxicos (níquel e magnésio) e a grande vulnerabilidade do solo a

erosão como os principais fatores impeditivos à regeneração natural da vegetação e limitadores dos processos de recuperação.

Para o Instituto Brasileiro de Mineração (IBRAM, 1987), as principais fontes de degradação nas atividades de mineração, são: a deposição de resíduos ou rejeitos decorrentes do processo de beneficiamento e a deposição do material estéril ou inerte, não aproveitável, proveniente do decapeamento superficial.

No caso específico da mineração de bauxita a céu aberto em Porto Trombetas, as principais etapas do processo produtivo, potencialmente causadoras de degradação ambiental, são: o desmatamento da vegetação presente no local da lavra, o decapeamento da camada estéril (porções do solo e subsolo com baixa concentração de bauxita) e a lavagem da bauxita, que produz o rejeito ácido da mineração de bauxita (GARRIDO-FILHA et al., 1990). Esta seqüência de atividades é responsável pela completa remoção da vegetação, inversão de horizontes e camadas do solo e produção do rejeito ácido resultante da lavagem da bauxita, que precisa ser adequadamente disposto, e toda a área precisa passar por processos de recuperação ambiental, envolvendo a melhoria de características físicas, químicas e biológicas dos substratos e o estabelecimento de vegetação.

2.5 O Processo de Mineração de Bauxita em Porto Trombetas e a Geração dos Substratos a Serem Recuperados

O processo de lavra de bauxita a céu aberto, na Mineração Rio do Norte em Porto Trombetas (PA), consiste na remoção da vegetação, empilhamento das camadas superficiais do solo, retirada da camada de subsolo até 8 m de profundidade denominado estéril, e finalmente retirada da bauxita que geralmente se localiza numa faixa de 8 a 13 m de profundidade, conforme ilustra a Figura 01. A camada de bauxita tem espessura média de 4,5 metros variando localmente de 1,0 a 7,00 metros. O topo da camada é formado por uma capa dura de bauxita ferruginosa quartzosa, com 0,5 a 2,0 metros de espessura.

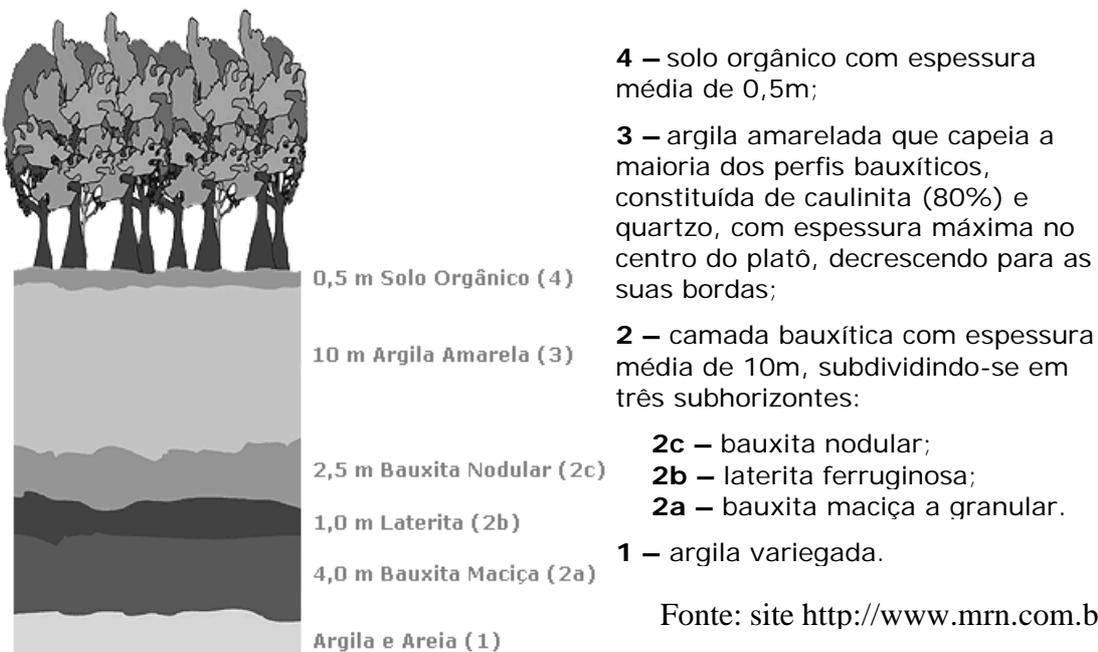
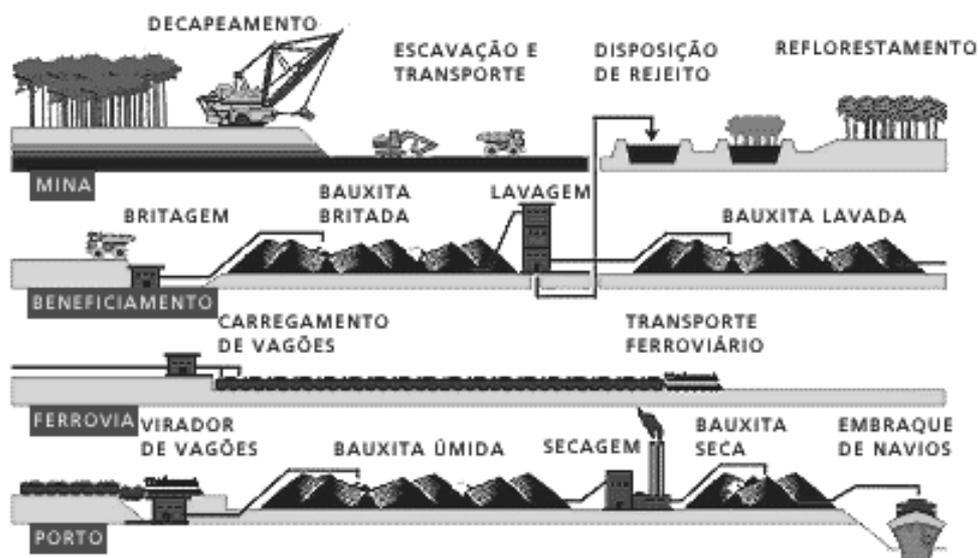


Figura 01. Perfil típico de ocorrência da bauxita em Porto Trombetas (PA).

LAPA (2000) descreve detalhadamente todas as etapas de desmatamento, decapeamento, perfuração, desmonte, escavação, carregamento, transporte e recuperação das

áreas mineradas, referentes à operação de lavra de bauxita em Porto Trombetas, cujas etapas de maior interesse são ilustradas na Figura 02 e resumidamente descritas a seguir.



Fonte: site <http://www.mrn.com.br>

Figura 02. Sequências de operações da produção de bauxita e geração do rejeito e estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA).

O desmatamento é realizado através da derrubada direta da mata por trator de esteira, após derrubada manual com auxílio de motosserra das espécies arbóreas de interesse econômico. A galhada é picada para incorporação ao solo, nas áreas de reflorestamento.

O decapeamento consiste na remoção do solo superficial (0 – 30 cm), argila amarela, bauxita nodular e laterita ferruginosa. Após a remoção do solo superficial, que é empilhado por trator para posterior utilização na recuperação das áreas mineradas.

As operações de escavação e carregamento do minério são realizadas por retroescavadeiras hidráulicas, posicionadas no topo da camada de bauxita, a qual escava e carrega caminhões de até 120 toneladas de capacidade, os quais fazem o transporte da bauxita para o britador. Do britador até a planta de lavagem o transporte é feito através de correias transportadoras. Depois de passar pelo processo de lavagem, a bauxita é novamente carregada por correias transportadoras até o pátio de estocagem de bauxita úmida e posteriormente é transportada através de ferrovia até o pátio de secagem, de onde está pronta para ser transportada até o seu destino final, por meio de navios.

A presença de bolsões de argila caulínica na camada de bauxita e o contato irregular destas camadas com a camada de argila da base são fatores que dificultam a seletividade e o corte preciso das escavadeiras na extração da bauxita, demandando a etapa de lavagem da bauxita para retirada destas impurezas.

O processo de lavagem da bauxita dá origem a um material mineral naturalmente ácido, denominado rejeito. O rejeito é uma lama, contendo inicialmente 7% de sólidos (LAPA, 2000), posteriormente concentrada por decantação até atingir 39% de sólidos quando é bombeado para os tanques de depósito do rejeito.

Atualmente, a disposição final do rejeito é feita em lagos artificiais, no local (cava) anteriormente minerado, denominados de tanque de rejeito. No reservatório, o rejeito sofre um adensamento, inicialmente por sedimentação das partículas e posteriormente sob peso próprio, liberando água. Ao atingir a concentração de sólidos próxima de 60% e permitir o tráfego na superfície, estas áreas estão aptas a serem revegetadas (LAPA, 2000).

De uma forma geral o processo de mineração gera dois tipos de substrato, com características físicas e biológicas e constituição química distintas, e que demandam intervenções e esforços para recuperação também distintos. Um destes substratos é comumente denominado **estéril**, e é composto de 80% de argila amarela caulínica, 10% de cascalho bauxítico em matriz argilosa e 10% de laterita ferruginosa (GARRIDO-FILHA, 1990).

Durante o preparo da área para o plantio, este substrato recebe aplicação do solo superficial rico em matéria orgânica (previamente estocado) e adubação química na cova, de forma a apresentar razoáveis características físicas e químicas e ter restabelecida parte da microbiota. Este material é então espalhado de modo a formar uma camada de aproximadamente 15 cm de espessura e a camada é escarificada a 50 cm de profundidade para melhorar as condições físicas do solo, ficando pronto para ser plantada. O plantio sobre este substrato envolve a utilização de espécies arbóreas nativas, cujas sementes e mudas são obtidas na própria região, envolvendo cerca de 100 espécies (LAPA, 2000).

O outro substrato, denominado **rejeito**, caracteriza-se como um material mineral cuja constituição não favorece o crescimento das plantas, com ausência de matéria orgânica, níveis de potássio, fósforo, cálcio e magnésio não detectáveis e pH ácido (FRANCO et al. 1996). A composição química predominante é formada por silicatos (47%), óxido de alumínio (21%) e óxido de ferro (21%) e a estrutura observada quando da sua deposição em tanques e redução do teor de umidade, é resultado da distribuição geométrica das partículas e das ligações entre elas, bem como do tempo e condições de deposição (LAPA, 2000).

Além das limitações químicas, físicas e biológicas, o fato do material ser disposto em forma semi-sólida, não permitindo o tráfego de pessoas ou máquinas sobre o tanque, dificulta a execução das atividades de recuperação. Após a secagem, o material adquire consistência compacta e adensada e forma rachaduras profundas, que dificultam o estabelecimento de plantas. Os melhores resultados de revegetação destes tanques têm sido com o plantio de espécies leguminosas que formam associações simbióticas com bactérias diazotróficas e fungos micorrízicos e que apresentam capacidade de se estabelecerem em ambientes com excesso de umidade (FRANCO et al., 2000).

O estabelecimento de vegetação, retorno da biota e recuperação ambiental dos tanques de rejeito constituem-se num desafio, em função das características físicas, químicas e biológicas do material. A avaliação de indicadores de recuperação, a partir do estabelecimento de plantas no rejeito ainda não consolidado, constitui-se num dos objetivos do presente trabalho.

2.6 Principais Técnicas Empregadas na Recuperação de Áreas Degradadas

A bibliografia, tanto nacional como estrangeira, apresenta enorme gama de alternativas técnicas passíveis de serem aplicadas na recuperação de áreas degradadas (FOX, 1984; IBAMA, 1990; UFRRJ, 1991; FISHER, 1995; SOBRADE 1994, 1997, 2000, 2002, 2005; FRANCO et al., 1992 e 1996; FRANCO, 1996; COSTA & PIÑA-RODRIGUES, 1996; FRANCO & FARIA, 1997; PIÑA-RODRIGUES, REIS & MARQUES, 1997; COSTA, 1997; SANTOS, 1998; CAMPELLO, 1998 e 1999; FRANCO & BALIEIRO, 1999; RODRIGUES & GANDOLFI, 1998; GRIFFITH; DIAS & MARCO - Jr. 2000; PARROTA & KNOWLES, 1999; STOCKING & MURNAGAHAM, 2000; GRIFFITH & TOY, 2001; SARRAILH & AYRAULT, 2001; CHAMSHAMA & NDUWAYEZU, 2002; LAURENCE, 2003; LAMB & GILMOUR, 2003; REIS et al., 2004; BALIEIRO et al., 2005; LAMB, 2006).

GRIFFITH (1992) propõe que existem diversos usos potenciais para os quais as áreas degradadas podem ser destinadas, como cultivos/pastagens, reflorestamentos, áreas residenciais ou urbanas, parques e áreas de recreação, ou simplesmente abandoná-las à

sucessão vegetal. A definição do uso mais adequado, no entanto, deve levar em consideração aspectos inerentes à própria área e deve ser previamente estabelecido na etapa de planejamento da atividade produtiva, geradora da degradação.

GARDNER (2001) afirma que o uso da terra proposto, deve levar em conta a compatibilidade com os usos das terras circundantes, os desejos das populações locais, a proteção da biodiversidade e as exigências legais. Qualquer que seja o uso proposto, a vegetação escolhida deve ser produtiva e sustentável. Se o propósito for restaurar a vegetação nativa, os níveis de produtividade devem ser suficientes para estabelecer e manter um ecossistema autossustentável e a restauração da diversidade de espécies deve ser um objetivo a ser perseguido.

Em muitos casos a simples aplicação do solo superficial ou serapilheira, ricos em matéria orgânica, sementes e microrganismos é uma alternativa técnica indispensável ao sucesso da recuperação e suficiente para promover a regeneração natural de áreas impactadas (BARTH, 1989; SILVA et al., 2000).

No Brasil, a maioria das técnicas empregadas utiliza espécies vegetais como facilitadoras do processo de recuperação e estabilizadoras de processos erosivos, sendo menos comum a adoção apenas de medidas físicas, e mais comum a utilização de medidas física associadas a medidas biológicas ou somente medidas biológicas (FRANCÊS & VALCARCEL, 1995).

De acordo com IBAMA (1990) a revegetação é a prática mais adequada para se obter a formação de um novo solo, controlar a erosão, evitar a poluição das águas e, se for escolhida a manutenção da vida selvagem como uso futuro do solo, promover o retorno dessa vida.

Segundo CARPANEZZI (2000), para ecossistemas degradados, com solos degradados, a primeira fase de recuperação é a reabilitação do solo, que pode se estender por vários anos e deve visar o controle da erosão do solo e recuperação da sua fertilidade. O autor sugere para estes casos a utilização de espécies herbáceas e arbustivas rústicas e espécies com associação simbiótica. O plantio de árvores, quando o terreno permitir, deve ser feito principalmente com espécies leguminosas pioneiras, facilitadoras da sucessão, e com espécies rústicas cujas flores ou frutos sejam atrativos da fauna.

GRIFFITH & TOY (2001) fazem uma avaliação da evolução das práticas de reabilitação de minas ferro no estado de Minas Gerais, dividindo os últimos 70 anos da atividade de mineração em quatro fases: fase de desdém ao meio ambiente; fase do ecologismo industrial; fase do ecologismo regulamentista; e fase do ecologismo estratégico. Em cada fase desta, predomina uma forma de pensamento a respeito da questão ambiental e da importância das atividades de recuperação, e um conjunto de técnicas de recuperação mais adotadas.

Apesar de o trabalho supracitado ser específico para as Minas de Ferro de Minas Gerais, parece ilustrar uma tendência nacional de evolução nas técnicas de recuperação com o passar do tempo, ou de fases das atividades econômicas geradoras de degradação (principalmente a mineração), conforme resumido na Tabela 01.

O I Simpósio Sul Americano e II Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas (SINRAD, 1994) também se mostraram como marcos na difusão de técnicas de recuperação de áreas degradadas, inovadoras e adaptadas a condições bastante severas de degradação, onde não se dispõe de solo, mas sim de substratos de difícil colonização por plantas, conforme descrito na Tabela 01.

Tabela 01. Evolução das técnicas de recuperação de áreas degradadas mais utilizadas no Brasil em função de fases ou períodos.

Período / Fase	Técnicas Empregadas
1934 a 1974 (I) ^a	<ul style="list-style-type: none"> • Abandono das áreas sem nenhuma reabilitação.
1977 a 1988 (II) ^a	<ul style="list-style-type: none"> • Reflorestamentos comerciais com exóticas (<i>Pinnus sp.</i>, <i>Eucalyptus sp.</i> e <i>Casuarina sp.</i>) para proteger as áreas de Mina contra invasões e esconder os passivos ambientais (cortinas verdes); • Hidrossemeadura com gramíneas agressivas; • Plantio de gramas em taludes e barragens de rejeito; • Não aplicação do solo superficial (<i>topsoil</i>).
1988 a 1999 (III) ^a	<ul style="list-style-type: none"> • Hidrossemeadura com maior diversidade de espécies, envolvendo herbáceas nativas e exóticas, gramíneas e leguminosas; • Revegetação com espécies arbóreas nativas e exóticas de crescimento rápido; • Utilização de leguminosas fixadoras de nitrogênio; • Utilização de espécies atrativas da fauna; • Prévio preparo do solo para o plantio, envolvendo a aplicação do solo superficial (<i>topsoil</i>), aplicação de restos orgânicos, adubação e calagem; • Utilização de práticas de manutenção e proteção dos plantios; • Utilização de sacos de aniação com solo, fertilizantes e sementes (almofadas) para revegetação de taludes íngremes; • Arborização das áreas de pátio das empresas.
1999 até o presente (IV) ^a	<ul style="list-style-type: none"> • Aperfeiçoamento das técnicas até então empregadas, com colaboração das instituições de ensino e pesquisa; • Maior difusão do uso e produção comercial de esteiras biodegradáveis na estabilização de taludes; • Aperfeiçoamento das técnicas de hidrossemeadura com a utilização de resíduos orgânicos e condicionadores de solo; • Plantios ecológicos mais específicos e adaptados às condições da área (clima, solo, estágio sucessional, etc.); • Reintegração das áreas recuperadas à paisagem natural, permitindo relações sinérgicas entre as comunidades da flora e fauna. • Utilização de leguminosas fixadoras de nitrogênio como facilitadoras do processo de regeneração natural ^c; • Maior difusão do termo restauração ^e ; • Utilização de práticas nucleadoras, sem necessidade do plantio em toda a área ^f.
Até o SINRAD (1994)	<ul style="list-style-type: none"> • Pouco ou nenhuma difusão das técnicas com utilização de espécies leguminosas arbóreas associadas a microrganismos; • Estratégias de revegetação excludentes: ou estratégia do tapete verde ou estratégia sucessional ^d;
Após o SINRAD (1994) ^{b,bl}	<ul style="list-style-type: none"> • Maior difusão e emprego das técnicas com utilização de leguminosas arbóreas associadas a microrganismos a partir da experiência promissora de FRANCO et al. (1994); • O uso de leguminosas associadas a microrganismos permite viabilizar a adoção das estratégias de recuperação em duas fases, onde a leguminosa é responsável pela melhoria das características do substrato e por grandes deposições de material orgânico e funcionam como atrativas da fauna. E a regeneração natural se responsabiliza pela diversificação dos plantios através dos processos da sucessão secundária vegetal ^c. • Estratégias de revegetação em duas fases: onde a Fase 1 visa prover os locais degradados com condições físicas, químicas e biológicas favoráveis ao rápido crescimento de plantas que sejam receptivas ao processo sucessional; e a Fase 2 criar condições para que a sucessão ecológica possa, de forma eficiente e em harmonia com a paisagem regional, atingir o equilíbrio entre seus componentes, de maneira a garantir a autosustentabilidade ^d.

Fontes: ^aGRIFFITH & TOY (2001); ^bFRANCO et al., 1994; ^{bl}GRIFFITH, DIAS & JUCKSCH, 1994; ^cCAMPELLO, 1999; ^dGRIFFITH, DIAS & MARCO-Jr., 2000; ^eRODRIGUES & GANDOLFI (1998); ^fBECHARA et al., 2005 - com adaptações e complementações. (I) Fase de desdém ao meio ambiente; (II) fase do ecologismo industrial; (III) fase do ecologismo regulamentista; e (IV) fase do ecologismo estratégico.

Dentre as diversas técnicas ou estratégias de recuperação, citadas acima, será apresentada uma breve revisão sobre aquelas julgadas com maior potencial de uso, na recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita em Porto Trombetas.

2.6.1 Hidrossemeadura como técnica de revegetação de substratos degradados

Hidrossemeadura é recobrir, por via aquo-pastosa uma área descoberta, com sementes de espécies herbáceas e outros materiais que induzem a fixação das sementes ao substrato ou solo e incrementam a retenção da umidade, favorecendo o estabelecimento e crescimento das mudas. Esse procedimento é realizado por maquinário apropriado, consistindo de um tanque com pás agitadoras num eixo horizontal, e moto-bomba para aplicação. As misturas mais comumente utilizadas são compostas por: corretivos do pH do solo; adubos químicos e orgânicos; celulose ou papelão picado para manter a suspensão homogênea e após a aplicação conservar a umidade; adesivo específico para fixar as sementes e a celulose; sementes de gramíneas e leguminosas (IBAMA, 1990).

É um método relativamente barato, bastante utilizado na revegetação de taludes, entretanto, apresenta problemas nas áreas revegetadas, causados por falhas na germinação e perda de sementes pelo carreamento pela água da chuva (EINLOFT, OZÓRIO & SILVA-JÚNIOR, 2000).

A técnica da hidrossemeadura tem sido bastante utilizada e com bons resultados em atividades de mineração em várias partes do mundo. Geralmente é utilizada visando o estabelecimento de uma cobertura inicial e aporte de material decidual ao solo ou substrato ainda exposto e criação de um ambiente favorável para a reintrodução natural ou artificial de espécies nativas (SARRAILH & AYRAULT, 2001).

Conforme já citado, no Brasil esta técnica tem evoluído bastante nos últimos anos, passando de uma prática que utilizava apenas espécies herbáceas agressivas, como os capins e gramas africanas, para um uso cada vez maior de espécies nativas e com maior diversidade (GRIFFITH & TOY, 2001). A identificação de espécies nativas potenciais para o uso em sistemas de hidrossemeadura, constitui-se numa linha de pesquisa prioritária para a recuperação de áreas degradadas, notadamente na Amazônia brasileira, tendo em vista o recente crescimento da atividade de mineração nesta região e a imensa diversidade de espécies disponíveis para serem testadas.

As principais limitações para uma maior utilização desta técnica com espécies nativas, dizem respeito à dificuldade de obtenção de sementes em quantidade suficiente, e ao tamanho e sensibilidade das sementes de algumas espécies, não permitindo a sua passagem nos sistemas de bombeamento, ou causando injúrias às sementes. Estas limitações têm dificultado o uso potencial da hidrossemeadura no estabelecimento de plantios em modelos sucessionais (mistura e distribuição proporcional de sementes de espécies dos diferentes grupos ecológicos – pioneiras, secundárias e climácicas).

As técnicas de hidrossemeadura de leguminosas arbustivas e arbóreas (inclusive com a utilização de inoculantes das bactérias fixadoras de N₂ e fungos micorrízicos, como mistura), no entanto, já é uma realidade e mostra resultados promissores (REIS et al., 2004). Tais avanços são decorrentes de um ambicioso programa de identificação de leguminosas nativas potenciais, incluindo o levantamento de nodulação, a seleção de estirpes de rizóbio, a avaliação da dependência micorrízica das espécies, dentre outros aspectos (FARIA et al., 1987; FARIA et al., 1994; FARIA, 1995; FRANCO & FARIA, 1997, FRANCO et al., 1995; MELLO & FARIA, 1998; FARIA & CAMPELLO, 2000; DIAS et al., 2003; CAPRONI et al., 2003; MARINHO et al., 2004; CAPRONI et al., 2005;).

2.6.2 Utilização de leguminosas associadas a microrganismos

Os modelos de recuperação de áreas degradadas devem ser baseados em tecnologias que promovam não apenas a utilização de espécies de rápido crescimento, mas que propiciem melhorias nas condições do solo, por meio do aporte de matéria orgânica e aumento da disponibilidade dos demais nutrientes. A utilização de leguminosas arbóreas, associadas a bactérias fixadoras de nitrogênio atmosférico e fungos micorrízicos, vem se mostrando como uma técnica viável em diversas situações de degradação de solos (FRANCO et al., 1992; GRIFFITH, DIAS & JUCKSCH, 1994; FRANCO et al., 1994; ESCALANTE, 1995; FRANCO et al., 1995; FRANCO & FARIA, 1997; CAMPELLO, 1998; CAMPELLO, 1999; DOMMARGUES, DUHOUX & DIEM, 1999; GRIFFITH, DIAS & MARCO-Jr., 2000, OLIVEIRA et al., 2000; SARRAILH & AYRAULT, 2001; DIAS, 2005; REIS et al., 2005).

A maioria das espécies da família Leguminosae é capaz de se associar com bactérias que conseguem fixar o nitrogênio atmosférico conferindo a essas plantas auto-suficiência neste nutriente. Essas espécies quando também associadas a fungos micorrízicos, que propiciam melhor aproveitamento dos nutrientes do solo principalmente o fósforo e a água, conseguem se estabelecer em substratos com baixos teores de matéria orgânica (FARIA & CAMPELLO, 2000).

FISHER & JUO (1995), citam um conjunto de mecanismos capaz de explicar a grande eficiência das leguminosas arbóreas, associadas a microrganismos simbióticos, em se estabelecer e desenvolver tão bem, em ambientes com solos ácidos e de baixa fertilidade:

a) muitas espécies, em associações com microrganismos simbióticos, **são tolerantes a níveis de alumínio que são tóxicos** para a grande maioria dos cultivos. Esta tolerância é atribuída a tecidos protetores, desintoxicação por ácidos carboxílicos, acumulação ativa de cálcio e a habilidade destas espécies de absorver alumínio, retirando o do solo;

b) muitas espécies **são tolerantes a baixa fertilidade do solo** – a associação micorrízica que se forma nestas árvores e a habilidade das raízes micorrizadas de incrementar a concentração de ácidos carboxílicos na rizosfera, dá as árvores a vantagem de adquirir fósforo de fontes pouco solúveis. O nitrogênio é mais facilmente absorvido nas rizosferas micorrizadas. Além disso, as raízes perenes das árvores exploram um volume maior de solo. Os nutrientes extraídos deste volume são reciclados pela produção de serapilheira e de raízes finas que são depositados num volume muito menor de solo, incrementando a fertilidade da camada superficial do solo.

c) as árvores **remobilizam nutrientes das folhas senescentes**, reduzindo a demanda de absorção de nutrientes.

d) **as árvores crescem a uma taxa baixa a moderada sobre um prolongado período e isto reduz a taxa de absorção de nutrientes** necessária para sustentar um bom crescimento.

Além da importância das associações simbióticas mutualísticas para este grupo de espécies, suas características de rápido crescimento, elevada produção de serapilheira, capacidade de sombreamento e acúmulo de matéria orgânica e de nutrientes no solo, favorecem a germinação de propágulos e estabelecimento de espécies mais exigentes quanto a características do substrato (GRIFFITH, DIAS & JUCKSCH, 1994) e de luminosidade, com efeito positivo para todo o ecossistema.

CAMPELLO, (1999) estudando a influência de leguminosas arbóreas fixadoras de N₂ no processo de sucessão vegetal, em um Planossolo degradado, concluiu que a regeneração

natural sob as leguminosas foi mais abundante e apresentou maior diversidade de espécies, refletindo também em maior produtividade de biomassa vegetal.

No que se refere ao efeito das leguminosas na melhoria da fertilidade dos solos, COSTA et al. (2000), estudando a deposição de serapilheira em área de subsolo exposto revegetado com leguminosas fixadoras, concluíram que o plantio das leguminosas arbóreas demonstrou ser capaz de recuperar os ambientes degradados, com adição de grandes quantidades de carbono e nitrogênio ao sistema e ativando os fluxos de nutrientes via deposição de serapilheira.

OLIVEIRA et al., (2000), estudando a contribuição da cobertura vegetal de três leguminosas arbóreas, sobre a recuperação de solo degradado pela extração de bauxita em Porto Trombetas - PA verificaram que os solos sob *Acacia holosericea* apresentaram valores significativamente superiores aos das demais espécies em relação aos teores de matéria orgânica e potássio. Observou ainda maior aporte de material orgânico, levando a concluir que a leguminosa fixadora *Acacia holosericea* foi a espécie que se apresentou mais promissora para a recuperação da área degradada em questão, em função da maior produção de biomassa com conseqüente formação de serapilheira e incorporação de matéria orgânica e de nutrientes ao solo, além de apresentar maior capacidade de enriquecimento do solo em K e outras bases trocáveis.

De acordo com FRANCO et al., (1994), tanto o estéril como o rejeito da mineração de bauxita podem ser revegetados com espécies arbóreas micorrizadas e noduladas, sem necessidade da adição do solo superficial ou composto orgânico, desde que seja feita a adição dos demais nutrientes (exceto o N).

Os efeitos das leguminosas fixadoras de N₂ atmosférico sobre a microbiota do solo ainda foram pouco estudados, no entanto, já mostram resultados bastante animadores. CHADA, CORREIA & FARIA (2000) estudando a comunidade de artrópodes edáficos, em um reflorestamento com leguminosas arbóreas com 7 anos de idade, em comparação com uma área de capim-gordura (*Melinis minutiflora*) e uma área de mata secundária, verificaram que o reflorestamento com leguminosas arbóreas proporcionou maior riqueza de grupos de artrópodes edáficos e maior diversidade, quando comparado com áreas com cobertura de gramíneas, e valores para estes mesmos parâmetros próximos aos verificados para a área de mata secundária, quando excluído da análise o grupo colêmbola, que foi dominante em todas as áreas de reflorestamentos.

REIS, CAMPELLO & FRANCO (2000) estudando o C e N da biomassa microbiana (CBM e NBM) e a atividade microbiana do solo, sob leguminosas arbóreas fixadoras de N₂, em comparação à vegetação espontânea (grama batatais) e *Eucalyptus grandis*, verificaram maiores valores NBM e respiração microbiana do solo para as leguminosas, em comparação ao Eucalipto. Os maiores valores de CBM, NBM e respiração microbiana, foram verificados para a área sob vegetação espontânea.

2.6.3 Aplicação do solo superficial (*topsoil*)

Desde a primeira avaliação técnico-científico das atividades de recuperação de áreas degradadas realizadas pelas empresas de mineração e apresentada por BARTH, (1989), ficou clara e evidente a importância da aplicação do solo orgânico superficial (*topsoil*) para o sucesso das atividades de recuperação de áreas mineradas.

De acordo com GARDNER (2001) a aplicação direta do solo superficial recém retirado facilita o aproveitamento de sementes viáveis, nutrientes, matéria orgânica e microrganismos benéficos. Para manter estas importantes propriedades do solo superficial, a camada superior que será repostada deve ser tão espessa quanto possível, e em função do custo de operação, geralmente de 10 a 15 cm.

Além de apresentar melhores características físicas e químicas do que os substratos, estéreis ou rejeitos da mineração que necessitam ser revegetados, o principal argumento que torna a aplicação do topsoil uma prática indispensável na recuperação de áreas mineradas, onde houve inversão ou perda da camada superficial do solo, é a necessidade de aplicação da biota do solo.

Para BARTH (1989), provavelmente a maior importância do solo rico em material orgânico na recuperação, seja a presença de microrganismos, que são essenciais para o ciclo de nutrientes e conservação e absorção destes nutrientes pelas plantas, uma vez que, nos trópicos, vínculos complexos e altamente dependentes foram estabelecidos entre as plantas e estes microrganismos.

Apesar de todas as empresas de mineração concordarem que o uso do *topsoil* produz excelentes resultados, a maioria considera essa técnica dispendiosa e difícil, em virtude da pouca profundidade dessa camada nos solos tropicais ou da acentuada declividade do solo em muitas minas (GRIFFITH, DIAS & JUCKSCH, 1996). Segundo os autores, o plantio de leguminosas arbóreas de rápido crescimento capazes de formar simbiose eficiente com rizóbio e inoculadas com fungos micorrízicos, parece promissor.

Esta prática tem sido empregada com sucessos em casos em que a aplicação do *topsoil* possui alguma limitação operacional, como é o caso dos tanques de rejeito de bauxita, onde não é possível a entrada de máquinas ou equipamentos para depositar e esparramar o solo superficial (REIS, et al., 2004).

2.6.4 Revegetação em modelos sucessionais

É praticamente consenso entre os especialistas que em condições de ecossistemas tropicais, os modelos de revegetação mais adequados são aquele que utilizam conceitos da sucessão ecológica vegetal, uma vez que podem obter resultados finais, mais próximos das condições naturais.

De acordo com RODRIGUES & GANDOLFI (1998) apesar de existirem diversas metodologias que objetivam restaurar um ecossistema tropical ou subtropical, uma abordagem científica desta questão implica em conhecer a complexidade dos fenômenos que se desenvolvem nestas florestas e compreender os processos que levam à estruturação e manutenção destes ecossistemas no tempo. O uso desse conhecimento no planejamento da restauração de áreas degradadas permitirá não só a garantia de sucesso, mas uma redução significativa nos custos da restauração.

Conforme KAGEYAMA & GANDARA (sem data) o uso da sucessão ecológica na implantação de florestas mistas é a tentativa de dar à regeneração artificial, um modelo seguindo as condições com que ela ocorre naturalmente na floresta. O modelo sucessionais separa as espécies em grupos ecológicos, colocando-as em modelos de plantio tais que as espécies mais iniciais da sucessão dêem sombreamento adequados às espécies dos estágios mais finais da sucessão. A concepção básica segundo o autor é a de que as espécies pioneiras dão condições de sombra mais cerrada às espécies climáticas, enquanto as espécies secundárias iniciais fornecem sombreamento parcial às secundárias tardias.

As bases atuais de ecologia de ecossistemas tropicais permitem que em programas de recuperação de áreas degradadas sejam direcionadas linhas de trabalho para busca da implantação de padrões semelhantes aos da sucessão vegetal. Os objetivos devem ser traçados na tentativa de favorecer os mecanismos que permitem a reação a diferentes graus de perturbação. A regeneração natural da vegetação é o procedimento mais barato, em termos econômicos, para recuperar áreas degradadas. O tempo de recuperação pela sucessão natural está intimamente relacionado com o grau de degradação da área.

Um dos fatores mais importantes para o sucesso de projetos de revegetação é a seleção de espécies. Vários atributos auto-ecológicos e sinecológicos das espécies têm que ser considerados na seleção das plantas para recuperação do local. As espécies têm que ser adaptadas para o estabelecimento, crescimento e sobrevivência sob as condições do meio e de acordo com o tipo de manejo proposto. Também têm que ser capazes de estabelecer-se rapidamente sob condições ambientais temporariamente modificadas. Precisam ser aceitáveis sinecologicamente tanto em termos da coexistência com outras espécies desejáveis quanto no nicho sucessional existente. Finalmente, as espécies deveriam possuir valor utilitário em termos de sua função ecológica ou dar suporte para os usos desejados da terra (REDENTE et al, 1993).

Um objetivo primário da seleção de espécies é encontrar plantas que acelerem o estabelecimento e o desenvolvimento da comunidade vegetal. As áreas degradadas são comumente dominadas por espécies serais ou ruderais pioneiras (REDENTE et al., 1993), que são altamente competitivas na obtenção dos recursos do local, tais como água, nutrientes, luz e espaço. Os projetos de recuperação, geralmente, procuram estabelecer espécies que permitirão que o estágio ruderal de sucessão seja ultrapassado. Isso tem sido feito por meio do uso de espécies altamente competitivas que poderiam ser normalmente encontradas em uma comunidade seral tardia. Várias estratégias de revegetação podem ser utilizadas para superar esse problema.

As espécies tropicais podem ser agrupadas em relação às suas exigências e aos locais onde se adaptam, se baseado principalmente na resposta das mesmas à luz das clareiras ou ao sombreamento do dossel e em função do estágio sucessional em que ocorrem. Várias são as definições para classificação das espécies em grupos que agregam espécies com características ecológicas semelhantes, que lhes proporciona capacidade de colonizarem os mesmos *habitats* (BUDOWISKI 1965; DENSLOW 1987; WHITMORE 1990; PIÑA-RODRIGUES et al., 1997). No entanto, todo e qualquer uso que se faça deste sistema depende da definição do padrão a ser adotado, a partir do qual se determina os prováveis comportamentos esperados.

Para o desenvolvimento de modelos sucessionais de revegetação, a classificação das espécies deve envolver também o comportamento silvicultural, além do ecológico. Assim, é interessante a separação das espécies em dois grandes grupos: a) pioneiras ou sombreadoras: espécies de crescimento mais rápido, onde estão incluídas as espécies pioneiras típicas, as secundárias iniciais, as pioneiras antrópicas, e b) não pioneiras ou sombreadas: espécies de crescimento mais lento beneficiadas por um sombreamento parcial, onde estão incluídas as espécies secundárias tardias e as climácicas (KAGEYAMA & SANTARELLI, 1993).

Outro fator a ser considerado na recuperação de áreas diz respeito à proporção de plantas dos diferentes grupos ecológicos. Isto porque, uma das principais características da floresta tropical é o fato das espécies apresentarem poucos indivíduos por unidade de área, porém alta diversidade de espécies de diferentes estágios sucessionais.

Levantamentos realizados em áreas de vegetação secundária do Estado de São Paulo demonstram a maior proporção de espécies pioneiras em relação às secundárias e clímax, enquanto que áreas de floresta clímax apresentam maior proporção de secundárias e climácicas (COSTA et al., 1992).

A relação da floresta tropical com a fauna é outro importante parâmetro. Neste tipo de floresta predominam espécies dispersas por animais, chegando a atingir cerca de 95% do total. Essa característica reforça a necessidade de se introduzir espécies de dispersão zoocórica (dispersão por animais). Tal procedimento funcionaria como um restabelecimento das funções da floresta, contribuindo para atrair a fauna, ao mesmo tempo em que esta, atraída pelo alimento, atuaria como mais um fator disseminador de espécies no ambiente degradado. Com base nestes conhecimentos, a revegetação de áreas degradadas deve utilizar espécies de

diferentes grupos ecológicos, com ênfase à espécies dispersas por animais, mas acima de tudo, considerando suas características ecológicas individuais e adaptativas, procurando-se manter a proporcionalidade na frequência entre as espécies (PIÑA-RODRIGUES et al., 1997).

Dessa forma, é recomendado que a área seja recomposta com uma mistura de espécies capaz de incorporar certo nível de diversidade, para que haja, posteriormente, evolução natural da floresta para um sistema mais avançado de sucessão e podendo, no futuro, ser capaz de gerar produtos ou apresentar uma estrutura e composição florística o mais próximo possível da floresta original.

Apesar da grande disponibilidade de técnicas aplicáveis à recuperação de áreas degradadas, descritas na bibliografia, o que se verifica na prática, é uma grande dificuldade de definição de qual é a técnica mais indicada para uma determinada situação, sendo quase sempre necessário, testar diferentes técnicas, adaptar técnicas às diferentes situações encontradas ou até mesmo desenvolver novas técnicas.

2.7 Monitoramento do Processo de Recuperação Ambiental

Após o estabelecimento da vegetação é necessário realizar o monitoramento das áreas revegetadas, visando avaliar o avanço no processo de recuperação ambiental e identificar possíveis limitadores.

De acordo com CAMPELLO, FRANCO & DIAS, (2000), monitoramento pode ser definido como um processo contínuo de avaliação dos meios físicos, bióticos e antrópico de cada local afetado pela degradação. Tem como finalidade avaliar os efeitos de medidas mitigadoras dos impactos ambientais de cada atividade, permitindo eleger as práticas de recuperação mais adequadas para alcançar objetivos pré-determinados para a reabilitação do ambiente.

Tendo em vista a dificuldade de avaliação do sistema como um todo, o monitoramento em geral é realizado através da utilização de indicadores. Considerando que o solo é o compartimento de sustentação de toda a biota e, além disso, sofre efeito direto desta, a maioria dos indicadores comumente utilizados estão relacionados ao solo ou a suas propriedades ou atributos.

De acordo com ZILLI et al. (2003), apesar de não ser recente, a discussão sobre o uso de indicadores vem ganhando força, e expõe a dificuldade de se chegar a um consenso sobre quais atributos são capazes (ou mais sensíveis) de indicar o efeito (impacto) das atividades antrópicas nos solos, fazendo-se necessária a identificação de atributos indicativos do seu estado de conservação e/ou degradação.

Os mesmos autores citam que embora a análise química do solo, seja muito útil para estimar o potencial produtivo do solo, fornece apenas informações sobre a capacidade do solo manter a produtividade vegetal. Enquanto que alterações nos atributos físicos ou a perda de matéria orgânica do solo podem levar anos para ocorrer de forma significativa, o que pode revelar tardiamente um estado de degradação do solo.

Indicadores biológicos são genericamente entendidos ou estudados como a presença (ou ausência) de uma determinada espécie de animal ou planta em uma dada área, associada a uma determinada condição ambiental. Na maioria dos casos uma espécie representativa é selecionada e mudanças nesta espécie, é usada como indicativo para os demais componentes da comunidade. Essa estratégia é bastante útil, uma vez que elimina a necessidade de se estudar todos os indivíduos da comunidade biológica (TURCO & BLUME, 1999), facilitando o trabalho de campo, quase sempre difícil e dispendioso.

STRAALEN (1998), no entanto, adverte que a estratégia de utilização de uma única espécie como indicador, não apresenta bons exemplos na literatura, uma vez que a espécie

escolhida pode apresentar especificidades a determinadas condições, o que resulta em baixa representatividade, devido a inevitáveis flutuações na densidade da espécie.

LARSON & PIERCE (1994) descrevem as determinações de nutrientes disponíveis, C orgânico total, C orgânico lábil, textura, capacidade de retenção de água, estrutura, densidade do solo ou resistência ao penetrômetro, profundidade máxima de sistemas radiculares, pH e condutividade elétrica, como um levantamento (monitoramento) mínimo necessário. Críticas são atribuídas a este levantamento por não apresentar caracterizações biológicas ou microbiológicas.

DORAN & PARKIN (1996) apresentam uma lista mais completa de indicadores, dividindo-os em físicos, químicos e biológicos: (a) Indicadores físicos: textura, profundidade do solo, do horizonte superficial e das raízes, densidade do solo, taxa de infiltração e capacidade de retenção de água; (b) Indicadores químicos: C-orgânico total, matéria orgânica do solo, N-total, pH, condutividade elétrica e N, P e K disponíveis; (c) Indicadores biológicos: C e N contidos na biomassa microbiana, N potencialmente mineralizável e taxa de respiração microbiana.

TÓTOLA & CHAER (2002), citam que nenhum indicador individualmente irá descrever e quantificar todos os aspectos da qualidade do solo. Nem mesmo uma única função do solo poderia ser avaliada, visto que todos os atributos do solo têm que ser colocados em relação um com o outro. O mesmo autor sintetizou em cinco os critérios para a seleção de indicadores para monitorar a qualidade do solo: (1) devem integrar propriedades e processos químicos, físicos e biológicos e representar as propriedades ou funções do solo que são mais difíceis de medir diretamente (sobaplicação de indicadores pode ser necessária para assegurar uma interpretação mais robusta); (2) a relevância ecológica e variação natural dos indicadores devem ser bem conhecidas; (3) devem ser sensíveis a variações em longo prazo no manejo e no clima, mas resistentes a flutuações em curto prazo devido a mudanças climáticas ou ao desenvolvimento da cultura; (4) devem possibilitar sua medição acurada e precisa por meio de ampla variação de tipos e condições de solo; (5) devem ser de determinação simples e de baixo custo, para permitir que grande número de análises possa ser realizado.

Existe consenso de que a matéria orgânica do solo (MOS), mantido algumas premissas, pode ser utilizada como indicadora da qualidade ou recuperação dos solos, por dois fatores principais. Primeiro, o teor de matéria orgânica do solo é bastante sensível às práticas de manejo. Segundo, a MOS está relacionada com a maioria dos atributos e funções do solo, tais como, atividade biológica, estabilidade de agregados, estrutura, infiltração e retenção de água, resistência a erosão, capacidade de troca de cátions e disponibilidade de nutrientes para as plantas.

Além de ser parte integrante dos indicadores químicos, a matéria orgânica do solo exerce grande influência sobre os três tipos de indicadores (físicos, químicos e biológico) e por esta razão, tem sido considerada, como um bom indicador de recuperação de áreas degradadas (REISSMANN, 1996).

STRAALEN (1998) enfatiza a importância do uso de bioindicadores (ou indicadores biológicos) e afirma que seu uso repetido em programas de monitoramento pode ser útil para detectar mudanças ambientais num estágio mais cedo ou para avaliar a eficácia de medidas tomadas para melhorar a qualidade do meio ambiente. O autor propõe a utilização de um conjunto coerente de indicadores (*sistema de indicadores*), cada um relacionado a um aspecto particular do ambiente e que conjuntamente maximizam (ou complementam) a quantidade de informações. O propósito é escolher indicadores de cada uma das três categorias: (1) animais invertebrados (macrofauna, mesofauna e nematóides); (2) microrganismos e (3) processos do ecossistema (decomposição da serapilheira, taxas de mudanças no status de nutrientes, dinâmicas da cadeia alimentar do solo).

A avaliação da qualidade do solo assume grande importância nos programas de monitoramento ambiental, razão pela qual se faz necessário o desenvolvimento de sistemas de avaliação quantitativos, baseados em uma combinação de indicadores que melhor reflitam as condições de degradação ou de recuperação em curso. Através do monitoramento da qualidade do solo é possível prever um conjunto de práticas que permite a manutenção ou recuperação de determinadas funções ambientais. Entende-se por função ambiental, a capacidade que o solo tem de fornecer ou participar do fornecimento de bens e serviços que satisfaçam direta ou indiretamente as necessidades humanas. Perdas dessas funções podem levar a danos irreversíveis aos ecossistemas. (DORAN & PARKIN, 1994; PANIAGUA et al., 1999; CHAER, 2001).

2.8 Caracterização da Área em Estudo

2.8.1 Localização geográfica

A área de estudo localiza-se na mina de bauxita do platô Saracá no interior da Floresta Nacional de Saracá-Taquera, à margem direita do rio Trombetas, município de Oriximiná (PA). A Floresta Nacional de Saracá-Taquera localiza-se na Microrregião do Médio Amazonas Paraense e é abrangida pelos Municípios de Oriximiná, Faro e Terra Santa. Está situada entre as coordenadas geográficas 1°20' e 1°55' Sul e 56°00' e 57°15' Oeste, conforme ilustra a Figura 03 (IBAMA, 2001).

O distrito de Porto Trombetas, está localizado no município de Oriximiná (PA), a 10 km a oeste da confluência do Rio Trombetas com o Rio Amazonas, distante 450 km de Manaus a leste e 850 km a Oeste de Belém, em linha reta (SALOMÃO & MATOS, 2002).

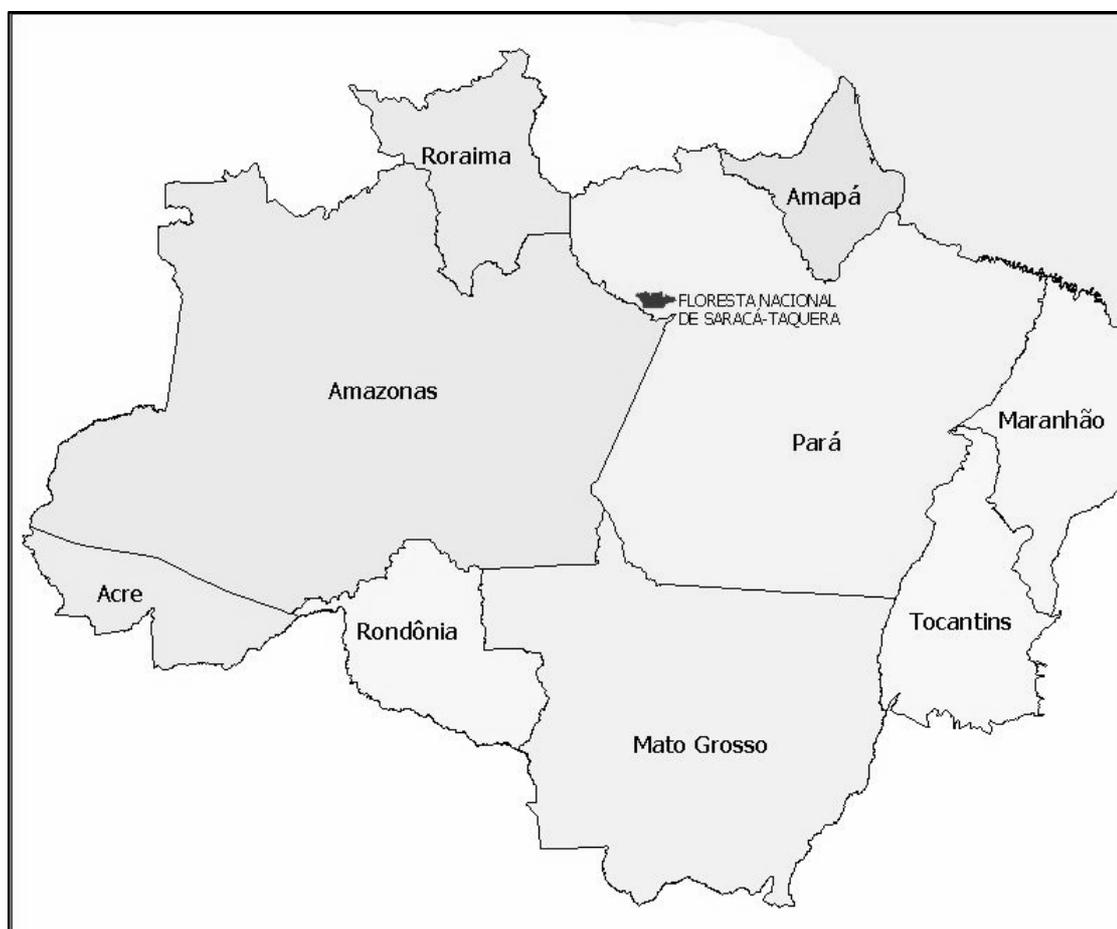


Figura 03. Localização regional da Floresta Nacional de Saracá-Taquera.

A área de estudo está localizada nas coordenadas geográficas de 1° 40' 30'' S e 56° 27' 13'' W, e abrange tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita, além de remanescentes florestais, no platô Saracá, que dista cerca de 30 km, por rodovia, do distrito de Porto Trombetas, com altitude média de 180 m.

A Floresta Nacional de Saracá-Taquera limita-se ao norte com a Reserva Biológica do Rio Trombetas, tendo como linha divisória o rio Trombetas, a oeste com terras de união na bacia do rio Nhamundá, ao sul com propriedades de terceiros, pela bacia do rio Nhamundá e lago Sapucuí e a leste com propriedades de terceiros na bacia do rio Trombetas e do lago Sapucuí, conforme ilustra a Figura 04 (IBAMA, 2001).

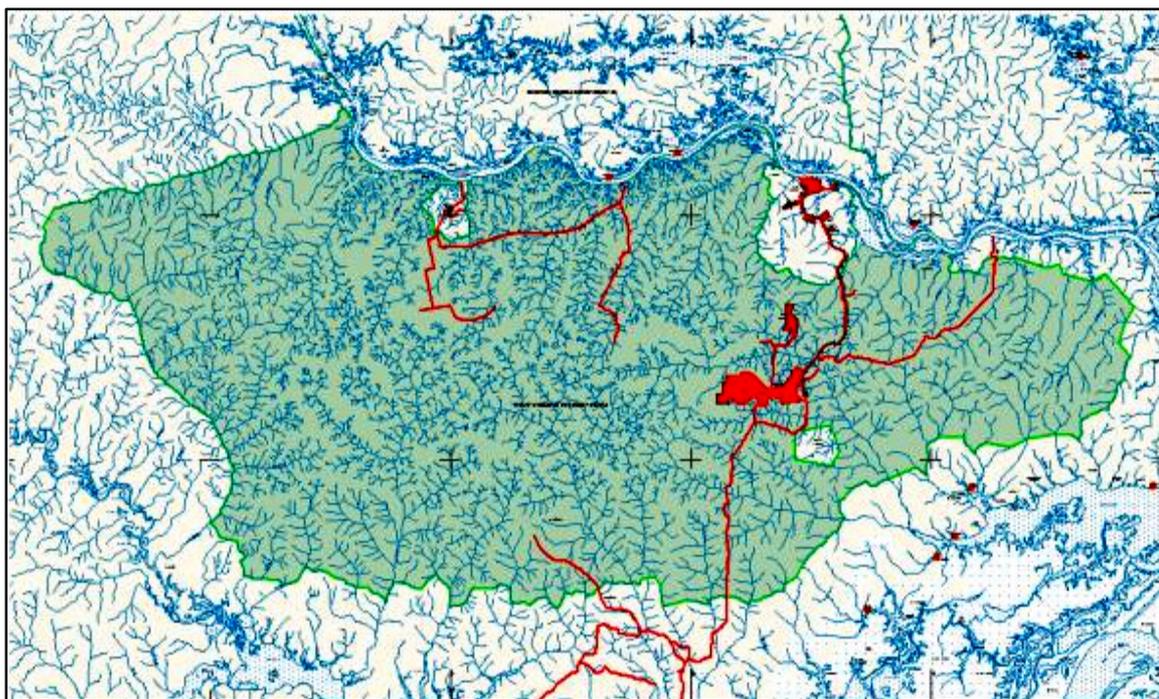


Figura 04. Mapa base da Floresta Nacional de Saracá-Taquera.

2.8.2 Clima

O clima da região é do tipo AF1 da classificação de Köppen, apresentando precipitação pluviométrica anual variando de 2500 a 3000 mm (SALOMÃO & MATOS, 2002).

É caracterizado como clima tropical úmido, com índice médio anual de umidade relativa superior a 75% e apenas dois meses com média em torno de 70%. Ocorrem dois períodos distintos de precipitação: estação chuvosa (dezembro a maio) com uma média de precipitação pluviométrica de 265,8 mm/mês e estação seca (julho a outubro) com uma média de 72,3 mm/mês. Ocorrem também, dois períodos de transição: chuvoso-seco em junho e seco-chuvoso em novembro. A temperatura média anual foi de 25,7 °C para o período de 1971 a 1994. As médias mensais variam pouco ao longo do ano, sendo novembro o mês mais quente, com 25 °C, e julho o mês mais frio, com 22,9 °C. A insolação média anual para o período de 1976 a 1994, foi de 1902,4 horas e, os ventos, normalmente fracos e variáveis, com calmarias frequentes (IBAMA, 2001).

As Figuras 05 e 06 apresentam a precipitação média mensal para o período de 1982 a 2002 e as temperaturas médias mensais (mínimas e máximas) para o período de 1986 a 1998,

de acordo com dados obtidos na Estação Meteorológica da Mina do Platô Saracá em Porto Trombetas – PA.

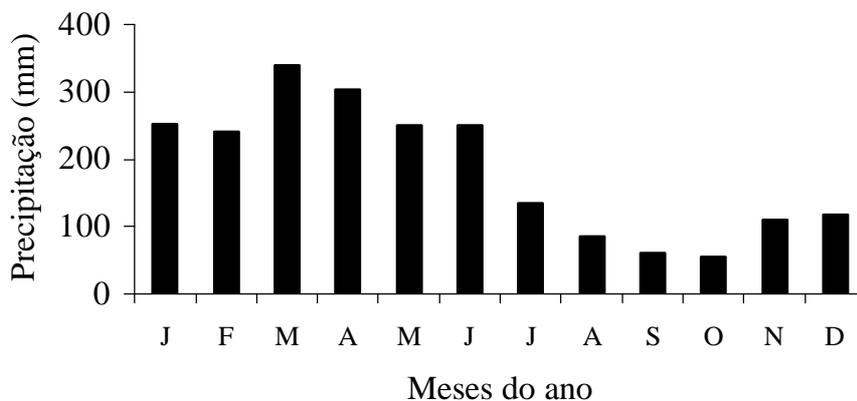


Figura 05. Distribuição das médias mensais de pluviosidade, no período de 1982 a 2000, na Mina do Platô Saracá, Porto Trombetas- PA. Fonte: OLIVEIRA (2003), com adaptações.

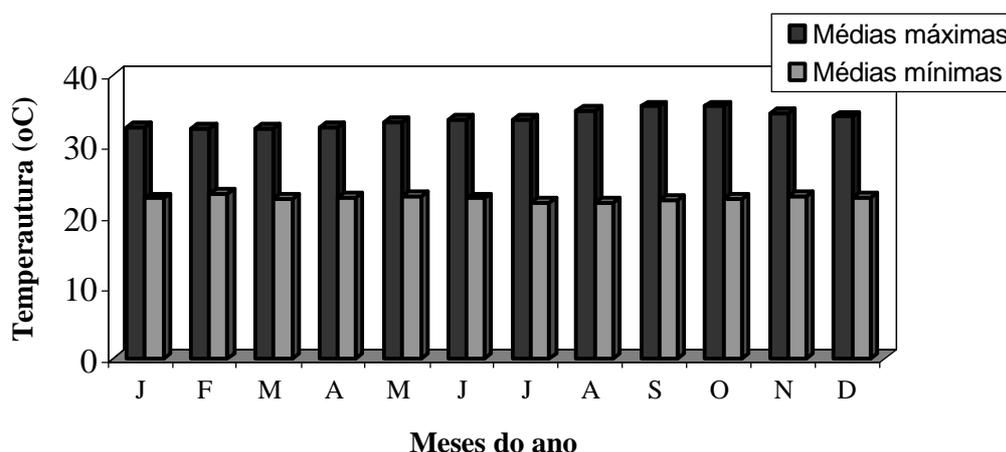


Figura 06. Temperaturas médias mensais das mínimas e das máximas na Estação Meteorológica da Mina de Saracá, Porto Trombetas- PA. Fonte: OLIVEIRA (2003), com adaptações.

2.8.3 Hidrografia e hidrologia

A área da Floresta Nacional de Saracá-Taquera é banhada pela bacia do rio Trombetas e rio Nhamundá com grande abundância de lagos, que por sua vez encontram-se inseridas no grande Sistema Hidrográfico do rio Amazonas. A bacia amazônica possui drenagem nitidamente do tipo exorréico, ou seja, o escoamento global das águas se faz de modo contínuo até o mar (IBAMA, 2001).

2.8.4 Geomorfologia e geologia

A região encontra-se na unidade morfoestrutural do Planalto Dissecado do Rio Trombetas – Rio Negro, onde nas proximidades da margem direita do rio Trombetas há relevos tabulares onde ocorre a exploração de bauxita. Pertence a uma vasta planície sedimentar que forma o assoalho da Bacia Amazônica, sendo na sua quase totalidade formada

por terrenos terciários e em pequena proporção de depósitos quaternários e aluviões modernos (MRN, 2001).

O relevo da Floresta Nacional de Saracá-Taquera pode ser compartimentado em quatro unidades geomorfológicas, cada qual apresentando características topográficas, morfológicas e pedológicas distintas e sujeitas às mesmas variações climáticas quais sejam: topo dos platôs, encostas, terras baixas e superfícies aluviais (IBAMA, 2001).

A área de estudo é compreendida geologicamente pelos sedimentos da Formação Barreiras (Ktb) e sedimentos quaternários recentes (Qa). A Formação Barreiras é constituída por sedimentos de origem continental - fluvial, lacustre e estuarina (IBAMA, 2001).

Na bacia amazônica os depósitos de bauxita são associados à série Barreiras do Terciário, constituídos de arenitos, siltitos e ocasionalmente, conglomerados. As lateritas são encontradas no topo dos platôs, fortemente dissecados pela erosão, sendo remanescentes do peneplano Terciário que se estendem ao longo do lado NE do rio Amazonas, desde as vizinhanças de Oriximiná até Jarilândia, no rio Jari. Os platôs são bem definidos, têm os topos planos, achatados, cuja elevação varia de 70 a 120 metros, com altitude de 150 a 200 metros em relação ao nível do mar (LAPA, 2000).

A bauxita de Porto Trombetas ocorre em várias regiões da Amazônia, em platôs de grande extensão, com altitude variando até 210 metros em relação ao nível do mar. Uma seção típica de platô nas áreas exploradas apresenta a seguinte seqüência (do topo para a base): Cobertura Vegetal, Capeamento, Bauxita Nodular, Laterita Ferruginosa, Bauxita Maciça (Gibbsítica) e Argila Variegada (IBAMA, 2001).

2.8.6 Solos

De acordo com IBAMA (2001), as classes de solos predominantes na Floresta Nacional de Saracá-Taquera são os argissolos, gleissolos, latossolos e neossolos, distribuídos nos seguintes sub-grupos:

Argissolos: ocorrência bastante abundante no interior da Flona, distribuídos em ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS Alumínicos típicos e ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS Distróficos arênicos;

Gleissolos: classe com grande expressão nas áreas mais baixas e sujeitas a alagamento, ocorrência de GLEISSOLOS HÁPLICOS Tb Distróficos típicos;

Latossolos: abrange LATOSSOLOS AMARELOS Distróficos típicos, LATOSSOLOS AMARELOS Alumínicos e LATOSSOLOS VERMELHO-AMARELOS. Apresenta-se como a classe de menor proporção no interior da Flona, porém de extrema importância para o trabalho, uma vez que é a classe predominante nos platôs onde ocorre o processo de mineração, sendo portanto a classe de solo que dá origem ao material a ser revegetado (rejeito da mineração de bauxita);

Neossolos: classe de solos com maior expressão geográfica na Flona, abrangendo os NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS Órticos gleicos, e NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS Órticos típicos.

A Figura 07 apresenta o mapa de solos da Floresta Nacional de Saracá-Taquera.

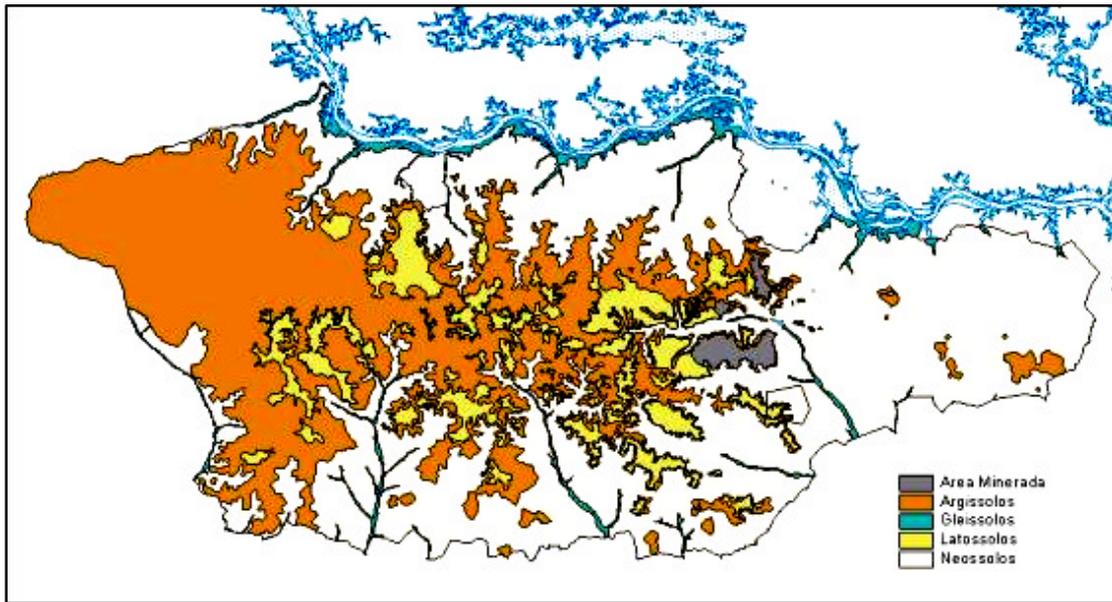


Figura 07. Mapa de solos da Floresta Nacional de Saracá-Taquera.

Nos platôs terciários ocorrem os Latossolos Amarelo de textura argilosa e muito argilosa sob vegetação de floresta equatorial subperenifólia. São solos profundos, bem drenados em topografia plana, ideal para o agropastoril devido o seu manejo e menores riscos de erosão. São quimicamente pobres, porém, respondem muito bem a fertilização (SILVA et al., sem data).

O solo do Platô Saracá foi classificado como Latossolo Amarelo álico (LA), originado de rochas sedimentares do Grupo Barreiras, apresentando o horizonte A pouco espesso e o horizonte B profundo. É um solo muito argiloso, ácido, com altos teores de Al trocável e baixos teores de fósforo, de cálcio e de magnésio (RUIVO et al., 2002).

O perfil típico das áreas mineralizadas em bauxita mostra uma camada superficial de solo com teores médios a altos de carbono orgânico (horizonte A), com espessura média de 15 cm. Abaixo deste, ocorre um horizonte B caulínítico, com aproximadamente 200 cm de espessura e, sob esse pacote pedogenizado, ocorre depósito argiloso, de cor marela, caulínítico. Na base do depósito argiloso, encontra-se bauxita nodular em camada com espessura de até 250 cm, constituída por pisólitos ferruginosos e nódulos de gibbsita em matriz argilosa. A camada subjacente à bauxita nodular é uma laterita ferruginosa (couraça) com espessura máxima de 200 cm. Logo abaixo desta camada, encontra-se uma camada de bauxita compacta com espessura variando de 300 a 600 cm. que constitui o principal minério explorado na área (RUIVO et al., 2002).

2.8.7 Vegetação

De acordo IBAMA (2001), na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, como um todo, predominam as seguintes formações vegetais: Floresta Ombrófila Densa, Formações Pioneiras com Influência Fluvial e Campinarana, conforme apresentado na Figura 08.

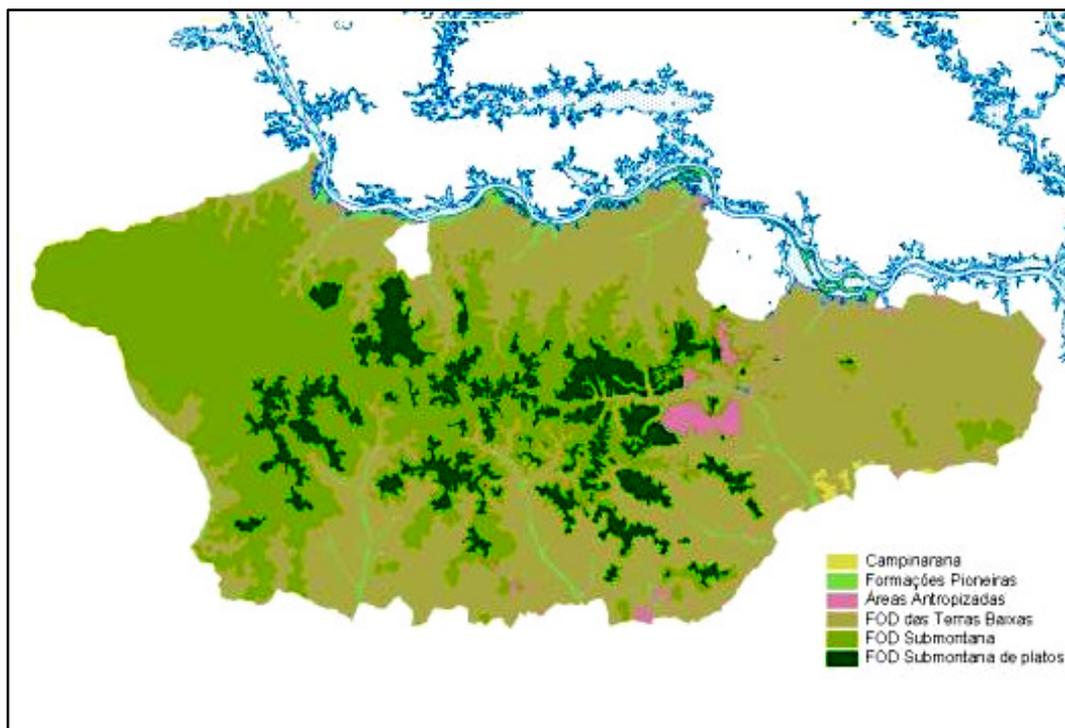


Figura 08. Mapa de Vegetação da Floresta Nacional de Saracá-Taquera.

A área de estudo está inserida na Região da Floresta Tropical Densa, sub-região dos Baixos Platôs da Amazônia, domínio da floresta densa das baixas altitudes, cuja fisionomia refere-se à florestas localizadas principalmente nos platôs Terciários e terraços antigos e recentes, apresentando-se com dois estratos distintos: um emergente e outro uniforme. As principais espécies de interesse econômico que caracterizam o estrato emergente são: *Dinizia excelsa* (angelim pedra), *Bertholletia excelsa* (castanheira) e *Cedrelinda catanaeformis* (cedrorana). O estrato uniforme é caracterizado por *Manilkara* spp. (maçarandubas), *Protium* spp. (breus) e *Pouteria* spp. (abius). Trata-se de florestas com alto volume de madeira de grande valor comercial. Comparada com outras áreas florestais da Amazônia é uma das mais belas, com sub-bosque limpo, boa regeneração natural e fácil penetração (SALOMÃO & MATOS, 2002).

2.8.8 Uso e ocupação do solo

De acordo com IBAMA (2001), as principais formas de uso e ocupação do solo na Floresta Nacional de Saracá-Taquera são os apresentados na Tabela 02.

Tabela 02. Classes de uso e ocupação do solo na Floresta Nacional de Saracá –Taquera, Porto Trombetas (PA).

Uso do Solo	Área (ha)	%
Aeroporto	--	--
Agropecuária	3.952,32	0,92
Áreas em recuperação	2.405,76	0,56
Campinarana	945,12	0,22
Floresta Primária	416.153,52	96,07
Hidrografia	4.124,16	0,96
Mineração	1.546,56	0,36
Porto Trombetas	--	--
Solo exposto	472,56	0,11
TOTAL	429.600,00	100,00

Fonte: IBAMA (2001).

A área de estudo concentra-se em algumas destas áreas em recuperação (monitoramento de reflorestamentos com diferentes idades) e em áreas provavelmente caracterizadas na Tabela 02, como solo exposto, que caracterizam os tanques de rejeitos da mineração de bauxita.

2.8.9 Descrição das áreas em estudo

Os sistemas avaliados estão localizados no platô de bauxita Saracá e sofreram diferentes formas de intervenção visando a recuperação ambiental de tanques de depósitos de rejeito da lavagem da bauxita e depósitos de estéril da mineração de bauxita, conforme descrito a seguir:

1. Tanque de rejeito SP1, submetido a cinco tratamentos de adubação (adubações A, B, C, D e E), revegetado com espécies arbóreas (leguminosas e não leguminosas) no ano de 1999, após hidrossemeadura com leguminosas herbáceas, arbustivas e arbóreas e acréscimo de nutrientes;
2. Bordas do tanque de rejeito SP1, revegetadas com mistura de espécies leguminosas e não leguminosas (alta diversidade de espécies arbóreas), com aplicação de altas doses de adubo junto com a hidrossemeadura, no ano de 1999.
3. Tanque de rejeito SP 2-3 Norte, revegetado via hidrossemeadura com *Sesbania virgata* e *Sesbania exasperata* e aplicação de adubo, no ano de 2000;
4. Tanque de rejeito SP 2-3 Sul, revegetado via hidrossemeadura com *Sesbania virgata* e *Sesbania exasperata* e em menor densidade *Senna reticulata*, *Chamaecrista desvauxii* e *Aschynomeae sensitiva* mais aplicação de adubo, no ano de 2001;
5. Reflorestamento misto com espécies nativas realizado sobre sub-solo estéril em bauxita, com aplicação (incorporação) do solo superficial, no ano de 1984;
6. Reflorestamento misto com espécies nativas realizado sobre sub-solo estéril em bauxita, com aplicação (em superfície) do solo superficial, no ano de 1992;
7. Reflorestamento misto com espécies nativas realizado sobre sub-solo estéril em bauxita, com aplicação (em superfície) do solo superficial, no ano de 1994;
8. Reflorestamento misto com espécies nativas realizado sobre sub-solo estéril em bauxita, sem aplicação do solo superficial, no ano de 1994;
9. Reflorestamento misto com espécies nativas realizado sobre sub-solo estéril em bauxita, com aplicação (em superfície) do solo superficial, no ano de 1999;
10. Mata nativa – remanescente de floresta nativa, localizado próximo à área de mineração no Platô Saracá.

2.8.10 Descrição do processo de revegetação dos tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas

O processo de revegetação dos tanques de rejeito inicia-se com a hidrossemeadura de coquetel de sementes de leguminosas arbustivas e arbóreas, adicionadas de adubos químicos, inoculantes de estirpes selecionadas de rizóbio e de fungos micorrízicos e pasta de celulose, aplicados via bombeamento no rejeito ainda não consolidado.

O tanque de depósito de rejeito SP1 possui uma área total de 25 ha e foi hidrossemeado nos meses de novembro e dezembro de 1998 e teve como espécie base da hidrossemeadura a *Sesbania virgata*, e como espécies acompanhantes a *Acacia holosericea*, o mata-pasto (*Senna reticulata*), o mari-mari do fruto pequeno (*Cassia leiandra*) e mari-mari do fruto comprido (*Cassia* sp.). A adubação base da hidrossemeadura consistiu na aplicação de 250 kg de termofosfato, 150 kg de sulfato de potássio, 50 kg de FTE BR-12 e 300 kg de calcário dolomítico, diluídos em 5000 litros de água e aplicados em um hectare.

Em função da baixa pressão do equipamento de bombeamento usado na hidrossemeadura, quando o reservatório estava próximo a se esvaziar, o restante do coquetel era aplicado numa faixa de 20 m ao longo das bordas do tanque (já que a pressão não era suficiente para bombear a mistura até o interior do tanque) até esvaziar completamente o reservatório, de forma que as áreas de borda do tanque SP1 receberam quantidades de adubos e sementes muito superiores à área do interior do tanque.

Após o estabelecimento das espécies introduzidas no tanque via hidrossemeadura, foram distribuídas a lanço e ao longo de todo o tanque SP1, o total de 830,70 kg de sementes de 48 espécies arbustivas e arbóreas (Anexo I). Novamente a distribuição de sementes a lanço foi mais concentrada na faixa de borda do tanque SP1.

No ano de 2000 foi instalado um experimento de níveis de adubação no interior do tanque SP1 (descrição detalhada do experimento no Capítulo I) e realizado o plantio de mudas com adubação na cova, em espaçamento 3 x 2 m nas demais áreas do tanque de rejeito, não abrangidas pelo experimento, incluindo as áreas da borda, que se constitui na última etapa do processo de revegetação.

O tanque de rejeito SP 2-3 possui uma área aproximada de 75 ha, e para facilitar os trabalhos de campo foi subdividido em SP 2-3 Norte e SP 2-3 Sul. O tanque SP 2-3 Norte foi hidrossemeado com coquetel composto por: sementes de *Sesbania virgata*; adubação base composta por 150 kg de 4-14-8, 50 kg de FTE BR12, 50 kg de calcário e 150 kg de termofosfato magnésiano; inoculante de estirpes selecionadas de rizóbio e de fungos micorrízicos; e pasta de celulose, aplicados no ano de 2000. O tanque SP 2-3 Sul foi hidrossemeado com coquetel composto por sementes de *Sesbania virgata* e *Sesbania exasperata* e em menor densidade *Senna reticulata*, *Chamaecrista desvauxii* e *Aschynomeae sensitiva* e demais componentes descritos acima, aplicado no ano de 2001.

A inoculação com rizóbio para cada espécie que nodula foi de 600g de inoculante específico (previamente selecionado) por hectare. A recomendação de inoculação com fungos micorrízicos foi de um quilograma de inoculante de *Glomus clarum* e *Gigaspora margarita* proveniente da Embrapa Agrobiologia e 2 kg de solo com raízes coletado de *Brachiaria humidicola* crescendo em Porto Trombetas.

As áreas de depósito de sub-solo estéril em bauxita foram revegetadas através do plantio de mudas de espécies arbóreas nativas disponíveis no viveiro da empresa Mineração Rio do Norte (MRN), na época do plantio. O plantio foi realizado pela MRN seguindo a metodologia comumente empregada pela empresa, que consiste na marcação das linhas de plantio, abertura de covas, aplicação de adubos e calcário e plantio de mudas previamente preparadas em sacolas plásticas de polietileno. Ao longo do tempo a metodologia de plantio

tem sofrido pequenas modificações técnicas, como mudanças nos espaçamentos de plantio, nas adubações empregadas e no preparo do solo.

Atualmente o espaçamento utilizado no plantio das mudas é de 2 x 2 m e a adubação de cova composta por 150 g de calcário dolomítico, 130 g de adubo formulado NPK (4-14-8), 40 g de termofosfato magnésiano, 10 g de micronutriente FTE BR-12. O plantio é realizado em linhas, em covas de 20 x 20 cm, após preparo do solo que consiste na reconformação topográfica do terreno (consiste em espalhar o estéril da mineração de bauxita por toda a área a ser revegetada, de forma a tornar a área o menos irregular possível), reposição do solo superficial com restos orgânicos provenientes da exploração florestal, que é espalhado em superfície em toda a área. No passado o solo superficial era incorporado ao sub-solo, o que não conduzia a resultados satisfatórios.

A inoculação das leguminosas fixadoras e com fungos micorrízicos geralmente se dá ainda na fase de produção da muda, através da inoculação das sementes com inoculante contendo o rizóbio previamente selecionado e mais eficiente para a espécie em questão, acrescido de solo rizoférico mais raízes de *Brachiaria sp.*, utilizado para multiplicação dos fungos micorrízicos que se pretende inocular. Sempre que possível acrescenta-se solo rizoférico de gramíneas locais visando garantir infecção com fungos micorrízicos locais e não apenas os introduzidos.

3. CAPÍTULO I

USO DE INDICADORES QUÍMICOS DE SOLO E PLANTA NO MONITORAMENTO DA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DE ÁREAS DE MINERAÇÃO DE BAUXITA EM PORTO TROMBETAS (PA)

3.1 RESUMO

Com o objetivo de monitorar o processo de recuperação ambiental de tanques de depósito de rejeito da lavagem da bauxita e depósitos de subsolo estéril em bauxita em Porto Trombetas (PA), foram realizadas determinações químicas do solo (disponibilidade de nutrientes), da serapilheira e dos teores foliares de nutrientes de plantas indicadoras, em áreas submetidas a diferentes metodologias de revegetação, avaliadas em diferentes idades do plantio. As áreas de tanque de rejeito foram revegetadas através da hidrossemeadura de leguminosas arbustivas e arbóreas mais aporte de nutrientes no rejeito ainda inconsolidado. Os depósitos de estéril foram reflorestados com espécies arbóreas predominantemente nativas, com grande proporção de leguminosas fixadoras de N₂, adubadas na cova com adubação composto por 150 g de calcário dolomítico, 130 g de adubo formulado NPK (4-14-8), 40 g de termofosfato magnésiano e 10 g de micronutriente FTE BR12, após reposição do solo superficial previamente estocado. No tanque de rejeito SP1, após a hidrossemeadura, foi realizado plantio de mudas de espécies arbóreas em experimento com cinco níveis de adubação e calagem, equivalente às dosagens totais de 750, 1375, 2250, 3125 e 4500 kg ha⁻¹ da mistura de fosfato de rocha, sulfato de potássio, micronutrientes FTE BR12 e calcário dolomítico, para avaliação dos níveis de adubação necessários para a revegetação do rejeito, tendo em vista sua baixíssima disponibilidade de nutrientes. De acordo com as determinações químicas realizadas os macronutrientes que se mostraram mais limitantes para o processo de revegetação foram o nitrogênio e fósforo, quando foram utilizadas espécies não leguminosas como o jamelão (*Sizygium jambolana*); e fósforo e magnésio, quando utilizadas leguminosas fixadoras de N₂ como o ingá-de-macaco (*Zygia caractae*). A avaliação do experimento do tanque de rejeito SP1 indicou que nem os maiores níveis de adubação/calagem utilizados, foram suficientes para permitir uma adequada nutrição das plantas, indicando a necessidade de novos aportes de fertilizantes (notadamente fontes de P, Ca e Mg). A área de mata nativa e reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1984, 1992 e 1999, apresentaram altos teores de C-orgânico total e N-total do solo, inclusive superiores a outras áreas em condições semelhantes na Amazônia Brasileira, indicando que as práticas de reposição do solo superficial, associado aos plantios por mudas, apresentaram boa capacidade de repor os níveis de C e N total do solo, após o processo de mineração.

Palavras chave: Recuperação ambiental; análises químicas do solo; teores foliares de nutrientes em árvores.

3.2 ABSTRACT

Aiming at monitoring the process of environmental recovery in residue deposits of bauxite washings and sterile bauxite subsoil deposits at Porto Trombetas, Pará State, chemical determinations of the soil were evaluated (availability of nutrients), of the litter and foliar contents on indicating plants nutrients in areas submitted to different methodologies of replanting, appraised at different planting ages. The areas of the residue tanks were replanted by hydro-sowing leguminous trees species with nutrient increase into residues not consolidated. The sterile deposits were replanted with predominantly native trees species, with great proportions of N₂-fixing leguminous, fertilized with 150g dolomitic lime, 130g NPK (4-14-8) formulated fertilizer, 40g magnesium thermophosphate and 10g FTE BR12 micronutrient, after reposition of the previously stocked superficial soil (top soil). In SP1 residue tank, after hydro-sowing, were planted seedlings of tree species in an experiment with five fertilizing levels and liming equivalent to the total dosages of 750, 1375, 2250, 3125 and 4500 kg ha⁻¹ of a mixture of rock phosphate, potassium sulphate, FTE BR12 micronutrients and dolomitic lime, for appraisal of the fertilizing levels necessary to replant of the residues deposits of bauxite. According to the chemical determinations effected, the macronutrients that showed themselves most limiting to the replanting process were nitrogen and phosphorus when non-leguminous species were utilized, such as “jamelão” (*Sizygium jambolana*); and phosphorus and magnesium when N₂-fixing leguminous species were utilized, such as “ingá-de-macaco” (*Zygia caractae*). The appraisal of SP1 residue tank experiment indicated that not even the major levels of fertilizing/liming were sufficient to allow adequate plant nutrition, indicating the necessity of new fertilizer inputs (especially sources of P, Ca and Mg). The area of native forests and reforestation made on sterile in 1984, 1992 and 1999 presented high contents of organic C-total and N-total in the soil, even superior to other areas in similar conditions in the Brazilian Amazon Region, denoting that the reposition practices of the surface soils, associated to seedling plantings, presented a good capacity of replacing the total C and N levels of the soil after the mining process.

Key words: Environmental recovery, soil chemical analyses; tree nutrient foliar contents.

3.3 INTRODUÇÃO

Para uma melhor compreensão dos efeitos da adubação e calagem sobre a disponibilidade de nutrientes no solo, a composição química da serapilheira e os teores foliares de nutrientes das plantas, utilizados como indicadores da recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita, faz-se necessária uma adequada caracterização química e mineralógica dos substratos revegetados, tendo em vista tratar-se de materiais com características bastante peculiares e em alguns aspectos bastante distintos dos solos agrícolas convencionalmente estudados.

3.3.1. Caracterização química e mineralógica do estéril e do rejeito

a) Rejeito

As caracterizações químicas, físicas, físico-químicas e mineralógicas do rejeito da lavagem de bauxita permitem melhor conhecimento das suas características e propriedades, com o objetivo de buscar uma otimização no processo de fertilização e melhor compreensão das relações substrato-planta que possam ocorrer durante o processo de revegetação e de formação de um novo solo. É de grande importância para o monitoramento do processo de recuperação ambiental dos tanques de rejeito, pois servirá de referência como ponto inicial do processo de formação de solo (DIAS et al., 2002).

Com o objetivo de realizar caracterizações químicas, físicas e mineralógicas do rejeito de lavagem de bauxita produzido em Porto Trombetas (PA), foi realizada uma criteriosa amostragem e respectivas determinações analíticas do rejeito, no ano de 2001, no Laboratório de Solos da Universidade Federal de Viçosa, cujos resultados compilados de DIAS et al. (2002), são apresentados a seguir.

Amostras compostas deformadas e indeformadas foram retiradas do tanque de rejeito SP2/3 na Mina de bauxita do Saracá, Porto Trombetas (PA). As amostras deformadas foram retiradas até a profundidade de 20 cm e as indeformadas na forma de um bloco de 30 cm de comprimento por 20 cm de largura e 30 cm de profundidade. Todas as análises foram realizadas em triplicatas. A caracterização física foi realizada por meio de análise textural na TFSA, pelo método da pipeta (EMBRAPA, 1997).

Para a caracterização química das amostras, foram determinados os valores de pH em água; acidez potencial a pH 7,0; CTC efetiva e total; teores de carbono orgânico, pela oxidação com dicromato de potássio; P e K disponíveis, por Mehlich -1; e Ca, Mg e Al trocáveis, extraídos por KCl 1,0 mol/L; S disponível em $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 500 mg.L^{-1} em HOAc 2 N; e P-remanescente.

Nas Tabelas 03 e 04 são apresentados os resultados de disponibilidade de nutriente no rejeito da lavagem de bauxita. De maneira geral observa-se claramente o caráter ácido e distrófico do material. Com teor de fósforo não detectável e baixíssimos teores de Ca, Mg e K.

Tabela 03. Valores de pH em água, teores de P e K disponíveis Al, Ca e Mg trocáveis, acidez potencial (H+Al) e soma de bases (SB) da amostra de rejeito de lavagem de bauxita em Porto Trombetas (PA).

<i>pH H₂O</i>	<i>P</i>	<i>K</i>	<i>Al³⁺</i>	<i>Ca²⁺</i>	<i>Mg²⁺</i>	<i>H + Al</i>	<i>SB</i>
	----- mg dm ⁻³ -----			----- cmol _c dm ⁻³ -----			
4,9	nd	4	nd	0,08	0,02	0,33	0,11

nd - não detectável pela metodologia utilizada.

Tabela 04. Valores de capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva e total, teor de matéria orgânica (M.O.), saturação de bases (V) e de alumínio (m), valor de fósforo remanescente (P rem) e teores disponíveis de Zn, Fe, Mn e Cu da amostra de rejeito de lavagem de bauxita em Porto Trombetas (PA).

<i>CTC efetiva</i>	<i>CTC total</i>	<i>M.O.</i>	<i>V</i>	<i>m</i>	<i>P rem.</i>	<i>Zn</i>	<i>Fe</i>	<i>Mn</i>	<i>Cu</i>
---cmol _c dm ⁻³ ---		dag kg ⁻¹	----- % -----		mg L ⁻¹	----- mg dm ⁻³ -----			
0,11	0,44	0,20	25,0	Nd	28,9	0,36	28,7	0,8	0,38

nd - não detectável pela metodologia utilizada.

Tabela 05. Resultado da análise granulométrica da amostra de rejeito da lavagem de bauxita em Porto Trombetas (PA).

<i>Areia grossa</i>	<i>areia fina</i>	<i>Silte</i>	<i>Argila</i>	<i>Classe textural</i>
----- % -----				
9	14	25	53	argila

Em função da origem do material, é perfeitamente esperado um teor muito baixo de matéria orgânica como o observado na Tabela 06. Apesar de apresentar um elevado teor de argila (Tabela 05), observa-se que a mineralogia da fração argila é formada basicamente por caulinita e gibbsita (Tabela 06). Desta forma, a baixa concentração de matéria orgânica e a presenças destes minerais fazem com que o material apresente um baixo valor de capacidade de troca catiônica, tanto para a efetiva como para a determinada a pH 7,0, conforme verificado na Tabela 04.

Tabela 06. Composição mineralógica da amostra de rejeito da lavagem de bauxita em Porto Trombetas (PA).

Variável	Valor
	dag kg ⁻¹
SiO ₂	17,30
Al ₂ O ₃	30,00
Fe ₂ O ₃	21,50
TiO ₂	3,30
Cão	0,10
MgO	0,23
Na ₂ O	0,02
K ₂ O	0,01
Caulinita	37,20
Gibbsita	23,30
SiO ₂ livre	nd

nd - não detectável pela metodologia utilizada.

De acordo com GARRIDO-FILHA (1990), o rejeito recém saído da planta de lavagem é constituído basicamente de água (91%), sendo o restante compostos de alumina (argila – 4 %), compostos de sílica (areia – 2%), óxidos de ferro (2%) e óxido de titânio (1%). O rejeito é bombeado para os tanques de depósito com mais 60% de sólidos e passam por um processo de adensamento e drenagem do excesso de água, de tal forma que nos tanques predomina a fração mineral cuja composição foi descrita acima.

b) Estéril

O estéril da mineração de bauxita é um substrato composto pelos diferentes materiais que formam o perfil de um platô de bauxita e que são misturados durante o processo de lava. LAPA (2000) apresenta um desenho esquemático de um perfil típico de um platô de bauxita em Porto Trombetas, sendo composto pela vegetação original (floresta), seguida pelo solo superficial, argila amarela, bauxita nodular, laterita, bauxita maciça e outra camada de argila que aprofunda no perfil até o material de origem (rocha ou sedimento).

Segundo o autor, a seqüência de materiais na parte superior do platô (onde se concentra a atividade de mineração), pode ser separada em três zonas distintas: argila belterra, zona de laterita concrecionária e a zona saprolítica. A zona de laterita concrecionária é subdividida em três sub-zonas: bauxita nodular, laterita e bauxita maciça (que é o material minerada). Os constituintes mineralógicos desta seqüência são essencialmente os mesmos, variando apenas a proporção. Deste modo, caulinita, gibsita e hematita são os minerais principais e a goethita, Anastásio e quartzo os minerais secundários. Os componentes destes minerais são predominantemente Al_2O_3 , SiO_2 , Fe_2O_3 e TiO_2 .

De acordo com GARRIDO-FILHA (1990) o material que irá formar o estéril da mineração de bauxita, atinge de 12 a 20 m de profundidade e compõe-se de 80% de argila amarela caulinitica, 10% de cascalho bauxítico em matriz argilosa e 10 % de laterita ferruginosa. Porém esta composição pode variar bastante de local para local e num mesmo local, em função do processo de lava.

O estéril da mineração de bauxita é, portanto, um substrato composto por diferentes proporções dos materiais minerais descritos, adicionado do solo superficial e restos orgânicos remanescente da colheita florestal, de forma que se caracteriza como um substrato bastante heterogêneos em termos de constituição química e mineralógica, porém com característica físicas, químicas e biológicas bem melhores do que o rejeito.

De acordo com FRANCO et al. (1996) o estéril da mineração de bauxita é composto em média por 78% de argila, 16% de silte e 6% de areia e apresenta, em média, a seguinte caracterização química (Tabela 07). Os teores de carbono orgânico variam entre 0,06 e 0,13 $dag\ kg^{-1}$ (CAMPELLO, 1999).

Tabela 07. Caracterização química média do estéril da mineração de bauxita de Porto Trombetas (PA). Extraído de FRANCO et al. (1996).

pH em KCl	P (Mehlich)	K	Al^{3+}	$Ca^{2+} + Mg^{+2}$
	----- $mg\ dm^{-3}$ -----		----- $cmol_c\ dm^{-3}$ -----	
4,6	0,1	9,00	0,3	2,00

3.3.2 Análises químicas do solo, planta e serrapilheira como indicadores

As determinações químicas do solo têm sido largamente citadas como bons indicadores da qualidade do solo, da sustentabilidade de sistemas agrícolas ou florestais, ou de

mudanças no uso do solo (DORAN & PARKIN, 1996; TURCO & BLUME, 1999; SANTANA, 1999; MONTAGNINI, 2001; OLIVEIRA et al, 2002; BARROS & COMERFORD, 2002; REIS, 2002). A definição de qual ou quais indicadores a serem utilizados, no entanto, não tem se mostrado uma tarefa fácil, uma vez que todos eles apresentam potencialidades e limitações, e são mais ou menos adequados às diferentes situações.

Diversas tentativas têm sido feitas no sentido de escolher dentre os atributos químicos, normalmente quantificados nas análises de solo de rotina, aqueles que são mais sensíveis para indicar mudanças na fertilidade do solo, como um todo. IMHOFF, KIEHL & SILVA (1997) citam, a toxidez de Mn e Na, e o suprimento por P, Mo, Mg e Zn, como importantes atributos químicos indicadores da qualidade do solo.

Merecem atenção, também, os atributos diretamente relacionados com o teor de matéria orgânica do solo, como o C, N, P e S, uma vez que, a decomposição e mineralização da matéria orgânica são diretamente influenciadas por condições ambientais e de manejo e esta constitui importante compartimento de reserva, destes nutrientes. CERRI et al., (1996) relataram diminuições de 20 a 30 % do carbono total do solo nos primeiros anos após o desmatamento e queima. Os mesmos autores afirmam que o teor de carbono orgânico do solo é influenciado, também, por atributos químicos como o pH, além da drenagem e, sobretudo a textura do solo.

Existem diversas formas de se avaliar o efeito de diferentes níveis de adubação e calagem ou a presença natural de nutrientes no solo, sobre a disponibilidade de nutrientes às plantas. Durante muito tempo a principal forma utilizada foi a indireta, a partir de análises de solo com o uso de extratores químicos, que simulam a capacidade das plantas em extrair os nutrientes do solo (VIEIRA & VIEIRA, 1983; FREIRE et al., 1988; MALAVOLTA, VITTI & OLIVEIRA, 1989).

De acordo com FREIRE et al. (1988) dentre os métodos disponíveis para avaliação da fertilidade do solo, o que reúne maior número de vantagens é a análise química de amostras de solo, representativas da área sob estudo. Tais vantagens compreendem a rapidez, facilidade de execução, baixo custo e viabilidade de serem obtidos os resultados em tempo hábil para o planejamento, antes da implantação dos cultivos.

CANTARELLA (1999) cita que a análise de solo é largamente utilizada para diagnósticos da fertilidade para servir de base para recomendações de calagem e adubação, e que grandes progressos têm sido feitos nessa área no Brasil, nas últimas décadas.

ERNANI (2003) afirma que a análise de solo tem sido o método, isoladamente, mais eficiente para avaliar a disponibilidade da maioria dos nutrientes do solo. Ela dá uma idéia geral sobre a disponibilidade de cada nutriente, da relação entre os mesmos, e da necessidade quantitativa da adição de fertilizantes. A análise de solo não garante, entretanto, que os nutrientes existentes no solo sejam absorvidos pelas plantas, pois esse processo depende do movimento dos mesmos até as raízes e do desenvolvimento do sistema radicular, os quais são afetados principalmente pela umidade e textura do solo.

Além das questões amostrais, as principais limitações da análise química de solo, na predição da disponibilidade de nutrientes às plantas, estão relacionadas à utilização de extratores químicos. Extrator é o nome que se dá à solução ou composto químico, capaz de extrair da amostra de material de solo apenas a fração que a raiz poderia absorver. Este extrator ideal, capaz de simular o procedimento da planta, não existe e mesmo que existisse, seria necessário empregar um extrator não só para cada elemento, como para cada planta, pois a capacidade extratora varia com a espécie, com cultivar, com o indivíduo e até mesmo com o estágio vegetativo do indivíduo (FREIRE et al., 1988).

Outra limitação importante está relacionada à determinação dos nutrientes que se encontram na forma aniônica no solo. De acordo ALVAREZ V. et al., (2000) nas análises de

caracterização química dos solos, há determinações que indicam, direta ou indiretamente, o *status* de cátions do solo, e sua possível disponibilidade para as plantas. Quanto aos ânions, em especial o P e o S, não se tem uma determinação que avalie diretamente sua disponibilidade. No caso do P, sua disponibilidade depende das formas em que ocorre no solo.

Tendo em vista as limitações descritas acima, e a necessidade do monitoramento da fertilidade do solo/substrato em sistemas em que mudanças nos teores de nutrientes e matéria orgânica do solo é lento e difíceis de serem conseguidas, como é o caso de áreas degradadas pela atividade de mineração, faz-se necessário lançar mão de um conjunto maior de indicadores, visando detectar mudanças nos níveis de nutrientes ou limitações nutricionais, o mais cedo possível.

Em condições de clímax, as transformações dos tecidos vegetais e animais presentes no solo se processam dentro de uma dinâmica na qual a quantidade de carbono que entra no sistema é equivalente àquela que é liberada. Em tais condições, o teor de matéria orgânica dos solos é um parâmetro que guarda certo equilíbrio, não variando drasticamente de um ano para outro (FREIRE et al., 1988), ou em função de mudança sazonais, o que o caracteriza como um bom atributo indicador da qualidade do solo ou da recuperação de áreas degradadas.

MOTTA-NETO (1996) cita que de todas as propriedades químicas de um solo tropical, a quantidade e qualidade da matéria orgânica devem ser as que merecem maior atenção, devido ao importante papel por ela desempenhado. À medida que se propicia aumentos ou manutenção dos teores em níveis aceitáveis, obtêm-se melhorias na capacidade de retenção de umidade, estruturação e porosidade do solo, capacidade de troca e fornecimento de nutrientes, aumento da quantidade, diversidade e atividade da biota do solo, além da redução da toxidez de metais pesados e dos efeitos deletérios do alumínio às plantas sensíveis.

Segundo DIAS (1998), baixos níveis de matéria orgânica (MO) por si só, já caracteriza um solo degradado. Em áreas de pastagem ou de atividade agrícola, no entanto, mesmo com a presença da matéria orgânica no sistema, muitas vezes o processo de degradação dá-se de forma lenta e gradual, na medida em que se perde o horizonte superficial pela ação dos agentes de erosão.

Diversos trabalhos têm apresentado valores ideais para o teor de matéria orgânica do solo. REISSMANN (1996) cita o valor de 5 % de MO como ideal, porém o próprio autor considera esta questão bastante discutível, sendo bastante aceitáveis valores na faixa de 2 a 3 % para os solos tropicais. SAUTTER (1996) cita que num solo de floresta temperada, cerca de 6 % do seu volume são de substâncias orgânicas, sendo que destes, 85% são de materiais mortos (material vegetal caído, produtos de decomposição, húmus), e do restante, em torno da metade é formado por raízes vivas e organismos do solo, que perfazem mais ou menos 1% do peso do solo.

DUDA et al (1999) citam, que apesar de toda relevância dada à matéria orgânica do solo, a maioria dos trabalhos não tem caracterizado esse componente de maneira a enfatizar sua dinâmica e compartimentalização, sendo mais comuns trabalhos que comparam seus teores entre diferentes metodologias de recuperação ou práticas de manejo.

Neste sentido, quanto maior a capacidade de um método de recuperação ou forma de manejo em enriquecer o solo em MO, em comparação a outro, melhor ele é, ou maior é o seu potencial de recuperação e sustentabilidade. Teores de referência precisam ser obtidos, para permitir a comparação entre ambientes mais estáveis com aqueles degradados, ou entre diferentes sistemas de manejo.

Segundo DIAS & GRIFFITH (1998) a determinação dos valores de referência é ponto principal do processo de avaliação da degradação ou recuperação, e sempre que possível, não se deve utilizar padrões fixos para a comparação, mas fazê-la adotando-se valores obtidos a partir de uma área próxima, que não tenha sofrido intervenção antrópica. Para sistemas

cultivados, a comparação pode ainda ser feita com sistemas de manejo mais conservacionistas, além da clássica comparação com os ambientes naturais.

FREIXO, CANELLAS & MACHADO (2002) comparando preparo convencional de solo com plantio direto, cita que o preparo convencional, pode afetar de forma acentuada, os estoques de matéria orgânica do solo, pois promove grande degradação da estrutura do solo, levando a intensas perdas de MO por mineralização e erosão, enquanto que o plantio direto, pode reduzir as perdas de MO, pelo menor revolvimento do solo e maior preservação dos resíduos vegetais em superfície.

SANTOS et al (2001) comparando duas espécies leguminosas (guandu e siratro), com duas gramíneas (capim elefante e pangola) e com parcela desnuda (testemunha), verificaram diferenças significativas para o teor de C-orgânico total (COT) entre a testemunha e os tratamentos, sendo que os tratamentos não diferiram entre si. Segundo os autores, a utilização dos cultivos na recuperação de áreas degradadas, resultou em incremento nos teores de COT no solo.

Além dos teores de C-orgânico do solo, a deposição e composição química da serapilheira também têm sido utilizadas como indicadores da capacidade do sistema em enriquecer o solo em matéria orgânica e em nutrientes.

Em se tratando de ecossistemas florestais, a ciclagem de nutrientes passa a ser um aspecto de extrema importância na tentativa de entender a dinâmica dos nutrientes no sistema. No estudo da ciclagem, a quantificação das reservas minerais e orgânicas e suas transferências entre compartimentos, permite entender e comparar os diferentes ecossistemas e suas inter-relações com o meio. No ecossistema florestal, essas reservas acumulam-se na vegetação, nos animais, na serapilheira e no solo, sendo que este último, além de servir de substrato para a vegetação, constitui importante compartimento de onde é retirada a maior parte dos nutrientes necessários à sobrevivência das plantas (ANDRADE & CORREIA, 1999).

Alterações na cobertura vegetal causam desequilíbrio no ecossistema, e as qualidades intrínsecas da nova vegetação forçosamente influenciarão os processos físico-químicos e biológicos do solo, modificando características como qualidade e quantidade da matéria orgânica, complexo argilo-húmico e capacidade de troca de cátions. Ainda que de maneira indireta, a cobertura vegetal atua sobre a atividade da microbiota dos solos e, conseqüentemente, sobre o processo de decomposição da matéria orgânica, através de sua ação diferencial sobre características como temperatura, umidade, aeração, pH e nutrientes minerais (FIALHO, BORGES & BARROS, 1991).

OLIVEIRA et al. (2000) estudando o efeito de três leguminosas arbóreas fixadoras de nitrogênio - *Acacia holosericea*, *Enterolobium scomburkii*, *Inga edulis* - na recuperação de solos degradados pela mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA), verificaram maiores teores de matéria orgânica do solo sob *A. holosericea*, provavelmente devido a sua maior capacidade de aporte de material orgânico e acúmulo de serapilheira no solo, já que as três espécies aportam material orgânico com baixa relação C/N.

GARAY et al. (2003) estudando sistemas florestais verificou maiores teores de C-orgânico e N-total no solo sob *Acacia mangium* quando comparado com o solo sob *Eucalyptus grandis*, tendo verificado maior deposição e acúmulo de serapilheira pela leguminosa do que pelo eucalipto e atribuindo a esta espécie boa eficiência em reconstituir os horizontes orgânicos do solo.

Em termos qualitativos, COSTA et al., (2000), avaliando o fluxo de nutrientes em uma área degradada, após dez anos da sua revegetação com as leguminosas arbóreas - *Mimosa caesalpiniiifolia*, *Acacia auriculiformis* e *Gliricidia sepium* - em comparação a um fragmento da Mata Atlântica em fase secundária de sucessão (capoeira), verificaram que a serapilheira de *G. sepium* apresentou-se mais rica em nutrientes (N, P, Ca e Mg) e com os menores teores de polifenóis solúveis totais (PST), sendo potencialmente a espécie mais favorável à

decomposição e liberação de nutrientes. O maior porcentual de galhos de *M. caesalpinifolia* contribuiu para os menores teores de nutrientes na sua serapilheira. Porém, de uma forma geral, concluiu que a revegetação com leguminosas demonstrou ser capaz de reabilitar áreas degradadas pela adição de carbono e nitrogênio ao sistema e pelo restabelecimento do fluxo de nutrientes via deposição da serapilheira.

MONTAGNINI (2001) estudando três experiências de recuperação de ecossistemas degradados na América Latina (Costa Rica, Brasil e Argentina), verificou efeitos significativos do plantio de árvores sobre os teores de C-orgânico e N total do solo, inclusive com teores superiores aos verificados para a área de floresta primária, secundária ou pastagem.

Além das análises químicas de solo, mais recentemente e, sobretudo para culturas perenes e espécies arbóreas, as análises de tecido vegetal, têm ganhado importância e permitido interpretações e indicações mais confiáveis, das condições nutricionais das plantas e disponibilidade de nutrientes no solo.

De acordo com FREIRE et al., (1988) a análise de tecidos, mais frequentemente conhecida como análise foliar, por serem geralmente utilizadas folhas como parte da planta a ser analisada, é um método interessante para culturas permanentes. Seu uso baseia-se na premissa de que existe, dentro de certos limites, correlação entre a produção da cultura e o teor do nutriente no tecido vegetal analisado, e este teor, por sua vez, apresenta correlação com a quantidade do elemento disponível no solo.

Segundo MALAVOLTA, VITTI & OLIVEIRA (1989) a diagnose foliar consiste em analisar-se o solo usando a planta como solução extratora. A composição mineral da folha, ou o teor dos elementos nela encontrado, é consequência do efeito dos fatores que atuaram e, às vezes, interagiram até o momento em que o órgão foi colhido para análise. É, portanto, uma consequência de fatores que influenciaram a absorção, o transporte a longa distância e a translocação dos nutrientes, a saber: fertilidade do solo ou níveis de aplicação de fertilizantes ou calcário; condições climáticas; idade da planta; material genético, variedade ou cultivar; práticas culturais, pragas e doenças.

BELL & WARD (1984) citam que em espécies arbóreas, diferenças significativas nas concentrações médias dos nutrientes, geralmente são registradas entre áreas com boas condições de solo e áreas com solos pobres, entre os diferentes indivíduos analisados, em função da altura do galho e da condição orgânica da planta. Estudando plantas de duas espécies de *Eucalyptus sp.* em condições de áreas degradadas pela mineração de bauxita na Austrália, verificaram diferenças nos níveis foliares e dos ramos de N, P, K, Ca, e Mg, entre áreas, altura da copa e tipo orgânico da planta.

De acordo com SILVEIRA et al. (2000), apesar das limitações, a análise foliar é o critério mais apropriado para determinar o estado nutricional das plantas perenes quando comparado com a análise do solo. O conhecimento dos níveis críticos dos nutrientes no solo e, principalmente, nos tecidos vegetais, possibilita uma recomendação mais precisa da adubação.

A amostragem foliar para fins de análise, constitui-se num aspecto de grande relevância na obtenção de resultados coerentes. Segundo SILVEIRA, et al. (2000) a amostragem deve recair sobre um tipo de folha que apresente a maior estabilidade possível em relação aos fatores que afetam a sua composição mineral, bem como aquela que mostre as diferenças de concentrações decorrentes das variações de suprimento nutricional.

Dentre outras características, o que justifica a análise de tecidos foliares é o fato desse compartimento ser o que melhor reflete o estado nutricional de árvores com relação significativa entre a disponibilidade de nutrientes no solo e os seus teores nas folhas, relação esta que afeta diretamente a produtividade. A copa tem função de estoque estratégico, que normalmente inclui o acúmulo estacional temporário e o armazenamento de nutrientes mais

móveis em locais onde possam ser utilizados no caso de interrupção do fornecimento (BELLOTE & SILVA, 2000).

No entanto, uma limitação da utilização da análise de tecido foliar, como diagnóstico do estado nutricional das plantas implantadas em programas de recuperação de áreas degradadas, é a dificuldade de obtenção de valores de referência - teores ótimos, de deficiência ou excesso dos nutrientes - para as espécies comumente utilizadas nos programas de recuperação (em geral, espécies nativas silvestres ou espécies introduzidas, ainda pouco estudadas), e para as condições de solo em que se trabalha (em geral com baixíssima disponibilidade de nutrientes e presença de elementos tóxicos).

De acordo com MALAVOLTA, VITTI & OLIVEIRA (1989) a avaliação do estado nutricional é definida como uma comparação entre a amostra e um padrão. O padrão, por sua vez, é definido como uma planta normal. Uma planta normal é o indivíduo de uma população que alcançou alta produtividade, ou alternativamente, cujo crescimento e produção não foram limitados por qualquer carência nutricional. Uma planta normal não deve apresentar qualquer anormalidade visual e todos os macro e micronutrientes devem estar presentes nos seus tecidos em quantidades e proporções compatíveis com crescimento e produção adequados.

A utilização destes padrões para espécies nativas e em condições de áreas degradadas é bastante difícil, em função dos poucos estudos disponíveis. De acordo com BELL & WARD (1984) o uso das concentrações foliares de nutrientes para indicação do estado nutricional tem sido aplicado com sucesso em plantações de coníferas. A relação entre nutrientes foliares e crescimento é bem estudada, em árvores folhosas decíduais. Porém esta relação para folhosas sempre verdes (espécies florestais tropicais e subtropicais) tem recebido pouca atenção.

No Brasil a situação é ainda mais grave, com pouquíssimos trabalhos disponíveis na literatura, sendo bastante comum a comparação dos níveis foliares das espécies nativas com espécies florestais ou frutíferas cultivadas, como as espécies dos gêneros *Eucalyptus* e *Citrus*, o que não parece ser muito adequado tendo em vista que estas espécies já passaram por processos de melhoramento genético e as condições de cultivo são totalmente distintas daquelas presentes nas áreas degradadas.

Os poucos trabalhos sobre teores foliares de nutrientes de espécies nativas encontrados na bibliografia, foram realizados ainda na fase de mudas, em condições de viveiro (LIMA et al., 2000; VENTURIN et al., 2000; LEITE & SILVA, 2000); ou de arborizações urbanas (BIONDI & REISSMANN, 2000 e 2002); ou de cultivo de espécies (algumas ainda silvestres) que apresentam potencial de uso econômico conhecido, como a goiabeira, a erva-mate, o camu-camu e a pupunha (NATALE et al., 1996; REISSMAN & CARNEIRO, 2004; VIÉGAS, FRAZÃO & SILVA, 2004; NEVES et al., 2002), condições estas também distintas das comumente encontradas nas áreas degradadas.

Os únicos três trabalhos verificados na bibliografia consultada que relacionam teores foliares de nutrientes de espécies arbóreas com a recuperação de áreas degradadas foram: SILVA et al. (1996); SOARES et al., (2001); e BALIEIRO et al., (2003) e ainda assim apresentam limitações na sua utilização como parâmetros de comparação, uma vez que foram realizados com objetivos bem específicos. O primeiro avaliou a eficiência nutricional de 13 espécies arbóreas potenciais para a recuperação de áreas degradadas, porém analisou apenas os teores foliares de potássio; o segundo estudou o acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de espécies arbóreas em solo contaminado por rejeito industrial de zinco, no entanto atendo-se apenas na discussão dos níveis foliares dos elementos com potencial de toxicidade Zn, Cd, Cu e Pb; o terceiro estudou o acúmulo de nutrientes na parte aérea, na serapilheira e a decomposição de filódios de *Acacia mangium*, dedicando maior atenção ao potencial de ciclagem de nutrientes da espécie.

Dentre os trabalhos citados, compilamos a seguir os resultados daqueles que julgamos com maior potencial de comparação dos teores foliares de nutrientes, com as espécies e condições experimentais do presente estudo.

A Tabela 08 apresenta faixas de teores foliares sem e com deficiência de macronutrientes para a espécie amazônica da família das Myrtaceas - *Myrciaria dubia* (camu-camu) - em condições de cultivo com e sem adubação, na Amazônia Brasileira, extraídas de VIEGAS, FRAZÃO & SILVA, 2004.

Tabela 08. Faixas de teores foliares sem e com deficiência de macronutrientes em plantas de *Myrciaria dubia* (camu-camu) em condições de cultivo com e sem adubação na Amazônia Brasileira.

Macronutrientes	Sem deficiência (g kg ⁻¹)	Com deficiência (g kg ⁻¹)
Nitrogênio	16,9 – 18,2	6,5 – 7,9
Fósforo	1,2 – 1,9	= 0,9
Potássio	5,2 - 6,0	= 1,7
Cálcio	9,9 – 11,7	5,4 – 6,4
Magnésio	1,4 – 3,6	= 0,7
Enxofre	2,4 – 2,8	0,7 -1,2

Fonte: VIEGAS, FRAZÃO & SILVA, 2004.

A Tabela 09 apresenta os teores foliares de N, P, K, Ca e Mg em folhas verdes e senescentes da leguminosa fixadora de N₂ *Acacia mangium*, crescendo em Argilossolo Amarelo em transição para Planossolo Háptico, cujas sementes foram previamente inoculadas com as estirpes de rizóbio (BR 3609 e BR 3617) recomendadas pela Embrapa Agrobiologia e com esporos mais hifas de fungos micorrízicos e cujas mudas foram adubadas com 100g de fosfato de rocha e 10 g de FTE (BR12) e plantadas em campo no espaçamento de 3 x 1 m. As avaliações foliares foram realizadas aos 5 anos de idade das plantas e os resultados extraídos de BALIEIRO et al. (2003)

Tabela 09: Teores foliares de N, P, K, Ca e Mg em folhas verdes e senescentes de *Acacia mangium*, inoculada, micorrizada e adubada com fosfato de rocha e FTE, crescendo em Argiloso Amarelo em transição para Planossolo Háptico em Seropédica (RJ).

Tipo de Folha	N	P	K	Ca	Mg
	----- g.kg ⁻¹ -----				
Verde	25,9	0,82	13,5	6,5	2,4
Senescente	16,0	0,26	6,0	9,0	2,1

Fonte: BALIEIRO et al. (2003).

Na Tabela 10 são apresentados os teores foliares dos macronutrientes Ca, K e Mg de plantas de *Ilex paraguariensis* (erva-mate) crescendo sob cinco níveis de calagem (correspondentes a 11,6; 25; 50; 75 e 100% de saturação por bases), avaliadas aos 8 meses e 8 anos após o plantio e a aplicação do calcário num Cambissolo Álico em Quatro Barras (PR), extraídos de REISSMANN & CARNEIRO, (2004).

Tabela 10: Teores foliares de Ca, K e Mg de plantas de *Ilex paraguariensis*, sob cinco níveis de calagem (correspondentes a 11,6; 25; 50; 75 e 100% de saturação por bases), avaliadas aos oito meses e oito anos após a calagem.

Saturação por Bases (V%)	Avaliação aos oito meses do plantio			Avaliação aos oito anos do plantio		
	Ca	K	Mg	Ca	K	Mg
	----- g.kg ⁻¹ -----			----- g.kg ⁻¹ -----		
11,6 (testemunha)	4,60	16,9	3,20	5,0	6,6	8,5
25	4,60	15,9	3,80	5,4	6,8	7,3
50	5,20	15,0	4,50	5,0	5,9	8,4
75	5,20	14,7	4,80	5,0	6,4	8,3
100	5,30	14,7	4,80	4,2	6,2	8,7

Fonte: REISSMANN & CARNEIRO, 2004.

A perspectiva de utilização da análise foliar como indicador do *status* nutricional de plantas crescendo sob diferentes níveis de adubação e calagem, deve-se ao fundamento das folhas serem consideradas como o foco dos processos fisiológicos e metabólicos (SILVEIRA et al., 2000) e o órgão onde alterações devidas a distúrbios nutricionais se tornam mais evidentes. Baseia-se na premissa de existir relação entre o suprimento de nutrientes pela adubação e calagem e os níveis dos elementos no solo, e que aumentos ou decréscimos nas concentrações do solo se relacionam com produções e/ou teores foliares mais altos ou baixos (BELLOTE & SILVA, 2000); e que outras variáveis como clima, questões genéticas, práticas culturais, etc. são controladas pelas condições experimentais.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

Foram realizadas determinações químicas do solo, da serapilheira e dos teores foliares de nutrientes em sistemas sob diferentes metodologias e idades de recuperação, de tanques de depósito do rejeito da lavagem da bauxita e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas.

A determinação dos teores foliares de nutrientes foi realizada em experimento de níveis de adubação e calagem implantado no interior do tanque de rejeito SP1, cuja descrição detalhada é apresentada a seguir:

Para determinar o nível ótimo de adubação e calagem em plantios mistos com espécies arbóreas nativas, nos tanques de depósito de rejeito da mineração de bauxita, foi instalado um experimento no tanque de rejeito SP1, no primeiro trimestre de 2000, após hidrossemeadura de toda a área do tanque com leguminosas arbustivas e arbóreas. Inicialmente o experimento era composto por cinco blocos, no entanto, em função de problemas de alagamento na faixa onde se localizava o quinto bloco, passou a ser avaliado com quatro repetições em parcelas de 50 x 50 m, onde foram aplicadas cinco doses de adubação e calagem (A, B, C, D e E). A vista parcial do tanque após a hidrossemeadura e a disposição aproximada do experimento no interior do tanque é apresentada na Figura 09.

O plantio do experimento foi realizado através de mudas previamente preparadas no viveiro da Mineração Rio do Norte em espaçamento de 3 m entre linhas por 2 m entre plantas, submetidas a cinco níveis de adubação e calagem descritos na Tabela 10A. Um terço do adubo foi aplicado no fundo da cova no momento do plantio das mudas no início do ano de 2000 e dois terços do adubo foram aplicados a lanço sobre o substrato, distribuído em toda a parcela em novembro de 2000. As mudas foram plantadas em covas de 15 x 30 cm, abertas entre os torrões e na parte úmida do rejeito ainda não completamente consolidado, com proteção de lascas de embaúba e preenchimento com solo superficial.

Em todas as parcelas foram plantadas mudas das espécies disponíveis no viveiro da Mineração Rio do Norte, consistindo de 5 leguminosas fixadoras de nitrogênio: fava tamboril (*Enterolobium maximum*), tachi (*Sclerolobium paniculatum*), ingá-de-macaco (*Zygia caractae*), jacarandá (*Dalbergia spruciana*) e palheteira (*Clitoria fairchildiana*) e 8 espécies não fixadoras de nitrogênio: jamelão (*Sizygium jambolana*), cumaru (*Dipterix odorata*), camu-camu (*Myrciaria dubia*), capitari (*Tabebuia barbata*), fava bolota (*Parkia discolor*), jenipapo (*Genipa americana*), palmeira real (*Alexandra* sp.), tatapiririca (*Tapirira guianensis*).

Dentre estas espécies foram escolhidas a leguminosa fixadora de N₂ - ingá-de-macaco (*Zygia caractae*) e a não leguminosa - jamelão (*Sizygium jambolana*) para avaliação dos teores foliares de nutrientes, por serem as espécies com melhor distribuição das mudas nos cinco níveis de adubação.

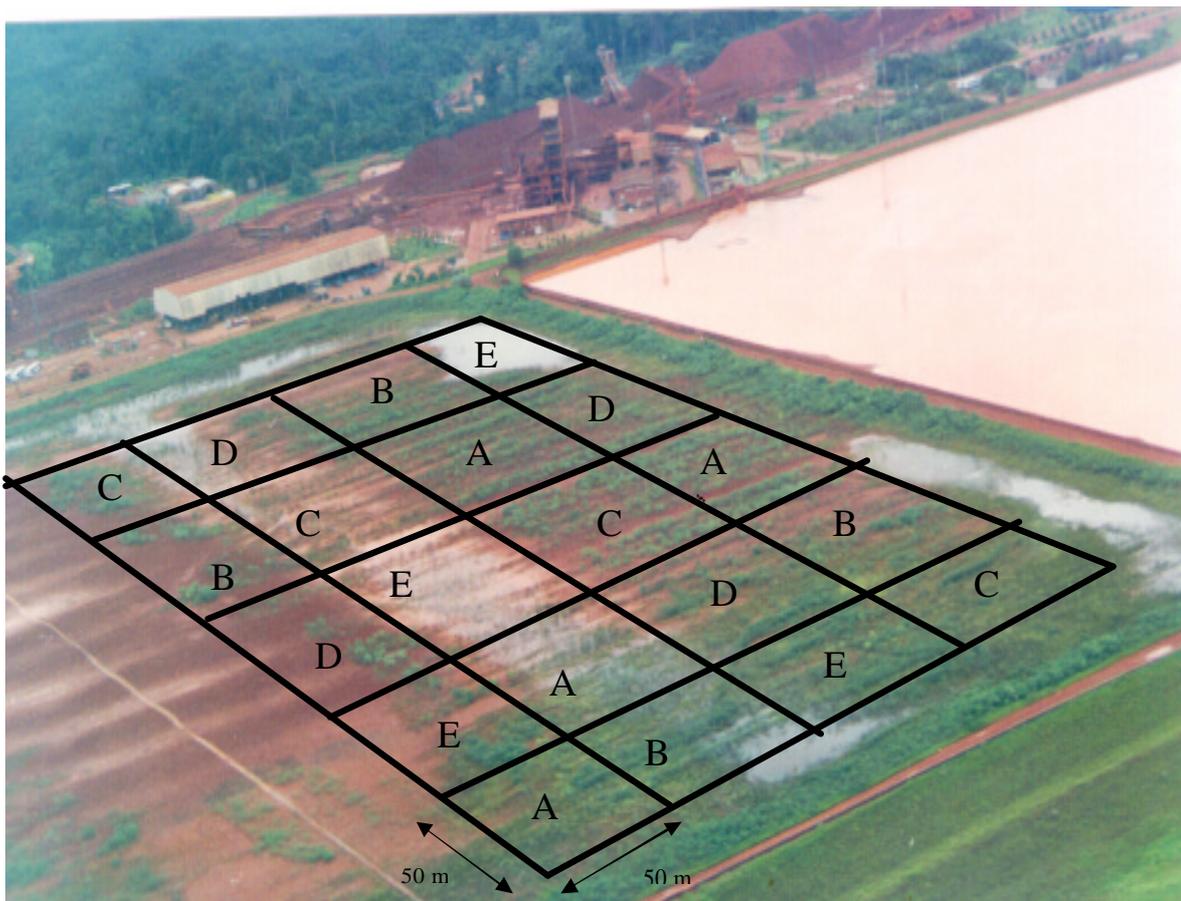


Figura 09. Vista parcial do tanque de rejeito SP1 após hidrossemeadura e croqui aproximada da disposição das parcelas do experimento de níveis de adubação e calagem em rejeito ácido da lavagem da bauxita em Porto Trombetas (PA).

Tabela 10A: Níveis de adubação utilizados no experimento de revegetação do tanque de rejeito de bauxita SP1, em Porto Trombetas (PA).

Tratamentos	Adubo adicionado (kg ha^{-1})							
	Fosfato de Rocha		Sulfato de potássio		FTE BR – 12		Calcário Dolomítico	
	Dose ¹	Adic. ²	Dose ¹	Adic. ²	Dose ¹	Adic. ²	Dose ¹	Adic. ²
Adubação A	250	0	150	0	50	0	300	0
Adubação B	500	250	200	50	75	25	600	300
Adubação C	1000	750	250	100	100	50	900	600
Adubação D	1500	1250	300	150	125	75	1200	900
Adubação E	2500	2250	350	200	150	100	1500	1200

¹Nível final de cada adubação em cada tratamento - soma do aplicado na hidrossemeadura + o ²adicionado posteriormente (1/3 no plantio das mudas + 2/3 em 8/11/00, a lançar sobre a parcela).

A Tabela 11 apresenta os dados de crescimento em altura das duas espécies estudadas após um ano (2001) e dois anos (2002) do plantio sob os cinco níveis de adubação e calagem, de acordo com DIAS et al. (2002) e DIAS et al. (2003).

Os resultados da análise de solo na profundidade de 0-2,5 cm das parcelas com diferentes níveis de adubação e calagem no experimento do tanque SP1 são apresentados na Tabela 12 e os dados climáticos dos meses de influência direta nas amostragens realizadas são apresentados na Figura 10.

Tabela 11. Crescimento em altura de *Zygia caractae* (ingá-de-macaco) e *Sizygium jambolana* (jamelão), sob cinco níveis de adubação e calagem em rejeito ácido da lavagem de bauxita em Porto Trombetas (PA). Média de 48 plantas (12 plantas x 4 parcelas).

Espécie	Níveis de Adubação	Ano 2001		Ano 2002	
		Altura média (cm)			
Ingá-de-macaco	A	64,62	58,92		
	B	82,06	115,76		
	C	113,90	166,35		
	D	98,47	147,66		
	E	113,25	211,53		
Jamelão	A	94,39	101,77		
	B	114,72	153,03		
	C	128,53	205,74		
	D	119,55	198,40		
	E	129,77	261,90		

Fontes: DIAS et al. (2002) e DIAS et al. (2003).

Tabela 12. Resultados da análise do solo na profundidade de 0-2,5 cm em parcelas com diferentes níveis de adubação e calagem no experimento do tanque de rejeito da lavagem de bauxita SP1, em Porto Trombetas (PA). Médias de 12 observações.

Níveis de Adubação e Calagem	pH	Al cmol _c dm ⁻³	Ca + Mg	P mg dm ⁻³	K mg dm ⁻³	C	N %
B	5,07	nd	0,53	1,17	5,08	0,17	0,04
C	5,16	nd	0,64	2,00	7,75	0,21	0,06
D	5,25	nd	0,71	25,75	8,83	0,21	0,04
E	5,18	nd	0,74	13,17	10,42	0,26	0,06

nd – não detectável pelo método utilizado.

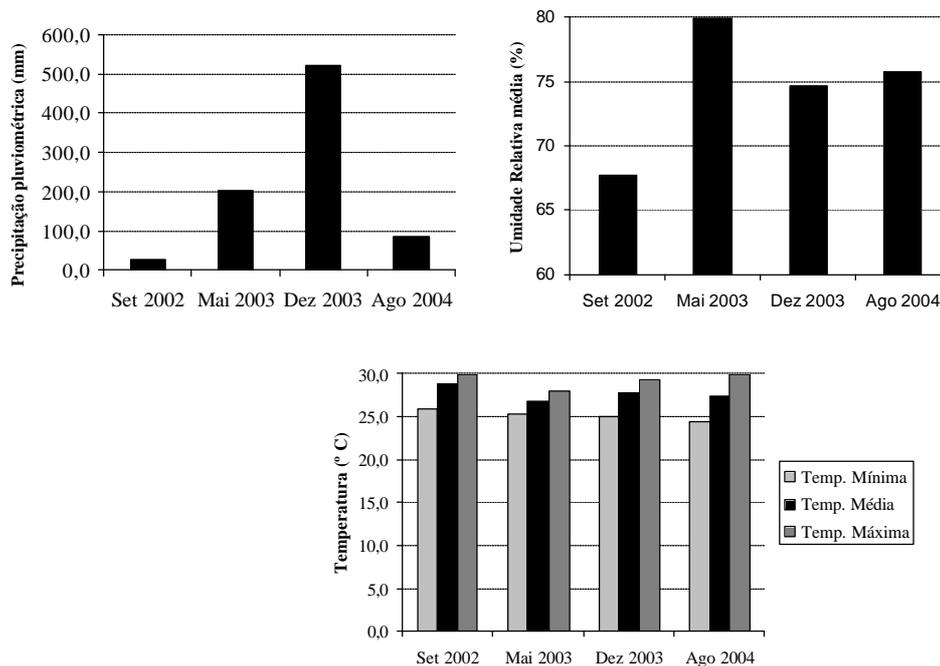


Figura 10. Dados climáticos dos meses de influência direta nas amostragens realizadas em diferentes sistemas de recuperação de áreas degradadas em Porto Trombetas (PA).

As determinações químicas do solo e da serapilheira foram realizadas num número maior de sistemas (tanques de rejeito da lavagem da bauxita e depósitos de estéril da mineração de bauxita) em recuperação, descritos a seguir:

- Cinco parcelas do experimento de doses de adubação no Tanque de rejeito SP1 (**Níveis A, B, C, D e E de Adubação no tanque de rejeito SP1**), descrito acima;
- **Borda do tanque de rejeito SP1** - revegetado com mistura de espécies leguminosas e não leguminosas (alta diversidade de espécies arbóreas), com aplicação de adubo junto com a hidrossemeadura, no ano de 1999.
- **Interior do tanque de rejeito SP 2-3 Norte** - revegetado via hidrossemeadura com *Sesbania virgata* e *Sesbania exasperata*, no ano de 2000;
- **Interior do tanque de rejeito SP 2-3 Sul** - revegetado via hidrossemeadura com *Sesbania virgata* e *Sesbania exasperata* e em menor densidade *Senna reticulata*, *Chamaecrista desvauxii* e *Aschynomeae sensitiva*, no ano de 2001;
- Reflorestamento misto com espécies nativas realizado sobre estéril da mineração bauxita, com aplicação (incorporação) do solo superficial, realizado em 1984 (**Reflorestamento sobre estéril 1984**);
- Reflorestamento misto com espécies nativas realizado sobre estéril da mineração bauxita, com aplicação (em superfície) do solo superficial, realizado em 1992 (**Reflorestamento sobre estéril 1992**);
- Reflorestamento misto com espécies nativas realizado sobre estéril da mineração de bauxita, com aplicação (em superfície) do solo superficial, realizado em 1999 (**Reflorestamento sobre estéril 1999**); e
- Remanescente de floresta nativa localizado próximo à área de mineração (**Mata nativa**).

Para a determinação dos teores foliares de nutrientes, foram colhidas as duas primeiras folhas completamente desenvolvidas de cada planta, conforme preconiza BELLOTE & SILVA (2000), obtendo-se uma amostra composta de pelo menos 10 plantas, por repetição. As folhas foram lavadas com água deionizada para retirar a contaminação por solo ou outros contaminantes da atmosfera, posteriormente secas em estufa a 65 °C, moídas e determinados os teores de macronutrientes por digestão nitroperclórica, de acordo com BRAGA (1980) e BATAGLIA et al. (1983), com exceção do N que passou por digestão sulfúrica e determinação por semimicro Kjeldahl (BREMNER & MULVANEY, 1982). As amostragens foram realizadas nos meses de setembro de 2002, maio e dezembro de 2003 e agosto de 2004.

A amostragem de folhas foi realizada seguindo o delineamento experimental inteiramente casualizado com quatro repetições. Para realização da análise de variância e teste de média foi utilizado o pacote estatístico SISVAR 4.6 (FERREIRA, 2000), em esquema de parcelas sub-divididas, sendo a variável adubação (A, B, C, D e E) considerada como parcela e as variáveis espécies (ingá-de-macaco e jamelão) e época de amostragem (setembro de 2002, maio 2003, dezembro de 2004 e agosto de 2004) as sub-parcelas. Para comparação das médias foi utilizado o teste de Scott-Knott (1974) a 5% de significância.

Apesar de não terem sido utilizadas doses proporcionais dos fertilizantes no experimento do tanque SP1, de forma a permitir a realização de análise de regressão entre os teores foliares dos elementos com as respectivas doses utilizadas dos fertilizantes, foi realizada análise de regressão da soma dos fertilizantes utilizados em cada nível (750, 1375, 2250, 3125 e 4500 kg⁻¹ ha) com os teores foliares de Ca, Mg, P, K e N. A análise de regressão foi realizada no pacote estatístico SISVAR 4.6 (FERREIRA, 2000), sendo testado os modelos de regressão linear. Os resultados das análises de regressão foram interpretados, conforme preconizado por ALVAREZ V. & ALVAREZ (2003).

A amostragem de solo foi realizada na profundidade de 0-2,5 cm, com uma auxílio de uma colher de pedreiro, sendo coletadas o mínimo de 6 amostras simples para comparar cada amostra composta com quatro repetições. As amostras foram secas ao ar, destorroadas e peneiradas em peneiras de 2,0 mesh e enviadas para o Laboratório de Solos da Embrapa-Agrobiologia onde foram realizadas as análises de solo.

As determinações químicas do solo foram realizadas de acordo com as metodologias compiladas de EMBRAPA (1997), sendo realizadas as seguintes quantificações: **N-total**, por destilação em semi-micro Kjeldahl (BREMNER & MULVANEY, 1982); **pH**, em potenciômetro na relação solo : água de 1:2,5; **C-orgânico**, pelo método volumétrico de oxidação com K₂Cr₂O₇ e titulação com sulfato ferroso amoniacal; **Ca**, **Mg** e **Al** trocáveis em extrator de KCl 1 mol L⁻¹; **K** trocável em solução extratora Mehlich -1 e determinação por fotometria de chama; **P disponível** em solução extratora Mehlich -1 e determinação por colorimetria.

Os resultados da análise de solo foram submetidas a análise de variância e teste de média seguindo delineamento experimental inteiramente casualizado em esquema de parcelas subdivididas (mesmo que para alguns sistemas não se dispunha de um delineamento experimental previamente estabelecido, sendo as coletas de solo realizadas ao longo de um transecto, respeitando-se os princípios básicos da experimentação, casualização e repetição), após realização dos testes de homogeneidade da variância, normalidade dos dados e dos erros (Teste de Lilliefors) e homogeneidade e normalidade dos erros (Testes de Cochran e Bartlett) e verificação da possibilidade de aplicação destas análises. As análises foram realizadas através do pacote estatístico SISVAR 4.6 (FERREIRA, 2000) e na comparação de médias foi aplicado o teste de Scott-Knott (1974) a 5% de significância.

As amostras de serapilheira foram coletadas em caixa plástica de área conhecida, sendo realizado três lançamentos aleatórios da caixa nas parcelas para se obter uma amostra composta e coletadas 4 amostras compostas (repetições) por sistema estudado. As amostras de

serapilheira foram triadas para retirada da contaminação por solo, secas em estufa a 65 °C, moídas e determinados os teores de macronutrientes por digestão nitroperclórica, de acordo com BRAGA (1980) e BATAGLIA et al. (1983), com exceção do N que passou por digestão sulfúrica e determinação por semimicro Kjeldahl (BREMNER & MULVANEY, 1982). A amostragem da serapilheira foi realizada em agosto de 2004.

Os resultados da análise química da serapilheira foram submetidos a análise de variância e teste de média seguindo delineamento experimental inteiramente casualizado, após realização dos testes de homogeneidade da variância, normalidade dos dados e dos erros (Teste de Lilliefors) e homogeneidade e normalidade dos erros (Testes de Cochran e Bartlett). As análises foram realizadas através do pacote estatístico SISVAR 4.6 (FERREIRA, 2000) e na comparação de médias foi aplicado o teste de Scott-Knott (1974) a 5% de significância.

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.5.1 Teores foliares de nutrientes

De acordo com a análise de variância dos dados (Tabela 13) foi verificado efeito significativo e interação significativa nos teores foliares da maioria dos nutrientes avaliados para os fatores estudados (níveis de adubação, espécies avaliadas e épocas de amostragem).

Para os teores foliares de Mg não se verificou efeito significativo apenas para níveis de adubação, avaliado independentemente, verificando-se efeito significativo para os demais fatores e para as quatro interações possíveis. Nos teores foliares de nitrogênio não se verificou efeito significativo apenas para a interação entre níveis de adubação e espécie. Para os teores foliares de potássio a interação foi não significativa entre níveis de adubação e espécie, níveis de adubação e época e níveis de adubação *versus* espécie *versus* época, verificando-se efeito significativo para todos os fatores avaliados separadamente e para a interação entre espécie e época. Para os teores foliares Ca e P foi verificado efeito significativo para todos os fatores estudados, bem como para as quatro interações possíveis entre os fatores (Tabela 13).

Tabela 13. Resumo da análise de variância dos teores foliares de nutrientes, em experimento de níveis de adubação e calagem em tanque de rejeito da lavagem da bauxita em Porto Trombetas (PA).

Fatores estudados / Interações	TF Ca	TF Mg	TF P	TF K	TF N
	F calculado / significância				
Adubação (níveis)	6,00**	1,55 ns	59,74**	12,89**	2,95*
Espécie	838,15**	395,76**	211,54**	259,02**	375,75**
Adubação x Espécie	0,551 ns	4,06**	3,42*	1,89 ns	1,43 ns
Época (amostragem)	41,70**	20,14**	70,34**	24,54**	25,98 **
Adubação x Época	6,34**	4,12**	2,86**	1,04 ns	5,53 **
Espécie x Época	15,56**	15,20**	4,63**	9,55**	5,62 **
Adubação x Espécie x Época	8,76**	4,69**	2,41*	1,82 ns	5,74 **
CV 1 (%) – Adubação	18,30	22,07	17,38	14,45	14,46
CV 2 (%) – Espécie e Adubação x Espécie	18,20	20,93	20,80	15,46	14,78
CV 3 (%) – Demais Fatores	15,56	20,24	21,43	17,08	9,01

** , * e ns indicam: valor significativo pelo teste F a 1% de probabilidade, 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente. TF = teores foliares.

A Tabela 14 apresenta os resultados dos teores foliares de Ca, Mg, P, K e N para as duas espécies estudadas sob os cinco níveis de adubação, nas quatro épocas de amostragem.

Para o ingá-de-macaco, não foi verificado efeito significativo dos diferentes níveis de adubação sobre os teores foliares de Ca na primeira amostragem (setembro de 2002), sendo verificado efeito significativo nas demais amostragens. Para o jamelão, não foi verificado efeito significativo apenas na segunda amostragem (junho de 2003), sendo verificado nas demais (Tabela 14). Na comparação entre níveis de adubação, para o ingá-de-macaco, verificou-se na média, maiores teores foliares de Ca para os dois maiores níveis de adubação (D e E) e menores teores para os demais níveis, mesmo que dentro de cada época de amostragem avaliada independentemente esta verificação não tenha sido homogênea. A mesma tendência foi verificada para o jamelão, com maiores teores foliares de Ca para os dois maiores níveis de adubação. Estes resultados mostram o efeito das doses de calcário utilizadas, sendo verificado, na média, efeito significativo sobre os teores foliares de Ca, apenas para as doses correspondentes ao total aplicado de 1200 e 1500 kg⁻¹ ha de calcário, indicando a necessidade mínima de calagem equivalente a pelo menos estes valores para que haja resposta nos teores foliares de Ca das duas espécies, nas condições estudadas.

Tabela 14. Teores foliares de Ca, Mg, P, K e N de *Zygia caractae* (ingá-de-macaco) e *Sizygium jambolana* (jamelão) crescendo em rejeito ácido da lavagem da bauxita sob cinco níveis de adubação, em Porto Trombetas (PA). Média de 4 repetições.

Espécies	Ingá-de-macaco					Jamelão							
	Níveis / Épocas	Set 2002	Jun 2003	Dez 2003	Ago 2004	Fcalc.	Média Geral	Set 2002	Jun 2003	Dez 2003	Ago 2004	Fcalc.	Média Geral
Teores foliares de cálcio (g kg⁻¹)													
A	3,53	4,25 b	2,51 b	3,94 b	1,91 ns	3,56 b	5,44 b C	10,60 B	12,55 a A	9,08 b B	30,25**	9,42 b	
B	3,07	4,30 b	3,14 b	3,17 b	1,16 ns	3,42 b	6,41 b C	10,73 B	12,57 a A	9,56 b B	22,34**	9,82 b	
C	2,46 B	5,32 a A	4,17 a A	4,15 b A	4,65**	4,02 b	7,57 b B	9,30 A	10,41 b A	11,01 a A	7,67**	9,57 b	
D	3,54 B	6,37 a A	4,76 a B	4,40 b B	4,66**	4,77 a	6,77 b C	10,76 B	13,85 a A	11,17 a B	28,47**	10,64 a	
E	3,54 B	4,52 b B	5,03 a B	6,90 a A	8,55**	4,75 a	11,29 a A	10,43 A	8,15 c B	11,55 a A	7,98**	10,35 a	
Fcalc.	0,73 ns	3,91**	3,66**	6,37**		3,96**	16,18**	1,18 ns	16,08**	3,76**		2,63 *	
Teores foliares de magnésio (g kg⁻¹)													
A	0,72 A	0,73 A	0,36 B	0,63 b A	3,13*	0,61	1,52 B	0,98 b C	1,73 a A	1,36 a B	10,75**	1,40 a	
B	0,72 A	0,58 A	0,35 B	0,70 b A	3,13*	0,59	1,42	1,29 b	1,26 b	1,06 b	2,35 ns	1,26 a	
C	0,78 A	0,60 B	0,36 B	0,88 b A	5,53**	0,66	1,57 A	1,20 b B	1,22 b B	1,29 a B	3,10*	1,32 a	
D	0,63 A	0,82 A	0,38 B	0,76 b A	4,21**	0,65	1,45 A	1,60 a A	0,82 c C	1,13 b B	13,22**	1,25 a	
E	0,75 B	0,47 C	0,30 C	1,23 a A	18,04**	0,69	1,41 A	1,19 b A	0,92 c B	0,85 b B	7,13**	1,09 b	
Fcalc.	0,36 ns	1,94 ns	0,09 ns	6,01**		0,60 ns	0,48 ns	5,36**	13,36**	4,27**		4,88**	
Teores foliares de fósforo (g kg⁻¹)													
A	0,53 b A	0,43 c A	0,32 b A	0,40 b A	2,81*	0,42 c	0,38 b A	0,42 a A	0,09 b B	0,23 B	8,81**	0,28 b	
B	0,63 b A	0,49 c A	0,34 b B	0,39 b B	6,63**	0,46 c	0,51 b A	0,22 b B	0,17 b B	0,22 B	9,63**	0,28 b	
C	0,65 b	0,66 b	0,53 a	0,57 a	1,75 ns	0,60 b	0,59 a A	0,27 b B	0,22 b B	0,27 B	11,27**	0,34 b	
D	0,71 a B	0,81 a A	0,56 a B	0,48 b B	8,66**	0,64 b	0,65 a A	0,52 a A	0,21 b B	0,28 B	16,77**	0,41 a	
E	1,00 a A	0,85 a B	0,57 a C	0,66 a C	14,89**	0,77 a	0,75 a A	0,35 b B	0,43 a B	0,34 B	14,82**	0,47 a	
F calc.	13,13**	14,43**	6,11**	5,51**		39,36**	8,26**	5,93**	6,57**	0,98 ns		13,81**	
Teores foliares de potássio (g kg⁻¹)													
A	3,96 B	6,25 a A	4,00 B	6,33 A	7,96**	5,14 a	7,82 a	7,17 a	7,88 a	8,12	0,75 ns	7,75 a	
B	2,66 B	4,44 b A	3,63 B	5,50 A	6,50**	4,06 b	5,83 a B	7,00 a B	6,13 b B	7,88 A	3,80 *	6,71 b	
C	2,97 B	5,13 b A	4,06 B	5,13 A	4,73**	4,32 b	6,72 a	5,88 b	5,75 b	6,75	1,28 ns	6,27 b	
D	3,13 B	5,62 a A	3,88 B	5,00 A	5,58**	4,41 b	7,09 a A	5,44 b B	5,00 b B	7,63 A	7,16**	6,29 b	
E	3,96 A	4,50 b A	3,50 A	5,33 A	2,77*	4,32 b	6,41 a A	6,50 a A	4,58 b B	7,00 A	5,01**	6,12 b	
Fcalc.	1,63 ns	2,73*	0,27 ns	1,28 ns		3,85**	2,55*	2,50*	7,55**	1,57 ns		10,20**	
Teores foliares de nitrogênio (g kg⁻¹)													
A	19,2 B	23,6 a A	22,6 A	22,3 a A	6,40**	21,9	10,9 B	11,7 b B	14,2 A	14,7 a A	6,12**	12,9	
B	18,3 B	19,6 b B	22,3 A	22,7 a A	7,72**	20,7	10,9 C	19,4 a A	12,6 B	14,0 a B	23,88**	14,2	
C	18,4 B	21,4 a A	20,6 A	21,3 a A	3,58*	20,4	11,1 B	17,9 a A	12,7 B	12,3 b B	16,07**	13,5	
D	17,7 B	21,9 a A	21,2 A	19,7 b B	5,92**	20,1	11,1	12,3 b	12,1	11,8 b	0,46 ns	11,8	
E	20,6 A	17,8 b B	21,5 A	18,5 b B	5,46**	19,6	12,1	12,9 b	13,3	11,3 b	1,30 ns	12,3	
Fcalc.	1,77 ns	7,35**	0,92 ns	4,65**		2,00 ns	0,39 ns	18,68**	0,97 ns	3,07*		2,34 ns	

Médias seguidas pela mesma letra, minúscula na coluna e maiúscula na linha, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott (P < 0,05).

Na comparação entre as épocas de amostragem não se verificou um claro padrão de comportamento para ambas as espécies, sendo verificada tendência de oscilações entre épocas com maiores e menores teores foliares de Ca. Apenas para o jamelão no nível C de adubação verificou-se tendência de aumento dos teores foliares de Ca com o passar das coletas.

Apesar dos teores foliares médios de Ca do ingá-de-macaco nos dois maiores níveis de adubação estarem abaixo da faixa crítica de deficiência deste nutriente verificada por VIEGAS, FRAZÃO & SILVA, (2004) para o camu-camu (Tabela 08), verifica-se que os mesmos são bastante próximos dos teores verificados por BALIEIRO et al. (2003) para a *Acacia mangium* (Tabela 09) e por REISSMANN & CARNEIRO (2004) para a erva-mate, sob as maiores percentagens de saturação por bases (50, 75 e 100%), indicando, que no presente trabalho, o Ca não parece ser o nutriente mais limitante ao ingá-de-macaco.

Para o jamelão verificou teores foliares médios de Ca que se enquadram na faixa sem deficiência para a também Myrtaceae camu-camu (VIEGAS, FRAZÃO & SILVA, 2004 – Tabela 08) e bastante superiores aos teores verificados na literatura para *A. mangium* (Tabela 09) e a erva-mate (Tabela 10), indicando que para esta espécie as doses de calagem aplicadas foram suficientes para permitir adequados teores foliares de Ca ou que esta espécie apresenta uma boa capacidade de absorção de Ca e alocação nos tecidos foliares. Esta boa capacidade de absorção e alocação de Ca parece bastante provável uma vez que mesmo nos menores níveis de adubação os teores foliares de Ca para o jamelão foram superiores a $9,00 \text{ g kg}^{-1}$, valor bastante próximo da faixa tida como sem deficiência para o camu-camu e superior aos valores de referência para a *Acacia mangium* (BALIEIRO et al., 2003) e a erva-mate (REISSMANN & CARNEIRO, 2004).

Para os teores foliares de Mg, da leguminosa ingá-de-macaco-de-macaco, verificou-se efeito significativo das doses de adubação apenas para a amostragem de agosto de 2004, com maiores teores foliares para o maior nível de adubação (E). Já para o jamelão foi verificado efeito significativo na segunda, terceira e quarta amostragem, com tendência média de menores teores foliares de Mg para o maior nível de adubação (E) (Tabela 14). Este resultado parece mostrar um efeito de diluição dos teores foliares de Mg, para o maior nível de adubação, decorrente de um maior crescimento e acumulação de biomassa, neste nível em comparação aos demais, conforme pode ser verificado pelos dados de crescimento em altura das espécies na Tabela 11, que mostra que as plantas de jamelão crescendo sob o maior nível de adubação (E) apresentaram crescimento em altura bastante superior aos demais níveis, notadamente para a avaliação da altura realizada no ano de 2002.

Na comparação entre épocas de amostragem, para o ingá-de-macaco verificou-se tendência de maiores teores foliares de Mg para a amostragem de agosto de 2004, enquanto que para o jamaelão esta tendência não se mostrou muito clara (Tabela 14).

Os teores foliares médios de Mg do ingá-de-macaco foram inferiores aos valores de referência para deficiência deste nutriente para o camu-camu (Tabela 08), a *Acacia mangium* (Tabela 09) e a erva mate (Tabela 10), verificados na literatura, o que pode estar indicando que as plantas de ingá-de-macaco estão se desenvolvendo sob restrição destes nutrientes.

Para o jamelão, apesar dos teores foliares de Mg também serem considerados baixos, eles se mostraram mais próximos da faixa sem deficiência para a também myrtaceae camu-camu (Tabela 08), indicando que as restrições da disponibilidade de Mg são menos críticas para o jamelão do que para o ingá-de-macaco.

Para os teores foliares de P, do ingá-de-macaco, verificou-se efeito significativo das doses de adubação para todas as amostragens, com tendência média de maiores teores foliares para o maior nível de adubação (E), teores foliares intermediários para os níveis C e D e menores teores foliares para os dois menores níveis de adubação (A e B), mostrando claro efeito das doses de adubação sobre os teores foliares de P. Já para o jamelão não foi verificado efeito significativo para a amostragem de agosto de 2004, sendo verificado para as demais amostragens, com tendência média de maiores teores foliares para os dois maiores níveis de adubação (D e E) e menores teores foliares para os demais níveis (Tabela 14). Na comparação entre épocas de amostragens, verificou-se tendência geral de redução dos teores foliares de P com o passar do tempo, com menores teores para a amostragem realizada em agosto de 2004, indicando uma condição de redução da disponibilidade de P com o passar do tempo.

Na comparação dos teores foliares verificados na literatura para o camu-camu (Tabela 08) e para a *Acacia mangium* (Tabela 09), verifica-se que apenas os teores foliares obtidos para o ingá-de-macaco, no maior nível de adubação (E) e nas duas primeiras coletas (setembro de 2002 e junho de 2003) estão próximos da faixa de teores sem deficiência para o camu-camu e são superiores ao valor de referência para a *A. mangium*, indicando que o fósforo tem sido um nutriente limitante para ambas as espécies.

De uma forma geral, verificou-se tendência de redução dos teores foliares de P ao longo das coletas, que pode ser explicado pela elevada capacidade de adsorção de fosfato pelo substrato. O passar do tempo, com maior exposição do fosfato de rocha ao substrato pode ter propiciado uma maior adsorção do P disponível, ou em outro raciocínio, tendo em vista a baixa e lenta solubilidade do fosfato natural, boa parte do P solubilizado estaria sendo adsorvido pelo substrato, o que no curto prazo pode agravar ainda mais limitações de fósforo para as plantas, indicando a necessidade de novos aportes.

Para o K, verificou-se efeito significativo dos teores foliares do ingá-de-macaco apenas na segunda amostragem (dezembro de 2003), com tendência média de maior teor foliar de P para o menor nível de adubação. Para o jamelão observou-se a mesma tendência, com maiores teores foliares médios para o menor nível de adubação, com a diferença de que na comparação entre épocas de amostragem, foram verificadas diferenças significativas nos teores foliares entre os níveis de adubação para a segunda e terceira amostragens (Tabela 14). Na comparação entre épocas de amostragem não se verificou um claro padrão de comportamento dos teores foliares de K para ambas as espécies, verificando-se alternância entre épocas com maiores e menores teores foliares, indicando não haver uma clara limitação na disponibilidade de K no solo durante o período de amostragem.

Em comparação com os teores foliares de K verificados na literatura para o camu-camu (Tabela 08) e a erva-mate (Tabela 09), verifica-se que os teores médios verificados para as duas espécies estudadas, estão na faixa sem deficiência para o camu-camu e apresentam valores próximos daqueles verificados para a erva-mate após oito anos do plantio. Estes resultados indicam que apesar das plantas não estarem numa condição ótima de nutrição potássica (que seria representada pelos teores foliares obtidos para a erva-mate na avaliação após oito meses do plantio com utilização de adubação potássica apresentados na Tabela 05), o potássio parece não ser o nutriente mais limitante para as duas espécies nas condições do presente estudo.

SILVA et al. (1996) cita que apesar dos plantios com espécies nativas serem geralmente realizados em solos de baixa fertilidade natural e com fraca reserva de minerais potássicos, diversas espécies florestais nativas não têm respondido à adubação

potássica, sugerindo sua adaptação à baixa disponibilidade do nutriente em razão da eficiente aquisição e utilização do potássio.

Para os teores foliares de nitrogênio do ingá-de-macaco, foi verificado efeito significativo dos níveis de adubação em duas das quatro amostragens, não se verificando, na média, efeito significativo. A mesma constatação foi verificada para o jamelão, porém os teores foliares de N verificados para o ingá-de-macaco são em média 90% superiores aos observados para o jamelão, sendo esta diferença devido à fixação biológica de nitrogênio que ocorre na leguminosa fixadora ingá-de-macaco não ocorrendo na não leguminosa jamelão (Tabela 14).

Na comparação entre as épocas de amostragens, para o ingá-de-macaco verificou-se tendência de aumento dos teores foliares de N com o passar do tempo para os três menores níveis de adubação, sendo verificado menores teores na última amostragem (agosto de 2004) para os dois maiores níveis. Já para o jamelão verificou-se diferenças significativas entre épocas de amostragem apenas para os três menores níveis de adubação, sem mostrar clara tendência de aumento ou redução dos teores foliares de N com o passar do tempo, para os níveis B e C, sendo verificado claro efeito de concentração de N nas folhas com o passar do tempo, para o menor nível de adubação, decorrente de um menor crescimento e produção de biomassa, neste nível.

Apesar das diferenças verificadas entre épocas, os teores foliares de N do ingá-de-macaco foram bastante próximos para os cinco níveis de adubação e entre as quatro épocas de amostragem, mostrando que a fixação biológica de N está ocorrendo de forma uniforme ao longo do tempo e nas diferentes condições nutricionais a que a planta está sujeita, indicando que o N não está sendo limitante ao crescimento e acúmulo de biomassa para as plantas desta espécie, o mesmo não ocorrendo para as plantas de jamelão.

Na comparação dos teores foliares da leguminosa fixadora ingá-de-macaco com os verificados na literatura para a também leguminosa fixadora *A. mangium* (Tabela 05), verificou-se que os teores obtidos para o ingá são bastante coerentes, estando próximos dos verificados para a *A. mangium* numa condição edáfica de menor limitação nutricional do que a que o ingá-de-macaco está submetido. Já na comparação dos teores foliares verificados na literatura para a Myrtaceae camu-camu (Tabela 08) com os obtidos para a também Myrtaceae jamelão, verifica-se que para este último os valores estão abaixo da faixa considerada como sem deficiência para o camu-camu, estando um pouco acima da faixa considerada com deficiência, mostrando que as plantas de jamelão apresentaram algum nível de deficiência de N em todas as doses de adubação e épocas de amostragem.

Em análise aos dados climáticos das diferentes épocas de amostragens (Figura 10), não foi possível verificar clara influência das questões climáticas sobre os teores foliares de nutrientes das duas espécies estudadas. Dentre as épocas avaliadas, o mês de dezembro de 2003 foi o que apresentou maior precipitação pluviométrica, temperaturas e umidades relativas altas, porém não foi verificada clara influência nos teores foliares de nutrientes, senão uma tendência de maiores teores foliares de Ca para o jamelão, que não se repetiu para os demais nutrientes nem para o ingá-de-macaco. O mês de setembro de 2002 pode ser considerado a época de amostragem mais seca, com menor precipitação pluviométrica e umidade relativa, e temperaturas altas, tendo apresentado tendência de maiores teores foliares de P e Mg para ambas as espécies, porém sem mostrar claramente que este efeito está relacionado a questões climáticas, já que o padrão não se repetiu para os demais nutrientes e para o P parece ter havido um efeito de redução da disponibilidade de P com o passar do tempo, tendo esta época sido

beneficiada, já que foi a primeira amostragem, quando a disponibilidade de P no solo seria maior.

O mês de maio de 2003 (com efeitos direto sobre a coleta realizada em junho de 2003) foi o que apresentou as condições climáticas menos extremas, com precipitação pluviométrica mediana, umidade relativa de média a alta e temperaturas mais amenas, tendo apresentado maiores teores foliares para todos os nutrientes e para as duas espécies, porém apenas em alguns níveis de adubação, não mostrando claro efeito da condição climática mais amena, uma vez que tendências parecidas foram verificadas para a amostragem de agosto de 2004 e este mês apresentou baixa precipitação pluviométrica e temperaturas bastante elevadas. Neste contexto, as diferenças observadas entre as épocas de amostragem parecem estar mais relacionadas com a dinâmica dos nutrientes no solo (aumento ou redução com o passar do tempo, conforme já discutido para alguns nutrientes) do que com as questões climáticas.

A Tabela 15 apresenta as equações de regressão linear simples para os teores foliares de Ca, Mg, P, K e N em relação à soma dos fertilizantes aplicados em cada nível de adubação mais calagem (A, B, C, D e E), para as duas espécies estudadas.

Os teores foliares de Ca, Mg, P e N do ingá-de-macaco e de Mg e P do jamelão apresentaram correlação significativa com as doses dos fertilizantes aplicados, com tendência de aumento dos teores foliares de Ca, Mg e P do ingá-de-macaco e de P do jamelão e redução dos teores foliares de N do ingá-de-macaco e de Mg do jamelão, com o aumento das doses dos fertilizantes (Tabela 15).

A tendência de aumento linear dos teores foliares dos nutrientes (Ca, Mg e P para o ingá-de-macaco e P para o jamelão) com o aumento das doses dos fertilizantes aplicados, mostra que as doses do adubo (fosfato de rocha) e calcário (fonte de Ca e Mg) aplicadas não foram suficientes para permitir uma adequada disponibilidade destes nutrientes às plantas.

Os teores foliares de K do ingá-de-macaco não se ajustaram aos principais modelos matemáticos comumente testados na bibliografia, mostrando uma resposta aleatória das plantas desta espécie à soma dos adubos aplicados, incluindo nestes, doses de sulfato de potássio que variaram de 150 a 350 kg ha⁻¹, indicando baixa resposta das plantas de ingá-de-macaco à adubação potássica.

Tabela 15. Equações de regressão linear simples dos teores foliares de Ca, Mg, P, K e N em relação à soma dos fertilizantes aplicados (750, 1375, 2250, 3125 e 4500 kg ha⁻¹) em experimento de níveis de adubação e calagem, sobre rejeito da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA). Médias de 16 valores.

Espécie	Macronutriente	Equação	F calc.	R ²
Ingá-de-macaco	Ca	Y = 3,155 + 0,000395 x	15,27 *	0,84
	Mg	Y = 0,582 + 0,000024 x	11,23 *	0,79
	P	Y = 0,351 + 0,0000947 x	127,32 **	0,98
	K	Y = 4,731 - 0,000017 x	0,66 ns	0,18
	N	Y = 21,826 - 0,000536 x	16,24 *	0,84
Jamelão	Ca	Y = 9,299 + 0,000275 x	4,78 ns	0,61
	Mg	Y = 1,430 - 0,0000692 x	12,18 *	0,80
	P	Y = 0,223 + 0,0000555 x	93,40 **	0,97
	K	Y = 7,506 - 0,000366 x	5,86 ns	0,66
	N	Y = 13,896 - 0,0003986 x	1,87 ns	0,38

**, * e ns indicam: valor significativo pelo teste F a 1% de probabilidade, 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente.

Para o jamelão, apesar de ter sido observado ajuste dos teores foliares a uma equação exponencial (Figura 11) a resposta das plantas ao aumento das doses de fertilizantes, foi negativa (decrecente), também corroborando com SILVA et al. (1996) que verificaram que diversas espécies florestais nativas não têm respondido à adubação potássica.

Os teores foliares de Ca e N do jamelão também não se ajustaram aos principais modelos matemáticos testados na literatura, porém parecem refletir duas condições distintas. No caso do Ca foram verificados teores foliares considerados medianos em comparação aos teores foliares de outras espécies arbóreas nativas, verificadas na bibliografia, mesmo para as menores doses de fertilizantes aplicadas, indicando não ter sido um nutriente limitante para a espécie, e em decorrência disto, não se verificou resposta nos teores foliares de Ca que se enquadrasse em qualquer das equações matemáticas testadas (linear, exponencial, logarítmica, potencial e quadrática) estudadas.

Já para o nitrogênio verificou-se teores foliares bastante baixos para todos os níveis de adubação e calagem, indicando limitação deste nutriente em todos os níveis e refletindo na falta de padrão de resposta nos teores foliares que se enquadre nas equações matemáticas estudadas. Este resultado é bastante coerente para a não leguminosa jamelão, tendo em vista que não foi utilizada adubação nitrogenada no experimento e que esta espécie não é capaz de fixar o N₂ atmosférico, como ocorre com o ingá-de-macaco.

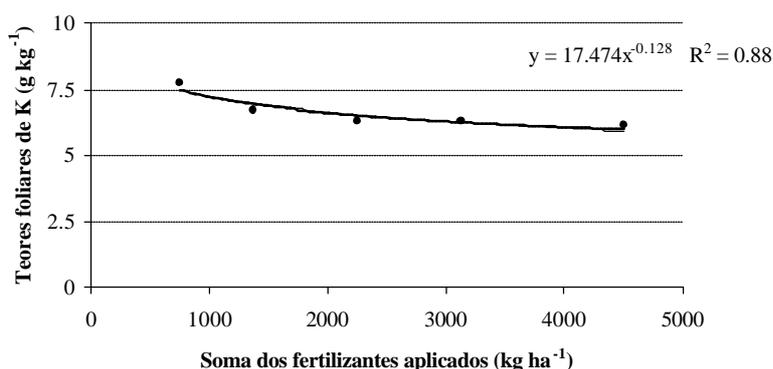


Figura 11. Regressão entre os teores foliares de potássio de *Sizygium jambolana* (jamelão) e a soma de fertilizantes aplicados em experimento de níveis de adubação em calagem em Porto Trombetas (PA). Médias de 16 observações.

De uma forma geral verificou-se que a análise dos teores foliares de nutrientes das duas espécies utilizadas como indicadores permitiu uma boa interpretação do estado nutricional das espécies plantadas no tanque de rejeito SP1, sob os cinco níveis de adubação, onde por extrapolação é possível inferir que dentre os macronutrientes quantificados, o fósforo e o magnésio, parecem ser os mais limitantes para as leguminosas fixadoras (como o ingá-de-macaco), enquanto que o nitrogênio e o fósforo parecem ser os mais limitantes para as não leguminosas (como o jamelão).

3.5.2 Disponibilidade de nutrientes no solo

De acordo com a análise de variância dos dados (Tabela 16) foi verificado efeito significativo e interação significativa entre os fatores estudados para os valores de pH, Al trocável e C-orgânico do solo, não sendo verificada interação significativa para

Ca+Mg, P, K e N total do solo. Dentre estes apenas o P não apresentou efeito significativo para nenhum dos fatores estudados (sistema e época).

Tabela 16. Resumo da análise de variância dos dados da análise solo em diferentes sistemas de recuperação ambiental de rejeito e estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA).

Fatores estudados / Interações	pH	Al trocável	Ca + Mg	P	K	C-org. total	N total
F calculado / significância							
Sistemas (recuperação)	110,57**	195,45*	13,09**	1,12 ns	25,35**	181,25**	31,70*
Épocas (amostragem)	3,77*	2,50 ns	0,38 ns	1,95 ns	17,49**	3,47*	4,19*
Sistemas x Épocas	2,89**	2,03*	1,44 ns	0,90 ns	0,76 ns	3,09**	0,56 ns
CV 1 (%) – Sistemas	3,33	44,49	62,59	421,64	47,75	29,07	56,98
CV 2 (%) – Época e Sistema x Época	3,52	36,54	53,11	376,57	42,77	33,35	58,56

** , * e ns indicam: significativo pelo teste F a 1% de probabilidade, 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente.

A Tabela 17 apresenta os valores médios das três épocas de amostragem da disponibilidade de Ca+Mg, P, K e N total do solo, para os diferentes sistemas em recuperação.

Para os valores de Ca + Mg, verificou-se maiores valores para o reflorestamento sobre estéril realizado em 1984 e a área de borda do tanque de rejeito SP1 e menores valores para os demais sistemas, que não diferiram entre si (Tabela 17). Apesar dos sistemas estudados serem bastante distintos (alguns sobre rejeito, outros sobre estéril e com diferentes idades de revegetação, além da comparação com a floresta nativa) verifica-se que os valores de Ca + Mg foram baixos em todos os sistemas estudados, mostrando o caráter distrófico tanto do solo original como dos substratos produzidos durante o processo de mineração da bauxita.

Tabela 17. Valores de Ca + Mg, P, K e N total do solo em diferentes sistemas de recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA). Médias de 12 observações (3 épocas e 4 repetições).

Sistemas Avaliados	Ca + Mg cmol _c dm ⁻³	P mg dm ⁻³	K	N %
Nível A de adubação no tanque de rejeito SP1	0,92 b	0,50	4,83 e	0,02 d
Nível B de adubação no tanque de rejeito SP1	0,53 b	1,17	5,08 e	0,04 d
Nível C de adubação no tanque de rejeito SP1	0,64 b	2,00	7,75 e	0,06 d
Nível D de adubação no tanque de rejeito SP1	0,71 b	25,75	8,83 e	0,04 d
Nível E de adubação no tanque de rejeito SP1	0,74 b	13,17	10,42 e	0,06 d
Borda do tanque de rejeito SP1	2,36 a	5,42	35,17 a	0,15 c
Interior do tanque de rejeito SP2-3 Norte	0,73 b	24,00	17,33 d	0,05 d
Interior do tanque de rejeito SP 2-3 Sul	0,90 b	7,50	21,58 c	0,05 d
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1999	0,64 b	0,42	7,92 e	0,09 d
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1992	1,10 b	1,42	29,25 b	0,22 b
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1984	2,75 a	1,42	37,67 a	0,23 b
Mata nativa	1,02 b	2,00	34,83 a	0,37 a
F calc.	13,10 **	1,12 ns	25,35 **	31,70 **
CV (%)	62,59	421,64	47,75	56,98

Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott (P < 0,05).

No caso dos sistemas de recuperação nos tanques de rejeito, verifica-se que os valores obtidos são bastante superiores aos teores originais de Ca + Mg (em torno de 0,1 cmol_c dm⁻³) encontrados neste substrato, mostrando a importância da adubação e

calagem durante o processo de revegetação, no aumento disponibilidade destes nutrientes às plantas.

As duas áreas com maiores valores de disponibilidade de Ca + Mg no solo, provavelmente apresentaram fontes distintas de entrada destes nutrientes no sistema. Enquanto a área de borda do tanque SP1 expressa efeito das pesadas doses de adubação aplicadas via hidrossemeadura nesta área, o reflorestamento de 1984 parece mostrar efeito da ciclagem biogeoquímica, como fonte destes nutrientes ao solo, já que nesta área não foi realizada adubação ou calagem recentemente e apresentou valores de Ca + Mg, superiores aos observados para a área de Mata nativa, que representa a condição mediana de disponibilidade de nutrientes para a região, já que dentre as áreas estudadas é a única com solo natural, sendo as demais áreas trabalhadas sobre estéril ou rejeito da mineração de bauxita.

Para os valores de disponibilidade de fósforo no solo apesar de serem verificados valores numéricos bastante superiores para alguns sistemas, não se verificou diferenças significativas entre os sistemas estudados, sendo observado altíssimo coeficiente de variação dos dados (Tabela 17). Estes resultados parecem ser decorrentes de questões relacionadas à amostragem e à determinação química do P, uma vez que a amostragem foi realizada apenas superficialmente (profundidade de 0-2,5 cm) e foi utilizado o na análise o extrator Melich-1, que não é adequado para a extração do P disponível em áreas com recente aplicação de fosfato de rocha, como é caso de alguns sistemas, o que pode ter acarretado uma elevada variabilidade dos dados e mascarado os contrastes entre os sistemas. Para um melhor avaliação da disponibilidades de P nestes sistemas, faz-se necessário um estudo detalhado da dinâmica do P nestes ambientes, incluindo amostragens profundas e com maior intensidade e a utilização de diferentes extratores na determinação analítica, conforme proposto por ALVAREZ V. et al. (2000).

Para o potássio, os maiores valores foram obtidos para o solo sob a área de mata, reflorestamento sobre estéril realizado em 1984 e borda do tanque SP1, e menores para o reflorestamento sobre estéril realizado em 1999 e parcelas com diferentes níveis de adubação do experimento no tanque SP1, onde não foram verificadas diferenças significativas entre os cinco níveis de adubação. Assim como já discutido para o Ca + Mg, para as áreas de reflorestamentos com mais idade e floresta nativa, a ciclagem de nutrientes parece ser a principal fonte de entrada de nutrientes no sistema, enquanto que as áreas dos tanques de rejeito parecem expressar efeito das doses de adubação recentemente aplicadas.

Os maiores valores de N-total do solo foram verificados para a área de mata, seguida pelos reflorestamentos de 1984 e 1992, valores intermediários para a borda do tanque SP1 e menores valores para as demais áreas, que não diferiram entre si. De uma forma geral verificou-se tendência de aumento do N-total do solo com a melhoria da cobertura vegetal, ficando bastante evidente na comparação da borda do SP1 com as demais áreas nos tanques de rejeito que apesar de possuírem mesmo substrato e idades próximas, este primeiro apresentou valores bastante superiores aos demais sistemas, sendo reflexo de uma melhor cobertura vegetal nesta área, conforme pode ser constatados pelos dados de vegetação no Capítulo III.

Na comparação entre épocas de amostragem para o K e N total do solo foram verificados maiores valores na primeira amostragem (setembro de 2002) e menores para a segunda e terceira (junho e dezembro de 2003) que não diferiram entre si. Os valores médios (de todos os sistemas avaliados) para a primeira, segunda e terceira amostragem foram de 23,73; 14,65 e 16,79 mg dm⁻³ para o K, respectivamente e de 0,15; 0,10 e 0,11 %, para o N total de respectivamente.

As Tabelas 18, 19 e 20 apresentam os valores de pH, alumínio trocável e C-orgânico total do solo das para os diferentes sistemas em recuperação nas três épocas de amostragens.

Para o pH, foram verificados maiores valores para a área de borda do tanque SP1 e interior do tanque SP 2-3 S, nas três épocas de amostragens, além do interior do tanque SP 2-3 N na primeira e terceira amostragens e para as parcelas com nível D de adubação no tanque SP1, na terceira amostragem e menores valores para a área de mata nativa nas três épocas amostragens, seguida pelo reflorestamento sobre estéril realizado em 1992. Valores intermediários foram observados para as parcelas com diferentes níveis de adubação (A, B, C, D e E) no experimento do tanque SP1 e reflorestamento sobre estéril realizado em 1984, seguidos pelo reflorestamento sobre estéril realizado em 1999. Dentre as parcelas com diferentes níveis de adubação, os níveis A e B se distinguiram dos demais, na primeira e terceira amostragens, apresentando menores valores de pH (Tabela 18).

Na comparação entre épocas de amostragens observou-se diferenças significativas apenas para as parcelas com nível B de adubação no experimento do tanque SP1, reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1999 e 1984 e área de mata (Tabela 18), porém sem apresentar uma tendência de aumento ou redução dos valores pH, comum a estes sistemas, o que pode estar indicando que as diferenças observadas estão mais relacionadas a variações casuais decorrentes da amostragem, do que a efeito das épocas ou do tempo transcorrido entre as coletas.

De uma forma geral os maiores valores e valores intermediários de pH foram observados para os sistemas sobre rejeito de bauxita que receberam calcário recentemente, mostrando efeito da calagem no aumento do pH do solo, contribuindo para a melhoria das características químicas deste substrato, originalmente ácido e bastante restritivo ao cultivo de plantas.

Tabela 18. Valores de pH do solo para os diferentes sistemas em recuperação nas três épocas de amostragem. Médias de 4 repetições.

Sistemas Avaliados	Set 2002	Jun 2003	Dez 2003	F calc.
	pH em água (cmol _c .dm ⁻³)			
Nível A de adubação – tanque de rejeito SP1	4,83 c	5,08 b	4,93 c	2,13 ns
Nível B de adubação no tanque de rejeito SP1	4,95 c B	5,25 b A	5,00 c B	3,48 *
Nível C de adubação no tanque de rejeito SP1	5,08 b	5,23 b	5,18 b	0,79 ns
Nível D de adubação no tanque de rejeito SP1	5,25 b	5,13 b	5,38 a	2,11 ns
Nível E de adubação no tanque de rejeito SP1	5,20 b	5,18 b	5,18 b	0,03 ns
Borda do tanque de rejeito SP1	5,68 a	5,43 a	5,60 a	2,22 ns
Interior do tanque de rejeito SP2-3 Norte	5,40 a	5,20 b	5,40 a	1,80 ns
Interior do tanque de rejeito SP 2-3 Sul	5,50 a	5,58 a	5,43 a	0,76 ns
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1999	4,50 d B	4,88 c A	4,78 c A	5,08 **
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1992	4,35 d	4,38 e	4,48 d	0,59 ns
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1984	5,03 c A	4,63 b B	5,25 b A	13,16 **
Mata nativa	3,75 e B	3,58 f B	3,95 e A	4,74 **
F calculado / significância	38,08 **	38,63 **	28,09 **	

Médias seguidas pela mesma letra, minúscula na coluna e maiúscula na linha, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott (P < 0,05).

Para o Al³⁺, os contrastes entre os sistemas se mostraram praticamente inalterados nas três épocas de amostragem, com valores não detectáveis para todos os sistemas sobre rejeito de bauxita, maiores valores para a área de mata, valores intermediários para o reflorestamento sobre estéril realizados em 1992 e menores valores para os reflorestamentos sobre estéril realizados em 1999 e 1984 (Tabela 19).

Tabela 19. Valores de alumínio trocável (Al^{+3}) do solo para os diferentes sistemas em recuperação, nas três épocas de amostragem. Médias de 4 repetições.

Sistemas Avaliados	Set 2002	Jun 2003	Dez 2003	F calc.
	Al^{+3} (cmol _c dm ⁻³)			
Nível A de adubação – tanque de rejeito SP1	nd	nd	nd	0,00 ns
Nível B de adubação no tanque de rejeito SP1	nd	nd	nd	0,00 ns
Nível C de adubação no tanque de rejeito SP1	nd	nd	nd	0,00 ns
Nível D de adubação no tanque de rejeito SP1	nd	nd	nd	0,00 ns
Nível E de adubação no tanque de rejeito SP1	nd	nd	nd	0,00 ns
Borda do tanque de rejeito SP1	nd	nd	nd	0,00 ns
Interior do tanque de rejeito SP2-3 Norte	nd	nd	nd	0,00 ns
Interior do tanque de rejeito SP 2-3 Sul	nd	nd	nd	0,00 ns
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1999	0,65 c	0,60 d	0,68 c	0,20 ns
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1992	1,50 b B	1,35 b B	1,90 b A	10,87 **
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1984	0,35 d B	0,87 c A	0,65 c A	9,08 **
Mata nativa	2,30 a	2,48 a	2,45 a	1,21 ns
F calculado	87,51 **	95,48 **	110,82 **	

Médias seguidas pela mesma letra, minúscula na coluna e maiúscula na linha, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($P < 0,05$). nd – não detectável pelo método utilizado.

Dentre as épocas de amostragens, verificou-se diferenças significativas apenas para os reflorestamentos sobre estéril realizados em 1984 e 1992, ambos com tendência de aumento dos teores de Al^{+3} , com o passar das coletas (Tabela 19).

Para o C-orgânico, de uma forma geral, verificou-se maiores valores para a área de mata, seguida pelos reflorestamentos sobre estéril realizados em 1984 e 1992, valores intermediários para o reflorestamento sobre estéril realizado em 1999 e a borda do tanque de rejeito SP1 e menores valores para os demais sistemas sobre rejeito de bauxita, que diferenciaram entre si apenas na terceira amostragem, com maiores percentagens de C-orgânico para a área do interior do tanque de rejeito SP 2-3 norte. Na comparação entre épocas de amostragem, foram observadas diferenças significativas apenas para a borda do tanque SP1, reflorestamento sobre estéril realizado em 1984 e área de mata. Sendo que para os dois primeiros verificou-se tendência de aumento nos teores de C-orgânico com o passar das coletas e para a área de mata, tendência de redução (Tabela 20).

Tabela 20. Teores de carbono orgânico total do solo para os diferentes sistemas em recuperação, nas três épocas de amostragens. Médias de 4 repetições.

Sistemas Avaliados	Set 2002	Jun 2003	Dez 2003	Fcalc
		%		
Nível A de adubação – tanque de rejeito SP1	nd	0,36 d	nd	1,46 ns
Nível B de adubação no tanque de rejeito SP1	nd	0,45 d	0,60 c	2,03 ns
Nível C de adubação no tanque de rejeito SP1	nd	0,46 d	0,19 c	1,82 ns
Nível D de adubação no tanque de rejeito SP1	nd	0,44 d	0,18 c	1,70 ns
Nível E de adubação no tanque de rejeito SP1	nd	0,28 d	0,50 c	2,21 ns
Borda do tanque de rejeito SP1	nd	1,28 c A	1,01 b A	15,85 **
Interior do tanque de rejeito SP2-3 Norte	0,42 d	0,64 d	0,85 b	1,59 ns
Interior do tanque de rejeito SP 2-3 Sul	0,38 d	0,58 d	0,50 c	0,39 ns
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1999	1,18 c	1,04 c	0,97 b	0,39 ns
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1992	2,62 b	2,24 b	2,75 a	2,43 ns
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1984	2,68 b A	2,21 b B	2,82 a A	3,55 *
Mata nativa	4,17 a A	3,66 a B	3,25 a B	7,32 **
F calculado	64,68 **	35,25 **	44,00 **	

Médias seguidas pela mesma letra, minúscula na coluna e maiúscula na linha, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($P < 0,05$). nd – não detectável pelo método utilizado.

Os valores de C-orgânico verificados para os reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1992 e 1999 foram bastante superiores aos observados por MOREIRA & COSTA (2004) para o reflorestamento de uma clareira com 10 anos de idade, na região da província petrolífera do Rio Urucu no estado do Amazonas ($5,87 \pm 2,79 \text{ g kg}^{-1}$), indicando que as metodologias de recuperação utilizados têm possibilitado um rápido incremento nos teores de C-orgânico do solo. A média dos valores de C-orgânico observados para as áreas nos tanques de rejeito foi equivalente a média dos valores obtidos pelos autores supracitados para clareiras reflorestadas a 2 e 4 anos, indicando que as metodologias utilizadas na revegetações do rejeito também tem alcançado resultados promissores.

De acordo com DIAS et al. (2002) apenas a aplicação de fertilizantes, com aumento da disponibilidade de nutrientes às plantas, não é suficiente para o sucesso na recuperação ambiental dos tanques de rejeito de bauxita, sendo imprescindíveis melhorias nas características físicas e biológicas do substrato. O aumento dos teores de C-orgânico favorece a estruturação e o aumento da capacidade de retenção de água do substrato e funciona como fonte de energia e alimentos, indispensáveis à colonização biótica do substrato.

3.5.3 Teores de nutrientes na serapilheira

Conforme apresentado na Tabela 21, os maiores teores de Ca foram verificados na serapilheira do reflorestamento sobre estéril realizado em 1984, seguido pelo reflorestamento sobre estéril realizado em 1999 e a área de mata nativa; valores intermediários na serapilheira do reflorestamento realizado em 1992 e borda do tanque de rejeito SP1; e menores teores para os demais sistemas sobre rejeito, que não diferenciaram entre si. Estes resultados parecem confirmar a influência de duas fontes distintas de cálcio na disponibilidade deste nutriente às plantas, conforme já discutido para os resultados da análise de solo.

Tabela 21. Teores de Ca, Mg, P, K e N da serapilheira acumulada no solo dos diferentes sistemas de recuperação de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA). Médias de 4 repetições.

Sistemas Avaliados	Ca	Mg	P	K	N
	g Kg ⁻¹				
Nível A de adubação – tanque de rejeito SP1	2,70 d	0,22 c	0,05 c	0,75 b	8,13 b
Nível B de adubação no tanque de rejeito SP1	3,30 d	0,52 c	0,11 c	1,63 a	12,72 a
Nível C de adubação no tanque de rejeito SP1	3,35 d	0,29 c	0,07 c	1,25 b	13,06 a
Nível D de adubação no tanque de rejeito SP1	3,45 d	0,31 c	0,18 b	1,00 b	12,53 a
Nível E de adubação no tanque de rejeito SP1	2,90 d	0,23 c	0,20 b	1,12 b	14,79 a
Borda do tanque de rejeito SP1	6,66 c	1,46 a	0,27 a	2,12 a	15,68 a
Interior do tanque de rejeito SP2-3 Norte	1,97 d	0,27 c	0,19 b	1,17 b	9,57 b
Interior do tanque de rejeito SP 2-3 Sul	3,85 d	0,50 c	0,29 a	1,25 b	9,08 b
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1999	9,73 b	0,74 b	0,07 c	1,13 b	9,40 b
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1992	7,43 c	1,19 a	0,09 c	2,00 a	11,54 b
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1984	15,41 a	1,03 b	0,16 b	1,25 b	10,99 b
Mata nativa	8,46 b	1,41 a	0,24 a	1,50 b	15,80 a
F calc.	48,87 **	10,29 **	7,15 **	2,70 **	4,00 **
CV (%)	17,62	38,88	38,14	34,07	20,59

Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($P < 0,05$).

Para os reflorestamentos sobre estéril e a área de mata, verifica-se um eficiente processo de ciclagem de nutrientes, que parece ser o principal responsável por parte do Ca disponível às plantas, já que os solos desta região são naturalmente pobres em Ca e não foram realizadas calagens nestas áreas. No caso da área de borda do tanque SP1, verifica-se efeito das pesadas doses de calcário adicionadas via hidrossemeadura, que permitiram boa disponibilidade de Ca no solo, refletindo em teores medianos de Ca na serapilheira.

Dentre as parcelas com diferentes níveis de adubação e calagem no experimento do tanque de rejeito SP1, bem como o interior dos tanques de rejeito SP 2-3 N e 2-3 S (que também receberam aporte de calcário via hidrossemeadura), as doses de calcário aplicadas não foram suficientes para garantir teores de Ca na serapilheira nem próximos aos obtidos para a área de mata, que é o sistema de referência, nem para a área de borda do tanque SP1, que foi o sistema sobre rejeito com melhores resultados (de disponibilidade de nutrientes no solo, na serapilheira e de desenvolvimento da vegetação, conforme Capítulo III) indicando a necessidade de novos aportes de fontes de cálcio, visando garantir uma boa disponibilidade deste nutriente e desenvolvimento da vegetação no presente e uma eficiente ciclagem deste nutriente, no futuro.

Os maiores teores de Ca na serapilheira do reflorestamento sobre estéril realizado em 1984 em comparação com a mata nativa podem ser explicados pelo fato de que na mata nativa boa parte do Ca está imobilizado nos troncos e galhos grossos, que possuem ciclagem demorada, enquanto que no reflorestamento de 1984 a maior parte dos nutrientes está imobilizada nas folhas e galhos finos que estão em constante processo de renovação e constituem a maior parte do material decidual (serapilheira) amostrado.

Para o Mg, os maiores teores foram verificados na serapilheira da área de mata nativa, da borda do tanque de rejeito SP1 e do reflorestamento sobre estéril realizado em 1992; teores intermediários para os reflorestamentos sobre estéril realizados em 1984 e 1999; e menores teores para os demais sistemas (todos sobre rejeito) que não diferiram entre si (Tabela 21). Estes resultados corroboram as discussões já feita para o cálcio, onde para a área de mata e reflorestamentos sobre estéril, a ciclagem de nutrientes, via decomposição da serapilheira, parece ser a grande responsável pela disponibilidade destes nutrientes no solo, enquanto que na área de borda do tanque SP1 são decorrentes

das elevadas doses de calcário dolomítico aplicadas durante a hidrossemeadura. Nos demais sistemas sobre rejeito, apesar das doses de calcário aplicadas terem sido importantes para o aumento do pH e redução dos valores de alumínio trocável do solo, parecem insuficientes para garantir uma adequada disponibilidade de Ca e Mg às plantas, refletindo em menores teores destes nutrientes na serapilheira e indicando a necessidade de novos aportes.

Para o P os maiores teores foram verificados para o interior do tanque de rejeito SP 2-3 S, borda do tanque de rejeito SP1 e área de mata; valores intermediários para os dois maiores níveis de adubação no experimento do tanque de rejeito SP 1 (nível E e D), interior do tanque de rejeito SP 2-3 N e reflorestamento sobre estéril realizado em 1984; e menores teores para os demais sistemas que não diferiram entre si (Tabela 21).

Para os sistemas sobre rejeito de bauxita os resultados parecem expressar efeito das diferentes doses de adubação aplicadas, com maiores teores de P na serapilheira dos sistemas que receberam maiores aportes de adubação fosfatada. No caso do interior do tanque de rejeito SP 2-3 S parece expressar também efeito do menor tempo de exposição do fosfato de rocha (utilizado na adubação) ao substrato, já que este sistema recebeu menores doses de adubação do que os níveis D e E de adubação no tanque SP1, porém foi revegetado posteriormente, tendo apresentado maiores teores de Ca na serapilheira. O efeito de tempo de exposição do fosfato de rocha ao substrato está relacionado à elevada capacidade de adsorção de P pelo rejeito de bauxita, conforme já discutido.

Os menores teores de P na serapilheira dos reflorestamentos sobre estéril em comparação com a mata nativa podem ser decorrentes da perda do *pool* orgânico de P durante o processo de mineração destas áreas (retirada de parte da biomassa e rápida oxidação da matéria orgânica), que se não forem devidamente repostos, terão influência na biomassa e estrutura final dos reflorestamentos. O mesmo raciocínio é válido para as áreas de tanques de depósito de rejeito, com o agravante de que este substrato apresenta características químicas bastante inferiores ao estéril, com disponibilidade de P não detectáveis pelos métodos de análise comumente empregados.

De uma forma geral, verificaram-se teores bastante baixos de P nas folhas (para as parcelas do experimento do tanque SP1), na serapilheira, e baixa disponibilidade de P no solo para todos os sistemas estudados, indicando ser este o nutriente mais limitante ao desenvolvimento das plantas nos sistemas estudados.

Para o K, os maiores teores foram verificados para a serapilheira da área de borda do tanque de rejeito SP1, reflorestamento sobre estéril realizado em 1992 e parcelas com nível B de adubação no experimento do tanque de rejeito SP1; e menores teores para os demais sistemas que não diferiram entre si (Tabela 21). Com exceção da borda do tanque de rejeito SP1 que foi a área que recebeu maior aporte de nutrientes, tendo apresentado maiores teores de K na serapilheira, para os demais sistemas não se verificou uma clara resposta das quantidades de sulfato de potássio aplicadas sobre os teores de K na serapilheira. Estes resultados parecem corroborar com os de SILVA et al. (1996) que verificaram baixa resposta das espécies arbóreas nativas à adubação potássica. Considerando os teores de K verificados na serapilheira da área de mata nativa como referência, verifica-se que os teores obtidos para os reflorestamentos sobre estéril realizados em 1992 e 1999, bem como os três menores níveis de adubação (A, B e C) no experimento do tanque de rejeito SP1, foram bastante baixos indicando a necessidade de complementação da adubação fosfatada, visando garantir um adequado desenvolvimento das plantas no presente e uma suficiente ciclagem deste nutriente no futuro.

Para o N, os maiores teores foram verificados para a serapilheira da área de mata nativa, borda do tanque de rejeito SP1 e níveis B, C, D e E de adubação no experimento do tanque de rejeito SP1; e menores teores para os demais sistemas que não diferiram entre si (Tabela 21).

Os resultados verificados para a área de borda e parcelas com níveis B, C, D e E de adubação no tanque de rejeito SP1 parecem expressar efeito da composição florística da vegetação, sobre os teores de N da serapilheira, já que toda a área do tanque de rejeito SP1 foi hidrossemeada com sementes de leguminosas fixadoras, sendo verificado bom estabelecimento das plantas, em especial de *Acacia holosericea*, nas parcelas com maiores níveis de adubação e na borda do tanque SP1. Conforme já descrito na revisão de literatura, estas espécies, associadas a bactérias do gênero rizóbio, apresentam capacidade de fixar o N₂ atmosférico e aportar grandes quantidades de material com baixa relação C:N, refletindo em maiores teores de N na serapilheira destes sistemas. É importante ressaltar a capacidade de sistemas de revegetação tão jovens e sobre substrato tão pobre, de aportar ao solo material orgânico com teores de N equivalente ao aportado pela mata nativa.

Para os demais sistemas sobre rejeito (interior dos tanques de rejeito SP 2-3 N e SP 2-3 S) apesar de também ter sido realizada hidrossemeadura com leguminosas fixadoras acrescidas de inoculantes eficientes, não foi utilizada a *Acacia holosericea*, que é a espécie que tem apresentado melhores resultados no estabelecimento e crescimento no rejeito ainda não consolidado (DIAS et al., 2001), resultando em menor estabelecimento e desenvolvimento das leguminosas com reflexos no teor de N da serapilheira. Outro provável fator que contribuiu para o menor desenvolvimento das plantas, nestas duas áreas foi a utilização de fertilizantes prontamente solúveis, comumente empregados em cultivos hidropônicos, na hidrossemeadura, que propiciou uma perda acentuada dos nutrientes aplicados, não ficando disponíveis às plantas durante a fase de crescimento.

Os baixos teores de N na serapilheira das parcelas com menor nível de adubação (nível A) são justificados pelo baixo estabelecimento de leguminosas fixadoras semeadas via hidrossemeadura, sendo a serapilheira coletada, composta por talos secos de gramíneas que se estabeleceram nas parcelas, bem como por algumas raras folhas e galhos caídos das espécies arbóreas não-leguminosas estabelecidas via plantio por mudas. Em várias parcelas deste nível de adubação foi difícil a obtenção do material decidual (serapilheira) para realização da análise química.

A influência da composição florística da vegetação sobre os teores de N na serapilheira fica ainda mais evidente quando se comparam os valores de N total do solo (Tabela 17) entre as áreas de reflorestamentos sobre estéril e a área de borda e parcelas com níveis B, C, D e E de adubação no tanque de rejeito SP1. Apesar dos valores de N total do solo serem superiores para os reflorestamentos sobre estéril, os maiores teores de N na serapilheira foram verificados para os sistemas sobre rejeito, indicando não haver uma relação direta entre a disponibilidade de nitrogênio do solo e os teores de N na serapilheira. O que parece melhor explicar esta aparente inconsistência é a maior presença de leguminosas fixadoras de N₂ nas áreas de tanque de rejeito, com produção de serapilheira mais rica em nitrogênio, em comparação aos reflorestamentos sobre estéril que possuem menor proporção de leguminosas fixadoras.

3.6 CONCLUSÕES

- As análises químicas dos tecidos foliares, do solo e da serapilheira permitiram um bom diagnóstico do estado nutricional das espécies arbóreas utilizadas como indicadoras, podendo ser consideradas como bons indicadores do processo de recuperação, em casos em que são testados diferentes níveis de adubação e calagem.
- De acordo com os resultados da análise foliar, os nutrientes que se mostraram mais limitantes para as espécies avaliadas, nas condições de estudo, foram nitrogênio e fósforo para o jamelão (*Sizygium jambolana*) e fósforo e mgnésio para o ingá-de-macaco (*Zygia caractae*);
- Os resultados das análises químicas realizadas indicam a necessidade de novos aportes de fertilizantes (notadamente fontes de P, Ca e Mg) no tanque de rejeito SP1, visando garantir adequada disponibilidade de nutrientes e desenvolvimento da vegetação no presente e uma eficiente ciclagem de nutrientes e biomassa final, no futuro.
- Dentre os sistemas sobre rejeito da lavagem de bauxita, a área de borda do tanque de rejeito SP1, foi a que apresentou melhores características químicas do solo e composição química da serapilheira (além de cobertura vegetal – ver Capítulo III), podendo ser considerado (até o momento) como a melhor metodologia de revegetação para as áreas dos tanques de rejeito da lavagem de bauxita.
- A área de mata nativa e reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1984, 1992 e 1999, apresentaram altos teores de C-orgânico total e N-total do solo (inclusive bastante superiores a outra áreas em condições semelhante na Amazônia Brasileira), indicando que as práticas de reposição do solo superficial (em superfície), associado aos plantios por mudas, têm apresentava uma boa capacidade de repor os níveis de C e N total do solo, após o processo de mineração;
- O fósforo se mostrou como o nutriente mais limitante às plantas, tanto em condições de rejeito quanto de estéril da mineração de bauxita, demandando atenção especial nos trabalhos de recuperação de áreas degradadas.
- As duas espécies utilizadas como indicadoras na análise foliar (ingá-de-macaco e jamelão), mostraram-se extremamente adaptadas às críticas condições edáficas e ambientais do tanque de rejeito SP1, mostrando-se como espécies potenciais para trabalhos de recuperação de áreas degradadas;

4. CAPÍTULO II

UTILIZAÇÃO DA BIOMASSA E ATIVIDADE MICROBIANA DO SOLO, COMO INDICADORES DA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DE ÁREAS DE MINERAÇÃO DE BAUXITA EM PORTO TROMBETAS (PA)

4.1 RESUMO

O C e N da biomassa microbiana do solo (CBM e NBM), a respiração microbiana do solo e o quociente metabólico da biomassa microbiana do solo (qCO_2), foram utilizados como indicadores do processo de recuperação ambiental de tanques de depósito de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA), submetidos a diferentes metodologias de recuperação, níveis de adubação e calagem e composição de espécies (predomínio de leguminosas fixadoras de N_2), avaliados em diferentes idades após o início do processo de recuperação. Os resultados obtidos indicaram que dentre os atributos microbiológicos utilizados, o CBM e a respiração microbiana foram os melhores indicadores do processo de recuperação, tendo apresentado maior capacidade de distinção dos sistemas e menores valores de coeficiente de variação dos dados. Dentre os sistemas estudados, os melhores resultados para os atributos microbiológicos do solo foram verificados para a área de mata nativa, reflorestamentos sobre estéril com maior idade e área de borda do tanque de rejeito SP1 e os piores para os menores níveis de adubação no experimento do tanque de rejeito SP1 e interior dos tanques de rejeito SP 2-3 norte e SP 2-3 sul, mostrando claro efeito da cobertura vegetal e idade dos reflorestamentos sobre os atributos microbiológicos do solo. No que se refere ao quociente metabólico da biomassa microbiana, apesar das definições encontradas na bibliografia, de que o valor deste quociente tende a diminuir com o passar do tempo no processo de recuperação ambiental ou com a sucessão vegetal num ecossistema, no presente trabalho esta constatação não foi clara, uma vez que sistemas com colonização vegetal bastante inicial, como as parcelas com menor nível de adubação no tanque de rejeito SP1, não diferiram de sistemas com cobertura vegetal bem estabelecida, como os reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1984 e 1992, indicando a necessidade de cautela na interpretação dos resultados deste quociente.

Palavras chave: Cobertura vegetal, biomassa e atividade microbiana do solo, quociente metabólico da biomassa microbiana.

4.2 ABSTRACT

The microbial C and N biomass (MCB and MNB) of the soil, the microbial respiration and the metabolic quotient of the soil microbial biomass (qCO_2) were utilized as indicators of the environmental recovery process of the residual deposit tanks and sterile tanks of bauxite mining in Porto Trombetas, Pará State, submitting them to different recovery methodologies, levels of fertilizer and liming additions and composition of species (predominantly N_2 -fixing of leguminous plants) appraised at different ages once having started the recovery process. The results achieved indicated that among the utilized microbiologic attributes, the MCB and the microbial respiration gave the best recovery indicators, having presented the major capacity of distinguishing the systems, and the lowest values for the variation coefficient data. Among the studied systems, the best results for the soil's microbiologic attributes were verified on the areas of native forest, reforesting on sterile with major age, and the bordering area of SP1 residue tank; and the poorest results for the minor levels of fertilizer additions in the experiment of SP1 residue tank as well as the interior of the SP 2-3 North and SP 2-3 South residue tanks, showing a clear effect of the vegetal cover and age of reforested areas on the soil's microbiological attributes. Concerning the metabolic quotient of the microbial biomass, notwithstanding the definitions found in the bibliography that the value of this quotient tends to diminish with time in the process of environmental recovery or with the vegetal succession in an ecosystem, in the present work this verification was not clear, once the systems with quite initial vegetal colonization, such as the parts with less of fertilizer additions in SP1 residue tank, differed from systems with well established vegetal covering, such as reforestation on sterile made in 1984 and 1992, this indicating the necessity of caution in the interpretation of the results of this quotient.

Key words: Vegetal cover; soil biomass and microbial activity; metabolic quotient of the microbial biomass.

4.3 INTRODUÇÃO

Diversos trabalhos têm utilizado a biomassa e atividade microbiana do solo como indicadores de qualidade, sustentabilidade, ou de mudanças no uso e manejo dos solos (SPARLING et al., 1990; FIALHO, BORGES & BARROS, 1991; SRIVASTAVA & SING, 1991; DELLA-BRUNA et al., 1991; PFENNING, EDUARDO & CERRI, 1992; ANDERSON & DOMSCH, 1993; BEYER, 1995; HEISLER & KAISER, 1995; GERALDES, CERRI & FEIGL, 1995; GAMA-RODRIGUES, GAMA-RODRIGUES & BARROS, 1997; AQUINO, DE-POLLI & RICCI, 1998; FERNANDES, CERRI & FEIGL, 1998; BALLOTA et al., 1998; DE-POLLI & GUERRA, 1999; GONÇALVES, 1999; COLOZZI-FILHO, BALOTA & ANDRADE, 1999; GROFFMAN et al., 2001; REIS, 2002; MATSUOKA, MENDES & LOUREIRO, 2003; MENDES et al., 2003; CARNEIRO et al. 2004). A maioria deles têm trabalhado com determinações dos conteúdos de C, N, P ou S, e atividade da biomassa microbiana, além da obtenção de quocientes relacionados, como o quociente metabólico e quociente microbiano.

Além destas, outras determinações microbiológicas do solo, bastante comuns na bibliografia são: a microscopia direta; as determinações enzimáticas; a quantificação de conteúdos microbianos como o trifosfato de adenosina, os ácidos graxos ésteres metilados, o ergosterol e a quitina; a quantificação da respiração microbiana em resposta à adição de substrato (como a glicose); a determinação indireta através do N reativo da Ninidrina, dentre outras. GONÇALVES (1999) apresenta uma descrição sucinta de cada uma destas determinações, suas limitações e potencialidades.

Dentre as determinações citadas, as relacionadas com os conteúdos de C e N da biomassa, quantificados através do método da fumigação-extração (VANCE et al. 1987), bem como a respiração microbiana, são as que têm demonstrado maior potencialidade e precisão, uma vez que, além de possibilitar a estimativa do C e N microbiano no mesmo extrato, permite a determinação em solos ácidos, com recente adição de matéria orgânica ou sob pastagem ou sistemas florestais permanentes.

De acordo com DE-POLLI & GUERRA, (1999), a praticidade, rapidez e capacidade de obtenção de resultados reproduzíveis com coeficiente de variação aceitáveis, são outras características positivas apresentadas por este método, além do fato de ter sido adaptado com bastante êxito para as condições tropicais, tornando-se acessíveis a vários grupos de pesquisa.

Apesar das potencialidades e difusão deste método, os trabalhos sobre a utilização destes atributos (CBM, NBM e respiração microbiana) como indicadores da recuperação de áreas degradadas, são bastante incipientes e recentes (UZÊDA, DENICH & BONI, 1996; TOLLEDO, PEREIRA & ANJOS, 1998; REIS & FRANCO, 1998; SODRÉ & BARROS, 1998; SOUZA et al, 1998; GAMA-RODRIGUES & BARROS, 1998; FEIGL, FERNANDES & CERRI, 1998; MONTEIRO & GAMA-RODRIGUES, 2000; REIS, CAMPOLLO & FRANCO, 2000; OLIVEIRA, MENDES & VIVALDI, 2001; OLIVEIRA, 2003; LYNCH, 2004; ALVARENGA, SIQUEIRA & DAVIDE, 2004; MONTEIRO & GAMA-RODRIGUES, 2004; DUARTE, 2004; BALIEIRO et al, 2005), no entanto têm se mostrado bastante promissores.

De acordo com DeGROOD, CLAASSEN & SCOW (2005) as perturbações no solo ou substrato causam mudanças dramáticas na diversidade taxonômica e funcional das comunidades microbianas do solo, e os efeitos da perturbação podem ser

duradouros, o que possibilita a utilização de atributos microbiológicos do solo como indicadores de processos de degradação.

A biomassa microbiana do solo representa um importante indicador ecológico, uma vez que, além de ser responsável pela decomposição e mineralização dos resíduos vegetais e animais no solo e armazenadora de nutrientes, é capaz de indicar sensivelmente alterações no sistema. É definida como a parte viva da matéria orgânica excluindo-se raízes de plantas e restos de animais maiores que $5 \times 10^3 \mu\text{m}^3$, contendo em média 2 a 5 % do C total e 1 a 5 % do N total do solo (JENKINSON & LADD, 1981).

Os valores de carbono da biomassa microbiana (CBM) indicam o potencial de reserva deste elemento que participa no processo de humificação, enquanto o nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) estima a reserva de N orgânico que poderá ser reabsorvido pelas plantas através da ciclagem de nutrientes (GAMA-RODRIGUES, GAMA-RODRIGUES & BARROS, 1995).

O termo respiração do solo é definido como a absorção de O_2 e/ou liberação de CO_2 pelas entidades vivas e metabolizantes do solo enquanto que a respiração microbiana é definida como a absorção de O_2 ou a liberação de CO_2 pelas bactérias, fungos, algas e protozoários no solo, incluindo as trocas gasosas que resultam de ambos os metabolismos aeróbio e anaeróbio. A vantagem de se medir CO_2 , ao invés de O_2 , está no fato do CO_2 refletir a atividade tanto de microrganismos aeróbios quanto anaeróbios (ANDERSON & DOMSCH, 1980).

Após menos de duas décadas dos primeiros trabalhos de adaptação dos métodos de determinação da biomassa microbiana do solo para as condições tropicais e de solos ácidos e com alto teor de argila (como a maioria dos solos brasileiros), é possível verificar na bibliografia trabalhos em todos os ecossistemas brasileiros, para sistemas agrícolas, florestais e de pastagens e sob diferentes formas de manejo do solo.

OLIVEIRA, MENDES & VIVALDI (2001), utilizando o C da biomassa microbiana para comparar áreas de pastagens consorciadas (*Andropogon gayanus* com *Stylosanthes guianensis*) com culturas anuais e vegetação nativa, na região do Cerrado, verificaram maiores valores de C-microbiano para o solo sob pastagem, tendo atribuído esta constatação ao fato das pastagens apresentarem maior densidade de raízes e, conseqüentemente, maior efeito rizosférico, isto é, maior disponibilidade de substratos orgânicos para as comunidades microbianas do solo. Além disto, nesses sistemas a ausência de revolvimento do solo favorece as populações fúngicas, que constituem a maior parte da biomassa microbiana do solo.

GERALDES, CERRI & FEIGL (1995) avaliando áreas de pastagem com diferentes idades em comparação com a floresta nativa na Amazônia, verificaram maiores valores para a pastagem de quatro anos de idade, seguido pela floresta nativa e pastagem de 10 anos e menores valores para a pastagem de 15 anos, que apresentou decréscimo de 41 % do C-microbiano em relação à floresta nativa. Para o N-microbiano foram verificados maiores valores para a pastagem de quatro anos, seguida pela de 10 e 15 anos e menores valores para a floresta nativa. Os valores de C-microbiano e N-microbiano correlacionaram com os valores de C e N total do solo. Os resultados de C-microbiano permitiu interpretar o processo de conversão de florestas nativas em pastagens na Amazônia, ao mostrar que a pastagem conseguiu manter por 4 anos uma microbiota maior que a encontrada na floresta nativa, sendo que após 10 anos, este nível se aproximou do original, declinando gradativamente nos anos subsequentes.

BALOTA et al., (1998) comparando diferentes sistemas de preparo do solo e sucessão de cultivos na região sul do Brasil, concluíram que os valores de biomassa

microbiana detectavam com mais sensibilidade o efeito de diferentes manejos do solo do que as alterações observadas na matéria orgânica do solo.

FEIGL, FERNANDES & CERRI (1998), observaram que os valores médios de nutrientes estocados na forma de biomassa microbiana em áreas agrícolas da região amazônica, depois de retirada da vegetação, em muitas vezes eram superiores a suplementação anual de nutrientes aplicados na forma de fertilizantes, além de encontrarem-se em formas menos sujeitas a perdas, notadamente por lixiviação.

DELLA-BRUNA et al. (1991) avaliando a efeito da adição de serapilheira de eucalipto e de floresta nativa da região da Mata Atlântica, sobre a atividade microbiana do solo, avaliada através da quantificação do C-CO₂ desprendido, verificaram um desprendimento cinco vezes maior nas amostras que receberam serapilheira, em comparação com o solo que não recebeu, confirmando que a atividade biológica dos solos é altamente limitada pela quantidade de carbono prontamente disponível. Dentre os diferentes tratamentos, verificou-se evolução de C-CO₂, 45 % maior no solo sob mata, quando comparado com o solo sob eucalipto, com ou sem adição de serapilheira.

SILVA, SIQUEIRA & COSTA (2004) utilizando a hidrólise de diacetato de fluoresceína como bioindicador da atividade microbiológica de um solo submetido a reflorestamento com espécies nativas em comparação com espécies exóticas (predomínio de *Eucalyptus* sp.) e solo não reflorestado, verificaram maior atividade microbiológica no tratamento com espécies nativas (10 espécies), seguido pelo solo reflorestado com espécies exóticas e pelo reflorestamento com nim, sucupira e pau-pombo e valores próximo a zero para o solo não reflorestado. Os maiores valores obtidos para o reflorestamento com nativas foram atribuídos ao grande acúmulo de material orgânico presente nesta área e à composição de espécies do reflorestamento composto por nove gêneros diferentes de árvores apresentando maior biodiversidade vegetal em relação aos outros tratamentos.

Na mesma linha, porém utilizando atributos relacionados com a biomassa microbiana para comparar solos sob diferentes usos florestais: capoeira, eucalipto, floresta atlântica preservada e floresta atlântica não preservada, em comparação a uma área de pastagem, MONTEIRO & GAMA-RODRIGUES (2000) observaram maiores valores de C-microbiano para as florestas preservadas e não preservadas; valores intermediários para a pastagem; e menores valores para o eucalipto e capoeira. Para a respiração microbiana os menores valores foram observados para o eucalipto, e maiores para os demais tratamentos que não diferiram entre si.

Dentre os quocientes relacionados com a biomassa microbiana, tem merecido destaque o quociente metabólico e o quociente microbiano, que têm sido citados como indicadores da eficiência dos processos biológicos de decomposição da matéria orgânica do solo e de condições de perturbação ou estresse a que os sistemas estão sujeitos.

De acordo com ANDERSON & DOMSCH (1993), maiores valores de quociente metabólico indicam condições adversas à população microbiana que resulta em excessivo gasto de C oxidável para sua manutenção, conseqüentemente elevado gasto energético e rápida decomposição da matéria orgânica. Em ecossistemas estáveis tal quociente tende a apresentar valores mais baixos, apesar de elevada atividade microbiana. WARDLE & GHANI, (1995) citam diversos distúrbios no solo (estresses bióticos e abióticos etc.) como causadores de elevação no qCO₂ e cita condições de avanço no estágio sucessional de ecossistemas florestais e a adaptação ao sistema de cultivo como responsáveis pela diminuição desta relação.

BALOTA et al., 1998 citam que maiores ou menores valores do quociente microbiano (qM), indicam tendência de acúmulo ou perda de carbono do solo e sendo assim, mudanças nos valores do qM, refletem o padrão de entrada de matéria orgânica

no solo, a eficiência da conversão do C microbiano, as perdas do C do solo e a estabilização do C orgânico pela fração mineral do solo.

Nos casos de recuperação de áreas degradadas a utilização deste quociente é mais difícil, uma vez que as mudanças nos teores de matéria orgânica do solo são lentas e graduais, sendo mais comum o seu uso para avaliar mudanças decorrentes do manejo agrícola do solo. Já o quociente metabólico tem se mostrado promissor para comparar áreas em processo de recuperação e sistemas florestais em diferentes estádios sucessionais ou grau de perturbação antrópica.

MONTEIRO & GAMA-RODRIGUES (2000) estudando diferentes sistemas florestais em comparação a uma área de pastagem, verificaram maiores valores de qCO_2 para uma área de capoeira, seguida pela pastagem e floresta preservada e menores valores para o eucalipto e floresta não preservada. Estes resultados, porém, parecem discordar das definições teóricas do significado ecológico do quociente metabólico presente na bibliografia que preconiza menores valores de qCO_2 para ambientes mais estáveis ou mais próximo do seu estado de equilíbrio (TÓTOLA & CHAER, 2002). Segundo os autores, os valores de C-microbiano observados para os sistemas considerados mais perturbados (eucalipto, pastagem) foram tão baixos que não permitiram uma adequada interpretação do quociente metabólico, porém os valores de obtidos para a área de capoeira se mostraram coerentes, uma vez que apesar de ser um sistema natural em evolução, está bastante sujeita a perturbações como altas temperaturas, ressecamento do solo, elevada competição entre as espécies vegetais da sucessão, que ocasiona maior gasto de C-oxidável para manutenção da biomassa microbiana, refletindo em elevado qCO_2 .

Apesar das potencialidades descritas e da grande disponibilidade de trabalhos que utilizam a biomassa microbiana do solo e seus atributos relacionados, como indicadores, ainda são raros os trabalhos com a sua utilização no monitoramento da recuperação de áreas degradadas, provavelmente devido a dificuldades de aplicação da metodologia, às condições edáficas destas áreas, fazendo-se necessário um refinamento ou adaptação da metodologia empregada, para estes casos.

No presente trabalho, o refinamento metodológico para as condições experimentais sobre estéril e rejeito da mineração de bauxita, com baixíssimos teores de matéria orgânica, textura argilosa e material mineral bastante heterogêneo (principalmente o estéril, que é composto pela mistura de vários horizontes ou camadas de solo e apresenta textura bastante variável com presença de calhaus e cascalho em meio a material de textura fina), envolveu um trabalho de aproximadamente cinco anos e consistiu na adoção de procedimentos previamente testados, em todas as etapas de determinação.

Dentre os procedimentos adotados, visando à redução da variabilidade dos dados e maior contraste entre os resultados, destacam-se: (i) imediato processamento das amostras sem a necessidade do congelamento ou resfriamento (que tende a reduzir os valores de biomassa e atividade microbiana); (ii) adequada homogeneização das amostras envolvendo peneiramento, adequação da umidade e retirada de todo o resto orgânico visível a “olho nu”; (iii) incubação prévia das amostras (no escuro e a temperatura constante de $25 \pm 3^\circ C$) com redução da variabilidade determinada pelas condições de campo (diferenças entre ensolação, temperatura e umidade do solo em um determinado ponto em relação a outro, dentro de um mesmo tratamento); (iv) aperfeiçoamento dos procedimentos analíticos com eliminação da etapa de pré-aquecimento do extrato em chapa e da utilização de condensadores de “dedo frio”; (v) utilização de dosadores e tituladores automatizados e mais precisos; e (vi) processamento das amostras em duplicata ou triplicata.

A adoção destes procedimentos permite melhor identificação dos contrastes entre os tratamentos e a obtenção de valores de respiração, C e N da biomassa microbiana mais coerentes com os verificados na bibliografia para condições mais estáveis (solos agrícolas, sob pastagens ou até mesmo sob sistemas florestais), viabilizando a sua utilização no monitoramento da recuperação ambiental de áreas de depósitos de estéril e rejeito da mineração de bauxita em Porto Trombetas, já que permite comparações com os resultados presentes na bibliografia.

4.4 MATERIAL E MÉTODOS

Foram realizadas determinações do C e N da biomassa microbiana do solo (CBM e NBM), respiração microbiana do solo e quociente metabólico da biomassa microbiana do solo (qCO_2), em sistemas sob diferentes metodologias e idades de recuperação ambiental de tanques de depósito do rejeito da lavagem da bauxita e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA).

Foram avaliados os seguintes sistemas:

- Tanque de rejeito de bauxita SP1 – submetido a cinco tratamentos de adubação e calagem (**Níveis A, B, C, D e E de adubação no tanque de rejeito SP1**), revegetado com espécies arbóreas leguminosas e não leguminosas, no ano de 2000, após hidrossemeadura com as leguminosas *Sesbania virgata*, *Acacia holosericea*, *Senna reticulata* e *Cassia* spp., no ano de 1999 (descrição detalhada do experimento de adubação já apresentado no Capítulo I);
- **Borda do tanque de rejeito SP1** – revegetado com mistura de espécies leguminosas e não leguminosas (alta diversidade de espécies arbóreas), com aplicação de adubo junto com a hidrossemeadura, no ano de 1999.
- **Interior do tanque de rejeito SP 2-3 Norte** - revegetado via hidrossemeadura com *Sesbania virgata*, no ano de 2000;
- **Interior do tanque de rejeito SP 2-3 Sul** - revegetado via hidrossemeadura com *Sesbania virgata* e *Sesbania exasperata* e em menor densidade *Senna reticulata*, *Chamaecrista desvauxii* e *Aschynomeae sensitiva*, no ano de 2001;
- Reflorestamento misto com espécies nativas realizado sobre sub-solo estéril em bauxita, com aplicação (incorporação) do solo superficial, no ano de 1984 (**Reflorestamento sobre estéril 1984**);
- Reflorestamento misto com espécies nativas realizado sobre sub-solo estéril em bauxita, com aplicação (em superfície) do solo superficial, no ano de 1992 (**Reflorestamento sobre estéril 1992**);
- Reflorestamento misto com espécies nativas realizado sobre sub-solo estéril em bauxita, com aplicação (em superfície) do solo superficial, no ano de 1994 (**Reflorestamento sobre estéril 1994**);
- Reflorestamento misto com espécies nativas realizado sobre sub-solo estéril em bauxita, sem aplicação do solo superficial, no ano de 1994 (**Reflorestamento sobre estéril 1994 sem SS**);
- Reflorestamento misto com espécies nativas realizado sobre sub-solo estéril em bauxita, com aplicação (em superfície) do solo superficial, no ano de 1999 (**Reflorestamento sobre estéril 1999**);
- Remanescente de floresta nativa localizado próximo à área de mineração (**Mata nativa**).

As Figuras 12, 13 e 14 apresentam os dados climáticos da mina de bauxita do platô Saracá em Porto Trombetas, onde se localiza as áreas avaliadas, com destaque para os períodos em que foram realizadas as coletas.

O período de maio a junho caracteriza-se como um período de média a baixa precipitação pluviométrica na região, tendo apresentado para o ano de 2003 precipitação inferior à média histórica, com valor pouco superior aos 200 mm para o mês de maio e inferior a 100 mm para o mês de junho. O mês de dezembro, caracteriza-se por

apresentar precipitações medianas, porém para o ano de 2003 foi observada precipitação mensal bastante superior à média histórica, superando os 500 mm mensais (Figura 12).

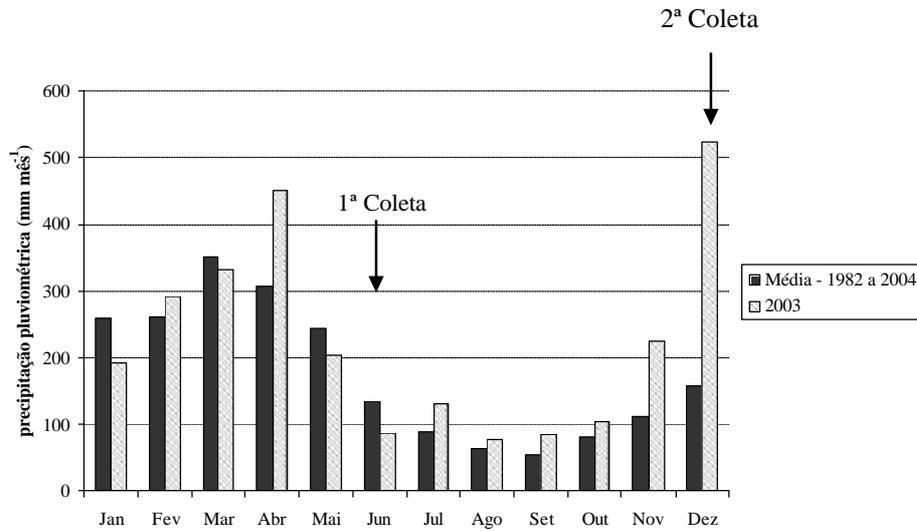


Figura 12. Precipitação média mensal do período de 1982 a 2004 e do ano de 2003, com destaque para os períodos em que foram realizadas as amostragens, em Porto Trombetas (PA).

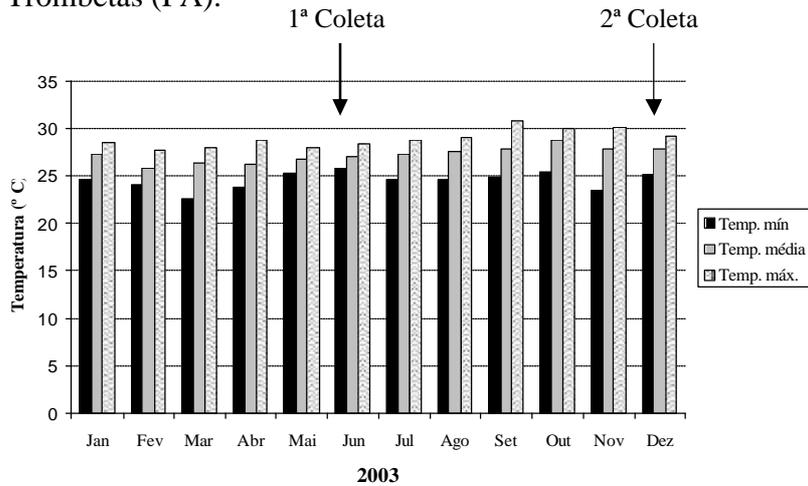


Figura 13. Temperaturas médias mensais do ano de 2003, com destaque para os períodos em que foram realizadas as amostragens, em Porto Trombetas (PA).

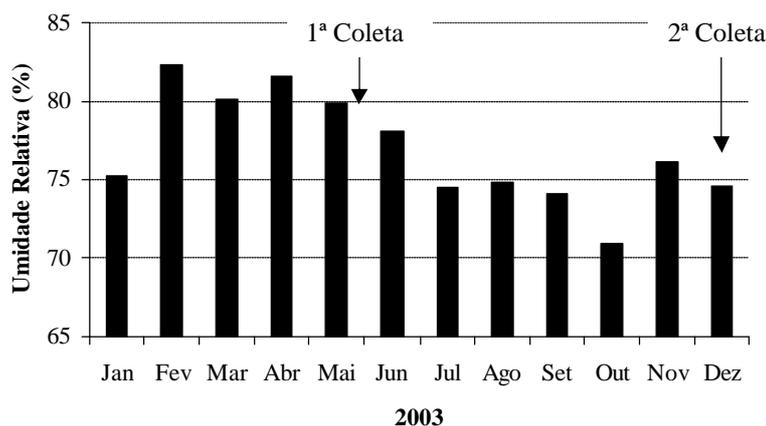


Figura 14. Umidade relativa média mensal do ano de 2003, com destaque para os períodos em que foram realizadas as amostragens, em Porto Trombetas (PA).

As temperaturas médias mensais para o ano de 2003 foram inferiores às médias históricas, com temperaturas médias para o período de maio a junho de 27° C e de 28° C para o mês de dezembro (Figura 13).

As médias de umidade relativa mensal para o ano de 2003 foram condizentes com as médias históricas com valores superiores a 70 % em todos os meses, com destaque para o período de maio a junho de 2003 que apesar de ter apresentado menor precipitação pluviométrica que o mês de dezembro, apresentou maior umidade relativa (Figura 14).

As amostras de solo para determinação dos atributos microbiológicos do solo foram coletadas com o auxílio de uma colher de pedreiro e régua graduada, acondicionadas em sacos plásticos e imediatamente remetidas sem resfriamento ao Laboratório de Solos da Embrapa – Agrobiologia. As amostras foram coletadas na profundidade de 0 - 2,5 cm, entre os meses de maio e junho de 2003 (1ª Coleta) e dezembro de 2003 (2ª Coleta).

A determinação da biomassa microbiana e respiração microbiana foi iniciada após 6 dias de acondicionamento das amostras em laboratório, sob temperatura constante de $25 \pm 3^\circ \text{C}$, no escuro, com intuito de se reduzir a variação na biomassa e atividade microbiológica.

O carbono e nitrogênio microbiano do solo foram avaliados pelo método da Fumigação-Extração (VANCE et. al., 1987) de amostras frescas em duplicata. O C foi determinado pelo método volumétrico com $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ e titulação com sulfato ferroso amoniacal e o N por destilação em semi-micro Kjeldal (BREMNER & MULVANEY, 1982).

A respiração microbiana do solo foi avaliada através da incubação de amostras em duplicata de 50 g de solo em jarros hermeticamente fechados e na presença de frasco contendo 10 ml de NaOH 1 mol L^{-1} , de forma que o $\text{CO}_2\text{-C}$ evoluído do solo reagisse com a solução de NaOH. Posteriormente a solução de NaOH em excesso (que não reagiu com o $\text{CO}_2\text{-C}$), foi titulada com HCl $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, sendo o valor de $\text{CO}_2\text{-C}$ evoluído do solo obtido por diferença dos valores obtidos na titulação dos frascos em branco (contendo NaOH, porém dispostos em jarros, na ausência de solo). O período médio de incubação foi de sete dias em ambiente com temperatura controlada de $25 \pm 3^\circ \text{C}$ e no escuro.

O quociente metabólico (qCO_2) foi calculado pela relação entre a respiração basal e o carbono da biomassa microbiana (ANDERSON & DOMSCH, 1993), expresso em $mg CO_2 \cdot kg^{-1} \cdot CBM h^{-1}$.

Para a maioria dos sistemas estudados (exceto para as parcelas do experimento de níveis de adubação no tanque SP1) não se dispunha de um delineamento experimental previamente estabelecido, sendo as coletas de solo realizadas ao longo de um transecto, respeitando-se os princípios básicos da experimentação: casualização e repetição. Durante a fase de análise dos dados foram realizados testes de homogeneidade da variância, normalidade dos dados e dos erros (Teste de Lilliefors) e homogeneidade e normalidade dos erros (Testes de Cochran e Bartlett), para verificação da possibilidade aplicação da análise de variância aos dados.

Após verificação da possibilidade de realização da análise de variância (ANOVA), esta foi realizada em delineamento experimental inteiramente casualizado com quatro repetições, em esquema de parcelas sub-divididas, sendo os sistemas avaliados considerados como parcela, e as épocas de amostragem como sub-parcelas. Para realização da ANOVA foi utilizado o Programa Estatístico SISVAR 4.6 (FERREIRA, 2000) e para comparação de médias o teste de Scott-Knott (1974) a 5% de significância.

4.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

De acordo com a análise de variância dos dados (Tabela 22) foi verificado efeito significativo e interação significativa entre os fatores estudados para CBM, NBM, respiração microbiana e qCO_2 . Apenas para NBM não foi verificado efeito significativo para épocas de amostragem avaliadas separadamente, sendo verificada interação significativa entre sistemas de recuperação e épocas de amostragens.

Tabela 22. Resumo da análise de variância dos dados de carbono e nitrogênio da biomassa microbiana (CBM e NBM), respiração microbiana (resp. mic.) e quociente metabólico da biomassa microbiana (qCO_2) do solo, em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA).

Fatores estudados / Interações	CBM	NBM	Resp. Mic.	qCO_2
		F calculado / significância		
Sistemas (recuperação)	45,58**	113,45**	44,83**	9,22**
Épocas (amostragem)	18,64**	1,75 ns	4,16*	7,13**
Sistemas x Épocas	29,71	16,18**	6,68**	8,78**
CV 1 (%) para Sistemas	25,00	30,98	23,55	43,52
CV 2 (%) para Épocas e Sistemas x Épocas	26,92	24,94	21,85	43,97

** , * e ns indicam: significativo pelo teste F a 1% de probabilidade, 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente.

4.5.1 Carbono da biomassa microbiana do solo - CBM

A Tabela 23 apresenta os valores de CBM para os diferentes sistemas avaliados nas duas épocas de amostragens. Na amostragem de junho de 2003, foi possível dividir os sistemas em cinco grupos que diferiram entre si: o primeiro grupo é formado pela área de mata, com maiores valores de CBM; o segundo pelo reflorestamento sobre estéril realizado em 1994; o terceiro pelo reflorestamento sobre estéril realizado em 1984; o quarto pelo nível C de adubação e área de borda do tanque SP1, interior dos tanques SP 2-3 norte e SP 2-3 Sul e reflorestamentos sobre estéril realizados em 1992 e 1999; e o quinto pelos níveis A, B, D e E de adubação no tanque SP1 e reflorestamento sobre estéril sem aplicação de solo superficial realizado em 1994, que apresentaram os menores valores de CBM.

Tabela 23. Valores de carbono da biomassa microbiana do solo, em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA).

Sistemas Avaliados	Jun 2003	Dez 2003	Fcalc.	Média
	----- g kg ⁻¹ -----			g kg ⁻¹
Nível A de adubação no tanque de rejeito SP1	92,54 e	69,44 d	0,66 ns	80,99 e
Nível B de adubação no tanque de rejeito SP1	48,86 e	64,29 d	0,30 ns	56,58 e
Nível C de adubação no tanque de rejeito SP1	144,68 d A	84,44 d B	4,51 *	114,56 d
Nível D de adubação no tanque de rejeito SP1	53,42 e B	138,61 c A	9,03 **	96,01 e
Nível E de adubação no tanque de rejeito SP1	92,54 e	63,68 d	0,49 ns	73,59 e
Borda do tanque de rejeito SP1	143,07 d	158,42 c	0,29 ns	150,74 d
Interior do tanque de rejeito SP2-3 Norte	173,34 d A	56,03 d B	17,12 **	114,69 d
Interior do tanque de rejeito SP 2-3 Sul	121,30 d	144,31 c	0,66 ns	132,80 d
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1999	150,62 d	103,94 d	2,71 ns	127,28 d
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1994 sem SS	76,88 e	59,81 d	0,36 ns	68,35 e
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1994	391,94 b A	71,21 d B	127,95 **	231,57 c
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1992	145,92 d B	457,44 a A	120,71 **	301,68 b
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1984	233,52 c	253,41 b	0,49 ns	243,46 c
Mata nativa	509,79 a A	175,39 c B	139,09 **	342,59 a
F calc.	40,87 **	28,14 **		45,58 **

Médias seguidas pela mesma letra, minúscula na coluna e maiúscula na linha, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($P < 0,05$).

Para a amostragem de dezembro de 2003 os sistemas se dividiram em quatro grupos, com maiores valores para o reflorestamento sobre estéril realizado em 1992, seguido pelo reflorestamento de 1994; valores intermediários para área de mata, nível D de adubação e área de borda do tanque SP1 e interior do tanque SP 2-3 sul; e menores valores para os demais sistemas.

A área de mata e reflorestamentos sobre estéril apresentaram valores bastante divergentes entre as duas coletas, com drásticas reduções nos valores de BMC de uma coleta para outra, para alguns sistemas, e aumentos significativos para outros. Em função desta constatação, os valores médios das duas coletas parecem ter permitido uma diferenciação mais coerente entre os sistemas, sendo possível dividi-los em cinco grupos, que diferiram entre si:

O primeiro grupo é formado pela área de mata com maiores valores médios de BMC; o segundo pelo reflorestamento sobre estéril realizado em 1992; o terceiro pelos reflorestamentos sobre estéril realizados em 1984 e 1994; o quarto pelo nível C de adubação e área de borda do tanque SP1, interior dos tanques SP 2-3 norte e SP 2-3 Sul e reflorestamento sobre estéril realizado em 1999; e o quinto pelas parcelas com níveis A, B, D e E de adubação no experimento do tanque de rejeito SP1 e reflorestamento sobre estéril, sem aplicação de solo superficial, realizado em 1994, que apresentaram os menores valores (Tabela 23).

Estes resultados mostraram uma tendência de aumento nos valores médios de CBM com a idade e melhoria da cobertura vegetal das áreas, expressando ainda, efeitos da forma manejo aplicada ao substrato. Neste contexto, a área de mata se distingue totalmente dos demais sistemas e apresentando-se como sistema de referência.

Dentre os reflorestamentos sobre estéril, o mais antigo (1984) não apresentou os maiores valores de CBM, porém parece refletir as condições de preparo da área para o plantio, já que neste, o solo superficial foi incorporado ao subsolo estéril em bauxita, enquanto que nos demais foi aplicado em superfície, que parece ter melhor efeito para a microbiota do solo. OLIVEIRA (2003) e LYNCH (2004) estudando a mesma área, também observaram menores valores de atributos microbiológicos do solo para o

reflorestamento sobre estéril realizado em 1984 em comparação aos demais, tendo atribuído esta constatação à incorporação do solo superficial.

Os reflorestamentos de 1992, 1994 e 1999 todos com aplicação de solo superficial em superfície, mostraram claro efeito da idade sobre os valores médios de CBM, com maiores valores para o mais antigo (1992) e redução dos valores com a redução da idade dos reflorestamentos (Tabela 23). Vale destacar a diferença observada entre o reflorestamento sobre estéril realizado em 1994 com aplicação de solo superficial, do sem aplicação, sendo possível verificar um valor de CBM mais de 3 vezes superior para o reflorestamento com aplicação do solo superficial em comparação ao sem aplicação (Tabela 23). Este resultado mostra a importância da aplicação do solo superficial no restabelecimento da microbiota do solo, notadamente nos casos de recuperação de áreas degradadas pela atividade de mineração, onde em geral ocorre perda ou inversão dos horizontes ou camadas superficiais do solo.

Dentre os sistemas sobre rejeito da lavagem da bauxita, verificaram-se maiores valores de CBM para os que apresentaram melhor cobertura vegetal (veja Capítulo III), que parece coincidir com os sistemas que receberam maiores aportes de adubação e concentração de sementes, durante a hidrossemeadura. Apesar de não ter diferido significativamente a área de borda do tanque SP1 apresentou, dentre estes, os maiores valores de CBM, possuindo melhor cobertura vegetal e tendo recebido maior aporte de fertilizantes e sementes durante a hidrossemeadura, conforme descrito na caracterização dos sistemas. Para as parcelas com níveis C de adubação no tanque SP1, os maiores valores de CBM em comparação aos demais níveis, também parecem ser explicados pela concentração de sementes e adubos durante a hidrossemeadura, já que pelo menos duas das quatro parcelas com este nível de adubação estão localizadas numa faixa do tanque SP1 onde houve concentração de adubos e sementes de *A. holosericea*, durante a hidrossemeadura, apresentando melhor cobertura vegetal e significativa camada de material decidual acumulado no solo, que favorecem a microbiota.

Na comparação entre as duas épocas de amostragens, dos quatorze sistemas estudados apenas seis apresentaram diferenças significativas entre as épocas, no entanto sem apresentar claro efeito da influência de aspectos climáticos, já que dentre estes, para alguns sistemas os maiores valores foram observados na amostragem de junho de 2003 (interior do tanque de rejeito SP 2-3 norte, nível C de adubação no tanque SP1, reflorestamento sobre estéril realizado em 1994, e área de mata nativa) e para outros na de dezembro de 2003 (reflorestamento sobre estéril realizado em 1992 e nível D de adubação no tanque de rejeito SP1). Em análise aos dados climáticos regionais do ano de 2003 (Figuras 6, 7 e 8) verifica-se que as principais divergências entre os dois períodos referem-se à precipitação pluviométrica, bastante superiores no mês de dezembro em comparação a junho, no entanto não se verifica claro efeito da maior disponibilidade de umidade no solo sobre o CBM já que sistemas que apresentam microbiota do solo bastante desenvolvida, como a área de mata e reflorestamento sobre estéril realizado em 1994 apresentaram decréscimos significativos nos valores de CBM enquanto que outro (reflorestamento sobre estéril realizado em 1992) apresentou acréscimos significativos.

As diferenças entre épocas de amostragens, portanto, parecem estar mais relacionadas à variabilidade horizontal presente nos sistemas e decorrentes de questões como deposição e qualidade do material decidual, condições de micro-clima, interações microbióticas, etc., ou até mesmo a questões amostrais e metodológicas, do que a questões climáticas especificamente.

GAMA-RODRIGUES (1999) afirma que no solo, o desenvolvimento dos microrganismos depende da disponibilidade de matéria orgânica, aeração, umidade temperatura, estrutura, nutrientes, pH e presença de microrganismos parasitas e

antagonistas. Para COLLOZI-FILHO et al (1999) o tamanho da população e a atividade dos diferentes grupos de microrganismos no solo são extremamente variados e influenciados pelas condições micro-ambientais.

Os valores médios das duas amostragens de CBM observados para a área de mata nativa foram bastante parecidos com os obtidos por MONTEIRO & GAMA-RODRIGUES (2000) para uma área de floresta bem preservada na região de domínio da Floresta Ombrófila Densa, no estado do Rio de Janeiro (equivalente a 321 g kg^{-1} de solo), indicando que os valores médios das duas amostragens parecem mais coerentes para a distinção entre os sistemas, do que a discussão individualizada por época de amostragem.

Apesar de ter sido verificado, de uma forma geral, efeito da cobertura vegetal sobre o CBM, este parâmetro não foi capaz de distinguir diferenças na cobertura do solo verificada entre as parcelas que receberam menores doses de adubação e calagem (nível A de adubação), que apresentam cobertura vegetal efêmera e em alguns pontos com substrato ainda totalmente exposto; das que receberam maiores doses (nível E de adubação) e apresentam cobertura vegetal bem estabelecida, inclusive com diferenciação de estratos da vegetação, indicando a necessidade de utilização de outros indicadores, para melhor diferenciação dos sistemas estudados.

4.5.2 Nitrogênio da biomassa microbiana do solo - NBM

Assim como já verificado para o CBM, para o NBM na amostragem de junho de 2003 foi possível dividir os sistemas em cinco grupos e na amostragem de dezembro de 2003 em quatro. Os maiores valores de NBM foram verificados para a área de mata em ambas as coletas e os menores para os cinco níveis de adubação e reflorestamento sobre estéril sem aplicação de solo superficial realizado em 1994 para a amostragem de junho e interior dos tanques de rejeito SP 2-3 norte e 2-3 sul e reflorestamento sobre estéril sem aplicação de solo superficial realizado em 1994, para amostragem de dezembro (Tabela 24). Dentre estes últimos não foram verificadas diferenças nos teores de nitrogênio das sub-amostras quantificadas sem a fumigação com clorofórmio das sub-amostras que foram fumigadas, resultando em valores iguais a zero ou negativos de NBM, aqui descritos como zero para viabilizar a realização da análise de variância dos dados, interpretados na prática, como valores de NBM não detectáveis pelo método analítico utilizado.

Tabela 24. Valores de nitrogênio da biomassa microbiana do solo, em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA).

Sistemas Avaliados	Jun 2003	Dez 2003	Fcalc.	Média
	----- g kg ⁻¹ -----			g kg ⁻¹
Nível A de adubação – tanque de rejeito SP1	0,00 e B	23,93 d A	8,96 **	11,96 d
Nível B de adubação no tanque de rejeito SP1	0,00 e B	18,88 d A	5,58 *	9,44 d
Nível C de adubação no tanque de rejeito SP1	0,00 e B	25,42 d A	10,11 **	12,71 d
Nível D de adubação no tanque de rejeito SP1	0,00 e B	37,04 c A	21,47 **	18,52 d
Nível E de adubação no tanque de rejeito SP1	0,00 e B	27,18 d A	11,56 **	13,59 d
Borda do tanque de rejeito SP1	72,75 c A	40,98 c B	15,79 **	56,86 c
Interior do tanque de rejeito SP2-3 Norte	21,52 d A	0,00 e B	7,25 **	10,76 d
Interior do tanque de rejeito SP 2-3 Sul	14,54 d A	0,00 e B	3,30 ns	7,27 d
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1999	14,29 d	16,05 d	0,05 ns	15,17 d
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1994 sem SS	6,44 e	0,00 e	0,65 ns	3,22 d
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1994	97,36 b A	29,80 d B	71,43 **	63,58 c
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1992	80,25 c B	113,93 b A	17,75 **	97,09 b
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1984	89,10 b B	106,83 b A	4,92 *	97,97 b
Mata nativa	169,54 a	162,19 a	0,85 ns	165,86 a
F calc.	102,16 **	88,96 **		113,45 **

Médias seguidas pela mesma letra, minúscula na coluna e maiúscula na linha, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott (P < 0,05).

Os valores médios de NBM, das duas coletas, também permitiram uma diferenciação mais coerente em termos do tempo em recuperação e cobertura vegetal dos sistemas, com maiores valores para a área de mata, seguido pelos reflorestamentos sobre estéril com maiores idades (realizados em 1984 e 1992); valores intermediários para o reflorestamento de 1994 com aplicação do solo superficial e borda do tanque SP1; e menores valores para o reflorestamento sobre estéril realizado em 1999 e demais áreas nos tanques de rejeito (níveis A, B, C, D e E de adubações no tanque SP1 e interior dos tanque SP2-3 norte e SP2-3 sul) (Tabela 24).

De uma forma geral, foram verificados valores medianos a altos de coeficiente de variação para o NBM (Tabela 22), provavelmente decorrentes dos valores descritos como zero para os sistemas em que o NBM não foi detectável pelo método analítico utilizado. Porém, os resultados dos demais sistemas mostraram-se coerentes com os demais atributos relacionados a biomassa microbiana do solo e com a idade e condição da cobertura vegetal das áreas, indicando que o fato dos valores da diferença entre os teores de nitrogênio das sub-amostras fumigadas e não fumigadas serem negativos estão mesmo expressando que os valores de NBM são tão baixos que não foram detectáveis pelo método utilizado, e não limitações do método analítico.

Assim como verificado para o CBM, a área de reflorestamento sobre estéril realizado em 1994, sem aplicação do solo superficial, apresentou valores numéricos de NBM, aproximadamente 20 vezes inferior ao reflorestamento de mesma idade e sobre mesmo material, porém com aplicação do solo superficial, confirmando a importância da aplicação do *topsoil* nos programas de recuperação de áreas degradadas pela mineração. De acordo com BARTH (1989), provavelmente a maior importância do solo orgânico na recuperação de áreas degradadas seja a presença de microrganismos.

O efeito da forma de aplicação do solo superficial na revegetação do rejeito pôde ser confirmado pelos idênticos valores de NBM verificados para os reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1984 e 1992, sendo que para o primeiro que possui idade superior em oito anos, o solo superficial foi incorporado, enquanto que para o segundo foi aplicado em superfície, confirmando a hipótese de que a aplicação em

superfície acelera o processo de recuperação e traz melhores resultados para a microbiota do solo.

Na comparação entre épocas de amostragem, dos quatorze sistemas avaliados apenas quatro não apresentaram diferenças significativas entre as épocas de amostragem, porém, assim como verificado para o CBM, também não mostraram claro efeito das épocas de amostragens sobre a microbiota, já que para alguns sistemas houve aumentos significativos no NBM de uma época para outra, enquanto que para outros houve decréscimos. Apenas para os cinco níveis de adubação no tanque de rejeito SP1, verificou-se tendência geral de maiores valores de NBM para a coleta de dezembro de 2003, já que na coleta de junho os valores foram não detectáveis pelo método utilizado (Tabela 24). Também não foi claro o efeito das condições climáticas dos dois períodos avaliados, já que em dezembro de 2003 verificou-se precipitação pluviométrica bastante superior a junho (Figuras 12, 13 e 14), sem, contudo, determinar sistematicamente aumentos ou reduções nos valores de NBM dos sistemas estudados entre as duas épocas.

A constatação de efeito não significativo de época de amostragem pode estar indicando menores oscilações na comunidade microbiana do solo durante o ano, decorrente de uma maior estabilidade na comunidade microbiana, que no caso dos quatro sistemas que não apresentaram diferenças significativas entre épocas podem estar representando duas situações bastante distintas: no caso da área de mata nativa, as condições ambientais são tão estáveis e a comunidade microbiana tão equilibrada, que as oscilações entre as épocas do ano são pequenas; já no caso dos demais sistemas (interior do tanque de rejeito SP2-3 sul, reflorestamento sobre estéril de 1999 e reflorestamento sobre estéril de 1994 sem aplicação de solo superficial) as condições ambientais e do substrato ainda são tão adversas que não permitem maiores oscilações no metabolismo nem composição da comunidade microbiana do solo. A melhoria da cobertura vegetal com as práticas de recuperação empregadas e com o passar do tempo favorecem alterações na composição e metabolismo da microbiota do solo compatíveis com as diferenças verificadas para os demais sistemas.

4.5.3 Respiração microbiana do solo

De acordo com a respiração microbiana do solo também foi possível dividir os sistemas em cinco grupos na amostragem de junho de 2003 e quatro na amostragem de dezembro, com maiores valores para a área de mata em ambas as amostragens e menores para o maior (E) e menor (A) nível de adubação no tanque de rejeito SP1, interior do tanque de rejeito SP 2-3 norte e reflorestamentos sobre estéril realizados em 1999 e 1994 (este último sem aplicação de solo superficial) na amostragem de junho de 2003; e níveis A, D e E de adubação no tanque de rejeito SP1 para a amostragem de dezembro (Tabela 25).

Tabela 25. Respiração microbiana do solo em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA).

Sistemas Avaliados	Jun 2003	Dez 2003	Fcalc.	Média
	CO ₂ -C (g kg ⁻¹ h ⁻¹)			g kg ⁻¹ h ⁻¹
Nível A de adubação – tanque de rejeito SP1	0,22 e	0,17 d	0,36 ns	0,20 e
Nível B de adubação no tanque de rejeito SP1	0,58 c	0,46 c	2,04 ns	0,52 c
Nível C de adubação no tanque de rejeito SP1	0,48 d	0,33 c	3,40 ns	0,41 d
Nível D de adubação no tanque de rejeito SP1	0,34 d	0,06 d	12,80 ns	0,20 e
Nível E de adubação no tanque de rejeito SP1	0,29 e	0,22 d	0,74 ns	0,25 e
Borda do tanque de rejeito SP1	0,80 b	0,78 b	0,11 ns	0,79 b
Interior do tanque de rejeito SP2-3 Norte	0,29 e	0,40 c	1,90 ns	0,34 d
Interior do tanque de rejeito SP 2-3 Sul	0,38 d	0,32 c	0,72 ns	0,35 d
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1999	0,15 e B	0,37 c A	7,72 **	0,26 e
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1994 sem SS	0,29 e	0,35 c	0,67 ns	0,32 d
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1994	0,70 c	0,82 b	2,54 ns	0,76 b
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1992	0,58 c B	1,12 a A	46,49 **	0,85 b
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1984	0,67 c B	0,85 b A	5,38 *	0,76 b
Mata nativa	0,99 a	1,09 a	1,51 ns	1,04 a
F calc.	19,94 **	38,83 **		44,83 **

Médias seguidas pela mesma letra, minúscula na coluna e maiúscula na linha, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($P < 0,05$).

Os valores médios das duas amostragens mostraram-se coerentes com os demais atributos microbiológicos estudados e com a cobertura vegetal e idade dos reflorestamentos, com maiores valores de respiração microbiana do solo para a área de mata, seguida pelos reflorestamentos sobre estéril com maiores idades (realizados em 1984, 1992 e 1994) e borda do tanque SP1; e menores valores para os níveis A, D e E de adubações no tanque de rejeito SP1 e reflorestamento sobre estéril com menor idade (realizado em 1999). Apenas dentre os sistemas que apresentaram valores intermediários de respiração microbiana não se verificou total correspondência com os demais atributos microbiológicos estudados, já que para alguns destes sistemas verificou-se tendência de menores valores de CBM e NBM.

De uma forma geral os três parâmetros quantitativos relacionados à biomassa microbiana (CBM, NBM e respiração) apresentaram a mesma capacidade de distinção dos sistemas avaliados, com tendência geral de maiores valores para os sistemas com maior idade e melhor cobertura vegetal.

Na comparação entre épocas de amostragem, dos quatorze sistemas estudados apenas para os reflorestamentos sobre estéril realizados em 1984, 1992 e 1999, foram verificadas diferenças significativas entre épocas, com maiores valores para a amostragem de dezembro de 2003. Este resultado parece expressar efeito da maior precipitação pluviométrica verificada neste período em comparação a junho, permitindo maior atividade microbiana do solo, porém, foi verificada apenas para os três sistemas e somente para o atributo respiração microbiana, não se mostrando como um efeito expressivo para a microbiota como um todo. Conforme já discutido, a microbiota do solo parece responder mais prontamente a mudanças pontuais do solo e a questões microclimáticas do que a mudanças macro ou relacionadas a clima.

4.5.4 Quociente metabólico da biomassa microbiana do solo (qCO₂)

Para o qCO₂, foi possível agrupar os sistemas estudados em três grupos que diferiram significativamente entre si em ambas as amostragens. Na amostragem de junho de 2003 foram verificados maiores valores de qCO₂ para o nível B de adubação no tanque de rejeito SP1; valores intermediários para o nível D; e menores valores para os demais sistemas que não diferiram entre si. Na amostragem de dezembro os maiores valores foram verificados para o reflorestamento sobre estéril realizado em 1994 com reposição do solo superficial; valores intermediários para o nível B de adubação no tanque de rejeito SP1, interior do tanque de rejeito SP 2-3 norte e reflorestamento sobre estéril sem reposição de solo superficial realizado em 1994; e menores valores para os demais sistemas que não diferiram entre si (Tabela 26).

Tabela 26. Quociente metabólico da biomassa microbiana do solo em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA).

Sistemas Avaliados	Jun 2003	Dez 2003	Fcalc.	Média
	qCO ₂ (mg kg ⁻¹ h ⁻¹)			mg kg ⁻¹ h ⁻¹
Nível A de adubação – tanque de rejeito SP1	0,0024 c	0,0027 c	0,04 ns	0,0026 b
Nível B de adubação no tanque de rejeito SP1	0,0119 a A	0,0090 b B	4,38 *	0,0105 a
Nível C de adubação no tanque de rejeito SP1	0,0035 c	0,0042 c	0,27 ns	0,0038 b
Nível D de adubação no tanque de rejeito SP1	0,0079 b A	0,0004 c B	29,32 **	0,0042 a
Nível E de adubação no tanque de rejeito SP1	0,0035 c	0,0035 c	0,001 ns	0,0035 b
Borda do tanque de rejeito SP1	0,0059 c	0,0050 c	0,45 ns	0,0054 b
Interior do tanque de rejeito SP2-3 Norte	0,0019 c B	0,0071 b A	14,25 **	0,0045 b
Interior do tanque de rejeito SP 2-3 Sul	0,0032 c	0,0023 c	0,42 ns	0,0028 b
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1999	0,0009 c B	0,0044 c A	5,97 *	0,0027 b
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1994 sem SS	0,0038 c B	0,0068 b A	4,89 *	0,0053 b
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1994	0,0019 c B	0,0117 a A	49,62 **	0,0068 a
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1992	0,0040 c	0,0027 c	1,07 ns	0,0034 b
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1984	0,0029 c	0,0034 c	0,15 ns	0,0032 b
Mata nativa	0,0019 c B	0,0066 b A	11,27 **	0,0043 b
F calc.	8,62 **	9,19 **		9,22 **

Médias seguidas pela mesma letra, minúscula na coluna e maiúscula na linha, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott (P < 0,05).

Para os valores médios de qCO₂ das duas amostragens, foi possível dividir os sistemas em dois grupos, com maiores valores para os níveis B e D de adubação no tanque de rejeito SP1 e reflorestamento sobre estéril realizado em 1994; e menores valores para os demais sistemas que não diferiram entre si (Tabela 26).

Os valores médios de qCO₂ verificados para a área de mata (4,3 x 10⁻⁴ g kg⁻¹ h⁻¹) foram pouco inferiores aos obtidos por MOREIRA & MALAVOLTA (2004) (6,60 x 10⁻⁴ g kg⁻¹ h⁻¹) para uma floresta primária no município de Manuas – AM, indicando que para a área de mata os valores observados foram coerentes.

Apesar das definições teóricas, encontrados na bibliografia, de que o quociente metabólico tende a diminuir com o tempo ou com a sucessão vegetal num ecossistema, no presente trabalho esta constatação não foi muito clara, uma vez que sistemas com colonização vegetal bastante inicial, como as parcelas com menor nível de adubação no tanque de rejeito SP1, não diferiram de sistemas com cobertura vegetal bem estabelecida, como os reflorestamentos sobre estéril realizados em 1984 e 1992, por exemplo. Uma comparação conjunto dos valores de CBM, respiração microbiana e qCO₂, entre os sistemas, parece viabilizar uma interpretação mais precisa deste último,

uma vez que permite verificar em que circunstâncias os maiores os menores valores de qCO_2 foram obtidos:

Para os reflorestamentos sobre estéril com maior idade (realizados em 1984 e 1992) e a área de mata, apesar dos altos valores de respiração microbiana verificados (Tabela 25), foram observados valores medianos a baixos de qCO_2 , indicando um ritmo metabólico da biomassa microbiana compatível com o seu tamanho, resultando em menor gasto energético e indicando uma condição de maior estabilidade.

Já para as parcelas com nível B de adubação no tanque de rejeito SP1 e reflorestamento sobre estéril sem aplicação de solo superficial realizado em 1994, apesar de serem verificados os menores valores de CBM (Tabela 23), foram obtidos valores intermediários de respiração (Tabela 25), resultando nos maiores valores médios de qCO_2 , com maior gasto de C-oxidável para manutenção da biomassa, indicando condições de perturbação ou estresse compatíveis com estas áreas, que ainda não possuem uma boa cobertura vegetal bem estabelecida, estando sujeitos às intempéries ambientais (calor excessivo, rápida perda de umidade, etc.).

Para a área de borda do tanque SP1 e reflorestamento sobre estéril com aplicação de solo superficial realizado em 1994, foram verificados valores medianos de CBM (Tabela 23), associados a altos valores de respiração microbiana (Tabela 25), resultando em valores medianos a altos de qCO_2 , que nestes casos, parecem ser decorrentes da maior atividade microbiana, necessária para a decomposição da grande quantidade de material decidual estocado no solo destas áreas, que apresentam cobertura vegetal bem estabelecida estando menos sujeitas a perturbações ambientais.

Os demais sistemas tiveram como tendência geral apresentarem baixos ou medianos valores de BMC (Tabela 23), associados a baixos ou medianos valores de respiração (Tabela 24), que resultaram em baixos ou medianos valores de qCO_2 (Tabela 26), que nestes casos não parece indicar condições de estabilidade ou de menor estresse para a comunidade microbiana e sim a baixa colonização microbiana destas áreas, em função das suas restrições ambientais, nutricionais e de disponibilidade de material orgânico, além da pouca idade das intervenções. Sendo que este parâmetro é mais indicado para comparar ambientes em estádios mais avançados de recuperação.

De acordo com TÓTOLA & CHAER (2002), tanto fatores de estresse (aqueles envolvendo “estado de equilíbrio” ou condições desfavoráveis, como metais pesados limitações de nutrientes, baixo pH) como fatores de perturbação ou distúrbio (aqueles envolvendo mudanças rápidas de condições ambientais, como cultivo, queimada, etc.) induzem a redução da eficiência microbiana, com reflexos nos valores de qCO_2 .

Na comparação entre épocas de amostragem, dos quatorze sistemas avaliados, sete apresentaram diferenças significativas entre as épocas e sete não apresentaram, sendo que dos sete que apresentaram, cinco obtiveram maiores valores de qCO_2 para a coleta de dezembro de 2003, que foi o período que apresentou maior precipitação pluviométrica (Figura 12), indicando uma tendência (ainda que não para todos os sistemas) de maior gasto de C-oxidável para os períodos de maior umidade no solo, decorrente de uma maior atividade metabólica por unidade de biomassa microbiana nestes períodos.

4.6 CONCLUSÕES

- Os atributos microbiológicos avaliados mostraram-se bastante correlacionados com a cobertura vegetal das áreas, com tendência de maiores valores de CBM, NBM e respiração horária para os sistemas com melhor cobertura vegetal.
- Os atributos microbiológicos avaliados evidenciaram a importância da reposição do solo superficial nos trabalhos de recuperação de áreas degradadas pela atividade de mineração.
- Não foi possível verificar um claro efeito dos diferentes níveis de adubação e calagem no experimento do tanque de rejeito SP1 sobre os atributos microbiológicos estudados.
- Não foram verificadas claras diferenças entre as duas épocas de amostragem para a maioria dos atributos microbiológicos avaliados, sendo verificado, porém tendência de aumento dos atributos relacionados ao metabolismo microbiano (respiração horária e qCO_2) para a coleta de dezembro de 2003.
- Dentre os atributos microbiológicos estudados, o carbono da biomassa microbiana e a respiração microbiana mostraram-se como os melhores atributos indicadores por terem apresentado maior capacidade de distinção dos sistemas e menores valores de coeficiente de variação.

5. CAPÍTULO III

ESTUDO DA VEGETAÇÃO E COMUNIDADE DA FAUNA EPÍGEA, COMO INDICADORES DA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DE ÁREAS DE MINERAÇÃO DE BAUXITA EM PORTO TROMBETAS (PA)

5.1 RESUMO

A cobertura vegetal do solo, a composição arbórea da vegetação e a regeneração natural das áreas de borda e interior do tanque de rejeito SP1, bem como a comunidade da fauna edáfica foram avaliadas como indicadoras do processo de recuperação ambiental de áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA), revegetadas através das técnicas de hidrossemeadura e plantio por mudas de espécies arbóreas predominantemente nativas, com grande proporção de leguminosas fixadoras de N_2 e aporte de nutrientes. De acordo com os resultados obtidos, a comunidade da fauna mostrou-se relacionada com a cobertura vegetal dos sistemas, com maior densidade e riqueza de grupos da fauna, para os sistemas que apresentaram melhor cobertura vegetal. A cobertura vegetal mostrou efeito direto da prática de hidrossemeadura e das doses de adubação e calagem aplicadas, com maior frequência e diversidade de indivíduos arbustivos e arbóreos para a borda do tanque SP1 e parcelas que receberam maiores doses de adubação. Depois de estabelecido o processo de colonização inicial do tanque de rejeito SP1, o processo de regeneração natural mostrou-se de grande importância para a diversificação da vegetação presente no tanque, sendo a dispersão de sementes de outras áreas responsável por aproximadamente metade da riqueza de espécies arbustivas e arbóreas. A metodologia de revegetação utilizada no tanque de rejeito SP1 mostrou-se como uma eficiente estratégia de revegetação em duas fases, onde a hidrossemeadura, os plantios de mudas e a adubação foram responsáveis por melhorias (físicas, químicas e biológicas) do substrato e atração da fauna silvestre dispersora de sementes; e a regeneração natural, pela diversificação e aumento da complexidade estrutural e funcional da vegetação. Os resultados de atividade, riqueza média, riqueza total, índice de diversidade de Shannon-Wiener e índice de uniformidade de Pielou, obtidos para as comunidades da fauna, avaliadas em quatro diferentes épocas de amostragens, revelaram tendência de evolução nas comunidades da fauna, durante o período do estudo, com tendência de redução da atividade da fauna para cada grupo individualmente e no total; aumento da riqueza total de grupos, com substituição de alguns grupos e aparecimento de outros, através do processo de sucessão; e composição da comunidade da fauna com distribuição mais equitativa dos grupos.

Palavras chave: Revegetação, fauna do solo e regeneração natural.

5.2 ABSTRACT

The vegetal cover of the soil, the trees composition and natural regeneration of the bordering areas and interior of SP1 residue tank, as well as the edafic fauna community were appraised as indicators of the environmental recovery process in bauxite mining areas at Porto Trombetas, Pará State; they were replanted through hydro-sowing techniques and planting of seedlings of predominantly native tree species, with great proportion of N₂-fixing legume trees as well as nutrient input. According to the results achieved, the fauna community evidenced relationship with the systems vegetal coverage, with major density and richness of fauna groups in those systems which presented a better vegetal coverage. The vegetal coverage showed a direct effect of the hydro-sowing and levels of fertiliser and liming additions, with major frequency and diversity of shrubs and trees on the borders of SP1 tank and parts which received major levels of fertiliser additions. Once the process of initial colonization in SP1 residue tank was established, the process of natural regeneration showed great importance towards the diversification of the vegetation present in the tank. The dispersion of seeds in other areas were responsible for approximately 50 % of the richness of shrubs and trees species. The methodology for revegetation utilized in SP1 residue tank evidenced an efficient revegetation strategy in two phases, where the hydro-sowing, the planting of seedlings and the adubation were responsible for the enhancement (physical, chemical and biological) of the substratum and attracting of wildlife which disperses seeds; and the natural regeneration through diversification and increase of the vegetation's structural and functional complexity. The activities' results, medium richness, total richness, Shannon-Wiener index of diversity as well as the Pielou index of uniformity achieved for the fauna communities, appraised in four different sample periods, revealed a tendency of evolution within the fauna communities during the period under study, with a tendency of activity reduction of the fauna for each group, individually and in total; increase of the groups' total richness, having substitution of some groups and appearance of others through the process of succession; and composition of the fauna community with a more equitable distribution of the groups.

Key words: Revegetation, soil fauna and natural regeneration

5.3 INTRODUÇÃO

As bases atuais de ecologia de ecossistemas tropicais permitem que em programas de recuperação de áreas degradadas sejam direcionadas linhas de trabalho para a busca da implantação de padrões semelhantes aos da sucessão vegetal. Os objetivos devem ser traçados na tentativa de favorecer os mecanismos que permitem a reação a diferentes graus de perturbação. No entanto somente um acompanhamento detalhado e periódico da comunidade em estabelecimento, permitirá previsões a respeito do resultado final que se pretende ou do avanço ou retrocesso no processo de sucessão vegetal da área.

O objetivo do presente trabalho é avaliar o processo de recuperação utilizado, bem como o papel das leguminosas fixadoras de N₂, utilizadas como melhoradoras do substrato e facilitadoras da regeneração natural nos tanques de rejeito, através do estudo da vegetação e regeneração natural no interior dos tanques de depósito de rejeito da mineração de bauxita.

5.3.1 Revisão de Literatura

a) Comunidade da fauna edáfica

A perspectiva de utilização da fauna edáfica como indicador em processos de recuperação ambiental, é decorrente da sua intrínseca relação com as características químicas e teor de matéria orgânica do solo, além de ser citada como capaz de regular toda a biologia do solo. CORREIA (1997), afirma que a fauna, além de ser agente de condicionamento do solo, sofre efeito e reflete características do *habitat* tanto a nível macro (clima, tipo de solo e fitofisionomia) quanto a nível micro (quantidade / qualidade da serapilheira ou matéria orgânica e tipos de manejo), despontando-se, assim, como importante indicador biológico.

De acordo com LOPES ASSAD & VARGAS (1997), as respostas da fauna à alteração do meio podem ser as mais diversas possíveis, dependendo do tipo de sistema, e mais precisamente do tipo de impacto, as reações dos diferentes grupos de organismos podem ser negativas, positivas ou neutras, isto é, pode haver aumento, diminuição ou manutenção do tamanho da população. E mesmo quando não há modificação do tamanho da população, pode haver mudança na estrutura da população – diminuição da quantidade de formas juvenis, de ovos, etc., aumento de determinadas castas de insetos sociais. Assim, a redução da diversidade de espécies e a modificação da estrutura da população de alguns grupos da fauna edáfica podem representar um indicador de degradação do solo e de perda de sua sustentabilidade.

Durante muito tempo, a maioria dos trabalhos sobre decomposição e mineralização da matéria orgânica envolvia, quase que essencialmente os microrganismos. Só mais recentemente os estudos da contribuição da fauna edáfica tomaram impulso, no entanto, a maioria deles ainda mantém como foco principal, a utilização (ou estudo) da fauna edáfica com fins agrônômicos, quer seja pela sua capacidade de melhorar características químicas e físicas do solo, quer seja pela *necessidade* da eliminação de superpopulações, tidas como pragas (REIS, 2000).

HÖFER et al. (2000) fazendo uma revisão sobre os trabalhos sobre fauna do solo na região amazônica, verificaram que apesar da abundância de trabalhos em pedobiologia feitos na Amazônia existem aparentes déficits de conhecimento em relação à junção de dados da fauna de solo (composição de espécies, números de

indivíduos e biomassa) com parâmetros microbiológicos (biomassa, respiração) e com dados sobre a decomposição de serapilheira (p.ex. coeficientes de decomposição).

Afirmam ainda que somente através desta junção de dados será possível ordenar e generalizar os resultados de caráter isolado, de forma que se construa um modelo geral da função da fauna de solo nos ciclos de nutrientes sob as diferentes condições existentes nos trópicos. Isto é necessário para definir, de uma forma mais precisa possível, a importância da pedofauna e da microflora do solo para a sustentabilidade da produção agrícola e silvicultural em ecossistemas tropicais.

LAVELLE & KOHLMANN (1984) afirmam que o mecanismo de decomposição é regulado principalmente por três grupos de variáveis: a natureza da comunidade decompositora (os macro e microrganismos), as características do material orgânico que determinam sua degradabilidade (a qualidade do material) e as condições do ambiente, e que, portanto, o conhecimento da estrutura de tais comunidades pode ser utilizado como um indicador do funcionamento do subsistema solo, fornecendo informações sobre o grau de degradação ou recuperação de uma área.

Os macroinvertebrados do solo regulam a humificação e a mineralização da serapilheira e da matéria orgânica do solo pela ativação seletiva da microflora dormente em determinadas escala de tempo e espaço LAVELLE & PASHANASI, (1989).

De acordo com CORREIA & ANDRADE (1999), a atividade de fragmentação do material vegetal da serapilheira é uma das funções mais importantes desempenhadas pela fauna do solo, particularmente a macrofauna, pois, apesar de não promover grandes modificações químicas na serapilheira ingerida, propicia profundas modificações físicas, como a redução do tamanho das partículas com o conseqüente aumento da superfície relativa e hidratação, tais características, aliadas ao aumento da quantidade de microrganismos que ocorre durante a passagem pelo tubo digestivo dos invertebrados da fauna do solo, tornam as fezes pontos de grande atividade microbiana, promovendo uma rápida decomposição e liberação de nutrientes.

Diversas outras alterações no solo e serapilheira são atribuídas à fauna edáfica. CORREIA & ANDRADE (1999) citam que a fertilidade do solo constitui uma combinação da fertilidade mineralógica, com a fertilidade biológica. A fertilidade mineralógica é aquela inerente ao material de origem e está relacionada à composição química do material de origem e com o tempo e intensidade dos processos de intemperização dos minerais primários e secundários do solo. Já a fertilidade biológica está relacionada ao grau e à intensidade de ciclagem dos nutrientes no sistema solo-planta e tem na biota do solo seu principal agente nos processos de decompor e disponibilizar nutrientes.

No que se refere às características físicas do solo, sua atuação na agregação e porosidade, têm sido citadas como as alterações mais relevantes. Os organismos do solo interferem em diferentes níveis na formação de agregados, influenciando as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (LOPES ASSAD, 1997).

Tendo em vista as dificuldades de estudo da comunidade da fauna como um todo, a solução encontrada tem sido estudar as comunidades de determinados grupos taxonômicos, associados a frações do habitat, ou grupos que tenham funções semelhantes no ecossistema, sendo comuns estudos da comunidade de formigas (VASCONCELOS, 1998; WATT, STORK & BOLTON, 2004; ANDERSEN, 2006; PEREIRA et al, 2005), de colêmbolos, ácaros e minhocas (SAUTTER et al., 1994; SAUTTER, 1996; SAUTTER et al., 1998; AQUINO et al., 1998) e de gongolos (CORREIA, 2003).

CORREIA, (2002) propõe o estudo de toda a comunidade da fauna, ou de apenas grupos chaves, como formas viáveis de utilização da fauna como bioindicador de manejo dos ecossistemas.

De acordo com VASCONCELOS (1998) tem crescido o número de trabalhos que utilizam a comunidade de formigas como indicadores biológicos do estado de degradação ou de recuperação dos ecossistemas terrestres e em estudos de conservação da biodiversidade, por que as formigas são fáceis de coletar, relativamente fáceis de separar ao nível de espécies, e, geralmente sensíveis a mudanças no ambiente, além de representar extrema importância ecológica na maioria dos ecossistemas tropicais e subtropicais.

GIRACCA et al. (2003) citam que o estudo na íntegra de uma comunidade da fauna edáfica em um sistema de cultivo, é trabalhoso e difícil, tendo utilizado como alternativa a avaliação de alguns grupos taxonômicos importantes, que retratem parte dessa comunidade.

Outra forma de abordagem da fauna é o estudo da sua composição em nível de grandes grupos taxonômicos, tais como classe, ordem e ocasionalmente família. De acordo com CORREIA (1997), quando o estudo da organização da comunidade se restringe a grandes grupos taxonômicos, o acesso a muitos usuários é facilitado, não sendo necessário um conhecimento taxonômico profundo, ampliando as possibilidades de sua utilização como indicador.

HOFER et al. (2000) citando estudos sobre grupos específicos (e não toda a comunidade) da fauna de solo na Amazônia Brasileira, mostraram que oribatídeos, colêmbolos, cupins e oligoquetos têm uma importância numérica e em termos de biomassa significativa, e podem participar de maneira fundamental na decomposição da serapilheira, sobretudo através das suas interações com a microflora.

Já STRAALLEN (1998), citando trabalhos de outras regiões do mundo, afirma que antes de focar numa única espécie, muitos biólogos de solo têm tentado medir a diversidade da comunidade como um todo. Ainda assim, afirma que o simples uso de índices de diversidade, comumente utilizado nestes casos para comparar diferentes comunidades, não tem se mostrado muito útil, uma vez que a literatura indica que tais índices (Shannon-Wiener, por exemplo), reagem de uma forma não muito específica, uma vez que são muitos os fatores que influenciam a diversidade.

LAVELLE & PASHANASI (1989) afirmam que a abundância e estrutura das comunidades pode variar muito com as condições de clima, solo e vegetação. Afirmam ainda, que as mudanças no uso do solo (transformação de uma área de floresta em área de cultivo, por exemplo) geralmente resulta em dramáticas e rápidas mudanças na vegetação, capazes de afetar grandemente as comunidades de invertebrados de solo. O desafio da utilização da fauna do solo como indicador é justamente distinguir aquelas variações em geral, pontuais e passageiras, destas de caráter mais permanente e que em geral afetam grandes áreas.

DORAN, SARRANTONIO & LIEBIG (1996) consideraram a utilização da fauna edáfica como indicador da qualidade do solo, um parâmetro muitas vezes frágil, uma vez que as populações de fauna do solo sofrem grande influência sazonal e sua sobrevivência é extremamente dependente da presença de habitats específicos.

De acordo com SANTANA (1999), no entanto, um bom indicador deve ser de fácil medição; responder facilmente a mudanças ambientais; ter limite claro separando condições de sustentabilidade daquelas de não sustentabilidade; e ser diretamente relacionado com os requerimentos de qualidade do solo. Verifica-se que praticamente todas essas características são apresentadas pela comunidade da fauna do solo, o que a

credencia como indicador potencial, notadamente para distinção de ambientais naturais de ambientes antropizados.

BANDEIRA & TORRES (1985) estudando comunidades de invertebrados do solo sob pastagens, onde antes era floresta, na Amazônia Central, verificaram que as comunidades das áreas de pastagem têm a sua densidade bastante reduzida e a composição de grupos muito diferentes daquela do ambiente primário, sendo estas alterações menos severas quando o solo é utilizado para cultivos arbóreos.

Da mesma forma, HARADA & BANDEIRA (1994), observaram aumento na densidade de invertebrados na floresta natural em relação a cultivos florestais, no entanto, não observaram diferenças significativas no número de grupos, indicando que apesar dos cultivos serem sistemas mais simplificados apresentam capacidade de abrigar diversidade próxima à floresta natural.

LAVELLE & PASHANASI (1989) estudando ambientes florestais em comparação a pastagens, a cultivos convencionais e a cultivos com utilização de adubos verdes, e seus efeitos sobre a diversidade e biomassa da macrofauna edáfica na Amazônia Peruana, verificaram que as florestas primárias apresentaram uma fauna mais abundante e diversa, sendo a densidade e biomassa de 2 a 3 vezes maiores na floresta primária em comparação aos demais ambientes estudados.

DUARTE (2004) estudando a comunidade de microartrópodes em fragmentos da Mata de Araucária no sul do Brasil verificou que os fragmentos pequenos e mais alterados sofrem uma redução acentuada na abundância de diversos grupos da fauna do solo, principalmente os ácaros oribatídeos, os coleópteros e os pseudoescorpiões e, paralelamente, um aumento da abundância de grupos mais tolerantes aos efeitos da fragmentação e pastejo. Sugere ainda, que esta diminuição na abundância de microartrópodes e também da diversidade de oribatídeos, pode comprometer, a médio e longo prazos, os processos de decomposição e mineralização da matéria orgânica, afetando a sustentabilidade do solo.

No que se refere ao tamanho, a fauna do solo pode ser classificada em microfauna, mesofauna, macrofauna e megafauna. A microfauna compreende animais do solo com diâmetro corporal entre 4 e 100 μm como protozoários, rotíferos, copépodos, tardígrados e nematódeos. A mesofauna apresenta diâmetro corporal entre 100 μm e 2 mm e é composta de ácaros, colêmbolos, alguns grupos de miriápodes, aracnídeos e diversas ordens de insetos, alguns oligoquetos e crustáceos. A macrofauna apresenta diâmetro corporal entre 2 mm e 20 mm e pode ser composta por quase todas as ordens encontradas na mesofauna, executando-se ácaros, colêmbolos, proturos e dipluros. Animais do solo com diâmetro superior a 20 mm são classificados como megafauna (CORREIA & ANDRADE, 1999).

No caso específico de áreas degradadas, em que se faz necessário a “reconstrução” do solo, a sucessão de grupos da fauna que ocorre com a melhoria nas características edáficas, pode ser considerada como um importante indicador. Conhecer a comunidade é saber quais espécies estão presentes, qual e como é o espaço por elas ocupados e em que momento elas aparecem ao longo de um processo sucessional (CORREIA, 1997) ou de um processo de recuperação ambiental de uma área anteriormente impactada. Estes conhecimentos poderão viabilizar o uso da fauna edáfica como indicador do processo de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita.

b) Estudo da vegetação e da regeneração natural

Diversos autores têm afirmado que a cobertura vegetal e a diversidade florística das áreas são importantes indicadores do grau de estabilidade ou perturbação a que elas estão sujeitas, além de serem imprescindíveis para determinar o estágio sucessional em que se encontram.

REIS (2002) verificou que as alterações na composição florística e estrutura fitossociológica se mostraram tão sensíveis para distinguir ambientes florestais em diferentes estágios sucessionais (diferentes tempos de pousio florestal) quanto indicadores edáficos clássicos, como estoque de serapilheira no solo, disponibilidade de nutrientes, fauna e biomassa microbiana. Esta constatação provavelmente reflete a importante inter-relação entre a cobertura vegetal e atributos químicos e biológicos do solo, notadamente nos sistemas florestais estabelecidos sobre solos pobres, onde a importância da ciclagem de nutrientes é ainda maior. Nestes casos a cobertura vegetal passa a ter influência decisiva na sustentabilidade do solo.

O levantamento florístico e fitossociológico prévio é imprescindível para se conhecer o estado de degradação ou conservação de uma determinada área, permitindo o conhecimento das espécies regionais mais importantes e qual o papel exercido por cada uma dentro da comunidade (BARBOSA et al., 1992; GROMBONE et al. 1990; DAVIDE, 1994). A partir destes levantamentos é possível identificar dentre as espécies estudadas, aquelas potenciais para uso na recuperação das áreas degradadas.

A fitossociologia é definida como o estudo quantitativo da forma, conteúdo, e função da comunidade vegetal, e sua variação no espaço e no tempo. A estrutura compreende a disposição, arranjo, ordem e relações quantitativas entre os componentes da comunidade vegetal (MARTINS, 1991). Os estudos fitossociológicos baseiam-se na obtenção de índices numéricos ou estatísticos que permitem a comparação de diferentes áreas ou formações.

A renovação dos ecossistemas florestais, notadamente nos tropicais, se dá de forma natural e contínua, através da abertura de clareiras, responsáveis pelo desencadeamento dos processos sucessionais com conseqüentes mudanças na estrutura florística e fitossociológica (BUDOWSKI, 1965). Em áreas antropizadas, no entanto, estes processos se dão de forma mais lenta e podem tomar rumos que não o previsto numa sucessão natural. A constante ocorrência de incêndios associados a dominância de espécies invasoras como as gramíneas, cipós e lianas, restringem o processo sucessional, fazendo com que estas áreas tenham uma estrutura bastante diferenciada da original, com predomínio de espécies mais adaptadas a este tipo de ambiente.

A recuperação de uma área degradada deve levar em consideração que, a diversidade da floresta tropical reflete a interação entre as espécies, que pode ser facilmente rompida. É, portanto, necessário que se conheçam alguns dos fatores que geraram esta alta diversidade, para que possam ser aplicadas técnicas adequadas de condução e implantação de florestas de revegetação. Entre estes fatores está a capacidade das espécies de colonizarem diversos habitats dentro da floresta.

A relação da floresta tropical com a fauna é outro importante parâmetro. Neste tipo de floresta predominam espécies dispersas por animais, chegando a atingir cerca de 95% do total. Essa característica reforça a necessidade de se introduzir espécies de dispersão zoocórica (por animais). Tal procedimento funcionaria como um restabelecimento das funções da floresta, contribuindo para atrair a fauna, ao mesmo

tempo em que esta, atraída pelo alimento, atua como mais um fator disseminador de espécies no ambiente degradado.

Dessa forma, é recomendado que a área seja revegetada com uma mistura de espécies capaz de incorporar certo nível de diversidade, proporcionado para que haja, posteriormente, a evolução natural da floresta para um sistema mais avançado de sucessão e podendo, no futuro, ser capaz de gerar produtos florestais, de forma sustentada, sem afetar a sua continuidade.

SALOMÃO et al. (1997) estudando a dinâmica da regeneração natural de reflorestamentos de diferentes idades sobre depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas verificaram que do total de árvores analisadas, 21% das espécies eram dispersadas pelo vento, 18% eram autocóricas, 59% tinham dispersão zoocórica e 9% eram facultativas (autocóricas e/ou zoocóricas). Esta constatação mostra a importância da fauna na evolução da cobertura florestal, mesmo em áreas ainda bastante sujeitas a perturbação (barulho, trânsito de máquinas e pessoas, etc.).

Os principais processos reguladores que respondem às perturbações do meio visando o estabelecimento dos ingressos vegetativos são as fontes de propágulos, os agentes de dispersão, as condições microclimáticas e o substrato. Quando um ou mais desses fatores não se mostram em condições de reagir prontamente, o processo de resposta ambiental como um todo pode falhar. Neste caso, os mecanismos reprodutivos biológicos, não permitem que a dinâmica da sucessão, natural seja ativada dentro de um período biológico. Neste momento, o processo de recuperação de áreas degradadas deve ocorrer, de forma a não deixar que os processos de degradação se acentuem, dificultando cada vez mais a resposta ecológica ou privando a sociedade de soluções que busquem a qualidade ambiental (CAMPELLO, 1998).

De acordo com IVANAUSKAS, RODRIGUES & NAVE (2002), o primeiro passo a ser tomado para a escolha dos modelos de revegetação é a observação da existência de banco de sementes ou plântulas de espécies pioneiras e áreas com vegetação natural próximas, que podem funcionar como fonte de sementes de espécies não pioneiras por dispersão natural à área de interesse.

A presença ou ausência destas duas situações irá determinar o grau de intervenção e o tipo de espécie a ser utilizada. A presença de uma significativa regeneração é muito comum em regiões com uma razoável cobertura florestal remanescente apresentando uma surpreendente diversidade, que pode ser observada também no sub-bosque de plantios homogêneos de espécies arbóreas exóticas. No caso de estar presente o banco de sementes e existir uma área de fonte de sementes, não há a necessidade de introdução de espécies, sendo possível a utilização da regeneração natural como forma mais adequada da revegetação da área. No entanto, em alguns casos poderá ser necessária a eliminação de algumas espécies invasoras muito agressivas, que poderão retardar ou impedir a sucessão se não forem controladas.

UHL e CLARK (1982) afirmam que apesar da importância dos fatores edafoclimáticos na formação das vegetações, o banco de sementes do solo é fundamental para que a sucessão secundária se processe. FARIA & CHADA (2002) enfatizam a importância das fontes de propágulos, afirmando que elas podem limitar o incremento de diversidade ao longo do tempo, se os fragmentos no entorno da área em questão já tiverem sofrido pressão extrativa seletiva, por exemplo. KAGEYAMA & CASTRO (1989), corroboram o fato de que, onde há fonte de sementes e dispersão adequada, o reflorestamento tem desempenhado um papel coadjuvante no estímulo e aceleração do processo de sucessão natural, sendo a regeneração natural a partir de propágulos advindos das áreas adjacentes, mais significativa que os efeitos isolados dos reflorestamentos.

Diversos autores afirmam que a regeneração natural da vegetação é o procedimento mais barato, em termos econômicos, para recuperar áreas degradadas, no entanto, o tempo e “esforço” da recuperação pela sucessão natural está intimamente relacionado com o grau de degradação da área, podendo ser pouco viável em alguns casos, especialmente quando houve perda das camadas superficiais e da matéria orgânica do solo.

De acordo com SALOMÃO et al. (1997) o paradigma dos reflorestamentos deve basear-se na restauração da paisagem florestal, no menor espaço de tempo possível e ao menor custo propiciando o máximo de acumulação de biomassa aliada a uma alta biodiversidade, de tal forma que os benefícios sociais e ecológicos da recuperação das áreas degradadas pela mineração a céu aberto, em regiões originalmente cobertas por florestas tropicais amazônicas, sejam otimizados ao extremo.

Os mesmos autores justificaram os estudos de dinâmica da regeneração de reflorestamentos de diferentes idades em áreas similares às do presente estudo afirmando que fisionomicamente, os reflorestamentos mistos ou heterogêneos executados pela empresa (MRN), a partir de 1981, tem-se mostrado promissores. No entanto os parâmetros para uma avaliação precisa, sob a ótica científica e empresarial, dos reflorestamentos ainda não eram conhecidos. Assim sendo, o monitoramento desses reflorestamentos se faz necessário, como forma de diagnosticar e subsidiar os diversos procedimentos de recuperação das áreas degradadas pelas atividades da mineração.

5.4 MATERIAL E MÉTODOS

5.4.1 Avaliação da cobertura vegetal no tanque de rejeito SP1

Para avaliação da vegetação arbórea, cobertura do solo e da regeneração natural nas áreas de borda e interior do tanque de rejeito SP1, foram demarcadas parcelas permanentes de 10 x 10 m em cada parcela do experimento de níveis de adubação, totalizando 4 repetições, sendo quantificada e qualificada a vegetação presente. Nas áreas de borda do tanque, em função da largura da faixa foram demarcadas duas parcelas de 5 x 10 m em cada borda (norte, sul, leste e oeste) do tanque, totalizando a mesma área amostrada nas parcelas do experimento, também com 4 repetições.

As parcelas com diferentes níveis de adubação receberam as quantidades de adubos e calcário descritos na Tabela 27.

Tabela 27. Níveis de adubação utilizados no experimento do tanque de depósito de rejeito SP1, em Porto Trombetas (PA).

Tratamentos	Adubo adicionado (kg ha ⁻¹)							
	Fosfato de Rocha		Sulfato de potássio		FTE BR – 12		Calcário Dolomítico	
	Dose ¹	Adic. ²	Dose ¹	Adic. ²	Dose ¹	Adic. ²	Dose ¹	Adic. ²
Adubação A	250	0	150	0	50	0	300	0
Adubação B	500	250	200	50	75	25	600	300
Adubação C	1000	750	250	100	100	50	900	600
Adubação D	1500	1250	300	150	125	75	1200	900
Adubação E	2500	2250	350	200	150	100	1500	1200

¹Nível final de cada adubação em cada tratamento - soma do adubo aplicado na hidrossemeadura + o

²adicionado posteriormente (1/3 no plantio das mudas + 2/3 em 8/11/00, a lançar sobre a parcela).

Para os indivíduos arbóreos e arbustivos foi realizada identificação botânica com auxílio de botânico prático, verificada a frequência e estimada a altura de cada indivíduo. Para as espécies herbáceas, cipós, lianas e samambaias, foi estimado visualmente a percentagem de cobertura do solo por elas representadas.

Os dados de avaliação da vegetação sofreram análise estatística descritiva, sendo traçado o perfil geral da cobertura herbácea das parcelas e calculadas as médias e desvios-padrão para os parâmetros densidade e riqueza de espécies arbustivas e arbóreas.

As espécies amostradas foram identificadas em nível de família, gênero e espécie, sendo verificada ainda, a sua provável forma de chegada na área do tanque de rejeito (hidrossemeadura, plantio por mudas, lançamento manual de sementes ou dispersão de outras áreas), como forma de avaliação indireta da regeneração natural.

5.4.2 Avaliação da comunidade da fauna edáfica

a) Descrição dos sistemas avaliados

A fauna epígea do solo foi avaliada numa área de floresta nativa (referência), em tanques de depósito de rejeito da lavagem da bauxita e áreas de depósitos de sub-solo estéril em bauxita, revegetados com diferentes composições de espécies, quantidades de

adubos e com diferentes idades de intervenções, formando os seguintes sistemas estudados:

- **Concentração de *A. holosericea* no tanque de rejeito SP1** – área revegetada via hidrossemeadura mais plantio de mudas de espécies leguminosas e não leguminosas no ano de 1999, com aplicação de adubo durante a hidrossemeadura e no plantio das mudas (equivalente a 900 kg de calcário dolomítico, 1000 kg de fosfato de rocha, 250 kg de sulfato de potássio e 100 kg de FTE-BR 12 por hectare), trecho com maior estabelecimento da *Acacia holosericea*;
- **Concentração de tachi no tanque de rejeito SP1** - área revegetada via hidrossemeadura mais plantio de mudas de espécies leguminosas e não leguminosas no ano de 1999, com aplicação de adubo apenas na hidrossemeadura, trecho com maior estabelecimento de *Sclerolobium paniculatum* (tachi);
- **Menor nível de adubação no tanque de rejeito SP1** – área revegetada via hidrossemeadura mais plantio de mudas de espécies leguminosas e não leguminosas no ano de 1999, sob menor nível de adubação e calagem (equivalente a dose total de 300 kg de calcário dolomítico, 250 kg de fosfato de rocha, 150 kg de sulfato de potássio e 50 kg de FTE BR-12 por hectare);
- **Maior nível de adubação no tanque de rejeito SP1** – área revegetada via hidrossemeadura mais plantio de mudas de espécies leguminosas e não leguminosas no ano de 1999, sob maior nível de adubação e calagem no ano de 1999 (equivalente a dose total de 1500 kg de calcário dolomítico, 2500 kg de fosfato de rocha, 350 kg de sulfato de potássio e 150 kg de FTE-BR12 por hectare) no tanque SP1);
- **Borda do tanque de rejeito SP1** – revegetada via hidrossemeadura mais plantio de mudas de espécies leguminosas e não leguminosas no ano de 1999, em locais onde foi realizada maior aplicação de sementes e adubos durante a hidrossemeadura mais aporte de adubação durante o plantio por mudas, criando um ambiente com melhor cobertura vegetal e disponibilidade de nutrientes;
- **Interior do tanque de rejeito SP 2-3 Norte** – hidrossemeado com coquetel de sementes de *Sesbania virgata* e *Sesbania exasperata* mais adubos, no ano de 2000;
- **Interior do tanque de rejeito SP 2-3 Sul** - hidrossemeado com coquetel de sementes de *Sesbania virgata* e *Sesbania exasperata* e em menor proporção de *Senna reticulata*, *Chamaecrista desvauxii* e *Aschynomeae sensitiva* mais adubos, no ano de 2001;
- **Reflorestamentos sobre estéril realizados em 1984, 1992, 1994 e 1999** - áreas de depósitos de sub-solo estéril em bauxita, reflorestados nos anos de 1984, 1992, 1994 e 1999, com espécies arbóreas nativas, com grande proporção de leguminosas e aplicação do solo superficial e adubação na cova;
- **Reflorestamento sobre estéril realizado em 1994 sem SS** – áreas de depósito de sub-solo estéril em bauxita, reflorestado no ano de 1994 com espécies arbóreas nativas, com grande proporção de leguminosas, sem aplicação do solo superficial e com aplicação de adubo na cova; e
- **Mata Nativa** - remanescente de floresta nativa localizada próxima à área de mineração.

Todas as áreas do tanque de rejeito SP1 receberam como adubação base na hidrossemeadura 300 kg de calcário dolomítico + 250 kg de termofosfato + 150 kg de sulfato de potássio + 50 kg de micronutrientes FTE BR-12, diluídos em 5000 litros de água e aplicados em um hectare. Porém em função da baixa pressão do equipamento de bombeamento usado na hidrossemeadura, quando o reservatório estava próximo a se esvaziar, o restante do coquetel era aplicado numa faixa de 20 m ao longo das bordas do tanque (já que a pressão não era suficiente para bombear a mistura até o interior do tanque) até esvaziar completamente o reservatório, de forma que as áreas de borda do tanque SP1 receberam quantidades de adubos e sementes muito superiores à área do interior do tanque.

Para os tanques de rejeito SP 2-3 norte e SP 2-3 sul a adubação base da hidrossemeadura foi composta por 50 kg de calcário dolomítico + 150 kg de termofosfato magnésiano + 150 kg de 4-14-8 + 50 kg de micronutrientes FTE BR-12, também diluídos em 5000 litros de água e aplicados em um hectare.

Os reflorestamentos sobre estéril receberam como adubação base na cova as quantidades de 150 g de calcário dolomítico + 130 g de adubo formulado NPK (4-14-8) + 40 g de termofosfato magnésiano + 10 g de formulado comercial de micronutrientes FTE BR-12. Dentre os reflorestamentos que receberam reposição do solo superficial, o realizado no ano de 1984 teve o solo superficial incorporado ao sub-solo, enquanto que para os demais o solo superficial foi aplicado em superfície, levando a resultados diferentes no processo de recuperação ambiental.

b) Metodologia de amostragem da fauna e análises realizadas

Em cada sistema avaliado foram instaladas sete armadilhas do tipo *pitfall traps* para a captura da fauna epígea, dispostas ao longo de um transecto e com intervalos de 5 m (MOLDENKE, 1994). O modelo de armadilha utilizada mede 9 cm de diâmetro por 11 cm de altura e foi enterrada no solo, com a borda ao nível do solo. Como líquido coletor foi utilizada solução alcoólica a 50%. As armadilhas permaneceram no campo durante seis dias, ao fim dos quais foram recolhidas e o seu conteúdo transferido para frascos contendo álcool a 70%. As amostragens foram realizadas nos meses de setembro de 2002, junho e dezembro de 2003 e agosto de 2004. Em laboratório, as amostras foram triadas sob lupa binocular e a fauna de solo identificada em ordens ou famílias, sendo registradas as suas respectivas densidades e riqueza de grupos amostrados. Foram calculados o número de indivíduos capturados por armadilha por dia, a riqueza média de grupos e seus respectivos erros padrão. Além dos índices de diversidade de Shannon-Winner e uniformidade de Pielou. Os dados passaram por análises estatísticas descritivas com cálculo das médias, desvios padrão e erros padrão.

Visando uma melhor distinção entre os sistemas estudados foram realizados análises estatísticas multivariadas. Para selecionar o método de ordenamento multivariado a ser empregado, foi realizada uma Análise de Correspondência sem Tendência, no programa CANOCO, versão 4.5. Como o comprimento do gradiente do primeiro eixo foi inferior a três, que caracteriza tendência de distribuição linear, optou-se pela realização da Análise de Componentes Principais (ACP). Para realização da ACP foi utilizada a média os dados das amostragens de maio e dezembro de 2003, sendo consideradas na análise apenas três amostragens: 2002, 2003 e 2004.

5.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.5.1 Avaliação da vegetação arbórea, cobertura do solo e regeneração natural no interior e bordas do tanque de rejeito SP1.

A Tabela 28 apresenta os dados de cobertura vegetal do estrato herbáceo do tanque de rejeito SP1, para as parcelas com diferentes níveis de adubação, revegetadas com diferentes composições de espécies. Os maiores valores de cobertura herbácea foram verificadas para as parcelas com os níveis C, D e E de adubação e borda do tanque de rejeito SP1, estando relacionados ainda com as condições de cobertura arbórea das parcelas, onde parcelas com mesmo nível de adubação apresentaram cobertura herbácea divergentes em função da condição de sombreamento do sub-bosque. As parcelas com níveis A e B de adubação no tanque de rejeito SP1 apresentaram baixíssima cobertura por espécies herbáceas, decorrentes dos menores níveis de adubação e calagem aplicados, não sendo suficientes para permitir o estabelecimento e manutenção nem de espécies eficientes na absorção e aproveitamento de nutrientes, como as gramíneas.

Tabela 28. Perfil geral da cobertura vegetal herbácea do tanque de depósito de rejeito da mineração bauxita SP1, em parcelas submetidas a diferentes níveis de adubação e revegetadas com diferentes composições de espécies, em Porto Trombetas (PA).

Níveis de adubação	Repetições	Cobertura do solo por espécies herbáceas, cipós e samambaias
A	1	30% samambaias; 10% capim rabo de burro.
A	2	Menos de 0,1% capim rabo de burro.
A	3	1% capim rabo de burro.
A	4	5% capim rabo de burro.
B	1	5% capim rabo de burro; 1% samambaias.
B	2	Menos de 0,1% capim rabo de burro.
B	3	10% capim rabo de burro.
B	4	30% capim rabo de burro; 10% de samambaias (3 espécies).
C	1	4% capim rabo de burro; 2% cipó borréia; 1% de samambaias.
C	2	15% capim rabo de burro.
C	3	70% capim rabo de burro.
C	4	35% capim rabo de burro; 5% de samambaias (2 espécies).
D	1	40% samambaias (avenca); 10% capim rabo de burro.
D	2	50% capim rabo de burro; 2% capim flecha de urubu.
D	3	80% capim rabo de burro.
D	4	35% capim rabo de burro.
E	1	30% capim rabo de burro.
E	2	60% rabo de burro; 1% samambaia.
E	3	80% capim rabo de burro; 10 % samambaias (5 espécies).
E	4	30% capim rabo de burro; 20 % samambaias.
Borda sul	1	5% de samambaias; 5% capim rabo de burro.
Borda norte	3	10% de samambaias; 2% cipó batatarana e cipó borréia.
Borda leste	2	35% capim quicuí; 15% de samambaias; 5% <i>Arachis pintoi</i> .
Borda oeste	4	90% de samambaias; 5% mucuna preta; 1% capim quicuí.

As maiores densidades de indivíduos arbustivos e arbóreos foram verificadas para a borda do tanque de rejeito SP1, seguidas pelas parcelas com níveis C, D e E adubação, respectivamente; e as menores frequências para os níveis A e B de adubações (Figura 15). Estes resultados mostram claro efeito da adubação e das técnicas de revegetação empregadas, no estabelecimento de espécies arbustivas e arbóreas.

As maiores densidades verificadas para a área de borda do tanque SP1, são decorrentes do maior número de vezes em que esta área foi hidrossemeada, com maior aporte de sementes e adubos e, conseqüentemente maior estabelecimento de indivíduos arbustivos e arbóreos. Além disto, nesta área foram realizados plantios de mudas de enriquecimento (após estabelecimento de espécies pioneiras) em espaçamento reduzido. As condições de sombreamento, acúmulo de serapilheira no solo e disponibilidade de nutrientes, também favoreceram a regeneração natural, tanto das espécies plantadas, quanto de espécies vindas de outras áreas, via dispersão de sementes, com efeito positivo na densidade de indivíduos arbustivos e arbóreos.

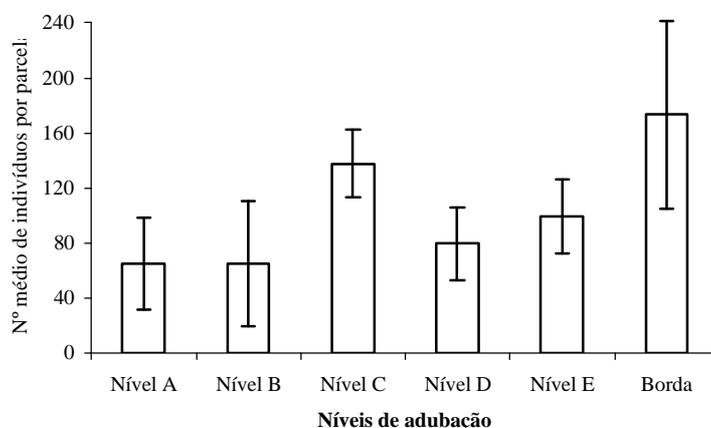


Figura 15. Densidade de indivíduos arbustivos e arbóreos, para parcelas com diferentes níveis de adubação e área de borda do tanque de depósito de rejeito da mineração de bauxita SP1, Porto Trombetas (PA).

Comparando apenas as parcelas com diferentes níveis de adubação, também se observou efeito das doses de adubação e calagem, na densidade de indivíduos arbustivos e arbóreos, com maiores densidades para os níveis D e E de adubação, em comparação com os níveis A e B (Figura 15).

Para as parcelas com nível C de adubação, parece ter havido um efeito somatório de aspectos relacionados à revegetação e ao nível de adubação e calagem, propriamente dito, uma vez que pelos menos duas das parcelas deste nível de adubação, encontram-se localizadas numa faixa do tanque de rejeito SP1, onde houve concentração de sementes e adubo durante a prática de hidrossemeadura, possibilitando maior estabelecimento das espécies utilizadas na hidrossemeadura, com predominância visível de *Acacia holocerisea*. Neste contexto, além das doses intermediárias de adubação e calagem, a concentração de sementes e adubos durante a hidrossemeadura e maior estabelecimento da leguminosa fixadora de nitrogênio *Acacia holocerisea* parece ter contribuído significativamente para a densidade de indivíduos arbustivos e arbóreos verificados para este nível de adubação.

Para riqueza de espécies arbustivas e arbóreas, verificou-se maior número de espécies amostradas na área de borda do tanque de rejeito SP1 em comparação com as parcelas com diferentes níveis de adubação. Dentre as parcelas com diferentes níveis de

adubação não se verificou claro efeito das doses, sobre a diversidade de espécies, com pequena redução na riqueza de espécies, para o nível C de adubação (Figura 16). Este resultado, no entanto, parece estar mais relacionado às questões da revegetação, discutidos acima, do que ao efeito de doses de adubação e calagem. A elevada concentração de espécies introduzidas via hidrossemeadura em algumas parcelas com esta adubação pode ter reduzido o estabelecimento das espécies plantadas via mudas e até mesmo a regeneração natural, porém este efeito foi pouco significativo.

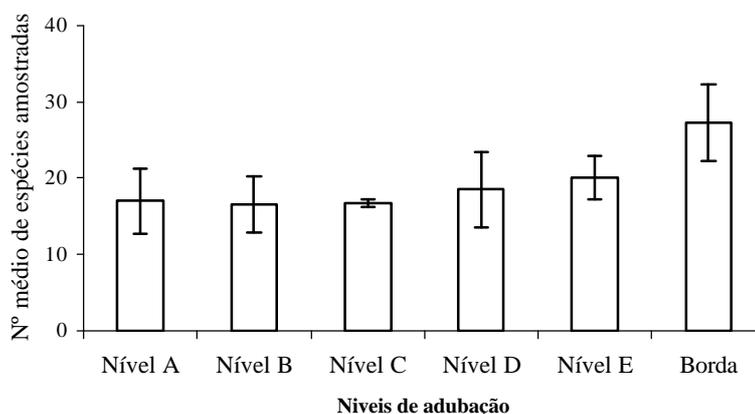


Figura 16. Riqueza de espécies arbustivas e arbóreas, para parcelas com diferentes níveis de adubação e borda do tanque de depósito de rejeito da mineração de bauxita SP1, Porto Trombetas (PA).

Apesar de menos expressivo do que verificado para densidade, a riqueza de espécies arbustivas e arbóreas, mostrou relação direta e positiva com as doses de adubação aplicadas, com maior diversidade para a área de borda do tanque SP1, que recebeu vários aportes de nutrientes via hidrossemeadura, além de uma adubação significativa na cova, e maiores níveis de adubação no experimento do tanque SP1; decrescendo nos menores níveis de adubação.

A Tabela 29 apresenta a lista de espécies amostradas na avaliação da cobertura vegetal do tanque de rejeito SP1, bem como as possíveis formas de chegada das espécies na área de estudo. Foram amostradas um total de 78 espécies vegetais, distribuídas em 75 gêneros e 29 famílias botânicas. As famílias que apresentaram maior número de espécies foram Leguminosae- Mimosoideae com 12 espécies, Leguminosae-Caesalpinoideae com 11, Leguminosae-Papilionoideae com 5 e Myrtaceae com 4 espécies. Dentre as outras famílias, duas apresentaram 3 espécies, oito apresentaram duas espécies e as outras quinze, apenas uma espécie. Estes resultados mostram um claro predomínio das leguminosas que são a base do processo de revegetação utilizado no tanque de rejeito.

Dentre as outras famílias vale destacar aquelas em que a maioria das espécies são frutíferas como: Myrtaceae, Crysobalanaceae, Palmaceae, Simarubaceae, Anonaceae e Cecropiaceae, sendo estas espécies de extrema importância no processo de revegetação do tanque de rejeito, por funcionarem como atrativos para fauna e facilitadoras da regeneração natural.

Dentre as 29 famílias botânicas amostradas apenas 5 apresentaram espécies de porte herbáceo, cipós ou lianas, representando apenas 10 espécies, de forma que a grande maioria das espécies amostradas apresenta porte arbustivo ou arbóreo, que representam uma vegetação de caráter mais definitivo, que provavelmente permanecerá na área por mais tempo.

Tabela 29. Lista de espécies amostradas na avaliação da vegetação no interior e área de borda do tanque de rejeito SP1 em Porto Trombetas (PA). (Continua)

Nome Vulgar	Nome Científico	Família Botânica	Entrada
Açaí	<i>Euterpe oleracea</i>	Palmaceae	PM
Amapá	<i>Brosimum rubescens</i>	Moraceae	DOA
Andiroba	<i>Carapa guianensis</i>	Meliaceae	PM
Arapari	<i>Macrolobium accacifolium</i>	Leguminosae Caesalpinoideae	LM
Azeitona	<i>Syzygium jambolona</i>	Myrtaceae	PM
Bacuri	<i>Rheedia sp.</i>	Guttiferae	PM
Breu sucuruba	<i>Trattinickia burserifolia</i>	Burseraceae	DOA
Caju	<i>Anacardium occidentale</i>	Anacardiaceae	PM
Cajurana	<i>Simaruba sp.</i>	Simarubaceae	PM
Camu-camu	<i>Campomanesia sp.</i>	Myrtaceae	PM
Candeieira do igapó	Não identificada	—————	DOA
Capitari do igapó	<i>Tabebuia barbata</i>	Bignoniaceae	PM
Cariperana do igapó	<i>Licania sp.</i>	Chrysobalanaceae	LM
Castanhola	<i>Terminalia catapa</i>	Combretaceae	DOA
Caxixá	Não identificada	—————	DOA
Coça-coça	<i>Solanum sp.</i>	Solanaceae	DOA
Cuiarana	<i>Buchenavia sp.</i>	Combretaceae	LM
Cumaru	<i>Dipteryx odorata</i>	Leguminosae-Papilionoideae	PM
Cupiuba	<i>Goupia glabra</i>	Celastraceae	DOA
Embaúba	<i>Cecropia sp.</i>	Cecropiaceae	DOA
Envira branca	<i>Duguetia riparia</i>	Anonaceae	DOA
Envira tucunaré	<i>Dalbergia inundata</i>	Leguminosae-Papilionoideae	LM e PM
Fava arara	<i>Parkia multijuga</i>	Leguminosae- Mimosoideae	PM
Fava bolota	<i>Parkia pendula</i>	Leguminosae- Mimosoideae	LM e PM
Fava camuzê	<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i>	Leguminosae- Mimosoideae	DOA
Fava de rosca	<i>Enterolobium schomburgkii</i>	Leguminosae- Mimosoideae	PM
Fava tamboril	<i>Entrelobium maximum</i>	Leguminosae- Mimosoideae	PM
Goiaba	<i>Psidium guajava</i>	Myrtaceae	DOA
Holosericea	<i>Acacia holosericea</i>	Leguminosae- Mimosoideae	HDS
Ingá de macaco	<i>Inga sp.</i>	Leguminosae- Mimosoideae	PM
Ingá de sapo	<i>Zygia sp.</i>	Leguminosae- Mimosoideae	LM ePM
Itaubarana	<i>Acosmium nitens</i>	Leguminosae- Mimosoideae	DOA
Jacarandá	<i>Dalbergia spruceana</i>	Leguminosae-Papilionoideae	LM
Jenipapo	<i>Genipa americana</i>	Rubiaceae	PM
Jutairana	<i>Cynometra spruceana</i>	Leguminosae Caesalpinoideae	LM ePM
Lacre	<i>Vismia guianensis</i>	Guttiferae	LM
Leucena	<i>Leucaena leucocephala</i>	Leguminosae- Mimosoideae	HDS
Louro prata	<i>Ocotea guianensis</i>	Lauraceae	DOA

Tabela 29. Lista de espécies amostradas (Continuação...)

Nome Vulgar	Nome Científico	Família Botânica	Entrada
Malvavisco	<i>Hibiscus sp.</i>	Malvaceae	DOA
Mamorana	<i>Catostema albuquerquei</i>	Bombacaceae	PM e LM
Manaiara	Não identificada	_____	DOA
Mangium	<i>Acacia mangium</i>	Leguminosae- Mimosoideae	HDS
Mará-mará	<i>Miconia spp.</i>	Melastomataceae	DOA
Marissaro	<i>Cassia grandis</i>	Leguminosae Caesalpinoideae	DOA
Marizinho	<i>Cassia leiandra</i>	Leguminosae Caesalpinoideae	HDS
Marupá	<i>Simaruba amara</i>	Simarubaceae	DOA
Mata-pasto	<i>Senna reticulata</i>	Leguminosae Caesalpinoideae	HDS e PM
Orelha de cachorro	Não identificada	_____	DOA
Pajurá	<i>Parinari montana</i>	Chrysobalanaceae	LM
Paliteiro	<i>Clitoria fairchildiana</i>	Leguminosae Caesalpinoideae	DOA
Palmeira real australiana	<i>Alexandra sp.</i>	Palmaceae	PM
Paracutaca ou gombeira	<i>Swartzia polyphylla</i>	Leguminosae-Papilionoideae	DOA
Paramarioba	Não identificada	_____	DOA
Pará-pará	<i>Jacaranda copaia</i>	Bignoniaceae	LM
Paricazinho	<i>Aeschynomene sensitiva</i>	Leguminosae-Papilionoideae	HDS e LM
Pata de vaca	<i>Bauhinia sp.</i>	Leguminosae Caesalpinoideae	DOA
Pau de índio	Não identificada	_____	DOA
Pau gaivota	Não identificada	_____	DOA
Pau jacaré	<i>Laetia procera</i>	Flacourtiaceae	DOA
Pau roxo	<i>Peltogyne venosa</i>	Leguminosae Caesalpinoideae	DOA
Pixuna	<i>Myrcia sp.</i>	Myrtaceae	LM
Ritangueira	Não identificada	_____	DOA
Seringueira	<i>Hevea brasiliensis</i>	Euphorbiaceae	PM
Tachi da várzea	<i>Tachigalia paniculata</i>	Leguminosae Caesalpinoideae	HDS
Taquari	<i>Alchornea schomburgkiana</i>	Euphorbiaceae	LM e PM
Tatapiririca	<i>Tapirira guianensis</i>	Meliaceae	PM

Tabela 29. Lista de espécies amostradas (Continuação...)

Nome Vulgar	Nome Científico	Família Botânica	Entrada
Tachi dos campos	<i>Sclerolobium paniculatum</i>	Leguminosae Caesalpinoideae	PM
Tento do igapó	<i>Ormosia holeryptera</i>	Leguminosae Caesalpinoideae	LM
Uxirana	<i>Couepia paraensis</i>	Chrysobalanaceae	LM
Capim flecha de índio	Não identificada	-----	DOA
Capim pacuã	<i>Homolepis aturensis</i>	Graminae	DOA
Capim quicuío	<i>Brachiaria sp.</i>	Graminae	DOA
Capim rabo de cavalo	<i>Andropogon bicornis</i>	Graminae	DOA
Cipó batatarana/cipó abuta	<i>Abuta grandiflora</i>	Menispermaceae	DOA
Cipó borréia / vassoura	<i>Borreria verticilata</i>	Rubiaceae	DOA
Cipó de fogo	<i>Davilla sp.</i>	Dilleniaceae	DOA
Mucuna preta	<i>Mucuna aterrina</i>	Leguminosae- Mimosoideae	HDS
Samambaias (4 sp.)	<i>Dicksonia spp.</i>	Dicksoniaceae	DOA

Legenda: Entrada – possível forma de chegada da espécie no tanque de rejeito SP1; PM - plantio por mudas; HDS – hidrossemeadura; LM - lançamento manual de sementes; DOA - dispersão de outras áreas.

Das 78 espécies amostradas apenas para nove não foi possível a identificação em nível de espécie, o que representa uma proporção bastante razoável, notadamente se considerado que foi avaliada regeneração natural muitas vezes em estágio de plântula e muda, cuja identificação em nível de campo é bastante complexa.

A Figura 17 apresenta a distribuição percentual das diferentes formas de entrada das espécies na área do tanque de rejeito SP1. Apesar das drásticas condições de isolamento do tanque de rejeito SP1, das áreas de floresta nativa e reflorestamentos do entorno (cercado por estradas dos quatro lados, sendo que em um dos lados, por uma estrada que dá acesso a outros platôs de bauxita, com elevada movimentação de máquinas e veículos; por outro por um talude íngreme de mais de 20 metros de altura, revegetado com *Brachiaria sp.*; e por outro pela planta de lavagem de bauxita que funciona e produz ruídos durante o dia e a noite), verificou-se que 46 % da riqueza de espécies presentes no tanque chegaram até lá através da dispersão de sementes.

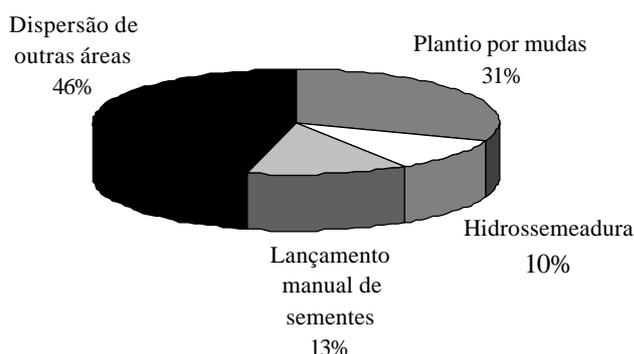


Figura 17. Distribuição percentual do total de espécies amostradas pelas diferentes formas de chegada no interior e área de borda do tanque de depósito de rejeito da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA).

Considerando que a maioria destas espécies apresentam dispersão zoocórica, fica evidente a importância da fauna (aves, mamíferos, morcegos, formigas, etc.) no

aumento da diversidade vegetal do tanque, mesmo nestas condições de extrema perturbação. Apenas um dos lados do tanque SP1 é contíguo a outros tanques (tanque pulmão e SP 2-3 N e SP 2-3 S) que fazem ligação com fragmentos e reflorestamentos sobre estéril com mais de 15 anos de idade, distantes mais de 500 m do tanque SP1. As barreiras físicas, porém parecem não ser impedimento para a chegada de propágulos à área, o que sugere a atuação de dispersores a longas distâncias como pássaros e morcegos.

Verifica-se ainda, que significativa parcela da riqueza total de espécies foi introduzida no tanque via plantio por mudas e lançamento manual de sementes, juntos somando 40% da riqueza total, mostrando a importância das intervenções humanas, para o sucesso do resultado final da revegetação, notadamente, nas condições de tanque de rejeito de bauxita, em que faz-se necessária a reconstrução do solo e início do processo de sucessão primária vegetal.

Com base nos resultados de avaliação da vegetação no tanque de rejeito SP1 é possível afirmar que a metodologia de revegetação utilizada baseia-se na introdução de nutrientes e aporte de material orgânico, através das espécies e adubos introduzidos via hidrossemeadura; início do processo de diversificação da vegetação através do plantio por mudas e lançamento manual de sementes; e obtenção da estrutura final da vegetação através da regeneração natural.

Neste contexto, a prática de hidrossemeadura tem como objetivo a introdução de um pequeno número de espécies com grande capacidade de produção de biomassa e aporte de material orgânico, enquanto que o plantio por mudas e lançamento manual de sementes, funciona como estímulo à diversificação e atrativo à fauna, visando o estabelecimento da regeneração natural, responsável pela estrutura final da revegetação. Esta metodologia de recuperação de áreas degradadas reflete uma estratégia de revegetação em duas fases, onde a sucessão natural desempenha função imprescindível.

5.5.2 Análise descritiva e índices ecológicos da comunidade da fauna

a) Primeira amostragem (setembro 2002)

A Tabela 30 apresenta os principais resultados da avaliação da comunidade fauna epígea, nos diferentes sistemas estudados.

Tabela 30. Avaliação da comunidade da fauna epígea do solo em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA), coleta de setembro de 2002.

Sistemas avaliados	Atividade	R méd.	R tot.	H'	U
Menor nível de adubação no tanque de rejeito SP1	2 ± 0,5	3 ± 0,5	7	1,51	0,54
Maior nível de adubação no tanque de rejeito SP1	17 ± 4	6 ± 1	11	1,46	0,42
Concentração de Tachi no tanque de rejeito SP1	7 ± 2	4 ± 1	9	1,53	0,48
Concentração de <i>A. holosericea</i> no tanque de rejeito SP1	32 ± 4	7 ± 1	12	0,99	0,28
Borda do tanque de rejeito SP1	17 ± 6	10 ± 1	17	2,54	0,62
Interior do tanque de rejeito SP 2-3 N	4 ± 1	3 ± 0,5	6	1,65	0,5
Interior do tanque de rejeito SP 2-3 S	20 ± 6	7 ± 1	10	0,98	0,38
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1999	18 ± 8	4 ± 1	8	0,66	0,22
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1994 sem SS	5 ± 1	2 ± 0,5	6	0,59	0,23
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1994	32 ± 9	11 ± 1	18	2,4	0,59
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1992	16 ± 3	9 ± 1	14	2,47	0,65
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1984	20 ± 4	9 ± 1	16	2,16	0,54
Mata Nativa	67 ± 11	13 ± 1	24	1,57	0,34

Atividade = número médio de indivíduos coletados por armadilha por dia e respectivo erro padrão; H' = Índices de diversidade de Shannon-Winner (log na base 2); R tot. = riqueza total (maior número de grupos amostrados); R méd. = riqueza média (número médio de grupos coletados) e respectivo erro padrão; U = Índice de Equitabilidade de Pielou; SS = solo superficial.

Tomando como base o parâmetro atividade e seu respectivo erro padrão, foi possível dividir os sistemas estudados em cinco grupos: o primeiro é formado pela área de mata, que apresentou atividade da fauna de 65 ± 11 indivíduos por armadilha por dia. O segundo é composto pela área com concentração de *Acacia holosericea* no tanque de rejeito SP1 e reflorestamento sobre estéril realizado no ano de 1994. O terceiro é composto pelos reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1984, 1992 e 1999, parcelas com maior nível de adubação na revegetação do tanque de rejeito SP1, área de borda do tanque de rejeito SP1 e área do interior do tanque de rejeito SP 2-3 sul. O quarto grupo, engloba os sistemas que apresentaram atividade da fauna entre 4 e 7 indivíduos por armadilha por dia e é composto pela área com concentração de tachi no tanque de rejeito SP1, reflorestamento sobre estéril realizado no ano de 1994 sem aplicação de solo superficial e interior do tanque de rejeito SP 2-3 norte; o quinto grupo é formado pelas parcelas com menor nível de adubação no tanque de rejeito SP1, com atividade da fauna de apenas 2 ± 1 indivíduos por armadilha por dia (Tabela 30).

A divisão dos sistemas estudados com base na atividade da fauna parece refletir a situação de cobertura vegetal, produção de serapilheira e diversidade florística das áreas (ver discussão detalhada sobre vegetação na segunda parte do capítulo), com maiores valores de atividades para os sistemas que apresentam as melhores condições.

Neste contexto, no primeiro grupo encontra-se a área de mata nativa, que representa o sistema florestal local em clímax, servindo de referência para os sistemas em recuperação e se distinguindo totalmente dos demais sistemas. No segundo grupo, observaram-se sistemas que apresentavam significativa cobertura do solo e aporte de material decidual, porém ainda não se distinguia uma manta orgânica em efetivo processo de decomposição, como verificado para a mata nativa, levando a reduções na atividade da fauna.

No terceiro grupo, apesar da maioria dos sistemas apresentarem boas condições de cobertura vegetal e produção de serapilheira, parecem ser influenciados por outros fatores relacionados ao estabelecimento e desenvolvimento dos plantios. Uma possível explicação para os resultados observados para o reflorestamento sobre estéril realizado no ano de 1984 é o fato de que no preparo desta área, o solo superficial foi incorporado (enquanto que nos demais sistemas foi aplicado em superfície), resultando numa rápida oxidação da matéria orgânica, reduzindo seus efeitos benéficos sobre a biota. Para o reflorestamento sobre estéril realizado no ano de 1992 a explicação pode estar relacionada à diversidade de espécies arbóreas plantadas, já que nesta área houve predomínio no plantio da leguminosa fixadora *Acacia mangium*, ainda hoje presente na área, sendo uma área com menor diversidade de espécies arbóreas, em comparação a reflorestamentos com idade próxima.

Os sistemas: reflorestamento sobre estéril realizado no ano de 1999, área de borda do tanque de rejeito SP1, interior do tanque de rejeito SP 2-3 norte e maior nível de adubação no tanque de rejeito SP1, apresentaram cobertura vegetal e deposição de serapilheira irregularmente distribuídas, estando concentradas nas áreas de influência das copas das árvores nos reflorestamentos, ou em pontos onde houve concentração de sementes e adubos durante a hidrossemeadura, nas áreas dos tanques de rejeito, sendo os resultados de atividade da fauna encontrados compatíveis com estas condições.

No quarto grupo, distribuíram-se sistemas com cobertura vegetal e deposição de serapilheira ainda incipientes, como a área com concentração de tachi no tanque de rejeito SP1, interior do tanque de rejeito SP 2-3 norte e reflorestamento sobre estéril sem aplicação de solo superficial realizado no ano de 1994. Para este último a cobertura vegetal e deposição de serapilheira está restrita a área de copa dos poucos indivíduos arbóreos que conseguiram se estabelecer no estéril, sem aplicação do solo superficial. Para a área com concentração de tachi, parece refletir as drásticas condições edáficas dos tanques de rejeito e a baixa capacidade de cobertura do solo e produção de serapilheira do *stand* monoespecífico de *Triplaris surinamensis*, estabelecido via hidrossemeadura; e no caso do interior do tanque de rejeito SP 2-3 norte, parece refletir além das drásticas condições edáficas do rejeito de bauxita, a pouca idade da revegetação (avaliação realizada pouco mais de dois anos após a hidrossemeadura).

Diversos autores têm relacionado maior riqueza e abundância da fauna edáfica com o estágio sucessional da floresta e maior complexidade estrutural da vegetação (TEIXEIRA & SCHUBART, 1988; LAVELLE & PASHANASI, 1989; TEIXEIRA & SILVA, 1997; VASCONCELOS, 1998; REIS, 2002; CORREIA et al., 2005, DAMASCENO & GANDARA, 2005; PEREIRA et al., 2005 dentre outros).

Para o parâmetro riqueza média da fauna, também foi possível agrupar os sistemas estudados em cinco grupos, porém a divisão dos sistemas não foi a mesma verificada para o parâmetro atividade. O primeiro grupo é formado pela área de mata nativa, com riqueza média de 13 ± 1 grupos; o segundo, pela área de borda do tanque de rejeito SP1 e reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1984, 1992 e 1994, com riqueza média entre 9 e 11 grupos; o terceiro grupo pela área com concentração de *A. holocericea* e parcelas com maior nível de adubação no tanque de rejeito SP1 e interior do tanque de rejeito SP 2-3 sul, com riqueza média entre 6 e 7 grupos; e o quarto grupo pelos demais sistemas que apresentaram riqueza média entre 2 e 4 grupos (Tabela 30). De uma forma geral, verificou-se tendência de maiores valores de riqueza média para os sistemas com melhor cobertura vegetal (área de mata nativa, reflorestamentos sobre estéril com maior idade e área de borda do tanque de rejeito SP1) e menores valores para os sistemas com cobertura vegetal ainda incipiente, como a área com concentração de tachi e parcelas com menor nível de adubação no tanque de rejeito

SP1 e reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1999 e 1994, este último sem aplicação de solo superficial.

Para riqueza total de grupos, foi possível dividir os sistemas estudados em quatro classes de frequência, distribuindo-os em classes que apresentaram de 1 a 6, 7 a 12, 13 a 18 e 19 a 24 grupos. Na classe com maior riqueza total de grupos, verificou-se a área de mata nativa com 24 grupos; na segunda classe com maior riqueza, verificou-se a área de borda do tanque de rejeito SP1 e reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1994, 1984 e 1992, com riqueza total de 17, 18, 16 e 14 grupos, respectivamente; na classe de frequência de 1 a 6 grupos, verificou-se a área do interior do tanque de rejeito SP 2-3 norte e reflorestamento sobre estéril sem aplicação de solo superficial realizado no ano de 1994, todos com riqueza total de 6 grupos. Os outros seis sistemas se agruparam na classe de frequência de riqueza total de 7 a 12 grupos (Tabela 30).

Apesar da divisão dos sistemas nas classes de frequência de riqueza total não ser a mesma verificada para o agrupamento dos sistemas em função da atividade da fauna e da riqueza média, verificaram-se resultados similares para os três parâmetros, indicando que apesar de serem parâmetros descritivos distintos da comunidade da fauna, são influenciados pelos mesmos fatores ambientais, como cobertura vegetal, disponibilidade de nutrientes, produção e decomposição e de serapilheira, etc.

Os valores do índice de diversidade de Shannon-Winner (h') não se mostraram correlacionados com a riqueza total e riqueza média de grupos, uma vez que os sistemas que apresentaram maiores e menores índices de diversidade não correspondem aos que apresentaram maiores e menores valores de riqueza (Tabela 30). Neste contexto, o h' parece não ter sido muito adequado para as condições de estudo (sistemas bastante distintos com grandes diferenças no número de indivíduos capturados entre os sistemas estudados, bem como no número de grupos coletados), uma vez que em áreas com abundâncias muito baixas, existe um artifício do índice que aumenta a equitabilidade e conseqüentemente o valor do índice de diversidade, enquanto que, em sistemas com baixo número de grupos, mas com abundância elevada, a equitabilidade é baixa, o que achata o valor do índice. A riqueza de grupos, neste caso, parece ser a medida de diversidade mais indicada, conforme já discutido.

De acordo com STRAALLEN (1998) o simples uso de índices de diversidade não tem se mostrado uma ferramenta muito útil, uma vez que não reagem numa direção específica, já que são muitos os fatores que influenciam a diversidade.

O índice de uniformidade de Pielou, apesar de também não se mostrar correlacionado com os demais parâmetros descritivos da comunidade da fauna discutidos (atividade, riqueza total e riqueza média) reflete a contribuição de cada grupo amostrado na composição da comunidade da fauna, dando uma idéia da sua equitabilidade. Sendo assim, os sistemas que apresentaram uma composição de grupos mais equitativa foram o reflorestamento sobre estéril realizado em 1992 e a área de borda do tanque de rejeito SP1, enquanto que os sistemas que apresentaram maior predominância de determinado(s) grupo(s) em detrimento a outro(s) foram os reflorestamentos sobre estéril realizados em 1999 e 1994, este último sem aplicação de solo superficial. Vale ressaltar os baixos valores de uniformidade verificados para a área de mata nativa, mostrando uma clara predominância de grupo(s) na composição da comunidade da fauna (Tabela 30).

O índice de diversidade de Shannon-Winner apresentou correlação linear com o índice de uniformidade de Pielou ($y = 0,2044x + 0,1229$; $R^2 = 0,86^*$), indicando que apesar do h' não ter sido um bom indicador de diversidade da fauna, nos deu uma boa idéia da contribuição de cada grupo amostrado na composição da comunidade da fauna,

que em termos ecológicos, constitui-se numa importante ferramenta de avaliação da comunidade da fauna.

A Figura 18 apresenta a composição relativa dos doze grupos da fauna com maior atividade, para os diferentes sistemas estudados. Em todos os sistemas estudados estes doze grupos foram responsáveis por mais de 99 % da atividade total da fauna, sendo os demais grupos amostrados (agrupados em outros) responsáveis por menos de 1% da atividade total da fauna.

Formicidae e Collembola foram os grupos com maior atividade, apresentando contribuição superior a 60 % em todos os sistemas estudados, chegando a representar juntos, mais de 90 % da atividade da fauna no reflorestamento sobre estéril realizado em 1999, no reflorestamento sobre estéril sem reposição de solo superficial realizado em 1994, no interior do tanque de rejeito SP 2-3 norte e nas parcelas com maior e menor nível de adubação no tanque de rejeito SP 1. O grupo Collembola foi o mais expressivo para a área de mata nativa (responsável por cerca de 70 % da atividade total da fauna), reflorestamento sobre estéril realizado em 1994 e interior do tanque de rejeito SP 2-3 sul, enquanto que Formicidae foi o grupo mais expressivo nos demais sistemas (Figura 18).

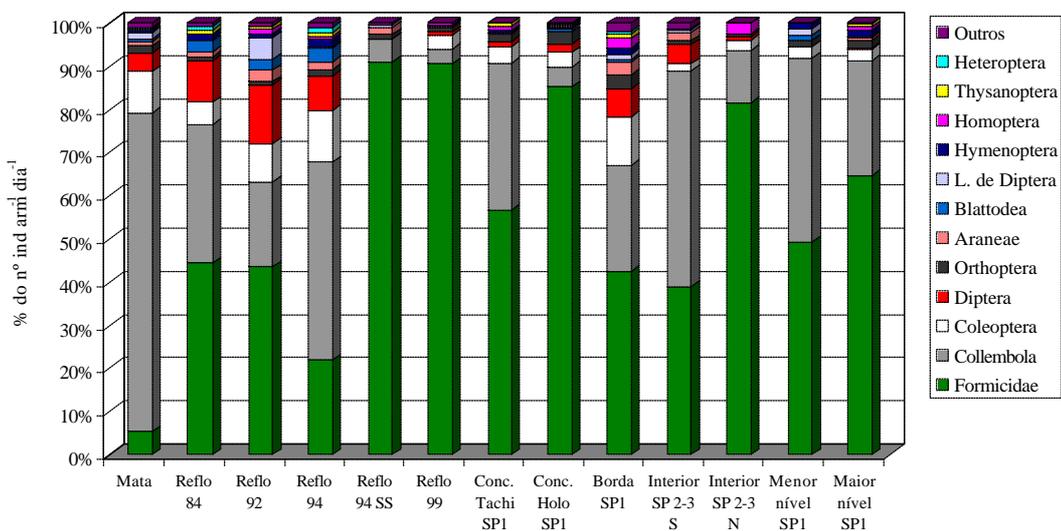


Figura 18: Composição relativa percentual dos doze grupos com maior atividade da fauna epigea em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA). Amostragem de setembro de 2002.

O grupo Coleoptera apresentou maior atividade da fauna para a área de borda do tanque de rejeito SP1, mata nativa e reflorestamento sobre estéril com maior idade (realizados em 1984, 1992 e 1994), e atividade reduzida para as áreas recém revegetadas, ainda sem cobertura arbórea, mostrando-se como um importante grupo indicador de sistemas florestais.

Excluindo-se os dois grupos com maior atividade da fauna, os sistemas que mostraram maior contribuição dos demais grupos na atividade total da fauna (maior uniformidade visual) foram a área de borda do tanque SP1 e os reflorestamento sobre estéril realizados nos anos de 1992 e 1994, que coincidem com os sistemas que apresentaram os maiores índices de uniformidade de Pielou (0,62; 0,65 e 0,59, respectivamente – Tabela 30).

Diptera, apesar de ser considerado como um grupo não edáfico apresentou significativa composição em seis dos sistemas estudados e dentre estes os sistemas que apresentam melhor cobertura do solo e deposição de material decidual como a área de mata nativa, reflorestamentos sobre estéril com maior idade e área de borda do tanque de rejeito SP1, indicando haver alguma condição favorável à atração deste grupo.

Os demais grupos não apresentaram um claro padrão de ocorrência entre os sistemas e, para a maioria deles, juntos, representam menos de 10 % da atividade total da fauna. Vale destacar, porém, os grupos Blattodea e Orthoptera presentes em praticamente todos os sistemas estudados, ainda que com pequena expressão.

No que se refere às características tróficas dos grupos amostrados, de uma forma geral, verificou-se clara dominância nos sistemas estudados, de grupos da fauna classificados como detritívoros ou saprófagos como Formicidae, Collembola, Coleoptera e Blattodea (em alguns sistemas). O único grupo tipicamente considerado como predador, presente na maioria dos sistemas estudados, foi Araneae, porém apresentou atividade bastante reduzida em todos os sistemas em que esteve presente. Estes resultados parecem indicar pouca evolução na comunidade da fauna, para a maioria dos sistemas em recuperação, não se verificando ainda um eficiente funcionamento da cadeia trófica.

Mesmo para a área de mata nativa, considerado como o sistema de referência, não se verificou uma distribuição proporcional entre grupos considerados detritívoros ou saprófagos e grupos de predadores, o que pode estar indicando, também, uma limitação da metodologia de coleta utilizada, para a comparação de grupos de diferentes níveis tróficos, já que amostra apenas os grupos mais móveis da fauna.

b) Segunda amostragem (maio de 2003)

Na amostragem de maio de 2003, de acordo com o parâmetro atividade da fauna e respectivo erro padrão foi possível dividir os sistemas estudados em cinco grupos. O primeiro grupo é composto pela área de mata nativa que apresentou a maior atividade da fauna do solo; o segundo é composto pelos reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1984, 1992, 1994 e 1999, parcelas com menor e maior nível de adubação no tanque de rejeito SP1, área com concentração de *A. holocerisea* no tanque de rejeito SP1 e área de borda do mesmo tanque; o terceiro grupo é formado pelo reflorestamento sobre estéril realizado em 1994 sem aplicação do solo superficial; o quarto pelo interior dos tanques de rejeito SP 2-3 norte e SP 2-3 sul; e o quinto pela área com concentração de tachí no tanque de rejeito SP1, que apresentou atividade da fauna inferior a 4 indivíduos por armadilha por dia (Tabela 31).

Com exceção das parcelas com menor nível de adubação no tanque de rejeito SP1, a divisão proposta parece expressar as condições de cobertura vegetal, colonização arbórea e produção de serapilheira das áreas. Sendo que a área de mata nativa representa uma comunidade arbórea em clímax, totalmente distinta dos demais sistemas; o segundo grupo é formado por áreas em diferentes estádios da sucessão florestal, potencializada pelos reflorestamentos realizados; e, a partir do terceiro grupo, verificou-se sistemas com colonização vegetal e produção de material decidual ainda incipiente ou irregularmente distribuídas pela área (concentradas nas linhas dos plantios das mudas).

Tabela 31. Avaliação da comunidade da fauna epígea do solo em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA), coleta de maio de 2003.

Sistemas avaliados	Atividade	R méd.	R tot.	H'	U
Menor nível de adubação no tanque de rejeito SP1	20 ± 5	4 ± 1	8	1,0	0,33
Maior nível de adubação no tanque de rejeito SP1	25 ± 6	8 ± 1	17	1,4	0,35
Concentração de Tachi no tanque de rejeito SP1	3 ± 0,5	3 ± 0,5	6	1,5	0,59
Concentração de <i>A. holosericea</i> no tanque de rejeito SP1	24 ± 6	7 ± 0,5	13	1,1	0,30
Borda do tanque de rejeito SP1	21 ± 6	8 ± 0,5	17	1,4	0,34
Interior do tanque de rejeito SP 2-3 N	5 ± 1	3 ± 0,5	9	1,1	0,34
Interior do tanque de rejeito SP 2-3 S	4 ± 1	4 ± 0,5	8	1,7	0,56
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1999	21 ± 4	6 ± 1	12	1,1	0,30
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1994 sem SS	7 ± 1	4 ± 1	9	0,9	0,30
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1994	26 ± 2	11 ± 1	15	2,7	0,68
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1992	24 ± 2	11 ± 1	19	2,6	0,60
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1984	22 ± 4	8 ± 1	17	2,3	0,57
Mata Nativa	44 ± 6	12 ± 1	20	2,8	0,65

Atividade = número médio de indivíduos coletados por armadilha por dia e respectivo erro padrão; H' = Índices de diversidade de Shannon-Winner (log na base 2); R tot. = riqueza total (maior número de grupos amostrados); R méd. = riqueza média (número médio de grupos coletados) e respectivo erro padrão; U = Índice de Equitabilidade de Pielou; SS = solo superficial.

A elevada atividade da fauna observada para as parcelas com menor de adubação no tanque de rejeito SP1 pode ser explicada pela elevada colonização desta área pelos grupos Formicidae e Collembola, que juntos representaram 95% da atividade total, o que justificou a sua inclusão no segundo grupo, enquanto que o resultado esperado seria a inclusão no quarto ou quinto grupo.

Para o parâmetro riqueza média e respectivo erro padrão, foi possível dividir os sistemas estudados em quatro grupos. O primeiro grupo é formado pela área de mata nativa e reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1992 e 1994, que apresentaram as maiores riquezas médias; o segundo pela área de borda, parcelas com maior de nível de adubação e área com concentração de *A. holocerisea* no tanque de rejeito SP1 e reflorestamento sobre estéril realizado no ano de 1984; o terceiro pelo reflorestamento sobre estéril realizado no ano de 1999; e o quarto pelos demais sistemas que apresentaram as menores riquezas médias (Tabela 31).

Para o parâmetro riqueza total de grupos da fauna, os maiores valores foram observados para a área de mata nativa, seguida pelo reflorestamento sobre estéril realizado no ano de 1992, com 20 e 19 grupos, respectivamente. Os sistemas: borda do tanque de rejeito SP1, maior nível de adubação no tanque SP1 e reflorestamento sobre estéril realizado no ano de 1984 apresentaram riqueza intermediária, com 17 grupos cada. As áreas de reflorestamento sobre estéril realizado em 1999, concentração de *A. holosericea* no tanque de rejeito SP1 e reflorestamento sobre estéril realizado em 1994 apresentaram riqueza total variando entre 12 e 15 grupos. Os demais sistemas apresentaram baixos valores de riqueza total de grupos, com número total de grupos amostrados igual ou inferior a 9 e menor riqueza total verificada para a área com concentração de tachi no tanque de rejeito SP1 com apenas 6 grupos da fauna amostrados.

O índice de diversidade de Shannon-Winner da comunidade da fauna, também se mostrou coerentes com as condições de cobertura vegetal das áreas, com maiores índices para a área de mata nativa e reflorestamentos sobre estéril com maior idade (realizados nos anos de 1994, 1992 e 1984); valores intermediários para a área de borda do tanque de rejeito SP1, parcelas com maior nível de adubação no tanque de rejeito SP, interior do tanque de rejeito SP 2-3 sul e área com concentração de tachi no tanque de rejeito SP1; e menores valores para os demais sistemas (Tabela 31), que na sua maioria apresentavam cobertura vegetal bastante incipiente.

As principais exceções foram o reflorestamento sobre estéril realizado no ano 1999 e a área com concentração de *A. holosericea* no tanque de rejeito SP1, que apresentaram valores intermediários para a maioria dos parâmetros avaliados e na maioria das coletas, tendo apresentado os menores índices de diversidade de Shannon-Wiener na presente coleta. Porém, conforme já discutido, o h' não sofre efeito apenas do número total de grupos presentes na área (riqueza de grupos), mas também da forma de distribuição e composição relativa dos grupos, na comunidade da fauna, envolvendo conceitos como uniformidade, dominância, etc.

No que se refere ao índice de uniformidade de Pielou, foram verificados maiores valores para o reflorestamento sobre estéril realizado no ano de 1994 e a área de mata nativa, com índice de 0,68 e 0,65, respectivamente; valores intermediários para o reflorestamento sobre estéril realizado em 1992, a área com concentração de tachi no tanque de rejeito SP1, o reflorestamento sobre estéril realizado em 1984 e o interior do tanque de rejeito SP 2-3 sul, com índices variando entre 0,5 e 0,6; e menores valores para os demais sistemas, que apresentaram índice de uniformidade inferior a 0,36 (Tabela 31). Na maioria dos sistemas estudados observou-se grande predomínio de grupos da fauna como Formicidae e Collembola, refletindo em baixos índices de uniformidade.

A Figura 19 ilustra a composição relativa dos 12 grupos da fauna que apresentaram maior atividade nos diferentes sistemas estudados. Os sistemas em recuperação sob estéril da mineração de bauxita com maior idade e área de mata nativa apresentaram uma composição relativa dos grupos da fauna mais equilibrada, sem drásticas predominâncias de grupos. Já os demais sistemas estudados apresentaram nítida predominância de Formicidae, chegando a ser responsável por mais de 80% da atividade da fauna para alguns sistemas.

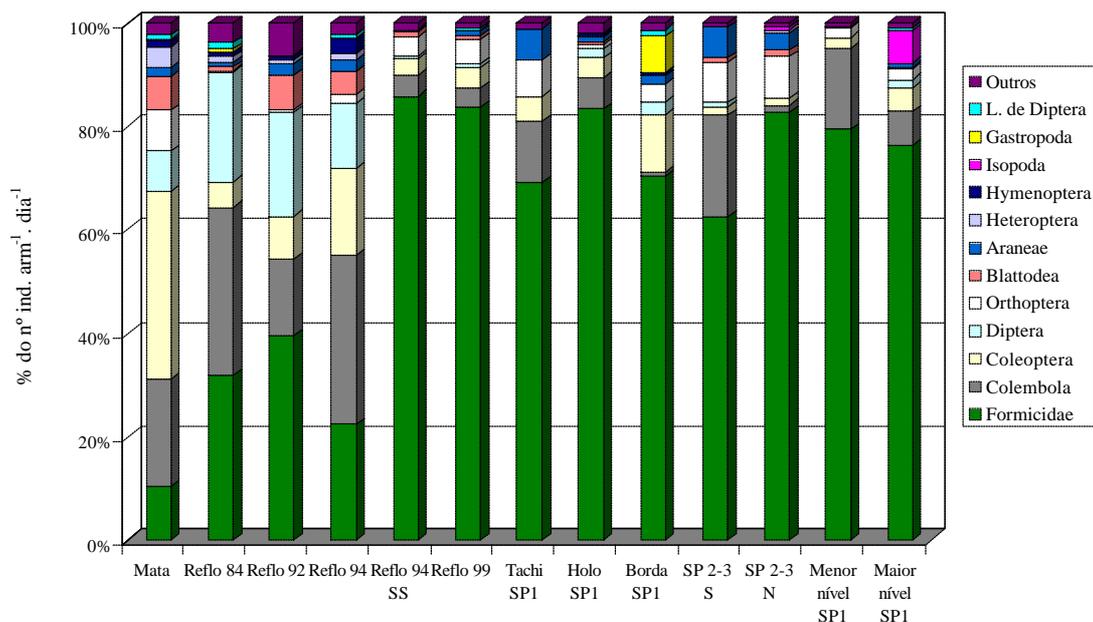


Figura 19: Composição relativa percentual dos doze grupos com maior atividade da fauna epigea em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA). Amostragem de maio de 2003.

De uma forma geral os quatro grupos da fauna mais representativos nos sistemas estudados, foram Formicidae, Colembola, Coleoptera e Diptera, sendo que os dois primeiros grupos estão bem representados em praticamente todos os sistemas estudados, enquanto que os dois últimos apresentaram maior atividade nos sistemas em processo mais avançado de recuperação e na área de mata nativa, mostrando-se como grupos mais relacionados a ambientes florestais. O grupo Orthoptera apresentou atividade significativa na maioria dos sistemas (exceto reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1984, 1992 e 1994 e área com concentração de *A. holocerisea* no tanque de rejeito SP1), inclusive na área de mata nativa (sistema de referência) e no interior dos tanques de rejeito SP 2-3 norte e SP 2-3 sul, que são os sistemas em processo de recuperação mais incipiente, mostrando-se como um grupo com elevada plasticidade na colonização de ambientes.

No que refere ao padrão trófico dos grupos mais representativos da comunidade da fauna, de uma forma geral, verificou-se predominância de grupos considerados como detritívoros ou saprófagos como: Formicidae, Colembola, Coleoptera e Blattodea. O único grupo considerado como predador, presente na maioria dos sistemas estudados, foi Araneae, porém apresentou atividade significativa nas áreas com concentração de tachi no tanque de rejeito SP1 e no interior do tanque de rejeito SP 2-3 sul. Grupos tipicamente considerados como predadores como Opilionida, Uropygi e Escorpionidae estiveram presentes na área de mata nativa, porém em função da sua baixa atividade foram agrupados como Outros.

Vale destacar a significativa atividade verificada para o grupo não edáfico, Diptera, na área de mata nativa e reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1984, 1992 e 1994, que pode ser decorrente da presença de organismos em decomposição no solo (vertebrados, mamíferos, etc.), que funcionam como atrativo deste grupo. Outra provável explicação para a amostragem deste grupo no solo, pode estar relacionada a seu comportamento reprodutivo, já que foram amostradas também

formas jovens (larvas) de Diptera em alguns sistemas. Neste contexto, este grupo teria comportamento não edáfico na sua forma adulta, utilizando o solo como abrigo na sua fase reprodutiva e em fases imaturas.

c) Terceira amostragem (dezembro de 2003)

Na Tabela 32 são apresentados os principais resultados de avaliação da comunidade da fauna edáfica para a amostragem de dezembro de 2003. Os maiores valores de atividade da fauna foram observados para a área com concentração de *A. holosericea* e maior nível de adubação no tanque de rejeito SP1; menores valores para o interior do tanque de rejeito de SP 2-3 norte, seguido pela área com concentração de tachi no tanque de rejeito SP1 e interior do tanque de rejeito SP 2-3 sul; e valores intermediários para os demais sistemas (Tabela 32).

Tabela 32. Avaliação da comunidade da fauna epígea do solo em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA), coleta de dezembro de 2003.

Sistemas avaliados	Atividade	R méd.	R tot.	H'	U
Menor nível de adubação no tanque de rejeito SP1	7 ± 3	4 ± 1	8	1,2	0,41
Maior nível de adubação no tanque de rejeito SP1	16 ± 3	10 ± 1	19	2,0	0,47
Concentração de Tachi no tanque de rejeito SP1	3 ± 1	5 ± 1	13	1,3	0,35
Concentração de <i>A. holosericea</i> no tanque de rejeito SP1	19 ± 4	9 ± 1	16	1,6	0,41
Borda do tanque de rejeito SP1	7 ± 1	12 ± 1	19	2,6	0,62
Interior do tanque de rejeito SP 2-3 N	1 ± 0,5	3 ± 1	9	1,8	0,55
Interior do tanque de rejeito SP 2-3 S	3 ± 1	5 ± 1	11	1,6	0,47
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1999	6 ± 1	4 ± 0,5	8	1,3	0,42
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1994 sem SS	9 ± 1	8 ± 1	16	2,0	0,49
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1994	10 ± 2	8 ± 1	16	2,3	0,56
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1992	12 ± 1	10 ± 1	20	2,4	0,55
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1984	8 ± 2	8 ± 0,5	17	2,3	0,57
Mata Nativa	10 ± 2	11 ± 1	21	2,9	0,65

Atividade = número médio de indivíduos coletados por armadilha por dia e respectivo erro padrão; H' = Índices de diversidade de Shannon-Winner (log na base 2); R tot. = riqueza total (maior número de grupos amostrados); R méd. = riqueza média (número médio de grupos coletados) e respectivo erro padrão; U = Índice de Equitabilidade de Pielou; SS = solo superficial.

Para riqueza média de grupos e respectivo erro padrão foi possível dividir os sistemas estudados em quatro grupos, com maiores valores para as áreas de borda do tanque de rejeito SP1 e mata nativa, formando o primeiro grupo. O segundo grupo é composto pelo reflorestamento sobre estéril realizado no ano de 1992, parcelas com maior nível de adubação e área com concentração de *A. holosericea* no tanque de rejeito SP1; o terceiro pelos reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1984 e 1994, com aplicação de solo superficial e o realizado no ano de 1994 sem aplicação do solo superficial; e quarto pelos demais sistemas que apresentaram menores riquezas médias de grupo (Tabela 32).

Os sistemas que apresentaram maior riqueza total de grupos foram: a área de mata nativa, reflorestamento sobre estéril realizado no ano de 1992, parcelas com maior nível de adubação e área de borda do tanque de rejeito SP1, com 19 a 21 grupos amostrados. Valores intermediários para os reflorestamentos sobre estéril realizados nos

anos de 1984 e 1994 com reposição do solo superficial e 1994 sem reposição do solo superficial e áreas com concentração de *A. holocerisea* e tachi no tanque de rejeito SP1, com 13 a 17 grupos amostrados. E menor riqueza total para os demais sistemas, com 8 a 11 grupos amostrados (Tabela 32).

Para o índice de diversidade de Shannon-Winner, os maiores valores foram observados para a área de mata nativa e borda do tanque de rejeito SP1, com índices de 2,9 e 2,6, respectivamente; valores intermediários para os reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1992, 1984 e 1994 (com e sem reposição do solo superficial) e parcelas com maior nível de adubação no tanque de rejeito SP1, com índices entre 2,0 e 2,4 ; e menores valores para os demais sistemas com índices variando entre 1,2 e 1,8 (Tabela 32)

De uma forma geral, os sistemas que apresentaram os maiores índices de diversidade de Shannon-Winner e riqueza total de grupos não foram coincidentes com os que apresentaram maior atividade da fauna, mostrando a importância da utilização de vários parâmetros relacionados à fauna, para uma descrição mais precisa da comunidade. A utilização individualizada do parâmetro atividade da fauna, pode não ser suficiente para descrever de forma adequada a comunidade, podendo levar a interpretações errôneas ou pouco precisas, uma vez que o predomínio de determinados grupos em alguns sistemas (como é caso de Formicidae na área com concentração de *A. holocerisea* no tanque de rejeito SP1) pode levar a elevada atividade sem, contudo descrever adequadamente a comunidade da fauna. Nestes casos, a avaliação conjunta da atividade da fauna com o índice de uniformidade de Pielou parecem permitir interpretações mais precisas.

Na presente amostragem, os maiores valores de uniformidade foram observados para as áreas que apresentaram valores medianos de atividade da fauna (mata nativa, borda do tanque de rejeito SP1, reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1984, 1994 e 1992), coincidindo com os maiores valores de h' e riqueza de grupos. Enquanto que baixos valores de uniformidade foram verificados para a área com concentração de *A. holosericea* no tanque de rejeito SP1, que foi o sistema que apresentou maior atividade da fauna (Tabela 32).

Por outro lado, a elevada atividade da fauna verificada para sistemas em fase inicial de recuperação e sob substrato bastante restritivo à colonização biótica, como a área com concentração de *A. holocerisea* e parcelas com maior nível de adubação no tanque de rejeito SP1, indica uma evolução no processo de recuperação ambiental sendo capaz de atrair, sustentar e manter ativa esta fauna.

A Figura 20 ilustra a composição relativa da comunidade da fauna para os diferentes sistemas estudados. Novamente, os grupos que apresentaram maior atividade da fauna foram Formicidae, Colembola, Coleoptera e Diptera, sendo que o primeiro representou mais da metade da atividade total da fauna para a maioria dos sistemas (exceto para a área de mata nativa, reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1984 e 1992 e borda do tanque de rejeito SP1) e o segundo teve uma distribuição mais ou menos equitativa para a maioria dos sistemas, apresentando atividade reduzida apenas para o interior dos tanques de rejeito SP 2-3 norte e 2-3 sul.

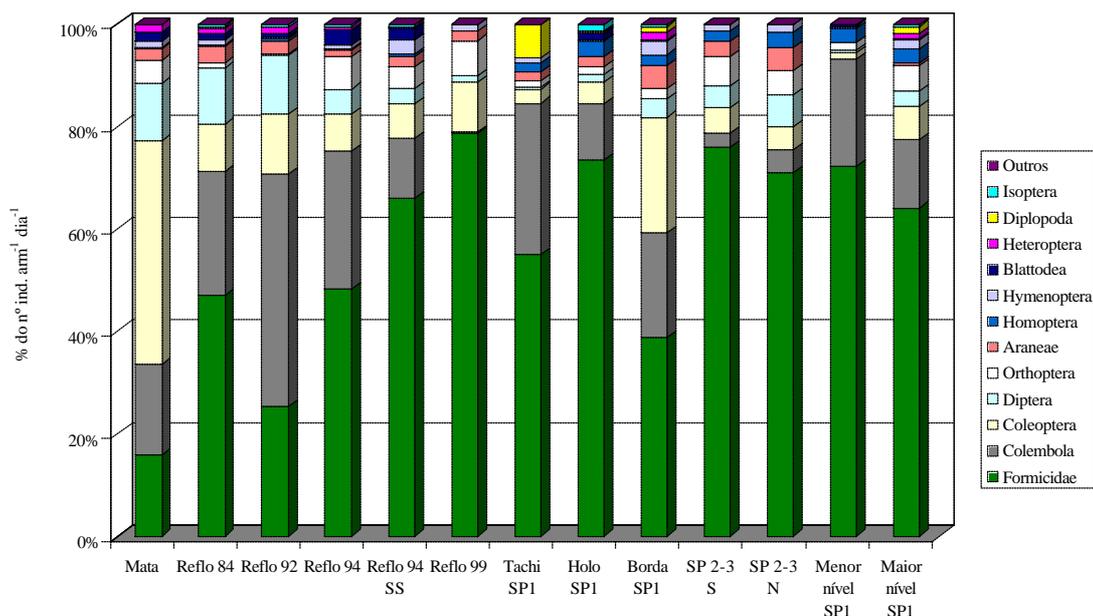


Figura 20: Composição relativa percentual dos doze grupos com maior atividade da fauna epígea em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA). Amostragem de dezembro de 2003.

Os maiores valores de atividade de Coleoptera foram verificados para a área de mata nativa, borda do tanque de rejeito SP1 e reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1984, 1992, 1994 e 1999 (Figura 20), que são os sistemas que apresentaram melhor cobertura arbórea, confirmando sua preferência por ambientes florestais, conforme já havia ocorrido em outras coletas e conforme verificado por REIS (2000) em sistemas de agricultura migratória na região de Bom Jardim (RJ).

Diptera, apesar de ser considerado como grupo não edáfico, apresentou composição relativa significativa (superior a 10%) para alguns sistemas, dentre estes a área de mata nativa e reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1984 e 1992, que são os sistemas que apresentaram melhor cobertura vegetal, o que pode estar indicando a preferência ou atração deste grupo por ambientes mais estáveis e com cobertura vegetal bem estabelecida.

De acordo com CORREIA (2002) as larvas de dípteros do solo representam uma importante parcela da comunidade edáfica em uma variedade de ecossistemas, desde florestas clímax a agroecossistemas e, além de abundantes, participam de importantes processos biológicos como a decomposição da serapilheira e a ciclagem de nutrientes.

Dentre os demais grupos amostrados, merecem destaque Araneae e Homoptera, presentes na maioria dos sistemas estudados, sendo que o primeiro grupo apresentou atividade equitativa nos sistemas sob estéril e sob rejeito (exceto para o maior e menor nível de adubação no tanque de rejeito SP1), enquanto que o segundo pareceu mostrar preferência pelos sistemas sob rejeito da mineração de bauxita.

No que se refere ao padrão trófico dos grupos amostrados, verificou-se predomínio de grupos considerados como detritívoros ou saprófagos, o que parece representar um padrão de comportamento para os sistemas em recuperação, nas condições de estudo, ou uma tendência da metodologia de amostragem utilizada de amostrar grupos com este comportamento trófico. Dentre os grupos classificados como predadores, Araneae foi o único presente na maioria dos sistemas estudados.

d) Quarta amostragem (agosto de 2004)

Na presente amostragem, tendo como base a atividade da fauna e respectivo erro padrão foi possível dividir os sistemas estudados em quatro grupos: o primeiro grupo é formado pela área de mata nativa, com atividade de 18 ± 3 indivíduos por armadilha por dia, seguida pelas parcelas com maior nível de adubação no tanque de rejeito SP1, com atividade de 13 ± 4 indivíduos por armadilha por dia; o segundo é composto pelas áreas de borda e com concentração de *A. holocerisea* no tanque de rejeito SP1 e reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos 1984, 1992, 1994 (com e sem reposição de solo superficial) e 1999; o terceiro pelas parcelas com menor nível de adubação e área com concentração de tachi no tanque de rejeito SP1; e o quarto pelas áreas do interior dos tanques de rejeito SP 2-3 norte e SP 2-3 sul grupo indivíduos coletados por armadilha por dia (Tabela 33).

Tabela 33. Avaliação da comunidade da fauna epígea do solo em diferentes de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA), coleta de agosto de 2004.

Sistemas Avaliados	Atividade	R méd.	R tot.	H'	U
Menor nível de adubação no tanque de rejeito SP1	5 ± 1	$5 \pm 0,5$	11	1,10	0,32
Maior nível de adubação no tanque de rejeito SP1	13 ± 4	$6 \pm 0,5$	10	1,20	0,36
Concentração de Tachi no tanque de rejeito SP1	3 ± 1	5 ± 1	12	2,00	0,56
Concentração de <i>A. holocerisea</i> no tanque de rejeito SP1	11 ± 3	8 ± 1	14	2,36	0,62
Borda do tanque de rejeito SP1	13 ± 2	$9 \pm 0,5$	18	2,07	0,50
Interior do tanque de rejeito SP 2-3 N	2 ± 1	4 ± 1	11	2,06	0,60
Interior do tanque de rejeito SP 2-3 S	$1 \pm 0,50$	2 ± 1	5	1,79	0,77
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1999	9 ± 2	5 ± 1	9	1,64	0,52
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1994 sem SS	7 ± 1	4 ± 1	9	1,31	0,41
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1994	9 ± 1	9 ± 1	12	2,70	0,75
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1992	12 ± 2	9 ± 1	16	2,75	0,69
Reflorestamento sobre estéril realizado em 1984	9 ± 2	8 ± 1	14	2,80	0,73
Mata Nativa	18 ± 3	11 ± 1	21	2,61	0,59

Atividade = número médio de indivíduos coletados por armadilha por dia e respectivo erro padrão; H' = Índices de diversidade de Shannon-Winner (log na base 2); R tot. = riqueza total (maior número de grupos amostrados); R méd. = riqueza média (número médio de grupos coletados) e respectivo erro padrão; U = Índice de Equitabilidade de Pielou; SS = solo superficial.

De acordo com a riqueza média, foi possível dividir os sistemas estudados em quatro grupos, com maiores riquezas para a área de mata nativa (grupo 1), seguida pelos reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1984, 1992 e 1994, área de borda e área com concentração de *A. holocerisea* no tanque de rejeito SP1 (grupo 2); menores riquezas para a área do interior do tanque de rejeito SP 2-3 sul (grupo 4); e riquezas intermediárias para os demais sistemas (Tabela 33).

As maiores riquezas totais também foram observadas para a área de mata nativa, seguida pela área de borda do tanque de rejeito SP1, com 21 e 18 grupos, respectivamente; riquezas intermediárias para os reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1992 e 1984 e área com concentração de *A. holocerisea* no tanque de rejeito SP1, com 16, 14 e 14 grupos, respectivamente; e menores riquezas totais para área do interior do tanque de rejeito SP 2-3 sul, com apenas 5 grupos. Os demais sistemas apresentaram riqueza total variando entre 9 e 12 grupos (Tabela 33)

Para a maioria dos sistemas estudados a diferença numérica entre o valor de riqueza total e riqueza média, num mesmo sistema, foi superior a seis, indicando que

apesar destes sistemas terem apresentado elevada riqueza total, alguns destes grupos não foram amostrados em todas as repetições levando a reduções no valor de riqueza média. Estes resultados parecem indicar que alguns grupos da fauna tendem a apresentar distribuição ampla em toda a área (sendo amostrados na maioria das repetições), enquanto que outros apresentam ocorrência casual, ou concentrada em alguns pontos (sendo amostrados num número menor de repetições), provavelmente relacionada a condições de microclimas ou *habitats*, como pontos com maior acúmulo de serapilheira, sujeitos a menor ensolação e perda de umidade, menos sujeitos a alagamentos, etc.

Assim como verificado para a atividade da fauna, a área do interior do tanque de rejeito SP 2-3 sul apresentou a menor riqueza total e riqueza média da comunidade da fauna, com apenas cinco diferentes grupos amostrados e riqueza média de apenas 2 ± 1 grupos, mostrando-se como o sistema com pior colonização pela fauna epígea. Uma possível explicação para este resultado é o severo ataque de lagartas desfolhadoras que ocorreu nesta área no segundo ano após a hidrossemeadura, dizimando a maioria dos indivíduos que haviam se estabelecido, e conseqüentemente reduzindo o aporte de material orgânico, indispensável para a colonização da área pela fauna edáfica.

Os sistemas que apresentaram os maiores índices de diversidade de Shannon-Winner foram os reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1984, 1992 e 1994 e mata nativa, com valores superiores a 2,60; seguidos pela área com concentração de *A. holosericea* no tanque de rejeito SP1, borda do tanque de rejeito SP1, interior do tanque de rejeito SP 2-3 norte e área com concentração de tachi no tanque SP1, com valores entre 2,00 e 2,36 (Tabela 33). Com exceção da área com concentração de tachi no tanque de rejeito SP1 e interior do tanque SP 2-3 norte, estes sistemas, apresentaram desempenho acima da média para todos os parâmetros da comunidade da fauna estudados, sendo coerentes com os valores de h' observados.

O índice de diversidade, no entanto, não permitiu diferenciar a área de mata nativa, que apresentou riqueza total de 21 grupos, do reflorestamento sobre estéril realizado no ano de 1984, com riqueza total de 14 grupos, sendo que para este o h' foi de 2,80 e para a área de mata de apenas 2,60, enquanto o resultado esperado seria maior h' para a área mata nativa em comparação ao reflorestamento 1984. Porém, conforme já discutido, o h' sofre influência de outros parâmetros ecológicos da população, sendo este resultado, compreensível, notadamente, quando se comparam os índices de uniformidade de Pielou entre os dois sistemas (0,73 para o reflorestamento, contra apenas, 0,59 para a mata nativa).

Os valores do índice de uniformidade de Pielou mostraram-se bastante coerentes com os valores do índice de diversidade de Shannon-Winner, com maiores índices para o interior do tanque de rejeito SP 2-3 sul e reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1994, 1984 e 1992 (0,77; 0,75; 0,73 e 0,69, respectivamente); índices intermediários para as áreas com concentração de *A. holosericea* e tachi no tanque de rejeito SP1, interior do tanque de rejeito SP 2-3 norte e mata nativa (0,56; 0,62; 0,59 e 0,69, respectivamente); e menores índices para os demais sistemas que variaram entre entre 0,32 e 0,50 para as parcelas com menor nível de adubação e área de borda do tanque de rejeito SP1. Apesar da coerência verificada entre os valores dos dois índices, não se observou clara relação entre a cobertura vegetal das áreas e os valores destes índices, conforme verificado em outras coletas, o que reforça a importância da utilização do maior número possível de parâmetros relacionados à fauna do solo, visando uma análise mais precisa da comunidade da fauna dos diferentes sistemas estudados.

Com exceção da área de mata nativa que apresentou a maior atividade da fauna, na presente coleta o parâmetro atividade também não se mostrou correlacionado com a

cobertura vegetal das áreas, conforme verificado em outras amostragens, o que pode estar indicando que a presente coleta não representa o padrão típico de comportamento da comunidade da fauna, ou por outro lado, que mostra uma evolução das comunidades de alguns sistemas sob rejeito da mineração de bauxita, como a área com concentração de *A. holocerisea*, área de borda e parcelas com maior nível de adubação no tanque de rejeito SP1.

Esta última possibilidade parece coerente tendo em vista o maior intervalo de tempo decorrido entre a terceira amostragem (dezembro de 2003) e a presente (agosto de 2004) e pelo fato de que dentre os sistemas sob rejeito da mineração de bauxita, estes três são os que apresentam melhores condições edáficas (maior aporte de nutrientes e material decidual) e de cobertura vegetal. Neste contexto, a continuidade no monitoramento da comunidade da fauna dos diferentes sistemas estudados se mostra imprescindível para uma avaliação mais precisa da sua evolução e conseqüentemente do processo de recuperação ambiental dos depósitos de estéril e tanques de depósito de rejeito da mineração de bauxita.

A Figura 21 ilustra a composição relativa de grupos da fauna para os diferentes sistemas estudados. Os grupos responsáveis pela maior proporção da atividade total foram Formicidae, Coleoptera e Collembola, que juntos representaram mais de 70 % da atividade total para a maioria dos sistemas estudados, chegando a representar cerca de 90% para as parcelas com maior e menor nível de adubação no tanque de rejeito SP1 e reflorestamento sobre estéril realizado no ano de 1999.

A significativa presença de Formicidae em praticamente todos os sistemas estudados e nas quatro amostragens parece coerente com a sua utilização como um grupo chave de bioindicador, conforme propõe CORREIA (2002), porém neste caso, faz-se necessário maior aprofundamento na identificação taxonômica do grupo, na tentativa de identificar espécies mais associadas a ambientes em processo avançado de recuperação ou a processos ainda iniciais.

Diptera e Orthoptera também estiveram presentes em praticamente todos os sistemas estudados, representando diferentes proporções nos sistemas estudados, com destaque para Diptera nos reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1984, 1992 e 1994, onde representou de 15 a 20% da atividade total, e para Orthoptera, no interior do tanque de rejeito SP 2-3 sul e reflorestamentos sobre estéril realizado nos anos de 1999 e 1994 (sem reposição do solo superficial), onde representou de 10 a 15 % da atividade total (Figura 21).

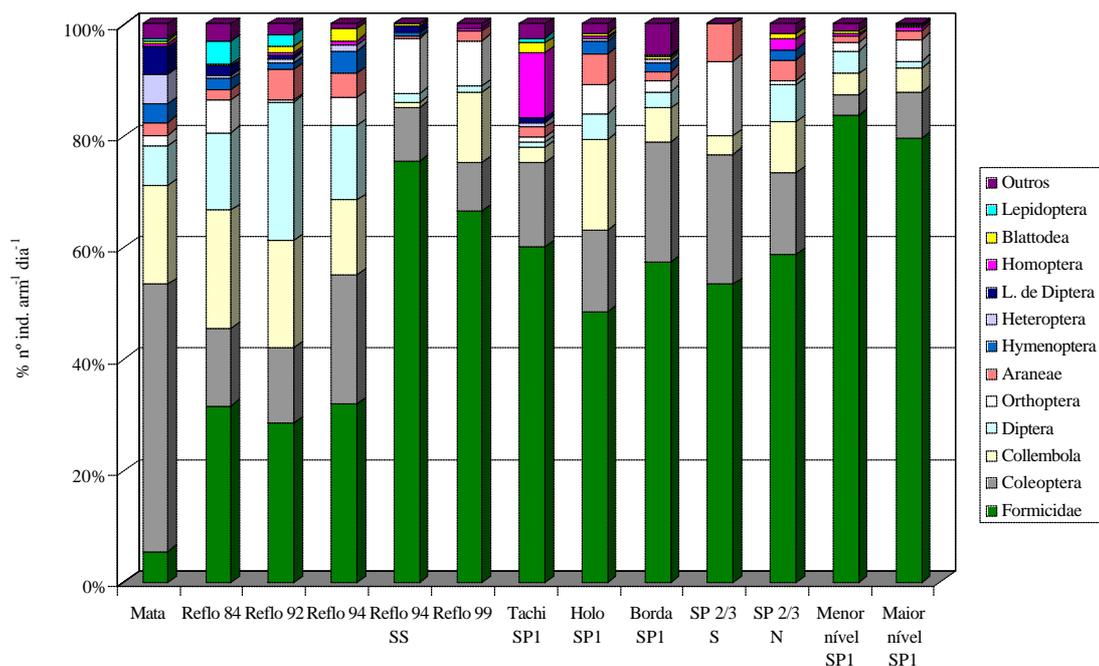


Figura 21: Composição relativa percentual dos doze grupos com maior atividade da fauna epigea em diferentes sistemas de recuperação ambiental de tanques de rejeito e depósitos de estéril da mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA). Amostragem de agosto de 2004.

A proporção significativa representada por grupos como Homoptera, Aranea e outros grupos agrupados como Outros, em alguns sistemas sob rejeito da mineração de bauxita parecem confirmar uma evolução na comunidade da fauna destes sistemas, já que estes grupos não estavam presentes ou se encontravam em baixíssimas proporções nas amostragens anteriores, estando bem representados na presente amostragem.

No que refere ao comportamento trófico dos grupos amostrados foi verificada a mesma tendência das demais amostragens, com predomínio absoluto de grupos classificados com saprógós e detritívoros e baixíssima proporção de grupos considerados como predadores para a maioria dos sistemas estudados.

5.5.3 Análise comparativa entre as amostragens

A análise comparativa entre as quatro épocas de amostragem, permitiu verificar tendência de redução dos valores de atividade da fauna, para nove dos treze sistemas estudados, das duas últimas amostragens (dezembro de 2003 e agosto de 2004) para as duas primeiras (setembro de 2002 e maio de 2003). Apenas para as parcelas com maior e menor nível de adubação e área com concentração de tachi no tanque de rejeito SP1 e reflorestamento sobre estéril sem aplicação de solo superficial realizado no ano de 1994, não foi verificada nítida tendência de redução da atividade entre estas coletas.

Uma possível explicação para esta redução pode estar relacionada a aspectos climáticos, porém as principais diferenças verificadas entre as épocas de amostragens para os parâmetros climáticos foram no mês de setembro de 2002 que apresentou a maior temperatura média mensal (superior a 28° C) e menor precipitação pluviométrica (inferior a 25 mm) e umidade relativa do ar (inferior a 70%). O mês de maio de 2003 apresentou precipitação pluviométrica bastante superior à verificada para setembro de 2002 (próximo a 200 mm mês⁻¹), temperatura média pouco inferior e umidade relativa

pouco superior. Para dezembro de 2003 as reduções na atividade da fauna poderiam estar relacionadas à elevada precipitação pluviométrica verificada para a este período (superior a 520 mm mês⁻¹), porém o mês de agosto de 2004 apresentou precipitação pluviométrica abaixo da média (próxima a 90 mm mês⁻¹) tendo apresentado valores de atividade mais baixos em comparação às coletas de setembro de 2002 e maio de 2003 (Figura 22).

Neste contexto, apenas os aspectos climáticos parecem não ser suficiente para explicar as diferenças verificadas na atividade da fauna entre as coletas, tendo sofrido influência de outros aspectos. Vale ressaltar que tanto para sistemas com cobertura vegetal bem estabelecida como a área de mata nativa, reflorestamentos sobre estéril com maior idade e área de borda do tanque de rejeito SP1, quanto para sistemas com cobertura vegetal ainda incipiente como o interior dos tanques de rejeito SP 2-3 norte e 2-3 sul, foi verificada a mesma tendência de redução na atividade da fauna entre as coletas, o que parece descartar uma tendência específica de sistemas em processo mais avançado ou mais inicial de recuperação.

Outra provável explicação para a redução na atividade da fauna pode ser decorrente do esforço amostral nos mesmos pontos, levando a uma redução na densidade de indivíduos ou ao afastamento da fauna dos locais de coleta. A última hipótese refere-se a efeitos de sazonalidade nas comunidades da fauna não detectados pelas quatro amostragens realizadas, já que não foram repetidas nos mesmos meses do ano. Apesar das amostragens terem sido distribuídas de forma a contemplar da melhor forma possível a sazonalidade climática, com coletas realizadas no meio da estação seca (setembro de 2002), final da estação chuvosa (maio de 2003), início da estação chuvosa (dezembro de 2003) e início da estação seca. Vale ressaltar, porém, que para as condições amazônicas estas estações não são bem definidas, sendo observada boa distribuição de chuvas durante todo ano, e que alguns dos meses estudados tiveram precipitações pluviométricas bastante diferentes das médias históricas regionais, como o mês de setembro de 2002 que apresentou precipitação mensal inferior à média histórica e o mês de dezembro de 2003 que apresentou precipitação mensal bastante superior à média histórica.

Para riqueza média de grupos, para oito dos treze sistemas estudados, não se verificaram diferenças significativas entre as épocas de amostragens. As diferenças foram observadas apenas para a área de borda e parcelas com maior nível de adubação no tanque de rejeito SP1 e reflorestamento sobre estéril sem aplicação de solo superficial realizado no ano de 1994, que apresentaram maior riqueza média para a amostragem de dezembro de 2003; para o interior do tanque de rejeito SP2/3 sul, com maior riqueza média para a amostragem de setembro de 2002 e menor para a de agosto de 2004; e para o reflorestamento sobre estéril realizado no ano de 1994, com maiores riquezas para as coletas de setembro de 2002 e maio de 2003.

Ao contrário do que havia sido verificado para atividade da fauna, a maioria dos sistemas estudados apresentou os menores valores de riqueza total, índices de diversidade de Shannon-Wiener e índice de uniformidade de Pielou para as amostragens de setembro de 2002 ou maio de 2003 (9 sistemas para riqueza total, 11 para h' e 11 para Pielou).

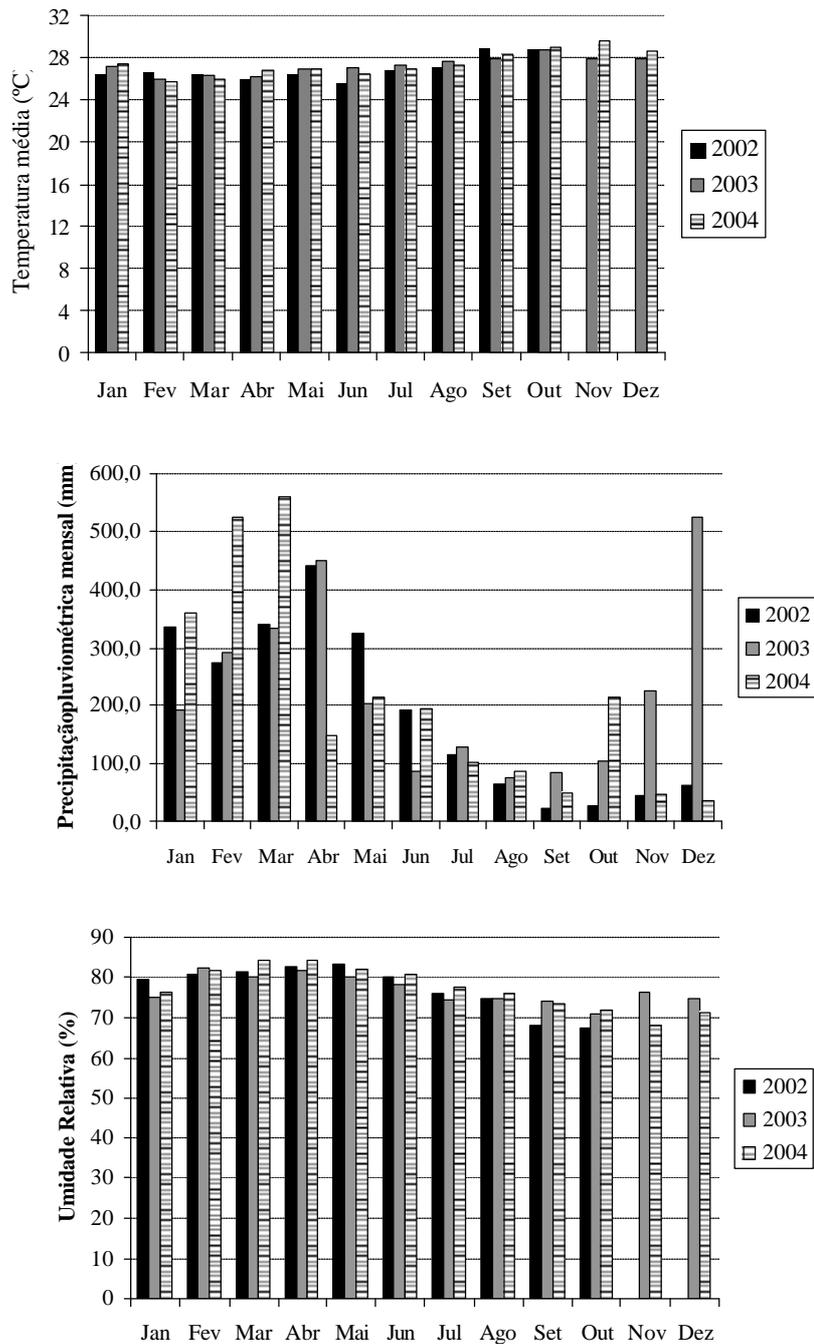


Figura 22. Dados climáticos regionais dos anos em que foram realizadas as amostragens da fauna epígea em Porto Trombetas (PA). Dados da Estação Meteorológica da Mina do Saracá.

Estes resultados parecem elucidar a discussão realizada para atividade da fauna, onde apenas os efeitos de clima, relacionados ao esforço amostral e a outros efeitos de sazonalidade não permitiram uma explicação adequada para os maiores valores de atividade verificados na primeira e segunda amostragens. Os menores valores de riqueza total, h' e índice de uniformidade de Pielou para estas amostragens, parecem expressar a elevada dominância e abundância de poucos grupos da fauna que juntos foram responsáveis pelos maiores valores de atividades. À medida que as comunidades vão se

tornando mais diversas e mais complexas parece haver uma redução na densidade de cada grupo individualmente, resultando numa redução da atividade da fauna.

Levando em consideração os resultados de atividade da fauna, riqueza média, riqueza total, índice de diversidade de Shannon-Wiener e índice de uniformidade de Pielou, para as quatro épocas de amostragens, é possível inferir que na maioria dos sistemas estudados ocorreu uma evolução nas comunidades da fauna, durante o período do estudo, com tendência de redução da atividade da fauna (para cada grupo individualmente e no total), aumento da riqueza de grupos (com substituição de alguns grupos e aparecimento de outros, através do processo de sucessão) e composição (de grupos) mais equitativa da comunidade da fauna.

5.5.4 Análise de componentes principais da comunidade da fauna, nas diferentes épocas de amostragem

Em análise ao gráfico resultante da análise de componentes principais, verifica-se que as comunidades da fauna amostradas nas três avaliações (2002, 2003 e 2004), mostraram-se distintas, com cada avaliação distribuindo-se em um dos quadrantes do gráfico. As comunidades amostradas nos anos de 2002 e 2003 se distribuíram à direita do eixo das ordenadas (y), no entanto, em quadrantes opostos (Figura 23). O que mostra que apesar de haver alguma semelhança entre as comunidades amostradas nestes anos, elas são distintas.

Considerando que o lado direito do gráfico está relacionado à maior riqueza de grupos e onde se concentrou os sistemas que apresentaram as comunidades mais estáveis, complexas e com maior riqueza de grupos, pode-se inferir que as amostragens de 2002 e 2003 foram mais eficientes para caracterizar as comunidades, em comparação à amostragem de 2004, ou que nas amostragens de 2002 e 2003 as comunidades da fauna se mostraram mais abundantes e diversas do que na amostragem de 2004.

No que se refere aos sistemas estudados, a área de mata nativa (mata), apesar de ter se agrupado no mesmo quadrante que os reflorestamentos sobre estéril realizados nos anos de 1984, 1992 e 1994 (P84, P92 e P94), mostrou-se totalmente distinta dos demais sistemas, representando o maior vetor do ordenamento e localizando-se em posição central no gráfico (Figura 23).

O agrupamento dos reflorestamentos sobre estéril no mesmo quadrante que a mata nativa foi coerente, uma vez que nestes reflorestamentos nota-se uma completa cobertura do solo, com eficiente processo de ciclagem de nutrientes via deposição de serapilheira, sendo considerado um processo de sucessão vegetal bastante eficiente e adiantado, segundo SALOMÃO & ROSA (2000). Em alguns casos, já foi possível identificar visualmente a diferenciação de estratos florestais, assim como acontece na floresta nativa.

Os grupos da fauna do solo que pareceram estar mais relacionados (ou caracterizar) à área de mata, foram em primeiro lugar, Heteroptera, Hymenoptera, larvas de Diptera, Coleoptera e Thysanoptera, e em segundo lugar (mais distante no gráfico), porém com grande influência para distinguir este sistema dos demais, Collembola, Araneae, Blattodea e Diptera. Homoptera, Formicidae, Opilionida, larvas de Lepidoptera e Isoptera se mostraram mais relacionados à área com concentração de *A. holosericea* (Holo) e parcela com maior nível de adubação (TE) no tanque de rejeito SP1. Os demais grupos mostraram-se importantes para distribuir os demais sistemas entre os quatro quadrantes.

5.6 CONCLUSÕES

- A cobertura vegetal do tanque de rejeito SP1 mostrou efeito direto da prática de hidrossemeadura e das doses de adubação e calagem aplicadas, com maior frequência e riqueza de espécies arbustivas e arbóreas para a área de borda do tanque e parcelas que receberam maiores doses de adubação;
- Depois de estabelecido o processo de colonização inicial do tanque de rejeito SP1, o processo de regeneração natural mostrou-se de grande importância para a diversificação da vegetação presente no tanque, sendo a dispersão de sementes de outras áreas responsável por aproximadamente metade da riqueza de espécies arbustivas e arbóreas;
- A metodologia de revegetação utilizada no tanque de rejeito SP1 mostrou-se como uma eficiente estratégia de revegetação em duas fases, onde a hidrossemeadura, os plantios de mudas e a adubação foram responsáveis por melhorias (físicas, químicas e biológicas) do substrato e atração da fauna silvestre dispersora de sementes; e a regeneração natural, pela diversificação e aumento da complexidade estrutural e funcional da vegetação.
- A comunidade da fauna mostrou-se relacionada com a cobertura vegetal dos sistemas estudados, com maior densidade e riqueza de grupos da fauna, para os sistemas que apresentaram melhor cobertura vegetal;
- As maiores riquezas de grupos foram verificadas para a área de mata e reflorestamentos sobre estéril e as menores para os menores níveis de adubação no experimento do tanque de rejeito SP1 e interior do tanque de rejeito SP 2-3 norte.
- Foi verificada uma variação sazonal na atividade da fauna entre as quatro amostragens realizadas, cuja interpretação, baseada nos dados climáticos regionais, não está muito clara. Provavelmente relacionada a questões microclimáticas ou ao ciclo de vida dos organismos da fauna epígea;
- Os resultados de atividade da fauna, riqueza média, riqueza total, índice de diversidade de Shannon-Wiener e índice de uniformidade de Pielou, das quatro épocas de amostragens, revelam uma tendência de evolução nas comunidades da fauna, durante o período do estudo, com tendência de redução da atividade da fauna (para cada grupo individualmente e no total), aumento da riqueza de grupos (com substituição de alguns grupos e aparecimento de outros, através do processo de sucessão) e composição (de grupos) mais equitativa da comunidade da fauna.

6. CONCLUSÕES GERAIS

- As ferramentas de análise multivariada utilizadas se mostraram de grande importância para a distinção ou agrupamento dos sistemas estudados, além de indicar dentre os atributos indicadores utilizados aqueles que apresentam maior potencial de aplicação no diagnóstico da recuperação de áreas degradadas.
- Os atributos indicadores que apresentaram maior peso no ordenamento dos sistemas estudados foram os indicadores abióticos Al trocável, C orgânico total e N total do solo. Dentre os indicadores biológicos, os maiores pesos foram atribuídos à respiração microbiana do solo, carbono da biomassa microbiana e riqueza de grupos da fauna.
- As análises químicas dos tecidos foliares, do solo e da serapilheira permitiram um bom diagnóstico do estado nutricional das espécies arbóreas utilizadas na revegetação, podendo ser consideradas como bons indicadores do processo de recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita;
- Dentre os macronutrientes analisados na análise foliar, os que se mostraram mais limitantes para as espécies avaliadas, nas condições de estudo, foram nitrogênio e fósforo para o jamelão (*Sizygium jambolana*) e fósforo e magnésio para o ingá-de-macaco (*Zygia caractae*);
- Os resultados das análises químicas realizadas indicam a necessidade de novos aportes de fertilizantes (notadamente fontes de P, Ca e Mg) no tanque de rejeito SP1, visando garantir adequada disponibilidade de nutrientes e desenvolvimento da vegetação no presente e eficiente ciclagem de nutrientes, capaz de manter a biomassa florestal, no futuro;
- Os atributos microbiológicos avaliados mostraram-se bastante correlacionados com a cobertura vegetal das áreas, com tendência de maiores valores de CBM, NBM e respiração horária para os sistemas com melhor cobertura vegetal;
- Dentre os atributos microbiológicos estudados, o carbono da biomassa microbiana e a respiração microbiana mostraram-se como os melhores atributos indicadores por terem apresentado maior capacidade de distinção dos sistemas e menores valores de coeficiente de variação;
- A cobertura vegetal do tanque de rejeito SP1 mostrou efeito direto da prática de hidrossemeadura e das doses de adubação e calagem aplicadas, com maior frequência e riqueza de espécies arbustivas e arbóreas para a área de borda do tanque e parcelas que receberam maiores doses de adubação;
- A metodologia de revegetação utilizada no tanque de rejeito SP1 mostrou-se como uma eficiente estratégia de revegetação em duas fases, onde a hidrossemeadura, os plantios de mudas e a adubação foram responsáveis por melhorias (físicas, químicas e biológicas) do substrato e atração da fauna silvestre dispersora de sementes; e a regeneração natural, pela diversificação e aumento da complexidade estrutural e funcional da vegetação.
- A concentração da espécie leguminosa fixadora de N₂ *Acacia holocerisea* em alguns pontos do tanque de rejeito SP1 condicionou efeitos significativos em vários atributos utilizados como indicadores, tais como: cobertura vegetal, comunidade da fauna, biomassa microbiana e teores de N-total e C-orgânico do solo, mostrando-se como uma espécie imprescindível na etapa inicial de revegetação dos tanques de rejeito;

- Dentre os sistemas sobre rejeito da lavagem de bauxita, a área de borda do tanque de rejeito SP1, foi a que apresentou as melhores características químicas e microbiológicas do solo, composição química da serapilheira, composição da comunidade da fauna epígea e cobertura vegetal, podendo ser considerado (até o momento) como a melhor metodologia de revegetação para as áreas dos tanques de rejeito da lavagem de bauxita;
- A comunidade da fauna mostrou-se relacionada com a cobertura vegetal dos sistemas estudados, com maior densidade e riqueza de grupos da fauna, para os sistemas que apresentaram melhor cobertura vegetal;
- Os resultados de atividade da fauna, riqueza média, riqueza total, índice de diversidade de Shannon-Wiener e índice de uniformidade de Pielou, das quatro épocas de amostragens, revelam uma tendência de evolução nas comunidades da fauna, durante o período do estudo, com tendência de redução da atividade da fauna (para cada grupo individualmente e no total), aumento da riqueza de grupos (com substituição de alguns grupos e aparecimento de outros, através do processo de sucessão) e composição (de grupos) mais equitativa da comunidade da fauna.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste item foi feita uma análise conjunta dos Capítulos I, II e III. Para tal e com o intuito de realizar uma análise conjunta dos indicadores de recuperação utilizadas no presente trabalho, procedeu-se uma análise multivariada de ordenação NMS (*non-metric multidimensional scaling*), conforme KRUSKAL, (1964a), KRUSKAL, (1964b) e MATHER, (1976).

Os atributos indicadores utilizados na análise foram: pH, Al³⁺, P, K, Ca + Mg, N total e C total do solo; N, P, K, Ca e Mg da serapilheira do solo; carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração microbiana (Resp) e quociente metabólico da biomassa microbiana do solo (qCO₂); riqueza e densidade da fauna epígea. A análise de ordenação foi realizada através do software PC-ORD 5.0 versão beta (1999), com os dados obtidos na amostragem de dezembro de 2003, com quatro repetições. O valor do coeficiente de correlação de Pearson (r²) dos atributos indicadores de 0,2 foi definido com o valor de corte para plotagem dos atributos no gráfico de resultados.

Os sistemas em recuperação avaliados na análise de ordenação foram:

- **Nível A** – parcelas no interior do tanque de rejeito SP1, revegetadas via hidrossemeadura mais plantio de mudas de espécies leguminosas e não leguminosas no ano de 1999, sob menor nível de adubação e calagem (equivalente a dose total de 300 kg de calcário dolomítico, 250 kg de fosfato de rocha, 150 kg de sulfato de potássio e 50 kg de FTE BR-12 por hectare);
- **Nível E** – parcelas no interior do tanque de rejeito SP1, revegetadas via hidrossemeadura mais plantio de mudas de espécies leguminosas e não leguminosas no ano de 1999, sob maior nível de adubação e calagem (equivalente a dose total de 1500 kg de calcário dolomítico, 2500 kg de fosfato de rocha, 350 kg de sulfato de potássio e 150 kg de FTE-BR12 por hectare);
- **Borda SP1** – área de borda do tanque de rejeito SP1, revegetada via hidrossemeadura mais plantio de mudas de espécies leguminosas, em faixas nas laterais do tanque onde foi realizada maior aplicação de sementes e adubos durante a hidrossemeadura, mais aporte de adubação durante o plantio por mudas, criando um ambiente com melhor cobertura vegetal e disponibilidade de nutrientes;
- **SP 2-3 N** – área do interior do tanque de rejeito SP 2-3 Norte, hidrossemeado com coquetel de sementes de *Sesbania virgata* e *Sesbania exasperata* mais adubos, no ano de 2000;
- **SP 2-3 S** - área do interior do tanque de rejeito SP 2-3 Sul, hidrossemeado com coquetel de sementes de *Sesbania virgata* e *Sesbania exasperata* e em menor proporção de *Senna reticulata*, *Chamaecrista desvauxii* e *Aschynomeae sensitiva* mais adubos, no ano de 2001;
- **Rfl 84, Rfl 92 e Rfl 94** - áreas de depósitos de sub-solo estéril em bauxita, reflorestados nos anos de 1984, 1992, 1994 e 1999, com espécies arbóreas nativas, com grande proporção de leguminosas e aplicação do solo superficial e adubação na cova;
- **Rfl94STP** – áreas de depósito de sub-solo estéril em bauxita, reflorestado no ano de 1994 com espécies arbóreas nativas, com grande proporção de

leguminosas, sem aplicação do solo superficial e com aplicação de adubo na cova; e

- **Mata** - remanescente de floresta nativa localizada próxima à área de mineração.

A Tabela 34 apresenta os valores do coeficiente de correlação de Pearson (r e r^2) dos atributos utilizados como indicadores, com os dois eixos de ordenação (x e y). Dentre os atributos utilizados na análise de ordenação, apenas o K da serapilheira, o quociente metabólico da biomassa microbiana e a densidade da fauna apresentaram valores de coeficiente de correlação com os dois eixos de ordenação, inferiores a 0,2, sendo retirados do gráfico de ordenamento.

Tabela 34. Coeficientes de correlação de Pearson dos atributos utilizados como indicadores, com os eixos de ordenamento x e y .

Atributos Indicadores	Eixo x (axis 1)		Eixo y (axis 2)	
	r	r^2	r	r^2
BMC	-0,384	0,148	-0,598	0,358
Resp	-0,552	0,305	-0,855	0,731
qCO ₂	-0,056	0,003	-0,267	0,071
pH	-0,064	0,004	0,601	0,362
Al	-0,219	0,048	-0,820	0,672
Ca+Mg	-0,575	0,331	-0,338	0,114
P	-0,543	0,294	0,261	0,068
K	-0,726	0,528	-0,547	0,299
N	-0,577	0,332	-0,862	0,743
C	-0,59	0,348	-0,885	0,783
Riq.Faun	-0,418	0,175	-0,506	0,256
Dens.Fau	-0,185	0,034	-0,425	0,181
Ca serap	-0,364	0,132	-0,643	0,414
Mg serap	-0,431	0,186	-0,642	0,413
P serap	-0,687	0,472	-0,038	0,001
K serap	-0,364	0,133	0,028	0,001
N serap	-0,562	0,315	-0,271	0,074

Os coeficientes de determinação dos quatorze atributos indicadores considerados na análise foram de 0,474 para o eixo das ordenadas (x) e 0,434 para o eixo das abcissas, indicando, que juntos, explicaram 90,8 % da variância total dos dados.

De acordo com a ordenação dos sistemas ao longo dos eixos x e y , verifica-se que a área de mata nativa (considerado como sistema de referência), está localizada na parte inferior do gráfico, relacionada aos maiores valores de Al trocável, C total e N total do solo; maiores valores de Ca e Mg da serapilheira e de respiração e C da biomassa microbiana do solo; e menores valores de pH do solo (Figura 24).

Os sistemas que mais se aproximaram à área de mata nativa foram os reflorestamentos sobre estéril com aplicação do solo superficial, realizados nos anos de 1984, 1992 e 1994, sendo que dentre estes o reflorestamento realizado em 1992 apresentou repetições localizadas entre as repetições da área de mata nativa, indicando elevada semelhança entre este reflorestamento e a área de mata.

Os sistemas que mais se diferenciaram da área de mata nativa foram as parcelas com menor nível de adubação no tanque de rejeito SP1, que se localizaram na parte

e rejeito da mineração de bauxita em Porto Trombetas, onde se verificou agrupamento isolado para a área de mata nativa; formação de um grande grupo de reflorestamentos sobre estéril com idades intermediárias, localizado próximo da área de mata; e as áreas do tanque de rejeito da lavagem da bauxita, reflorestamento sobre estéril sem aplicação de solo superficial realizado no ano de 1994 e reflorestamento sobre estéril realizado no ano de 1998, mais distante.

Os vetores mostrados na Figura 24 permitem avaliar como e com qual intensidade os atributos indicadores utilizados na análise influenciaram o ordenamento dos sistemas, sendo possível verificar que a maioria dos atributos aponta na direção do grupo de sistemas formados pela área de mata e reflorestamento sobre estéril com maior idade e um número menor de atributos para a direção da área de borda do tanque de rejeito SP1.

No que se refere à intensidade de influência na ordenação, verificou-se que os maiores vetores, foram observados para os atributos indicadores abióticos Al trocável (Al), C orgânico total (C) e N total (N) do solo, indicando ser estes os atributos com maior peso no ordenamento dos sistemas. Dentre os indicadores biológicos, os maiores pesos no ordenamento foram atribuídos à respiração microbiana do solo (Resp.), carbono da biomassa microbiana (BMC) e riqueza de grupos da fauna (Riq.Fau).

De uma forma geral, os diferentes atributos indicadores utilizados se mostraram úteis para o monitoramento ambiental dos sistemas em recuperação, sendo que alguns deles forneceram diagnóstico de situações pontuais dentro dos reflorestamentos, enquanto que outros foram determinantes no ordenamento e distinção entre os sistemas em recuperação.

No que se refere à metodologia de recuperação utilizada, a combinação da técnica de hidrossemeadura com o posterior plantio de mudas e lançamento manual de sementes, conforme utilizado no tanque de rejeito SP1, se mostraram como importantes práticas propulsoras da regeneração natural, capazes de viabilizar uma cobertura vegetal bastante diversa.

O aporte de níveis adequados de nutrientes no rejeito da lavagem da bauxita continua sendo o principal desafio a ser vencido no processo de recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita em Porto Trombetas, sendo que os níveis de adubação/calagem utilizados no presente trabalho não foram suficientes para permitir uma adequada nutrição das plantas, sendo suficientes, no entanto, para dar início ao processo de colonização da área e à ciclagem de nutrientes. A utilização de formas de adubos prontamente solúveis na hidrossemeadura dos tanques de rejeito SP 2-3 norte e 2-3 sul não se mostraram adequados para a revegetação dos tanques, com reflexo negativo em vários atributos indicadores utilizados, além da cobertura vegetal, quando comparado com o tanque de rejeito SP1 em que foram utilizadas formas de adubo menos solúveis.

A escolha das espécies utilizadas na hidrossemeadura também se mostrou de grande importância para o sucesso no processo de recuperação dos tanques de rejeitos, sendo que todas as espécies utilizadas nos tanques de rejeito SP1, SP 2-3 norte e SP 2-3 sul, a *A. holosericea* foi a que apresentou melhor desempenho tanto em termos de estabelecimento, desenvolvimento e cobertura do solo, quanto de aporte de material decidual, com reflexos positivos em vários atributos indicadores utilizados.

Os reflorestamentos sobre estéril avaliados se mostraram de grande importância para o entendimento e gradação do processo de recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita em Porto Trombetas, sendo que alguns deles apresentarem atributos indicadores próximos aos observados para a área de mata nativa, indicando

que o processo de recuperação encontra-se na direção correta. Porém, somente uma avaliação detalhada da estrutura florestal e da biomassa vegetal dos reflorestamentos permitirá uma análise conclusiva a respeito do seu sucesso ou fracasso.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACIOLI, A. N. S. & OLIVEIRA, E. P. Flutuação populacional da comunidade edáfica em áreas degradadas e reflorestadas com castanheira-do-brasil (*Bertholletia excelsa* H.B.K.) na Amazônia Central. *In: Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas*, 4., 2000, Blumenau. **Anais...** Blumenau: FURB, 2000. 1 CD.
- ALLOZA, J. A. & CALZADA, V. R.V. Integración de la restauración forestal de zonas quemadas en la planificación forestal. Un ejemplo de I + D en restauración forestal. **Cuad. Soc. Esp. Cien. For.**, Murcia, v. 17, p.51-56, 2004.
- ALVARENGA, M. I. N.; SIQUEIRA, J. O. & DAVIDE, A. C. Teor de carbono, biomassa microbiana, agregação e micorriza em solos de cerrado com diferentes usos. **Ciênc. Agrotec.**, Lavras, v. 23, n. 3, p.617-625, 1999.
- ALVAREZ V. V. H. & ALVAREZ, G. A. M. Apresentação de equações de regressão e suas interpretações. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 3, p.28-32, 2003.
- ALVAREZ, V. H.; NOVAIS, R. F.de; DIAS, L. E. & OLIVEIRA, J. A. Determinação do fósforo remanescente. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 1, p.27-32, 2000.
- ANDERSEN, A. N. Using ants bioindicators: multiscale issues in ant community ecology. **Conservation Ecology**, British, v. 1, n. 1, art. 8, 2005. Disponível em: <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art8/>. Acesso em agosto de 2006.
- ANDERSON, J. P. E. & DOMSCH, K. H. Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. **Soil Science**, Madison, v. 130, n. 4, p.211-216, 1980.
- ANDERSON, T. H. & DOMSCH, K. M. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.25, p.393-395, 1993.
- AQUINO, A. M. de; DE – POLLI, H. & RICCI, M. dos S.F. Estudos preliminares sobre a população de minhocas (*oligochaeta*) e biomassa microbiana do solo na transição de café sob manejo convencional para orgânico. *In: Fertbio 98 – Interrelação Fertilidade, Biologia do Solo e Nutrição de Plantas: Consolidando um Paradigma.*, 1998, Caxambu. **Resumos...** Lavras: UFLA/SBCS/SBM, 1998, p. 403.
- AQUINO, A. N. **Meso e macro fauna do solo e sustentabilidade agrícola – perspectiva e desafios para o século XXI.** *In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo*, 28., Brasília. **Anais...** Viçosa: CBCS, 1999, Seção Simpósios, 1 CD.

BALIEIRO, F. C., CHAER, G. M., REIS, L. L., FRANCO, N. O., FRANCO, A. A. Qualidade do Solo em Áreas Degradadas. *In*: Congresso Brasileiro de Ciências do Solo, 30., 2005, Fortaleza-CE. **Anais...** Viçosa: CBCS, 2005, Seção Palestras, 1 CD.

BALIEIRO, F. C.; DIAS, L. E.; FRANCO, A. A. ; CAMPELLO, E. F. C.; FARIA, S. M. Acúmulo de nutrientes na parte aérea, na serapilheira acumulada sobre o solo e decomposição de filódios de *Acacia mangium* Willd. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 14, n. 1, p.59-65, 2003.

BALOTA, E. L.; COLLOZZI-FILHO, A.; ANDRADE, D. S & HUNGRIA, M. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. **R. bras. Ci. Solo**, Viçosa, v. 22, p.641-649, 1998.

BANDEIRA, A. G & TORRES, M. F. P. Abundância e distribuição de invertebrados do solo em ecossistemas da Amazônia Oriental: o papel ecológico dos cupins. **Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi**, Série Zoologia, Belém, 2(1):13-38, 1985.

BARBOSA, L. M; ASPERTI, C.; BARBOSA, J. M.; BELASQUE, et al. Recuperação de áreas degradadas a partir de sementes. *In*: Congresso Nacional sobre essências nativas, 2., São Paulo, 1992. **Anais...** São Paulo: Instituto Florestal de São Paulo, 1992, p.702 – 705.

BARROS, N. F. & COMENFORD, N. B. **Sustentabilidade da produção de florestas plantadas na região tropical**. *In*: ALVARES, V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BARROS, N. F. de; MELLO, J. W. V. de & COSTA, L. M. da. (Eds.). Tópicos em Ciência do Solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000, p. 487 – 592.

BARTH, R.C. **Avaliação da recuperação de áreas mineradas no Brasil**. Viçosa: SIF, Departamento de engenharia Florestal/UFV, Instituto Brasileiro de Mineração – IBRAM, Comissão Técnica de meio Ambiente, 1989, 41p. (Boletim Técnico).

BATAGLIA, O. C.; FURLANI, A. M. C. ; TEIXEIRA, J. P. F.; et al. Métodos de análise química de plantas. **Boletim Técnico do IAC**, n. 78. Campinas: IAC, p. 1-48. 1983.

BECHARA, F. C.; CAMPOS-FILHO, E. M.; BARRETO, K. D. ANTUNES, A. Z. & REIS, A. Nucleação de diversidade ou cultivo de árvores nativas? Qual paradigma de restauração? *In*: Simpósio Nacional e Congresso Latino-Americano de Recuperação de áreas Degradadas, 4., 1995, Curitiba. **Anais...** Curitiba: SOBRADE, p. 355-363, 2005.

BELL, D. T. & WARD, S. C. Foliar and twig macronutrients (N, P, K, Ca and Mg) in selected species of *Eucalyptus* used in rehabilitation: sources of variation. **Plant and Soil**, v. 81, pp.363-376, 1984.

BELLOTE, A. F. J. & SILVA, H. D. **Técnicas de amostragem e avaliações nutricionais em plantios de Eucalyptus spp.** *In*: GONÇALVES, J. L. M. & BENEDETTI, V. (Eds.) Nutrição e fertilização florestal. Piracicaba: IPEF, 2000, p. 105-133.

BEYER, L. Soil microbial biomass and organic matter composition in soils under cultivation. **Biol. Fertil. Soils**, 19: 197-202, 1995.

BIONDI, D. & REISSMANN, C. B. Análise da composição química foliar do ipê-amarelo (*Tabebuia chrysostricha*)(Mart) (Standl) na arborização urbana de Curitiba, PR. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 12, n. 2, p. 153-159, 2002.

BIONDI, D. & REISSMANN, C. B. Influência das condições ambientais nas relações básicas N:P:K das folhas de árvores urbanas. **Revista Cerne**, v.6, n.1, p. 77-82, 2000.

BITAR, O.Y. **Avaliação da Recuperação de Áreas Degradadas por Mineração na Região Metropolitana de São Paulo. São Paulo, 1997, 185 f.** Tese (Doutorado em Engenharia) - Departamento de Engenharia de Minas, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

BONI, N. R.; ESPINDOLA, C. R. & GUIMARÃES, E. C. Uso de leguminosas na recuperação de um solo decapitado. *In*: Simpósio Sul Americano e Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 1 e 2., 1994, Foz do Iguaçu. **Anais...** Curitiba: SOBRADE, 1994, p.563-568.

BRAGA, J. M. Avaliação da fertilidade do solo: análise química - parte I e II. **Boletim Técnico da UFV**, n. 1 e 2. Viçosa: UFV, 1980.

BREMNER, J. M. & MULVANEY, C. S. **Nitrogen total.** *In*: PAGE, A. L., (Ed.) *Methods of soil analysis*. 2.ed. Madison: Soil Science Society of America, 1982, p. 595-624.

BRIENZA JR., S.; VIELHAUER, K; VLEK, P.L.G. **Enriquecimento de capoeira: mudando a agricultura migratória na Amazônia Oriental Brasileira.** *In*: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V.(Eds.). *Recuperação de Áreas Degradadas*. Viçosa: UFV-DS/SOBRAD, 1998. p. 177-182.

BUDOWISKI, G. N. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, Costa Rica, v. 15, p. 40-42, 1965.

CAMPELLO E. F. C; FRANCO, A. A. & DIAS, L. E. Monitoramento Ambiental. **Ação Ambiental**, Viçosa, n. 10, p.24-25, fev./mar., 2000.

CAMPELLO, E. F. O papel de leguminosa arbóreas noduladas e micorrizadas na recuperação de áreas degradadas (parte 1). *In*: Curso de Atualização em Recuperação de Áreas Degradadas, 3., 1996, Curitiba. **Apostila...** Curitiba: UFPR, 1996, p.9-16.

CAMPELLO, E.F.C. **A influência de leguminosa arbóreas fixadoras de nitrogênio na sucessão vegetal em áreas degradadas na Amazônia.** Viçosa: UFV, 1999, 121f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

CAMPELLO, E.F.C. **Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas.** *In*: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V.(Eds.), *Recuperação de Áreas Degradadas*. Viçosa: UFV-DS/SOBRAD, p.183-196, 1998.

CANTARELLA, H. **A Qualidade de Análise do Solo**. In: SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G.; FAQUIN, V.; FURTINI NETO, A. E. & CARVALHO, J. G (Eds). Interrelação Fertilidade, Biologia do Solo e Nutrição de Plantas. Lavras: SBCS/UFLA/DCS, 1999, p. 321 – 335.

CAPRONI, A. L. et al. Ocorrência de fungos micorrízicos arbusculares em áreas revegetadas após mineração de bauxite em Porto Trombetas, Pará. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v. 38, n. 12, p.1409-1418, 2003.

CAPRONI, A. L.; FRANCO, A. A.; BERBARA, L. L.; GRANHA, J. R. D. O.; MARINHO, N. F. Fungos micorrízicos arbusculares em estéril revegetado com *Acacia mangium*, após mineração de bauxita. **R. Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 3, p.373-381, 2005.

CARNEIRO, R.G.; MENDES, L de C.; LOVATO, P. E.; CARVALHO, A. M. de & VIVALD L.J. Indicadores biológicos associados ao ciclo do fósforo em solos de Cerrado sob plantio direto e plantio convencional. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v. 39, n. 7, p. 661-669, 2004.

CARPANEZZI, A. A. **Benefícios Indiretos da Floresta**. In: GALVÃO, A. P. M. (Org.). Reflorestamento de propriedades Rurais para Fins Produtivos e Ambientais: um guia para ações municipais e regionais. Colombo: Embrapa-Florestas, 2000, p.19-56.

CERRI, C.C.; MARTIAL, B.; VOLKHOFF, B. & MORAES, J.L. **Dinâmica do carbono nos solos da Amazônia**. In: Alvarez, V.H.; Fontes, L.E.F. & Fontes, M.P.F. Eds. O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. Viçosa: SBCS; UFV, DPS, 1996.

CHADA, S. S., CORREIA, M. E. F. & FARIA, S. M. **Diversidade da Fauna de Solo sob Diferentes coberturas vegetais**. In: IV Simpósio Nacional Recuperação de Áreas Degradadas. Blumenau, SC, **Anais...**, 2000, CD.

CHAER, G.M. **Modelo para determinação de índice de qualidade do solo baseado em indicadores físicos, químicos e microbiológicos**. Viçosa: UFV, 2001, 89p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

CHAMSHAMA, S. A. O. & NDUWAYEZU, J. B. Rehabilitation of degraded sub-humid lands in sub-saharan África: a synthesis. In: Workshop Degraded Lands, 2002. Anais eletrônicos... Disponível em: <http://www.etfrn.org/ETFRN/workshop/degradedlands/documents/bgpsubhumid.pdf2002>. Acesso em agosto de 2006.

COLLOZZI - FILHO, A.; BALOTA, E.L & ANDRADE, D.S. **Microrganismos e processos biológicos no sistema plantio direto**. In: SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G.; FAQUIN, V.; FURTINI NETO, A. E. & CARVALHO, J. G (Eds). Inter-relação Fertilidade, Biologia do Solo e Nutrição de Plantas. Lavras: SBCS/UFLA/DCS, 1999, p.487-508.

CORREIA, E. F. C. Organização de comunidades da fauna de solo: O papel da densidade e da diversidade como indicadores de mudanças ambientais. In: Congresso

Brasileiro de Ciências do Solo, 26., 1997, Rio de Janeiro, **Anais...** Viçosa: SBCS, 1997. Seção Conferências. 1 CD.

CORREIA, M. E. F. & ANDRADE, A. G. **Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes.** *In:* SANTOS, G. A. & CAMARGO, F. A. O. (Eds.). *In:* Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Gênese, p. 389-412, 1999.

CORREIA, M. E. F. Distribuição, preferência alimentar e transformação de Serapilheira por diplópodes em sistemas florestais. Seropédica: UFRRJ, 2003, 100 f. Tese (Doutorado em Agronomia - Ciência do Solo) – Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

CORREIA, M. E. F., REIS, L. L., CAMPELLO, E. F. C., RODRIGUES, K. M., DIAS, L. E., FRANCO, A. A. Fauna edáfica como indicadora da recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA). *In:* Simpósio Nacional e Congresso Latino Americano de Recuperação de Áreas Degradadas, 6., Curitiba (PR). **Anais...** Curitiba: SOBRADE, 2005, p.13-24,.

CORREIA, M.E.F. & PINHEIRO, L.B.A. Monitoramento da fauna de solo sob diferentes coberturas vegetais em um sistema integrado de produção agroecológica, Seropédica (RJ). **Circular Técnica**, n. 3, Seropédica: EMBRAPA-CNPAB, 1999.

COSTA, G. S; FRANCO, A. A.; DAMASCENO, R. N.; FARIA, S. M. Reabilitação do fluxo de nutrientes, pela deposição da serapilheira de leguminosas arbóreas em uma área com subsolo exposto em recuperação, em analogia a uma capoeira. *In:* Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 4., Blumenau. **Anais...** Blumenau: FURB, 2000, 1 CD.

COSTA, L. G. S. & PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. **Viabilidade técnica da recuperação de áreas degradadas.** Belém: FCAP/Serviço de Documentação e Informação, 1996, 26 p.

COSTA, L. G. S. **Aspectos Ecológicos da recuperação de áreas degradadas.** Belém: FCAP/Serviço de Documentação e Informação, 1997, 34p.

COSTA, L.G.S.; PIÑA-RODRIGUES, F.C.M. & JESUS, R.M. Grupos ecológicos e a dispersão de sementes de espécies arbóreas em trecho de floresta tropical na Reserva Florestal de Linhares. **Revista do Instituto Florestal de São Paulo**, São Paulo, v. 4, n. 1, p.19-20, 1992.

COSTA, M.M.; EINLOFT, R.; SOUZA, M. G.; et al. Revegetação de taludes usando sacos de aniagem: metodologia de implantação e análise econômica. *In:* Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 3., 1997, Ouro Preto. **Anais...**, Viçosa: SOBRADE, 1997, p.355-366.

DAMASCENO, A. C. F. & GANDARA, F. B. Macrofauna edáfica em áreas restauradas com diferentes idades no Pontal do Paranapanema – SP. *In:* Simpósio Nacional e Congresso Latino Americano de Recuperação de Áreas Degradadas, 5., Curitiba. **Anais...** Curitiba: SOBRADE, 2005, p.25-33.

DAVIDE, A. C.. Seleção de espécies vegetais para a Recuperação de Áreas Degradadas. *In: I Simpósio Sul-Americano e II Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 1 e 2., 1994, Curitiba. Anais...*, Curitiba: FUPEF, 1994, p.176 – 184.

DeGROOD, S. H.; CLAASSEN, V. P. & SCOW, K. M. Microbial community composition on native and drastically disturbed serpentine soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 37, n. 8, pp.1427-1435, 2005.

DELLA-BRUNA, E. A. et al. Atividade da microbiota de solos adicionados de serapilheira de eucalipto e de nutrientes. **R. bras. Ci. Solo**, Campinas, v.15, p.15-20, 1991.

DENSLOW, J. S. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. **Ann. Ver. Ecol. Syst.**, v. 18, p. 431-451, 1987.

DE-POLLI, H. & GUERRA, J. G. M. C, N e P na biomassa microbiana do solo. *In: Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais.* SANTOS, G.A. & CAMARGO, FAO (Eds). Porto Alegre: Gênese, p. 389-412, 1999.

DIAS, L.E . O papel de leguminosa arbóreas noduladas e micorrizadas na recuperação de áreas degradadas (parte 2). *In: Curso de Atualização em Recuperação de Áreas Degradadas, 3., 1996, Curitiba. Apostila...*, Curitiba: UFPR, 1994, p.17-28.

DIAS, L.E. & GRIFFITH, J.J. **Conceituação e caracterização de áreas de degradadas.** *In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Eds.). Recuperação de Áreas Degradadas.* Viçosa: UFV/DS/SOBRAGE, 1998, p.1-7.

DIAS, L.E. **Caracterização de substratos para fins de recuperação de áreas de degradadas.** *In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Eds.). Recuperação de Áreas Degradadas.* Viçosa: UFV/DS/SOBRAGE, 1998, p. 27-44.

DIAS, L.E. O papel das leguminosas arbóreas modulares e micorrizadas na recuperação de áreas degradadas (parte 2). *In: Curso de Atualização em Recuperação de Áreas Degradadas, 3., 1996, Curitiba. Apostila...*, Curitiba: UFPR, 1996, p. 17 – 28.

DIAS, L.E.; FRANCO, A.A.; CAMPELLO E.F.C. Dinâmica da matéria orgânica e de nutrientes em solo degradado pela extração de bauxita e cultivado em *Eucalyptus pellita* e *Acacia mangium*. *In: Simpósio Sul-Americano e Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 1 e 2., 1994, Curitiba. Anais...* Curitiba: FUPEF, 1994, p.515-525.

DIAS, L.E.; FRANCO, A.A.; CAMPELLO E.F.C.; FARIA, S. M.; CORREA, M. E., LYNCH, L. S.; RIBEIRO Jr., E. S. & REIS, L. L. **Recuperação ambiental e monitoramento de tanques de depósito de rejeito de lavagem de bauxita na Mineração Rio do Norte S.A., Porto Trombetas, PA.** Relatório de Atividades Realizadas no Ano de 2002, Impresso. Viçosa: UFV, 2003, 126 p.

DIAS, L.E.; FRANCO, A.A.; FARIA, S. M. **Uso de leguminosas noduladas e micorrizadas na recuperação de áreas mineradas em Porto Trombetas, PA.**

Relatório de Atividades Realizadas no Ano de 2001, Viçosa: UFV, 2002, 58 p. (encadernado).

DIAS, P. F. **Importância das Leguminosas Fixadoras de Nitrogênio na Arborização de Pastagem.** Seropédica: UFRRJ, 2005, 139 fls. Tese (*Philosophic Doctor* em Fitotecnia) – Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

DIAS-FILHO, M. B. **Pastagens cultivadas na Amazônia Oriental brasileira: processos e causas de degradação e estratégias de recuperação.** In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V.(Eds.), *Recuperação de áreas degradadas.* Viçosa: UFV/DS/SOBRADE, 1998, p. 135-147.

DIRCEU, J. S. **Análises químicas e biológicas de alimentos.** Viçosa: UFV - Imprensa Universitária, 1990. 165 p.

DOMMERGUES, Y.; DUHOUX, E. & DIEM, H. G. **Les arbres fixateurs d'azote dans les différents systèmes d'aménagement.** In: DOMMERGUES, Y.; DUHOUX, E. & DIEM, H. G. (Eds.) *Les arbres fixateurs d'azote – caractéristiques fondamentales et rôle dans l'aménagement des écosystèmes méditerranéens et tropicaux.* Paris: CIRAD/Editions Espaces/FAO/IRD, 1999. p. 175-197.

DORAN, J. W.; SARRANTONIO, M. & LIEBIG, M. A. **Soil health and sustainability.** In: SPARKS, D. L. (ed.) *Advances in Agronomy.* Vol. 56. Academic Press, San Diego, CA., 1996, p. 2-54.

DORAN, J.W. & PARKIN, T.B. **Quantitative Indicators of Soil Quality : A Minimum Data Set.** In : DORAN, J. W.; JONES, A. J. (Eds.) *Methods for Assessing Soil Quality.* Madison, Soil Science Society of America, 1996. p.25-38 (Special Publication, 49).

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

DUARTE, M. M. Abundância de microartrópodes do solo em fragmentos de mata com araucária no Sul do Brasil. **Iheringia, Sér. Zool.**, Porto Alegre, 94(2):163-169, 2004.
DUDA, G. P.; CAMPELLO, E.F.C.; MENDONÇA, E. S.; LOURES, J.L. & DOMINGOS, M. Avaliação de frações da matéria orgânica do solo para caracterização de áreas degradadas. **R. bras. Ci. Solo**, Viçosa, v. 23, p. 723-728, 1999.

EINLOFT, R, GRIFFITH, J. J., OZÓRIO, T. F. Duas técnicas de estabelecimento de ilhas vegetativas em áreas degradadas para acelerar a sucessão ecológica. In: *Simpósio Nacional Recuperação de Áreas Degradadas, 4., 2000, Blumenau. Anais...*, Blumenau: FURB, 2000, 1 CD.

EMBRAPA, SNLCS. **Manual de métodos de análise do solo.** Rio de Janeiro, SNLCS, 1997, 212 p.

ERNANI, P. R. Adubação e calagem para frutíferas de clima temperado. *In: Congresso Brasileiro de Ciências do Solo*, 29., 2003, Ribeirão Preto. **Anais...** Viçosa: SBCS, 2003, Seção Palestras, 1 CD.

ESCALANTE, E. E. **Utilización de árboles fijadores de nitrógeno en suelos ácidos venezolanos.** *In: EVANS, D. O. & SZOTT, L. T. (Orgs.). Nitrogen Fixing Trees For Acid Soils*, 1995, Turrialba, Costa Rica. *Proceedings...* Morrilton, Arkansas: NAFTA/CATIE, 1995, p.77-84 (Special Issue).

ESTEVES, F. de A. **Princípios Ecológicos para Mitigação do impacto Antrópico.** *In: BOZZELLI, R.L.; ESTEVES, F.A.; ROLAND, F. (Eds.), Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico.* Rio de Janeiro: IB-UFRJ/SBL, 2000. p.3-16.

FARIA, M. P.; SIQUEIRA, J. O.; VALE, F. R. do & CURI, N. Crescimento inicial da Acácia em resposta a fósforo, nitrogênio, fungo micorrízico e rizóbio. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, v. 20, p.209-216, 1996.

FARIA, S. M. & CHADA, S. S. **Interação microrganismos e plantas na recuperação de áreas degradadas.** *In: Congresso da Sociedade Botânica de São Paulo*, 14., 2002, Rio Claro. **Anais eletrônico...** Rio Claro: UNESP, 2002. Disponível em <http://www.rc.unesp.br/xivsbsp/Mesa03MSMF.pdf>. Acesso em agosto de 2006.

FARIA, S. M. de & CAMPELLO, E. F. C. Algumas espécies de leguminosas fixadoras de nitrogênio recomendadas para regeneração de áreas degradadas. **Série Recomendação Técnica**, 7, Seropédica: Embrapa-CNPAB, 2000, 8p.

FARIA, S. M. Occurrence and rizobial selection for legume trees adapted to acid soils. *In: EVANS, D. O. & SZOTT, L. T. (Orgs.). Nitrogen Fixing Trees For Acid Soils*, 1995, Turrialba, Costa Rica. *Proceedings...* Morrilton, Arkansas: NAFTA/CATIE, 1995, p.295-300 (Special Issue).

FARIA, S. M.; LIMA, H. C., CARVALHO, A. M. GONÇALVES, V. F. & SPRENT, J. I. **Occurrence of nodulation in legume species from Bahia, Minas Gerais, and Espírito Santo States of Brazil.** *In: SPRENT, J. I. and McMEY (Eds.). Advances in legume Systematics*, 5. The Nitrogen Factor. Royal Botanic Gardens, Kew, 1994. pp.17-23.

FARIA, S. M.; LIMA, H. C., FRANCO, A. A. MUCCI, E. S. F. SPRENT, J. I. Nodulation of legume trees from southeast Brazil. **Plant and Soil**, 99, 347-359, 1987.
FEIGL, B.J.; FERNANDES, S.A.P. & CERRI, C.C. Biomassa microbiana do solo sob diversos usos da terra na Amazônia Oriental. *In: Fertbio 98 – Interrelação Fertilidade, Biologia do Solo e Nutrição de Plantas: Consolidando um Paradigma*, 1998., Caxambu. **Resumos...** Lavras: UFLA/SBCS/SBM, 1998, p.221.

FEREIRA, D. F. **Manual do sistema Sisvar para análises estatísticas. Sisvar 4.6.** Universidade Federal de Lavras, Lavras: UFLA, 2000, 69 p.

FERNANDES, S.A.P.; CERRI, C.C. & FEIGL, B.J. Mudanças nas características químicas e microbiológicas numa cronosequência de floresta – pastagem – capoeira.

In: Fertbio 98 - Interrelação Fertilidade, Biologia do Solo e Nutrição de Plantas: Consolidando um Paradigma, 1998, Caxambu. **Resumos...** Lavras: UFLA/SBCS/SBM 1998, p. 222.

FIALHO, J. F.; BORGES, A. C. & BARROS, N. F. Cobertura vegetal e as características químicas e físicas e atividade da microbiota de um latossolo vermelho-amarelo distrófico. **Rev. Bras. Ci. Solo**, Campinas, v. 15, p.21-28, 1991.

FISHER, R. F. & JUO, A. S. R. **Mechanisms of tree growth in acid soils.** *In*: EVANS, D. O. & SZOTT, L. T. (Orgs.). Nitrogen Fixing Trees For Acid Soils, 1995, Turrialba, Costa Rica. Proceedings... Morrilton, Arkansas: NAFTA/CATIE, 1995, p.1-18 (Special Issue).

FISHER, R. F. Amelioration of degraded rain forest soils by plantation of native trees. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.59, pp.544-549, 1995.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **Forest Resources Assessment 1990: Global Synthesis.** FAO Forestry, Paper 124. Rome: FAO, 1995.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **Los Recursos forestales de la América Tropical.** Technical Report N°. 1, 32/6. Rome: FAO, 1991.

FOX, J. E. D. Rehabilitation of mined lands. **Forestry Abstract**, v. 45, n. 9, pp.565-594, 1984.

FRANCÊS, H. J. S. & VALCARCEL, R. **Medidas físico-biológicas de recuperação de áreas degradadas: almofadas.** Relatório final do CNPq, Impresso, Seropédica: UFRRJ, 1995.

FRANCO, A. A. & BALIEIRO, F. de C. **Fixação biológica de nitrogênio: alternativa aos fertilizantes nitrogenados.** *In*: SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G.; FAQUIN, V.; FURTINI NETO, A. E. & CARVALHO, J. G (Eds). Inter-Relação Fertilidade, Biologia do Solo e Nutrição de Plantas. Viçosa: SBCS, Lavras: UFLA/DCS, 1999, p. 205 – 241.

FRANCO, A. A. & FARIA, S. M. The contribution of N₂-fixing tree legumes to land reclamation and sustainability in the tropics. **Soil Biol. Biochem.**, Vol. 29, n° 5/6, pp. 897-903, 1997.

FRANCO, A. A. **Dinâmica de nutrientes em solo degradado pela mineração de bauxita após revegetação.** *In*: FRANCO, A.A.; CAMPELLO E.F.; SILVA, E.M.R.; FARIA, S. M. (Eds). Uso de leguminosas associadas a microrganismos na revegetação de áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas - PA. Seropédica: EMBRAPA Agrobiologia, 1996, p.35-45.

FRANCO, A. A.; CAMPELLO, E. F. C.; DIAS, L. E. & FARIA, S. M. **Revegetation of acidic residues from bauxite mining using nodulated and mycorrhizal legume trees.** *In*: EVANS, D. O. & SZOTT, L. T. (Orgs.). Nitrogen Fixing Trees For Acid

Soils, 1995, Turrialba, Costa Rica. Proceedings... Morrilton, Arkansas: NAFTA/CATIE, 1995, p.313-320 (Special Issue).

FRANCO, A. A.; CAMPOS NETO, D.; CUNHA, C. de O. et al. Revegetação de solos degradados. *In*: Workshop sobre recuperação de áreas degradadas, 1991, Seropédica. **Anais...**, Seropédica: UFRRJ – Departamento de Ciências Ambientais, 1991, p.133-145.

FRANCO, A.A.; CAMPELLO E.F.; DIAS, L.E.; FARIA, S. M. Revegetação de áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas - PA com leguminosas arbóreas noduladas e micorrizadas. *In*: Simpósio Sul-Americano e Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 1. e 2., 1994, Curitiba. **Anais...**, Curitiba: FUPEF, 1994, p.145-153.

FRANCO, A.A.; CAMPELLO E.F.; SILVA, E.M.R.; et al. **Revegetação de solos degradados**. Série Comunicado Técnico, nº. 09. EMBRAPA-CNPAB, Seropédica, 9 p. 1992.

FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.C.; DIAS, L.E. & FARIA, S. M. de. **Revegetação de áreas degradadas por mineração de bauxita em Saracá - Porto Trombetas – PA**. Relatório Técnico. Seropédica: Embrapa-Agrobiologia, 2000, 94p. (encadernado).

FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.C.; DIAS, L.E. & FARIA, S. M. de. **Uso de leguminosas associadas a microrganismos na revegetação de áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas – PA**. Relatório de atividades 1991 a 1995. Seropédica: EMBRAPA–CNPAB/UFV/MRN, 1996, 71p. (Impresso).

FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.C.; DIAS, L.E. & FARIA, S. M. **Uso de leguminosas associadas a microrganismos na revegetação de áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA)**. Série Documentos, 27, Itaguaí: EMBRAPA-CNPAB, 1996. 71 p.

FREIRE, L. R.; CUNHA, L. H.; SANTOS, G. de A.; AMARAL SOBRINHO, M. N. B. do & EIRA, P. A. da. **Fertilidade do solo**. *In*: ALMEIDA, D. L. de; SANTOS, G. de A.; POLLI, H. de; CUNHA, L. H.; FREIRE, L. R.; AMARAL SOBRINHO, M. N. B. do; PEREIRA, N. N. C.; EIRA, P. A. da; BLOISE, R. M & SALEK, R. C. (Eds.). Manual de Adubação Para o Estado do Rio de Janeiro. Itaguaí: Ed. Universidade Rural, 1988, p. 13 – 23.

FREIRE, L. R.; EIRA, P. A. da; BLOISE, R. M & MOREIRA, G. N. C. **Análise química do Solo**. *In*: ALMEIDA, D. L. de; SANTOS, G. de A.; POLLI, H. de; CUNHA, L. H.; FREIRE, L. R.; AMARAL SOBRINHO, M. N. B. do; PEREIRA, N. N. C.; EIRA, P. A. da; BLOISE, R. M & SALEK, R. C. (Eds.). Manual de Adubação Para o Estado do Rio de Janeiro. Itaguaí: Ed. Universidade Rural, 1988, p. 24 – 37.

FREITAS, P.L.; MANZATTO, C. V.; COUTINHO, H.L.C. A crise de energia e a degradação dos recursos naturais: solo, ar, água e biodiversidade. **Boletim Informativo**, 26: 7-9, 2001.

FREIXO, A. A.; CANELLAS, L. P. & MACHADO, P. L. O. A. Propriedades espectrais da matéria orgânica leve-livre e leve intra-agregado de dois Latossolos sob plantio direto e preparo convencional. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v.26, p.445-453, 2002.

GALLASDO, A. & SCHLESINGER, W.H. Factors limiting biomass in the mineral soil and forest floor of a warm – temperate forest. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 26, p. 1409 – 1415, 1994.

NOFFS, P. SILVA; GALLI, L. F. & GONÇALVES. **Recuperação de Áreas Degradadas da Mata Atlântica : uma experiência da CESP Companhia Energética de São Paulo**. Série Cadernos da Reserva da Biosfera, nº 3, 2ª ed. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 1996, 48 p.

GAMA- RODRIGUES, E. F. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. *In: Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. SANTOS, G.A. & CAMARGO, FAO (Eds.). Porto Alegre: Gênese, p. 227-243, 1999.

GAMA- RODRIGUES, E. F., GAMA-RODRIGUES, A. C. & BARROS, N. F. Biomassa microbiana de carbono e de nitrogênio de solos sob diferentes coberturas florestais. **Rev. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v. 21, p.361-365, 1997.

GAMA, M. A. P. **Dinâmica do fósforo em solo submetido a sistemas de preparo alternativos ao de corte e queima no nordeste paraense**. 2002. 96 f. Tese (Doutorado em Agronomia – Solos e Nutrição de Plantas), Esalq-USP, Piracicaba, SP.

GAMA-RODRIGUES, da E. F.; GAMA-RODRIGUES, da A. C. ; BARROS de N. F. Biomassa Microbiana de Carbono e Nitrogênio de solos sob diferentes coberturas florestais. *In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo*, 25, 1995, Viçosa. **Resumos...** Viçosa: SBCS, 1995.

GAMA–RODRIGUES, E.F. da & BARROS, N.F. de. Carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo e da serapilheira de povoamentos de eucalipto e floresta natural. *In: Fertbio 98 – Inter-relação Fertilidade, Biologia do Solo e Nutrição de Plantas: Consolidando um Paradigma*, 1998, Caxambu. **Resumos...**, Lavras: UFLA/DCS, 1998, p. 184.

GANDOLFI, S & RODRIGUES, R. R. Recomposição de florestas nativas: Algumas perspectivas metodológicas para o estado de São Paulo. *In: Curso de Atualização em Recuperação de áreas degradadas*, 3., 1996, Curitiba. **Apostila...**, Curitiba: UFPR, 1996, p.83-99.

GARAY, I.; KINDEL, A.; CARNEIRO, R.; FRANCO, A. A.; BARROS, E. & ABBADIE, L. Comparação da matéria orgânica e de outros atributos do solo entre plantações de *Acacia mangium* e *Eucalyptus grandis*. **Rev. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v.27, n.4, p. 575-772, 2003.

GARDNER, J. Reabilitación de minas para el mejor uso del terreno: la minería de bauxita en el bosque de *jarrah* de Australia Occidental. **R. Unasyuva**, Roma, v. 52, p. 3-8, 2001.

GARRIDO-FILHA, I; RIBEIRO, G. V.; COSTA, I. B.; AZEVEDO, J. & NEVES, V. A mineração da bauxita no vale do Trombetas: Estudo de meio ambiente e uso do solo. **R. Bras. Geogr.**, Rio de Janeiro, v. 52, n. 3, p. 41-82, 1990.

GERALDES, A. P. A.; CERRI, C. C. & FEIGL, B. J. Biomassa microbiana de solo sob pastagem na Amazônia. **R. bras. Ci. Solo**, Campinas, v.19, p.55-60, 1995.

GIRACCA, E.M.N.; ANTONIOLLI, Z.I.; ELTZ, F.L.F; BENEDETTI, E.; LASTA, E.; VENTURINI, S.F.; VENTURINI, E.F. & BENEDETTI, T. Levantamento da meso e macrofauna do solo na microbacia do Arroio Lino, Agudos - RS. **R. Bras. Agrocência**, v. 9, n. 3, p. 256-261, 2003.

GLOBAL ENVIRONMENT FACILITY (GEF). **Operational Program on Sustainable Land Management**. Disponível em: http://gefweb.org/Operational_Policies/Operational_Programs/OP_15_English.pdf. GEF, 2003, 14 p. Acesso em agosto de 2006.

GONÇALVES, A. S. **Biomassa microbiana de carbono de solos de pastagens do estado do Rio de Janeiro**. Seropédica: UFRRJ, 1999, 98 f. Tese (Mestrado em Agronomia - Ciência do Solo), Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 1999.

GRIFFITH, J. J. & TOY, T. J. La revegetación de las minas de hierro en el estado de Minas Gerais, Brasil. **R. Unasyuva**, Roma, v. 52, p. 9-15, 2001.

GRIFFITH, J. J. O estado da arte de recuperação de áreas mineradas no Brasil. *In*: Simpósio Sul Americano e Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 1 e 2., 1994, Foz do Iguaçu. **Anais...** Curitiba: SOBRADE, 1994, p. 77-82.

GRIFFITH, J. J.; DIAS, L. E. & JUCKSCH, I. Recuperação de áreas degradadas usando vegetação nativa. **Revista Saneamento Ambiental**, São Paulo, v. 37, p. 29-37, 1996.
GRIFFITH, J. J.; DIAS, L. E. & MARCO-Jr., P. A recuperação ambiental. **Revista Ação Ambiental**, Viçosa, v. 10, p. 8-11, 2000.

GRIFFITH, J.J. & JUCKSCH, L.E.D.I. **Novas estratégias ecológicas para a revegetação de áreas mineradas no Brasil**. *In*: Simpósio Sul Americano e Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 1 e 2., 1994, Foz do Iguaçu. **Anais...** Curitiba: SOBRADE, 1994, p. 31-43.

GRISI, B.M & SANTOS, O.M. Respiração edáfica em vegetação natural e submetida à queima, num ecossistema de floresta tropical no sul da Bahia. **Rev. Brasil. Biol.**, Rio de Janeiro, v. 38, n. 3, p. 579-586.

GROFFMAN, P.M.; McDOWELL, W.H.; MYERS, J.C. & MERRIAM, J.L. Soil microbial biomass and activity in tropical riparian forests. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 33, p. 1339-1348, 2001.

GROMBONE, M. T.; BERNACCI, L. C.; NETO, J. A. A. M.; TAMASHIRO, J. Y.; FILHO, H.F.I. Estrutura fitossociológica da floresta semidecídua de altitude do Parque municipal da Grota Funda Atibaia - SP. **Acta botânica brasílica**, v. 4, n. 2, p. 47-64, 1990.

HARADA, A. Y. & BANDEIRA, A. G. Estratificação e densidade de invertebrados em solo arenoso sob floresta primária e plantios arbóreos na Amazônia central durante a estação seca. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 24, n. 1/2, p. 103-118, 1994.

HEISLER, C. & KAISER, E.A. Influence of agricultural traffic and crop management on collembola and microbial biomass in arable soil. **Biol. Fertil. Soils**, v. 19, p. 159 – 165, 1995.

HOFER, H. et al. **Soil fauna and litter decomposition in primary and secondary forests and a mixed culture system in Amazônia**. Final report of SHIFT project ENV 52, Bonn (BMBF), 299 pp., 2000.

IMHOFF, S.; KIEHL, J. C. & SILVA, A. P. Propriedades químicas indicadoras da qualidade do solo submetido a diferentes usos: Identificação através de análise multivariada. *In*: Congresso Brasileiro de Ciências do Solo, 26, 1997, Rio de Janeiro. **Anais...** Viçosa: SBCS, 1997. 1CD-ROM.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO - IBRAM. **Mineração e Meio Ambiente**. Belo Horizonte: IBRAM, 1987, 56 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS - IBAMA. **Manual de Recuperação de Áreas Degradadas pela Mineração: Técnicas de Revegetação**. Brasília: IBAMA, 1990, 96 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS - IBAMA. **Plano de Manejo da Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Estado do Pará, Brasil – Sumário Executivo**. Curitiba: STCP, 2001(paginado por capítulo).

IVANAUSKAS, N.M. ; RODRIGUES, R.R. ; NAVE, A.G. Fitossociologia de um remanescente de floresta estacional semidecidual em Itatinga, SP., para fins de restauração de áreas degradadas. **R. Árvore**, v. 26, n. 1, p.43-57, 2002.

JENKINSON, D. S. ; LADD, J. N. **Microbial biomass in soil: measurement and turnover**. *In*: PAUL, E. A. ; LADD, J. N. (Eds.). Soil Biochemistry. New York: Dekker, 1981. v. 5, p. 415-471.

JESUS, R. M. Revegetação: da teoria a prática - técnicas de implantação. *In*: Simpósio Sul-Americano e Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 1 e 2., 1994, Curitiba, **Anais...**, Curitiba: FUPEF, 1994, p. 123-134.

KAGEYAMA, P. Y & SANTARELLI, E.G. **Reflorestamento misto com espécies nativas: classificação silvicultural e ecológica de espécies arbóreas**. São Paulo: SBS/SBEF, 1993. p. 764.

KAGEYAMA, P. Y. & GANDARA, F. B. **Revegetação de Áreas Ciliares**. São Paulo: Fundação Florestal. (não paginas e não datado).

KAGEYAMA, P. Y. Consórcio de espécies nativas de diferentes grupos sucessionais em Teodoro Sampaio (SP). *In: 2º Congresso Nacional sobre essências nativas*, 1992, São Paulo. **Anais...**, São Paulo: Instituto Florestal de São Paulo, 1992, v. 4, p.527-533.

KAGEYAMA, P. Y.; SANTARELLI, E.; GANDARA, F.B.; GONÇALVES, J. C.; SIMIONATO, J. L.; ANTIQUEIRA, L. R. & GERES, W. L. Regeneração de área degradadas: modelos de consorciação com alta diversidade. *In: Simpósio Sul Americano e Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas*, 1 e 2., 1994 Curitiba. **Anais...**, Curitiba: SOBRADE, 1994, p. 569 - 576.

KAGEYAMA, P.Y. & CASTRO, C.F.A. Sucessão secundária estrutura genética e plantações e de espécies arbóreas nativas. **Série Técnica IPEF**, n. 41/42, p. 83-93, 1989.

KONRAD, M.L. de F.; SILVEIRA, A.P.D. da; CASSIOLATO, A.M.R. & ALVES M.C. Avaliação da comunidade e atividade microbianas do solo degradado e sob recuperação, em área de empréstimo da barragem de Ilha Solteira – SP/MS. *In: Fertbio 98 – Interrelação Fertilidade, Biologia do Solo e Nutrição de Plantas: Consolidando um Paradigma*, 1998, Caxambu. **Resumos...** Lavras: UFLA/DCS, 1998, p. 436.

KRECEK, J. & HORICKÁ, Z. Degradación y recuperación de cuencas hidrográficas de montaña: los montes Jizera en la República Checa. **R. Unasyva**, Roma, v. 52, p.43-49, 2001.

KRUSKAL, J.B. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. **Psychometrika**, v. 29, p.1-27, 1964a.

KRUSKAL, J.B. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. **Psychometrika**, v. 29, p.115-129, 1964b.

D. LAMB & D. GILMOUR. **Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests**. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and WWF, Gland, Switzerland, 2003, 110 pp.

LAMB., D. Overcoming tropical forest degradation: whether to plant many species or just many seedlings. **Mekonginfo**, Queensland, Austrália, 2006. Disponível em: [http://www.mekonginfo.org/mrc_en/doclib.nsf/0/1CA16C17CCA8ED114725697E002F4D17/\\$FILE/Lamp.html](http://www.mekonginfo.org/mrc_en/doclib.nsf/0/1CA16C17CCA8ED114725697E002F4D17/$FILE/Lamp.html). Acesso em agosto de 2006.

LAPA, R. P. A bauxita e o rejeito da bauxita. *In: BOZZELLI, R.L.; ESTEVES, F.A.; ROLAND, F. (Eds.). Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico*. Rio de Janeiro: IB-UFRJ/SBL, 2000. p. 27-35.

LARSON, W. E. & PIERCE, F. J. **The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management**. *In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F. & STEWART, B. A. (Eds.). Defining soil quality for a sustainable environment*. Soil Science Society of America, 1994. p. 37-52 (Special Publication, 35).

LAURENCE, D. **Mine closure risk modeling: a continuous improvement approach**. *In: Mining and the Environment*, 3, Conference, Laurentian University, Sudbury, 2003.

Disponível em <http://www.ott.wrcc.osmre.gov/library/proceed/sudbury2003/sudbury03/87.pdf>. Acesso em agosto de 2006.

LAVELLE, P. & KOHLMAN, B. Etude quantitative de la macrofauna du sol dans une foret tropicale humide du Mexique (Bonampak, Chiapas). **Pedobiologia**, Jena, v. 27, p.377-393, 1984.

LAVELLE, P. & PASHANASI, B. Soil macrofauna and land management in Peruvian Amazonia (Yurimaguas, Loreto). **Pedobiologia**, v. 33, p.283-291, 1989.

LEITE, G. de F.; SILVA, A. C. Efeito do sombreamento e da torta de filtro na produção de mudas de cedro (*Cedrela fissilis* Velloso). In: Seminário sobre Matas Ciliares, 2000, Lavras. **Anais eletrônico...** Lavras: CEMAC/DCF/UFLA, 2000. Trabalhos Voluntários. Disponível em: <http://www.cemac-ufla.com.br/trabalhospdf/trabalhos%20voluntarios/Protoc%2093.pdf>. Acesso em agosto de 2006.

LIMA, J. P. C. de; MELLO-FILHO, J. A. de; FREIRE, L. R. & VIEIRA, F. Absorção de nitrogênio para *Scchizolobium parahyba* (Vell.) Blake, em fase de viveiro em três ambientes. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 7, n. 1, p.31-39, 2000.

LONGO, R. M.; MELO, W. J.; MELO, G. M. P.; RIBEIRO, A. I. & VIAN, J. A. J. Avaliação da biomassa microbiana e atividade da desidrogenase em solo minerado na região amazônica após a introdução da adubação verde. In: Simpósio Nacional e Congresso Latino Americano de Recuperação de Áreas Degradadas, 4., Curitiba, 2005. **Anais...**, Curitiba: SOBRADE, 2005, p.83-92.

LOPES-ASSAD, M. L. & VARGAS, M. T. Papel da macrofauna edáfica de invertebrados no comportamento de solos tropicais, In: Congresso Brasileiro de Ciências do Solo, 26, Rio de Janeiro, 1997, **Anais...**, Viçosa: SBCS, 1997. 1 CD (Seção Palestras).

LOTT, C. P. M.; BESSA, G. D. & VILELA, O. Reabilitação de áreas e fechamento de minas. **Revista Brasil Mineral**, v. 228, p. 26-40, 2004. (**Edição Especial - Mineração e Meio Ambiente**).

LYNCH, L. S. Indicadores de recuperação de áreas degradadas pela exploração de bauxita em Porto Trombetas (PA). Viçosa: UFV, 2004, 60 fls. Dissertação (*Magister Scientiae* em Solos e Nutrição de Plantas), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

MAGNANINI, A. Recuperação de áreas degradadas. **R. Brás. Geogr.**, Rio de Janeiro, v. 52, n. 3, p. 25-4040, 1990.

MALAVOLTA, E.; OLIVEIRA, S. A. & WADT, P. G. S. **Foliar diagnosis: the status of the art**. In: SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G.; FAQUIN, V.; FURTINI NETO, A. E. & CARVALHO, J. G (Eds.). Inter-Relação Fertilidade, Biologia do Solo e Nutrição de Plantas. Viçosa: SBCS, Lavras: UFLA/DCS, 1999, p.205 – 241.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C. & OLIVEIRA, S. A. de. *In: Avaliação do Estado Nutricional das Plantas: Princípios e Aplicações*. Piracicaba: Associação Brasileira para a Pesquisa de Potassa e do Fosfato, 1989, 201 p.

MARCHIORI-Jr., M. & MELO, W. J. Alterações na matéria orgânica e na biomassa microbiana em solo de mata natural submetido a diferentes manejos. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v. 35, n. 6, p.1177-1182, 2000.

MARGULIS, S. **Causas do Desmatamento da Amazônia Brasileira**. 1ª ed. Brasília: Banco Mundial, 2004, 100 p.

MARINHO, N. F.; CAPRONI, A. L.; FRANCO, A. A.; BERBARA, L. L. Resposta de *Acacia mangium* Willd e *Sclerobium paniculatum* Vogel a fungos micorrízicos arbusculares nativos provenientes de áreas degradadas pela mineração de bauxita na Amazônia. **Acta bot. Bras.**, v. 18, n. 1, p. 141-149, 2004.

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma Floresta Mesófila**. Campinas: Editora da Unicamp, 1991.

MATHER, P.M. **Computational methods of multivariate analysis in physical geography**. J. Wiley & Sons, London. 1976.

MATSUOKA, M.; MENDES, I. C. & LOUREIRO, M. F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). **R. bras. Ci. Solo**, Viçosa, v. 27, n. 3, p.425-433, 2003.

MELLO, R. R. & FARIA, S. M. Compatibilidade de bactérias fixadoras de nitrogênio, rizóbio, com espécies da família leguminosae. **Comunicado Técnico, 27**, Seropédica: Embrapa – Agrobiologia, 1998, 3 p.

MELO, A. C. G. & DURIGAN, G. A regeneração natural sob reflorestamentos ciliares no Estado de São Paulo: a importância da fauna para processo de restauração. *In: Simpósio Nacional e Congresso Latino Americano de Recuperação de Áreas Degradadas, 4.*, 2005, Curitiba. **Anais...** Curitiba: SOBRADE, 2005, p. 51 – 60.

MENDES, I. C.; SOUZA, L. V.; RESCK, D. V. S. & GOMES, A. C. Propriedades biológicas em agregados de um Latossolo Vermelho-Escuro sob plantio convencional e direto no Cerrado. **R. bras. Ci. Solo**, Viçosa, v. 27, n. 3, p.435-443, 2003.

MENDONÇA, R.R.; PAULICS, J.P.J; POMPÉIA, S.L. Enriquecimento de floresta secundária afetadas por poluição em Cubatão, SP, *In: Simpósio Sul-Americano e Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 1 e 2.*, 1994, Curitiba. **Anais...** Curitiba: FUPEF, 1994, p.439-452.

MOLDENKE, A. R. **Arthropods**. *In: Soil Science society of América. Methods of Soil Analysis: Microbiological and Biochemical Properties – SSSA Book Series, 5*, 1994.

MOLINARO, L. C. & VIEIRA, G. Dinâmica da regeneração natural em áreas degradadas pela exploração petrolífera, na região de Urucu, AM. *In: Simpósio Nacional e Congresso Latino Americano de Recuperação de Áreas Degradadas, 2005, Curitiba. Anais...*, Curitiba: SOBRADE, 2005, p. 93 – 98.

MONTAGNINI, F. Strategies for recovery of degraded ecosystems: experiences from latin america. **Interciencia INCI**, Caracas, v. 26, n. 10, 2001.

MONTEIRO, M. T. & GAMA – RODRIGUES, E.F. da. Carbono, nitrogênio e atividade da biomassa microbiana de solos sob diferentes ecossistemas florestais da região norte Fluminense. *In: Fertbio 2000: Biodinâmica do Solo. Anais...* Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, SBCS, SBM, Santa Maria, 2000, p. 43-45.

MONTEIRO, M. T. & GAMA – RODRIQUES, E.F. Carbono, nitrogênio e atividade da biomassa microbiana em diferentes estruturas de serapilheira de uma floresta natural. **R. Bras. Ci. Solo, Viçosa**, v. 28, p. 819-826, 2004.

MOREIRA, A. & COSTA, D. G. Dinâmica da matéria orgânica na recuperação de clareiras da floresta amazônica. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v. 39, n. 10, p. 1013-1019, 2004.

MOREIRA, A. & MALAVOLTA, E. Dinâmica da matéria orgânica e da biomassa microbiana em solo submetido a diferentes sistemas de manejo na Amazônia Ocidental. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v. 39, n. 11, p. 1103-1110, 2004.

MOTTA, P. E. F.; CURI, N.; SIQUEIRA, J. O.; VAN RAIJ, B. FURTINI-NETO, A. E. & LIMA, J. M. Adsorção e formas de fósforo em latossolos: influência da mineralogia e histórico de uso. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, 26, p. 349-359, 2002.

MOTTA-NETO, J. A. Processos químicos e físicos na dinâmica de recuperação de solos degradados: uma visão interior. *In: Curso de Atualização em Recuperação de Áreas Degradadas, 3., 1996, Curitiba. Apostila....*, Curitiba: UFPR, 1996, p. 129 – 133.

MINERAÇÃO RIO DO NORTE - MRN. **Inventário Florestal de 10,54 Hectares na Floresta Nacional de Saracá- Taquera, Estrada de Ligação entre os platôs Periquito e Papagaio, Porto Trombetas, Município de Oriximiná – Pará.** Porto Trombetas: MRN, 2001, 28 p.

MINERAÇÃO RIO DO NORTE - MRN. **Plano Diretor de Meio Ambiente.** Porto Trombetas: MRN, sem data, 57p.

NATALE, W. et al. Nutrição e adubação potássica na cultura da goiabeira. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, v. 20, p. 247-250, 1996.

NEVES, E. J. M.; SANTOS, A. F.; KALIL FILHO, A. N.; MARTINS, E. G.; Teores de nitrogênio, fósforo e potássio nas folhas de pupunha plantada no litoral do estado do Paraná. **Comunicado Técnico, 71.** Colombo: Embrapa-Florestas, 2002,3 p.

NEVES, L.G; MARQUES, O; VALCARCEL, R. Sucessão vegetal como indicadora de recuperação de áreas de empréstimos em diferentes medidas biológicas. *In: Simpósio*

Nacional Recuperação de Áreas Degradadas, 4., 2000, Blumenau. **Anais...**, Blumenau: FURB, 2000, 1 CD.

OLDEMAM, L.R. **The Global extent of soil degradation**. In: GREENLAND, D. J. & SZABOCLS, I. (Eds.). *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. Cab. International, Wallingford, UK, p. 99-118. 1994.

OLIVEIRA FILHO, A. T. Estudos ecológicos da vegetação como subsídios para programas de revegetação com espécies nativas: uma proposta metodológica. **Revista Cerne**, v.1, n. 1, p. 64-72, 1994.

OLIVEIRA, D. M. F. **Estudo da viabilidade de utilização de indicadores de recuperação ambiental em áreas mineradas na Amazônia**. Viçosa: UFV, 2003, 75 fls. Tese (*Doctor Scientiae* em Solos e Nutrição de Plantas), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG.

OLIVEIRA, D. M. F., DIAS, L. E., FRANCO, A.A., CAMPELLO, E.F.C. E & FARIA, S. M. De. **Estudo da contribuição da cobertura vegetal sobre a recuperação de solo degradado pela extração de bauxita em Porto Trombetas - PA**. In: Simpósio Nacional Recuperação de Áreas Degradadas, 4., Blumenau. **Anais...**, Blumenau: FURB, 2000. 1 CD.

OLIVEIRA, E. P. & CASTILHO, A. F. **Quatro anos de monitoramento em reflorestamentos com árvores nativas na Mineração Rio do Norte - Pará**. In: IV Simpósio Nacional Recuperação de Áreas Degradadas, 4., 2000, Blumenau. **Anais...** Blumenau: FURB, 2000. 1 CD.

OLIVEIRA, J.R.A.; MENDES, I.C. & VIVALD, L. Carbono da biomassa microbiana em solos de cerrado sob vegetação nativa e sob cultivo: avaliação dos métodos fumigação-incubação e fumigação-extração. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v. 25, p. 863-871, 2001.

PANIAGUA, A., KAMMERBAUER, J., AVEDILLO, M., ANDREWS, A.M. Relationship of the characteristics to vegetation successions on a sequence of degraded and rehabilitated soils of Honduras. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 72, p. 215-225, 1999.

PAOLETTI, M. G. & BRESSAN, M. Soil invertebrates as bioindicators of human disturbance. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 15, n. 1, p. 21- 62, 1996.

PARROTA, J. A. & KNOWLES, O. H. Restoration of tropical moist forests on bauxite-mined lands in the Brazilian Amazon. **Restoration Ecology**, British, v. 7, pp. 103-116, 1999.

PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.00 beta., MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A., 1999.

PEREIRA, M. P. S.; QUEIROZ, J. M.; VALCARCEL, R. & NUNES, A. J. M. Fauna de formigas no biomonitoramento de ambientes de áreas de empréstimo em reabilitação na Ilha da Madeira, RJ. In: Simpósio Nacional e Congresso Latino-Americano de

Recuperação de áreas Degradadas, 6., 2005, Curitiba. **Anais...** Curitiba: SOBRADE, 2005, p.05-12.

PEREZ, K.S.S.; RAMOS, M.L.G & McMANUS, C. Carbono da biomassa microbiana em solo cultivado com soja sob diferentes sistemas de manejo nos Cerrados. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, v. 39, n. 6, p. 567-573, 2004.

PEZZATTO, A. W.; WISNIEWSKI, C.; SANQUETTA, C. R.; PIRES, P. de T. de L.; BLUM, C. T. & ROSSA, U. B. Caracterização do solo e da vegetação de áreas em estágio inicial de sucessão na faixa marginal do reservatório da usina hidrelétrica de Salto Caxias – PR. *In*: Simpósio Nacional e Congresso latino Americano de Recuperação de Áreas Degradadas, 6., 2005, Curitiba. **Anais...**, Curitiba: SOBRADE, 2005, p. 181-190.

PFENNING, L.; EDUARDO, B. P.; CERRI, C.C. Os métodos de fumigação-incubação e fumigação-extração na estimativa de solos da Amazônia. **R. bras. Ci. Solo**, Campinas, v. 16, p. 31-37, 1992.

PIÑA-RODRIGUES, F.C.M. ; REIS, L. L.; BLOOMFIELD, V.K. Análise do Desenvolvimento de espécies arbóreas da Mata Atlântica em Sistema de Plantio Adensado para a revegetação de áreas Degradadas em encosta, no entorno do Parque Estadual do Desengano (RJ). *In*: Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 3., 1997, Ouro Preto. **Anais...**, Viçosa: SOBRADE, 1997, p. 283-291.

PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; REIS, L.L.; MARQUES, S.S. Sistema de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas da Mata Atlântica: base ecológica e comparações de custo/benefício com o sistema tradicional. **Revista Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 4, p. 30-41, 1997.

REDENTE, E. F.; McLENDON, T.; DePUIT E. J. Manipulação da Dinâmica de Comunidades Vegetais na Recuperação de Áreas Degradadas. *In*: Simpósio Brasileiro Florestal, 1., 1993, Belo Horizonte. **Anais...**, Viçosa: SIF, 1993, p. 265-278.

REIS, L. L., CORREIA, M. E. F., FRANCO, A. A., CAMPELLO, E. F. C. Monitoramento do Processo de Recuperação Ambiental de Tanques de Rejeito e Depósitos de Estéril da Mineração de Bauxita na Flona de Saracá-Taquera, Porto Trombetas (PA) *In*: Congresso Brasileiro de Mina a Céu Aberto e Congresso Brasileiro de Mina Subterrânea, 2004, Belo-Horizonte. **Anais ...** Belo-Horizonte: IBRAM, 2004. 1 CD.

REIS, L. L.; CAMPELLO E. F. C & FRANCO, A. A. Atividade microbiana de um Planossolo sob plantio de leguminosas arbóreas utilizadas na recuperação de áreas degradadas em comparação ao eucalipto e vegetação espontânea. *In*: IV Simpósio Nacional Recuperação de Áreas Degradadas, 4., 2000, Blumenau. **Anais...** Blumenau: FURB, 2000. 1 CD.

REIS, L.L. & FRANCO, A.A. Atividade microbiana de um planossolo sob plantios de eucalipto e leguminosas arbóreas. *In*: Fertbio 98 – Inter-relação Fertilidade, Biologia do Solo e Nutrição de Plantas: Consolidando um Paradigma, 1998, Caxambu. **Resumos...** 1998, p. 648.

REIS, L.L.; MARQUES, S. & PIÑA-RODRIGUES, F.C.M. Sistema de plantio adensado na recuperação de áreas degradadas. *In*: Simpósio Sul-Americano e Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 1 e 2., 1994, Curitiba. **Anais...** Curitiba: FUPEF, 1994, p. 635.

REISSMANN, C. B. & CARNEIRO, C. Crescimento e composição química de erva-mate (*Ilex paraguariensis* st. hil.), transcorridos oito anos de calagem. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 34, n. 3, p. 381-386, 2004.

REISSMANN, C.B. Contribuição do *Pinus taeda* na recuperação de solos degradados em áreas de empréstimo/ um estudo de caso com horizontes orgânicos. *In*: Curso de Atualização em Recuperação de Áreas Degradadas, 3., 1996, Curitiba. **Apostila...** Curitiba: UFPR, 1996, p. 135-140.

RESENDE, M.; CURI, N. & LANI, J. L. **Reflexões sobre o uso dos solos brasileiros.** *In*: ALVARES, V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BARROS, N. F. de; MELLO, J. W. V. de & COSTA, L. M. da. (Eds). Tópicos em Ciência do Solo. Viçosa: SBCS, 2000, p. 593-644.

RODRIGUES, R. & GANDOLF, S. **Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento.** *In*: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Eds.). Recuperação de Áreas Degradadas. Viçosa: UFV/ DS/ SOBRADE, 1998, p. 203 - 216.

RUIVO, M. L. B.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BARROS, N. F.; ALBUQUERQUE, M. A. & RIBEIRO, L. M. Caracterização micropedológica de solos reabilitados após exploração de bauxita em Porto Trombetas (PA). **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v. 26, p. 759-767, 2002.

SALOMÃO, R. P.& MATOS, A. H. de M. **Plano de Exploração Florestal em 160 Hectares de Floresta Tropical primária Densa, Platô Aviso, Floresta Nacional Araçá – Taquera / IBAMA, Porto trombetas, Oriximiná, Pará.** Porto Trombetas: MRN, 2002, 75 p.

SALOMÃO, R. P.; ROSA, N. A. & MATOS, A. H. **Estudo e monitoramento da floresta tropical primária visando a restauração da paisagem florestal em áreas degradadas da Amazônia Brasileira.** *In*: Simpósio Nacional Recuperação de Áreas Degradadas, 4., Blumenau. **Anais...** Blumenau: FURB, 2000. 1 CD.

SALOMÃO, R. P.; ROSA, N. A.; FERRAZ, J. & MATOS, A. H. Uso de parcelas permanentes em reflorestamentos de diversas idades para a avaliação da recuperação de áreas mineradas em Porto Trombetas, Oriximiná, Pará. *In*: Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 3., 1997, Ouro Preto. **Anais...** Viçosa: SOBRADE, 1997, p.324-328.

SALOMÃO, R.P. & ROSA, N.A. **Aptidão ecológica de espécies arbóreas amazônicas para a recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita, Porto Trombetas, Município De Oriximiná, Pará – 1ª aproximação.** *In*: Simpósio Nacional Recuperação de Áreas Degradadas, 4., Blumenau. **Anais...** Blumenau: FURB, 2000. 1 CD.

SANTANA, D. P. **Indicadores de qualidade do solo: físicos químicos e biológicos.** *In:* Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 28., 1999, Brasília. **Anais...** Viçosa: SBCS, 1999. 1 CD. (Seção Simpósios).

SANTOS, A.C.; SILVA, I. F.; LIMA, J.R.S.; ANDRADE, A.P. & CAVALCANTE, V. R. Gramíneas e leguminosas na recuperação de áreas degradadas: efeito nas características químicas de solo. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v. 25, p. 1063-1071, 2001.

SANTOS, C.J.F. **Técnicas de plantio para proteção e estabilização de taludes.** Seropédica: UFRRJ, 1998, 115f. Dissertação (Mestrado em Agronomia - Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.

SARRAILH, J. M. & AYRAULT, N. Rehabilitación de los emplazamientos de las minas de níquel en Nueva Caledonia. **R. Unasyuva**, Roma, v. 52, p. 16-20, 2001.

SAUTER, K. D.; TANCK, B. C. B.; DIONISIO, J. A. & SANTOS, H. R. dos. Estudo da população de oribatei (acari: *cryptostigmata*), collembola (insecta) e oligochaeta, em diferentes ambientes de um solo degradado pela mineração de xisto à céu aberto. *In:* Simpósio Sul Americano e Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 1 e 2., 1994, Curitiba. **Anais...** Curitiba: FUPEF, 1994, p. 277-281.

SAUTTER, K. D. Meso e macrofauna na recuperação de áreas (solos) degradados. *In:* II Curso de Atualização em Recuperação de Áreas Degradadas. Curitiba, Paraná. **Apostila...**, 1996, p. 125 – 128.

SAUTTER, K. D.; NETO, J. A. M.; MORAES, A. de.; SANTOS, H. R. dos & RIBEIRO JUNIOR, P. J. População de oribatei e collembola em pastagens na recuperação de solos degradados pela mineração do xisto. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, v. 33, n. 9, p.1509-1513, 1998.

SEITZ, R. A. A regeneração natural na recuperação de áreas degradadas. *In:* I Simpósio Sul Americano e II Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 1 e 2., 1994, Curitiba. **Anais...**, Curitiba: FUPEF, 1994, p. 103-110.

SEITZ, R.A. As potencialidades da regeneração natural na recuperação de áreas degradadas. *In:* Curso de Atualização em Recuperação de Áreas Degradadas, 3., Curitiba. **Apostila...**, Curitiba: UFPR, 1996, p. 45-52.

SILVA, B. N. R.; SAMPAIO, S. M. N.; VENTURIERI, A.; WATRIN, O. S. & SILVA, J. M. L. **Levantamento dos recursos naturais e zoneamento agroecológico em áreas remanescentes de quilombos na região do Rio Trombetas, PA – 2ª fase – Comunidades Alto Trombetas, Jamari e Moura.** Belém: EMBRAPA-CPATU, sem data. (Relatório encadernado, não paginado).

SILVA, I. R.; FURTINI-NETO, A. E.; VALE, F. R. & CURI, N. Eficiência nutricional em espécies florestais nativas. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, v. 20, p. 257-264, 1996.

SILVA, M. G.; SANTOS, C. J. F.; COELHO-NETTO, A. & FARIA, S. M. Adição de serapilheira para aceleração da revegetação em cicatrizes de deslizamentos por movimentos de massa no Parque Nacional da Tijuca Rio de Janeiro. *In:* Simpósio

Nacional Recuperação de Áreas Degradadas, 4., 2000, Blumenau. **Anais...** Blumenau: FURB, 2000. 1 CD.

SILVA, M.; SIQUEIRA, E. R. & COSTA, J. L. S. Hidrólise de diacetato de fluoresceína como bioindicador da atividade microbiana de um solo submetido a reflorestamento. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 5, p.1493-1496, 2004.

SILVEIRA, R. L. V. A.; HIGASHI, E. N.; GONÇALVES, A. N. & MOREIRA, A. **Avaliação do estado nutricional do *Eucalyptus*: Diagnóstico visual, foliar e suas interpretações.** In: GONÇALVES, J. L. M. & BENEDETTI, V. (Eds.). Nutrição e fertilização florestal. Piracicaba: IPEF, 2000, p. 79-102.

SKALSKI JR, J. Enriquecimento com espécies florestais nativas de áreas revegetada com *Mimosa scabrella*, *M. flocculosa* e *Acácia mearnsii*, em terrenos minerados para a extração do xisto, pela Petrobrás, no sul do Brasil. In: Simpósio Sul-Americano e Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 1 e 2., 1994, Curitiba. **Anais...**, Curitiba: FUPEF, 1994, p. 586.

SOARES C. R. F. S. et al. Acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de árvores em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco. **R. Bras. Fisiol. Veg.**, v. 13, n. 3, p. 302-315, 2001.

SINRAD SIMPÓSIO SUL-AMERICANO E SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1 e 2., 1994, Foz do Iguaçu. **Anais...** Curitiba: FUPEF, 1994.

SINRAD SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3., 1997, Ouro Preto. **Anais...** Viçosa: SOBRADE, 1997.

SINRAD SIMPÓSIO NACIONAL E CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 6., 2005, Curitiba. **Anais...** Curitiba: SOBRADE, 2005.

SINRAD SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 4., 2000, Blumenau. **Anais...** Blumenau: SOBRADE/FURB, 2000. (Inclui 1 CD-ROM).

SINRAD SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 5., 2002, Belo Horizonte. **Anais...** Curitiba: SOBRADE, 2002.

SODRÉ, G.A. & BARROS, N.F. de. Atividade microbiana medida pela taxa de evolução do CO₂ em solos e manta orgânica sob várias coberturas vegetais no sudeste da Bahia. In: Fertbio 98 – Inter-relação Fertilidade, Biologia do Solo e Nutrição de Plantas: Consolidando um Paradigma, 1998, Caxambu. **Resumos...** Lavras: UFLA/SBCS/SBM, 1998, p. 411.

SOUZA, A.P. de; FERREIRA, F.A.; SILVA, A.A.; CARDOSO, A.A. & RUIZ, H.A. Atividade microbiana do solo sob doses crescentes de *glyphosate* e do *imazapyr*. In: Fertbio 98 – Inter-relação Fertilidade, Biologia do Solo e Nutrição de Plantas:

Consolidando um Paradigma, 1998, Caxambu. **Resumos...** Lavras: UFLA/SBCS/SBM, 1998, p. 452.

SOUZA, L.J.B. **Fotomorfose e crescimento de *Cedrela fissilis* Vell no viveiro e no plantio de enriquecimento em linhas.** Curitiba: UFPR, 1981, 171 fls. Tese (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba-PR.

SPARLING, G. P. et al. Estimation of soil microbial C by a fumigation-extraction method: use on soils of high organic matter content, and a reassessment of the K_{EC} -factor. **Soil. Biol. Biochem.**, v. 22, n. 3, pp. 301-307, 1990.

SRIVASTAVA, S.C. & SINGH, J.S. Microbial C, N and P in dry tropical Forest soils: effects of alternate land – uses and nutrient flux. **Soil Biol. Biochem.**, v. 23, n. 2, p. 117-124, 1991.

STOCKING, M. & MURNAGHAN, N. **Land Degradation – Guidelines for Field Assessment.** Norwich, UK, 2000.

STRAALEN, N. M. van. Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. **Applied Soil Ecology**, 9, 429 – 437, 1998.

TEIXEIRA, L. B. & SCHUBART, H. O. R. Mesofauna do solo em áreas de floresta e pastagem na Amazônia Central. **Série Pesquisa em Andamento**, n. 166, Belém : EMBRAPA-CPATU, 1992, p. 1-4.

TEIXEIRA, L. B. & SILVA, A. de B. Invertebrados do solo em áreas de florestas natural e cultivadas no município de Capitão Poço, Pará. **Boletim de Pesquisa**, n. 175, Belém: EMBRAPA-CPATU, 1997.

TEIXEIRA, L. B.; SILVA, A. de B. & OLIVEIRA, R. P. de. Mesofauna do solo em ecossistemas de floresta primária e de cultivos de seringueira e de cacaueteiro no município de Capitão Poço, Pará. **Boletim de Pesquisa**, n. 95, Belém: EMBRAPA-CPATU, 1988.

TEIXEIRA, W. G. & SILVA Jr., J. P. S. Recuperação de áreas urbanas degradadas. *In*: Congresso Brasileiro de Arborização Urbana, 2., 1994, São Luiz. **Anais...** p.155-162, 1994.

TOLLEDO, L. O.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C.; MENESES, E. G. & MAIA, P. O. Influência de diferentes coberturas vegetais na biomassa microbiana do solo. *In*: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 27., 1999, Brasília. **Anais...** Brasília: SBCS, 1999. 1 CD.

TÓTOLA, M. R. & CHAER, G. M. **Microorganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos.** *In*: ALVARES, V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BARROS, N. F. de; MELLO, J. W. V. de & COSTA, L. M. da. (Eds.). Tópicos em Ciência do Solo. Viçosa: SBCS, 2000, p. 195-276.

TRES, D. R.; GUINLE, M. C. T.; REIS, A. BASSO, S.; LANGA, R. & RIBAS Jr., U. Uso de técnicas nucleadoras para restauração ecológica de matas ciliares, Rio Negrinho,

SC. *In*: Simpósio Nacional e Congresso Latino Americano de Recuperação de Áreas Degradadas, 6., 2005, Curitiba. **Anais...** Curitiba: SOBRADE, p. 71-80.

TURCO, R. F. & BLUME, E. **Indicators of soil quality**. *In*: SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G.; FAQUIN, V.; FURTINI NETO, A. E. & CARVALHO, J. G (Eds.). Inter-Relação Fertilidade, Biologia do Solo e Nutrição de Plantas. Viçosa: SBCS, Lavras: UFLA/DCS, 1999, p. 529-550.

UHL, C. & CLARK, K. **Seed ecology of selected Amazon basin successional species emphasizing forest seed banks, seed longevity and seed germination triggers**. Georgia, Athens, University of Georgia, 1982, 22p.

UHL, C.; NEPSTAD, D.; SILVA, J.M.C.; VIEIRA, I. Restauração da floresta em pastagens degradadas. **Revista Ciência Hoje**, v. 13, n. 7, 1992.

WORKSHOP SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÀREAS DEGRADADAS, 1991, Seropédica. **Anais...** Seropédica: UFRRJ, 1991, 202 p.

UZÊDA, C.; DENICH, M. & BONI, N.R. Efeito do cultivo e do pousio sobre o solo e a vegetação secundária na Amazônia Oriental. *In*: **Congresso Brasileiro da Ciência do Solo**, 23., 1996, Águas de Lindóia. **Anais...** Campinas: SBCS, 1996. 1CD.

VALCARCEL, R. & GUEDES, B.D.M. **Recuperação de áreas degradadas**. Brasília: AGF-DF/CREA-DF, Brasília, 1999, 33 p. (Apostila de Curso).

VALCARCEL, R. & SILVA, Z. S. Eficiência conservacionista de medidas de recuperação de áreas degradadas: proposta metodológica. **Rev. Floresta**, Curitiba, v. 27, n. 1/2, p. 101-104, 2000.

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

VASCONCELOS, H. L. Respostas das formigas à fragmentação florestal. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 95-98, 1998.

VENTURIN, R. P.; BASTOS, A. R. B.; MENDONÇA, A. V. R. & CARVALHO, J. C. Efeito da relação Ca:Mg do corretivo no desenvolvimento e nutrição mineral de mudas de aroeira (*Myracrodruon urundeuva* fr. All.). **Revista Cerne**, v. 6, n. 1, p. 30-39, 2000. VIANA, V.M. Biologia e Manejo de Florestas Nativas. *In*: Congresso Florestal Brasileiro, 6., 1990, Campos do Jordão. **Anais...** Campos do Jordão: SBS:SBEF, 1990, p. 113- 118.

VIÉGAS, I. J. M.; FRAZÃO, D. A. C. & SILVA, J. F. Camucamuzeiro: nutrição, calagem e adubação. **Circular Técnica**, 38. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 6 p., 2004.

VIEIRA, L. S. & VIEIRA, M. N. F. **Manual de morfologia e classificação de solos**. 2ª Ed., Editora Agronômica Ceres. 313 p. 1983.

WARDLE, D. A. & GHANI, A. A critique of the microbial metabolic quotient (qCO_2) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. **Soil Bio. Biochem.** v. 27, p. 1601-1610, 1995.

WATT, A. D.; STORK, N. E. & BOLTON, B. The diversity and abundance of ants in relation to forest disturbance and plantation establishment in southern Cameroon. **Journal of Applied Ecology**, British, v. 39, n. 1, p. 18-30, 2002.

WHITMORE, T. C. **An introduction to tropical rain forest.** Oxford, Clarendon Press., 1990, 224 p.

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

9. ANEXOS

Anexo 01. Relatório do plantio de mudas no interior e área de borda do tanque de rejeito SP1, em Porto Trombetas (PA). (Continua)



Mineração Rio do Norte
Assessoria de Controle Ambiental - PPA
 Área plantada: 18,11 ha
 Período do plantio: 06/09/2000 a 30/11/2000
 Técnico responsável: Jenaldo Carvalho
ESPÉCIES UTILIZADAS NO PLANTIO



Item	Nome Vulgar	Nome Científico	Família	Quant. (Kg)
1	Açaí	<i>Euterpe oleracea Mart.</i>	Arecaceae	1.912
2	Andirá-uxí	<i>Andira retusa</i>	Fabaceae	880
3	Azeitona	<i>Eugenia cumini (L) Druce</i>	Myrtaceae	1.752
4	Bacaba	<i>Oenocarpus bacaba Mart.</i>	Arecaceae	760
5	Bacuri	<i>Rheedia benthamiana Pl et Tr.</i>	Guttiferae	2.212
6	Buriti	<i>Mauritia flexuosa</i>	Palmaceae	58
7	Cajú	<i>Anacardium occidentale L</i>	Anacardiaceae	142
8	Cajurana	<i>Simaba guianensis</i>	Simarubaceae	412
9	Calliandra			56
10	Camó-camo	<i>Campomanesia sp</i>	Myrtaceae	1.952
11	Capitarí	<i>Tabebuia barbata (E.Mey.)Sandw</i>	Bignoniaceae	1.272
12	Cumarú	<i>Dipterex odorata</i>	Fabaceae	200
13	Ēnvira tucunaré	<i>Dalbergia spruceana Spruce ex Benth</i>	Fabaceae	980
14	Fava bolota Igapó	<i>Parkia discolor Spruce Ex Benth</i>	Mimosaceae	452
15	Fava Tamboril	<i>Henterolobium maximun Ducke</i>	Mimosaceae	200
16	Genipapo	<i>Genipa americana L.</i>	Rubiaceae	300
17	Ingá de sapo	<i>Zygia cauliflora</i>	Mimosaceae	1.260
18	Ingá macaco	<i>Inga falcistipula Ducke</i>	Mimosaceae	1.702
19	Jacarandá do Pará	<i>Dalbergia spruceana Benth</i>	Fabaceae	424
20	Jenipaporana	<i>Genipa spruceana</i>	Rubiaceae	828
21	Jutairana	<i>Cynometra spruceana var. spruceana</i>	Caesalpiaceae	200
22	Lacre	<i>Vismia guianensis (Aubl.) Choisy</i>	Guttiferae	860
23	Louro faia	<i>Panopsis rubescens var. rubescens</i>	Proteaceae	1.160
24	Mamãorana	<i>Bombacopsis macrophylla</i>	Bombacaceae	1.180

Anexo 01. Continuação.

25	Mamãoarana 2	<i>Bombacopsis sp</i>	Bombacaceae	860
26	Marí-marí	<i>Cassia sp</i>	Caesalpiniaceae	85
27	Mata pasto	<i>Senna reticulata</i>	Caesalpiniaceae	212
28	Matá-matá	<i>Eschweilera blanchetiana</i>	Lecythidaceae	100
29	Oití	<i>Licania tomentosa</i>	Chrysobalanac	1.320
30	Palheteira	<i>Clitória</i>		21
31	Parirí	<i>Pouteria pariry (Ducke)Baehni</i>	Sapotaceae	1.100
32	Patauá	<i>Jessenia bataua (Mart.) Burret</i>	Arecaceae	200
33	Tachí dos Campos	<i>Sclerobium paniculatum Vog</i>	Caesalpiniaceae	520
34	Taquarí	<i>Alchornea schomburgkiana</i>	Euphorbiaceae	860
35	Tatapiririca	<i>Tapirira guianensis</i>	Anacardiaceae	964
36	Taxí da Várzea			900
37	Umarí do Igapó	<i>Poraqueiba sericea</i>	Icacinaceae	1.060
38	Uxirana	<i>Couepia paraensis(Mart.Et.Zucc.)Benth.</i>	Chrysobalanac	826
TOTAL				30.182

Anexo 02. Relatório do replantio de mudas no interior e área de borda do tanque de rejeito SP1, em Porto Trombetas (PA).

Mineração Rio do Norte
Assessoria de Controle Ambiental - PPA
 Área plantada: 6,55 ha
 Período do plantio: setembro a outubro de 2002
 Técnico responsável: Jenaldo Carvalho
ESPÉCIES UTILIZADAS NO REPLANTIO



Item	Nome vulgar	Nome científico	Quantidade (Kg)
1	Andira - Uchí	<i>Andira suranimensis</i>	400
2	Andiroba Fruto Grande	<i>Carapa guianensis</i>	962
3	Azeitona	<i>Eugenia cumine</i>	1384
4	Burití	<i>Mauritia flexuosa</i>	892
5	Catauarí	<i>Crataevia benthamii</i>	645
6	Cumarurana	<i>Taralea oppositifolia</i>	439
7	Envira Tucunaré	<i>Dalbergia inundata</i>	792
8	Fava Arara	<i>Parkia multijuga</i>	649
9	Fava Bolota do Igapó	<i>Parkia discolor</i>	722
10	Imbaúba	<i>Cecropia leucocoma</i>	200
11	Ingá de Macaco	<i>Inga heterophilla</i>	692
12	Jenipapo	<i>Genipa americana</i>	1227
13	Jenipaporana	<i>Genipa spruceana</i>	1384
14	Mamaorana	<i>Catostema albuquerquei Paula</i>	979
15	Mata - Pasto	<i>Senna reticulata</i>	1384
16	Muricí	<i>Byrsonima crassifolia</i>	962
17	Palheteira	<i>Clitoria fachiildiana</i>	1989
18	Tatapiririca	<i>Tapirira guianensis</i>	692
TOTAL			16394

Anexo 03. Relatório de lançamento manual sementes no interior e área de borda do tanque de rejeito SP1, em Porto Trombetas (PA).



Mineração Rio do Norte
PPA - Assessoria de Controle Ambiental
Sementes Lançadas à Mão no Tanque de Rejeito SP1
Quantitativo por Espécie



Item	Espécies	Quantidade (kg)
01	Abiu	1,0
02	Acapurana	100,0
03	Arachis pintoí	130,0
04	Araparí	52,3
05	Arroz bravo	10,0
06	Camu-camu	11,2
07	Capitarí	6,4
08	Careperena	6,4
09	Catauarí	13,0
10	Cuiarana do igapó	19,3
11	Curuminzeiro/trema	1,7
12	Envira tucunaré	13,3
13	Fava bolota do igapó	1,4
14	Fava orelha de cachorro	82,8
15	Feijão guandú	1,2
16	Genipaporana	4,7
17	Gombeira candeieira	8,0
18	Ingá de sapo	18,9
19	Ipê rôxo	2,3
20	Jacarandá	0,8
21	Jutairana	39,5
22	Leucena	3,0
23	Louro do Igapó	14,9
24	Louro faia	50,0
25	Mamãorana	0,3
26	Matá-matá	45,5
27	Mata-pasto	4,0
28	Muruci	10,0
29	Pajamarioba	2,0
30	Pajurá	30,0
31	Palheteira	29,7
32	Pará-pará	4,0
33	Paricazinho	7,0
34	Patinha	4,0
35	Pau rôxo	10,0
36	Pitombeira do campo	0,2
37	Senna 02	3,3
38	Seringa	12,0
39	Sesbânia exasperata	5,0
40	Taquarí	4,1
41	Taxí da várzea	12,0
42	Tento do igapó	2,0
43	Uxirana	50,0
44	Zygia	3,7
TOTAL		830,7