

LEILA DE SOUZA LYNCH

**INDICADORES DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS
DEGRADADAS PELA EXPLOTAÇÃO DE BAUXITA
EM PORTO TROMBETAS - PA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Curso de Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de "*Magister Scientiae*".

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2004

LEILA DE SOUZA LYNCH

**INDICADORES DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS PELA
EXPLOTAÇÃO DE BAUXITA EM PORTO TROMBETAS - PA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Curso de Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de "*Magister Scientiae*".

APROVADA: 17 DE FEVEREIRO DE 2004

Profa. Maria Catarina Megumi Kasuya
(conselheira)

Prof. Nairam Félix de Barros
(conselheiro)

Prof. Maurício Dutra Costa

Dr. Avílio Antônio Franco

Luiz Eduardo Dias
(orientador)

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2004

Aos meus pais e ao meu irmão Pedro que, apesar da distância, estão sempre presentes em mim, minha referência e meu chão nessa vida.

À tia e avó Ruth, que sempre acreditou, apoiou e desejou o melhor, também lhe dedico minhas vitórias.

AGRADECIMENTO

À Universidade Federal de Viçosa, pela formação e oportunidade do curso.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pelo auxílio financeiro.

Aos professores Luiz Eduardo Dias e Maria Catarina Megumi Kasuya, pela orientação, paciência, confiança e boa vontade.

À professora Irene Maria Cardoso, pela amizade, bons conselhos, apoio e por tornar o dia a dia acadêmico mais apaixonado.

Aos laboratoristas Carlos Fonseca e Bodão (Ernando), pela ajuda no laboratório e boa companhia.

Ao Emerson (Janela), por tudo, já que essa conquista é sua também.

BIOGRAFIA

LEILA DE SOUZA LYNCH nasceu na cidade do Rio de Janeiro em 6 de julho de 1975.

Em 1995 ingressa no curso de Agronomia da Universidade Federal de Viçosa. Durante a graduação participa de estágios nos laboratórios do Departamento de Solos da UFV e do Departamento de Microbiologia, onde foi bolsista de iniciação científica.

Gradua-se em 2001 e inicia no mesmo ano o mestrado em Solos e Nutrição de Plantas, que conclui em fevereiro de 2004.

CONTEÚDO

	Página
EXTRATO	VI
ABSTRACT	X
1 . INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1. Qualidade do solo	3
2.2. Indicadores de qualidade do solo	7
2.3. Indicadores do status biológico de solos no monitoramento da recuperação de áreas degradadas	14
3. MATERIAL E MÉTODOS	17
3.1. Caracterização da área amostral	17
3.1.1. Localização	17
3.1.2. Características do ambiente	17
3.1.3. Exploração do minério e recuperação das áreas mineradas	19
3.1.4. Sítios amostrados	21
3.2. Coleta de amostras	21
3.3. Análises laboratoriais	22
3.4. Análises estatísticas	25
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
4.1. Resultados das análises	27
4.2. Agrupamento das áreas e análise de componentes principais	41
5. CONCLUSÕES	53
6. BIBLIOGRAFIA	55

RESUMO

LYNCH, Leila de Souza, M.S., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2004.

Indicadores de recuperação de áreas degradadas pela exploração de bauxita em Porto Trombetas - PA. Orientador: Luiz Eduardo Dias.
Conselheiros: Maria Catarina Megumi Kasuya e Nairam Félix de Barros.

Este estudo teve como objetivos avaliar o processo de recuperação de áreas degradadas pela exploração de bauxita, por meio da análise multivariada de algumas variáveis relacionadas à matéria orgânica e à atividade biológica nestes substratos alterados e avaliar a importância destas como indicadoras de qualidade de solo. As áreas escolhidas se situam no distrito de Porto Trombetas, município de Oriximiná - PA e foram exploradas pela Mineração Rio do Norte. A escolha destas áreas foi em função da existência de uma seqüência cronológica de idades dos plantios de recuperação, o que permite verificar a influência do tempo *versus* técnicas utilizadas sobre o grau de recuperação das áreas mineradas, assim como a existência de alguma relação entre os valores dos indicadores utilizados e a idade dos plantios. Foram feitas duas amostragens dos substratos alterados, uma no início do período seco e outra no meio do período chuvoso, em 12 áreas revegetadas,

com 2, 4, 6, 8, 10, 15, 16, 18 e 20 anos de revegetação que correspondem, respectivamente, às áreas revegetadas (ou plantios) nos anos de 2000, 1998, 1996, 1994, 1992, 1987, 1986, 1984 e 1982, além de um tanque de rejeito revegetado em 1999 e de uma parcela de mata primária do entorno, que serviu como área de referência. Foram amostradas duas áreas revegetadas em 1994: uma onde houve o retorno de solo superficial antes do plantio (1994 com SS) e outra em que este retorno não foi feito (1994 sem SS). As variáveis avaliadas em cada uma destas áreas foram: carbono orgânico, matéria orgânica leve e quantidade de carbono presente nesta fração, carbono da biomassa microbiana, nitrogênio potencialmente mineralizável, atividade de α -glicosidase e de fosfatase ácida, respiração basal em laboratório e equivalente de umidade. A partir dos dados de CO_2 evoluído em laboratório e de carbono da biomassa, foi calculado o coeficiente metabólico (CO_2 evoluído/ C_{biomassa}) e, a partir do carbono orgânico e carbono da biomassa, o coeficiente microbiano ($C_{\text{biomassa}}/C_{\text{orgânico}} \times 100$), para todas as áreas. Além disso, foi medido o CO_2 evoluído em condições de campo, para as seguintes áreas: mata, 1984, 1987, 1994 com SS, 1994 sem SS, 2000 e tanque de rejeito. Os dados relativos a cada área e a cada período foram submetidos ao método de agrupamento de Tocher e à análise de componentes principais. O agrupamento, em ambos os períodos, manteve a mesma tendência, com a área de mata sempre isolada das demais; um grande grupo reunindo plantios com idades intermediárias, mais próximo da área de mata; e as áreas do tanque de rejeito, 1994 sem SS e 1998, mais distantes. O tanque de rejeito representa uma condição extrema e peculiar e foi sempre agrupado isoladamente. O período chuvoso proporcionou maior distinção entre as áreas e o grupo maior formado neste período mostrou-se bastante heterogêneo. As variáveis consideradas menos importantes pela análise de componentes principais para explicar a variação total entre as áreas foram, no período seco, o carbono da biomassa e, no período chuvoso, o carbono presente na matéria orgânica leve. Apesar de considerado de pouca importância por tal análise, isoladamente, o carbono da biomassa foi necessário na composição dos coeficientes metabólico e microbiano, parâmetros considerados importantes para a distinção entre as áreas. Devido ao fato de a maioria das áreas ter sido reunida em um único grupo e este grupo, no período chuvoso, ter apresentado evidente heterogeneidade, foi aplicado

novamente o método de otimização de Tocher para as áreas incluídas nestes grupos maiores, de ambos os períodos, para comparação destes plantios entre si. O reagrupamento pareceu evidenciar a influência da prática de retorno de solo superficial sobre o grau de recuperação dos diversos plantios.

ABSTRACT

LYNCH, Leila de Souza, M.S., Universidade Federal de Viçosa, February, 2004.

Reclamation indicators for areas degraded by bauxite mining in Porto Trombetas - PA. Advisor: Luiz Eduardo Dias. Committee members: Maria Catarina Megumi Kasuya and Nairam Félix de Barros.

The aim of the present study was to evaluate the reclaiming process of degraded areas due to bauxite exploitation, using multivariate analysis of variables related to organic matter and biological activity in such altered substrates and, also, to evaluate the importance of the chosen variables as soil quality indicators. The collection of samples was done in two different periods: in the middle of the raining season and in the beginning of the dry season. Twelve areas revegetated after the mining process were sampled, corresponding to areas with 2, 4, 6, 8, 10, 15, 16, 18 and 20 years old tree plantings, besides a refuse pond area revegetated in 1999 and a plot under an undisturbed native forest, used as a reference area. Two different areas revegetated in 1994 were sampled: one in which there was topsoil return (1994 com SS) and another where this procedure was not done before revegetation (1994

sem SS). The characteristics measured in all sampled areas were organic carbon, the light fraction of soil organic matter, the carbon present in the light fraction, microbial biomass carbon, potentially mineralizable nitrogen, β - glucosidase activity, acid phosphatase activity, basal respiration rates under laboratory conditions and the moisture equivalent. Metabolic coefficients were calculated based on mineralized CO₂, measured in the laboratory, and biomass carbon. Microbial coefficients were determined using data on organic C and microbial biomass C. The basal respiration under field conditions was measured for the following areas: native forest, 1984, 1987, 1994 com SS, 1994 sem SS, 2000 and refuse pond. Data relative to each area separately, for each period, were submitted to cluster and principal component analyses. The clustering of areas for both periods showed the same trend, with the native forest being far apart from all the other areas and, the refuse pond, 1994 sem SS and 1998 areas being distant from the plantings of intermediate ages. The refuse pond area represents an extreme and peculiar condition and was always grouped alone. The raining season allowed greater distinction between areas and the larger group formed in this sampling period was quite heterogeneous. The variables considered less important by principal component analysis were, for the dry season, the biomass carbon and, for the raining season, the carbon present in the soil organic matter light fraction. Although considered of little importance by such analysis, separately, the microbial biomass carbon was necessary for the metabolic and microbial coefficient calculations, parameters considered important for the distinction between areas. Due to the fact that most of the intermediate age areas were grouped together, and that this group showed high heterogeneity for the raining season clustering, the clustering method was applied again, to subdivide this group, in both periods, allowing comparisons between them. The new clustering analysis seemed to evidence the topsoil return influence on the reclaiming degree of the different plantings.

1. INTRODUÇÃO

O nível atual de pressão antrópica sobre os recursos naturais já é tal que o problema da escassez destes frente à uma população ainda crescente, é cada vez mais evidente. Aliado à pressão causada pela densidade populacional há, ainda, a questão da não sustentabilidade nas formas de exploração dos recursos naturais.

O recurso água, certamente é o que ocupa lugar central em tais preocupações. No entanto, outro recurso igualmente essencial e cuja preservação da qualidade tem relação direta com a qualidade da água, é o solo. Apesar disso, o grau de degradação do solo tem sido tão intenso e a extensão de áreas degradadas sobre o planeta, tão vasta, que as preocupações - e ações - não mais se limitam à questão da preservação mas, também, da recuperação desses solos degradados pela atividade antrópica.

A recuperação e a preservação da qualidade do solo são questões que têm acumulado cada vez mais relevância, tendo sido objeto de um volume cada vez maior de pesquisas e, mesmo, do desenvolvimento de políticas conservacionistas.

No entanto, *qualidade do solo* é um conceito emergente e que tem sido tema de constantes debates. Sua discussão, estudo e compreensão se tornou imprescindível nos dias de hoje, assim como todos os temas que estão relacionados às questões ambientais diretamente ou, que dizem respeito às relações dos homens entre si, e terão conseqüências sobre o ambiente.

Dentro deste grupo de preocupações, a palavra-chave tem sido *sustentabilidade*. Para que se possa proteger o solo da degradação e manejá-lo de forma sustentável, são necessárias estratégias para determinar sua *qualidade* pois, apenas dessa maneira, será possível monitorar de forma objetiva a ocorrência ou não de processos que conduzam à degradação dos solos e também, comparar e avaliar diferentes práticas e modelos de manejo do solo visando sua sustentabilidade.

É neste contexto que surge o estudo das características de solo que possam servir como indicadores de sua qualidade. Muitas características relacionadas a atributos biológicos, químicos e/ou físicos dos solos têm sido utilizadas para a avaliação da qualidade de solos agrícolas. Entre as características biológicas e químicas de interesse para esta finalidade estão aquelas relacionadas ao *status* da ciclagem de nutrientes e aos estoques dos mesmos no solo. Dentre as características físicas, densidade do solo, agregação e capacidade de retenção de água estão entre as mais comumente medidas para a avaliação da qualidade do solo para fins agrícolas. A utilização de características que sirvam como indicadores da condição de um solo também pode ser feita visando o monitoramento ambiental. Em estudos que buscam monitorar o processo de recuperação de áreas degradadas pelo homem, especialmente em áreas mineradas, o estudo de indicadores tem se tornado cada vez mais freqüente. De fato, a utilização de indicadores é uma ferramenta imprescindível para o monitoramento destas áreas e que também pode nos informar acerca de intervenções necessárias nas áreas em processo de recuperação, com a finalidade de otimizar tal processo.

Os objetivos deste trabalho foram avaliar o processo de recuperação de áreas degradadas pela exploração de bauxita utilizando alguns indicadores selecionados com base na literatura, assim como avaliar sua adequação, ou eficácia, como indicadores deste processo.

2. REVISÃO DE LITERATURA

A definição de qualidade de um solo e sua quantificação têm sido bem mais complicadas do que, por exemplo, a definição e quantificação da qualidade da água e do ar, para os quais já existem padrões definidos. Isto porque o solo não é diretamente consumido por nós ou outros animais. A qualidade de um solo tem sido assim, freqüentemente entendida como uma característica abstrata dos solos que não pode ser definida porque depende de fatores externos como o uso da terra e práticas de manejo do solo, do próprio ecossistema em questão e suas interações ambientais, prioridades socioeconômicas, políticas, etc (Doran, 1997).

Assim sendo, antes de qualquer consideração sobre indicadores de qualidade do solo, é conveniente esclarecer o que tem sido entendido por "qualidade do solo".

2.1. Qualidade do solo

Historicamente, quando se discutia sobre qualidade do solo, a idéia principal sempre foi a produtividade que este poderia proporcionar. Atualmente o significado do termo se encontra ampliado para abranger aspectos relativos à sustentabilidade do recurso solo e ao ambiente. O desenvolvimento deste conceito, em bases ecológicas, liga-o à idéia de sustentabilidade do sistema como um todo e faz com que a própria qualidade do solo se torne, por sua vez, um indicador chave da sustentabilidade do ecossistema (Stenberg, 1999). Herrick (2000), entretanto, afirma que a qualidade do solo, apesar de parecer ser ideal, não pode ser considerada

como o único indicador de um manejo sustentável da terra e lembra que existem pontos que limitam a plena utilização deste conceito e que devem ser resolvidos, a saber: 1) A demonstração de relações causais entre a qualidade do solo e as funções do ecossistema, como conservação da biodiversidade, produção de biomassa e conservação do solo e da água; 2) Aumento do poder de previsão, por parte dos indicadores de qualidade, de respostas a distúrbios. Apesar de existirem muitos indicadores que refletem a capacidade atual de um solo de exercer funções, poucos são capazes de prever a capacidade de um solo de *manter* estas funções no caso de o mesmo ser submetido a distúrbios. Desta maneira, o autor insere na discussão as concepções de resistência e resiliência do solo; 3) Tornar os sistemas de monitoramento mais acessíveis aos agricultores. A maioria destes sistemas é muito complexa e/ou muito cara; 4) Integrar a qualidade do solo com outros indicadores biofísicos e sócio-econômicos, e 5) Entender este conceito (qualidade do solo) dentro do contexto de paisagem. Muitas funções dos ecossistemas dependem de conexões através do tempo, de diferentes partes da paisagem.

Doran e Parkin (1994) revisaram várias definições de qualidade do solo propostas na época e todas possuíam em comum a idéia da *capacidade do solo de funcionar efetivamente*, tanto no presente como no futuro. Os mesmos autores sugeriram que a qualidade do solo poderia ser definida como: "a capacidade de um solo funcionar no sistema em que está inserido, para sustentar a produção biológica, manter a qualidade ambiental e promover a saúde animal e vegetal". Esta mesma definição foi adotada pela Soil Science Society of America (1997), com pequenas modificações, como segue: "A capacidade de um tipo específico de solo funcionar dentro do ecossistema no qual está inserido, seja este natural ou sob manejo humano, para sustentar a produção biológica, manter a qualidade ambiental e promover a saúde animal e vegetal." Funcionar dentro do ecossistema em que está inserido implica que nem todos os solos podem ser comparados entre si através de estimativas de qualidade absolutas. Antes, cada solo deve ser avaliado com relação às diferenças naturais como o tipo de solo, clima e geografia local.

Larson & Pierce (1991) já propuseram que a qualidade do solo poderia ser simplesmente definida como "aptidão para o uso" e também distinguiram três funções dos solos: 1) meio para o crescimento de plantas e atividade biológica; 2) regular o fluxo de água no ambiente; 3) servir como um filtro ambiental. A primeira estaria, então, relacionada à aeração, penetração de raízes, suprimento de água e nutrientes

para as plantas e à transformação dos nutrientes. A segunda função envolveria a infiltração e o escoamento superficial da água e a terceira, a decomposição de resíduos orgânicos, o acúmulo de compostos químicos e o papel do solo como fonte e dreno de CO₂.

A qualidade do solo já foi definida como sendo a resultante de processos conservacionistas e degradadores sobre o solo (Figura 1), e também foi sugerido que a qualidade nutricional de alimentos produzidos em determinado solo poderia ser considerada como função da qualidade deste (Parr *et al.*, 1992). Porém, estas ligações ainda são esparsamente estudadas e pouco compreendidas. Assim mesmo, esta idéia já foi assimilada posteriormente por outros autores (Doran e Parkin, 1994 e Doran *et al.* 1996) para incluir todos os fatores que afetam a saúde humana e animal, tanto direta como indiretamente.

São três as vias gerais pelas quais o solo pode interagir com a saúde animal e vegetal (Doran *et al.* 1996): através do potencial de envenenamento direto de solos contaminados; pela influência do solo na qualidade da água e do ar; através da influência do solo na qualidade dos vegetais produzidos no mesmo para a alimentação. A primeira via é provavelmente de abrangência bastante localizada e é devido a derramamentos acidentais de poluentes em altas concentrações. A segunda via caracteriza um problema de maior abrangência. Contaminações de lençóis freáticos e de águas superficiais devido à lixiviação de nutrientes e agrotóxicos são problemas bastante comuns e bem reconhecidos. A terceira via pode ocorrer através da presença de metais tóxicos, resíduos de agrotóxicos ou desbalanços em elementos necessários.

Indo além do ponto de vista do uso agrícola, Blum (1993) identificou seis funções do solo relacionadas à sua proteção: a produção de biomassa; sua atuação como filtro, tampão e transformador de compostos, protegendo o ambiente em geral; habitat para muitas formas de vida/ reservatório genético; meio físico e base para estruturas e atividades técnicas e industriais; fonte de matérias - primas; conter sítios arqueológicos e paleontológicos. O mesmo autor ressalta que é extremamente importante considerar a competição que existe entre estas funções e o grau variado de importância que podem assumir, na concepção das políticas de manejo e conservação.

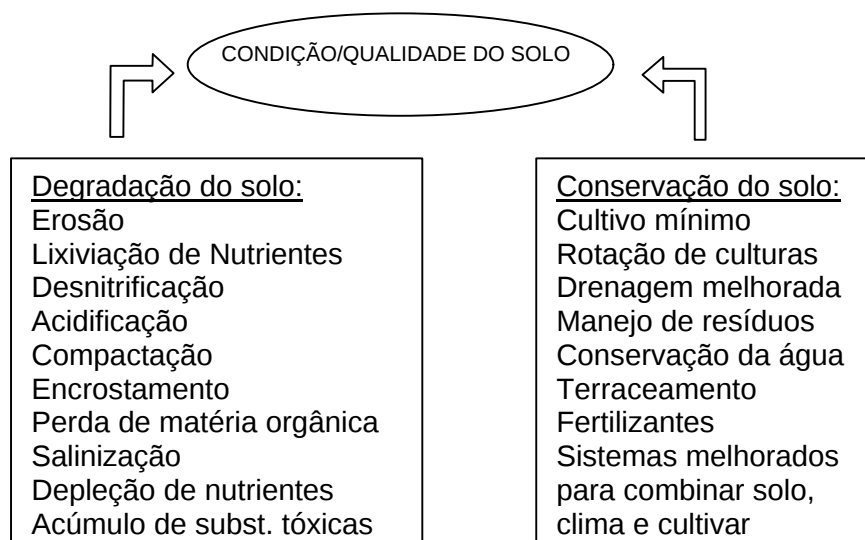


Figura 1 - A qualidade do solo como resultado da soma de processos degradadores e conservadores (Parr *et al.*, 1992).

O termo *saúde* do solo tem sido freqüentemente usado como sinônimo de qualidade do solo embora alguns autores tenham feito distinção entre os termos, como Rapport *et al.* (1997) e Stenberg (1999), que definem *saúde* do solo como sendo um termo relativo aos atributos inerentes ao solo que determinam seu *status*, independente de sua aptidão para determinados usos. A *qualidade* do solo descreve sua capacidade de desempenhar as funções a ele atribuídas (Stenberg, 1999). Na verdade, ainda não há consenso quanto ao uso destes termos.

Segundo Pankhurst *et al.* (1997) as definições de *saúde* e *qualidade* do solo acabam se sobrepondo em muitos pontos mas, o termo qualidade enfoca mais a capacidade do solo de satisfazer as necessidades humanas enquanto que o termo *saúde* enfoca mais a contínua capacidade do solo de manter suas funções.

No entanto, ambos os termos podem ser entendidos como sinônimos sendo que *qualidade* do solo é o termo preferido no meio acadêmico e que *saúde* do solo é o termo preferido pelos agricultores (Doran, 1997). Esse autor diz que prefere o último termo no que ele melhor representa o solo como um organismo vivo e dinâmico que funciona de forma holística, dependendo de seu estado ou condição, ao invés de um corpo inanimado cujo valor depende apenas de características inatas e do uso pretendido.

É importante que se tenha uma idéia clara e consensual do que vem a ser qualidade do solo, que permita buscar as melhores formas de manejar e conservar o solo para o uso futuro, e esta deve ser ampla o suficiente para abranger todas as

funções do solo. Embora esta definição ainda não exista, pode-se perceber que a mesma depende da melhor compreensão de todas as funções que um solo possa ter em um ecossistema (e talvez por isso mesmo ainda não seja possível tal consenso).

Para Pierce e Lal (1991) "as práticas de manejo do solo no século 21 devem ser formuladas com base na compreensão do conceito de ecossistema." Enfim, é importante que estejam claras para nós quais as *funções* do solo em um ecossistema quando buscamos avaliar sua qualidade e, dessa maneira, as definições mais efetivas são aquelas que o fazem sob um ponto de vista ecológico, entendendo o solo como um componente fundamental nos vários ciclos energéticos dos diferentes ambientes.

2.2. Indicadores de qualidade do solo

Os parâmetros específicos que serão mais úteis para a determinação da qualidade do solo ainda são discutidos e certamente irão depender das questões a serem respondidas ou para que fim serão utilizados os dados.

Muitos conjuntos mínimos de dados necessários tem sido propostos, cada um contendo um "corpo" principal de análises a serem desenvolvidas (Kennedy and Papendick, 1995).

No monitoramento da qualidade do solo, dois princípios básicos de determinação podem ser identificados. O primeiro é o cálculo de balanços entre entradas e saídas do sistema. Isto é válido para o caso de acúmulo de metais e, também, para nutrientes vegetais. No entanto, para mudanças mais gerais sobre a qualidade do solo, medidas diretas ou indiretas devem ser feitas. Desde que a qualidade do solo é controlada por três componentes que interagem entre si - o físico, o químico e o biológico, para uma completa descrição da qualidade do solo, muitos consideram que são necessários indicadores relacionados a todos estes componentes (Stenberg, 1999).

Muitos dos atributos apontados em levantamentos ou mapas de solos estão relacionados às qualidades inerentes aos solos, as quais são, por sua vez, governadas pelos processos pedogenéticos. Estes atributos se incluem principalmente entre os componentes físicos e químicos do solo, e apenas indicam superficialmente sobre o componente biológico. Os atributos biológicos e

especialmente os microbiológicos, têm potencial como indicadores integradores destes outros atributos, com uma grande sensibilidade à mudanças (Elliot, 1997).

Os microorganismos do solo e suas comunidades estão continuamente se adaptando à mudanças em seu ambiente. A natureza dinâmica deste grupo é que os torna potenciais indicadores, de elevada sensibilidade, para determinar a qualidade do solo e mudanças sobre a mesma, devido às mudanças no manejo (Kennedy and Papendick, 1995). Assim, estas comunidades podem indicar modificações súbitas no solo, muito antes que estas possam ser efetivamente percebidas, por exemplo, através de variações no teor de matéria orgânica ou outros parâmetros.

Alguns conjuntos mínimos de dados (CMD) propostos na literatura para a análise da qualidade do solo estão expostos nas Tabelas 1 e 2.

Quadro 1 – Conjunto Mínimo de Dados de Indicadores de Qualidade do Solo (Kennedy e Papendick, 1995)

▪ Carbono Orgânico
▪ Biomassa Microbiana: - C e N na biomassa
- biomassa total
- biomassa bacteriana
- biomassa fúngica
▪ N potencialmente mineralizável
▪ Respiração do solo
▪ Enzimas: - desidrogenase
- fosfatases
- arilsulfatases
▪ C na biomassa/carbono orgânico total
▪ Respiração/biomassa
▪ Perfil da comunidade microbiana:
- utilização de substratos - diversidade catabólica da comunidade microbiana do solo;
- análise de ácidos graxos (FAMES) - diversidade taxonômica;
- análise de ácidos nucleicos - diversidade genética

Quadro 2 – Conjunto Mínimo de Dados proposto por Doran *et al.* (1996), em Doran (1997)

Indicadores	Relação com a função/condição do solo
Físicos	
Textura	Retenção de água e compostos químicos; estimativa do grau de erosão e variabilidade entre tipos de solos, no campo.
Profundidade do solo, horizonte superficial e de raízes	Estimativas dos potenciais de erosão e produtividade.
Densidade aparente e infiltração	Indicam compactação e potencial de lixiviação, produtividade e erodibilidade.
Capacidade de retenção de água	Relacionada à retenção de água, transporte e erosividade.
Químicos	
Matéria Orgânica do Solo	Influência na fertilidade, estabilidade e grau de erosão.
PH	Define o limiar de atividades químicas e biológicas.
Condutividade elétrica	Impõe limites para a atividade de plantas e microorganismos.
N, P e K disponíveis	Nutrientes disponíveis para as plantas e potencial de perda do solo; indicadores de produtividade e ambientais.
Biológicos	
C e N na biomassa microbiana	Potencial catalítico microbiano e reservatório de C e N; sinais iniciais dos efeitos do manejo sobre a MOS
Potencial de N-mineralizável (incubação anaeróbica)	Produtividade do solo e suprimento de N disponível; estimativa do N da biomassa microbiana.
Respiração do solo, conteúdo de água e temperatura	Medição/estimativa da atividade microbiana (e em alguns casos de plantas) .

As variáveis apresentadas até aqui estão entre as mais comumente adotadas. A seguir são feitos alguns comentários sobre cada uma delas.

Matéria Orgânica (Carbono Orgânico)

A decomposição da matéria orgânica é controlada por fatores químicos e físicos do solo e especialmente pelo fator biológico, sendo que os microrganismos

têm um papel fundamental neste processo. Há freqüentemente uma relação direta entre as porcentagens de C orgânico e o C da biomassa microbiana, para solos de uma mesma zona climática. Também existem relações com enzimas do solo (Suttner e Alef, 1988 em Alef e Nannipieri, 1995).

Respiração do Solo

Nos dá uma estimativa da atividade de decomposição e da disponibilidade de C em um solo. É uma das mais antigas e ainda mais utilizadas formas de quantificar a atividade microbiana nos solos. A Respiração Basal é definida como sendo a respiração sem a adição de substrato orgânico ao solo, e a Respiração Induzida por Substrato é a respiração medida na presença de um substrato adicionado, tal como glicose, aminoácidos, etc (Alef & Nannipieri, 1995). Esta última é útil para a avaliação da diversidade catabólica da comunidade microbiana do solo.

N-mineralizável

Indica o potencial de disponibilização de N para as plantas e efeitos de estresses no sistema. O processo é comumente determinado por meio da incubação sob condições aeróbicas ou anaeróbicas e fornece um índice de N disponível para as plantas. Durante a incubação, também ocorre imobilização de N, simultaneamente à mineralização. Ao final, o que é medido é a mineralização líquida, que reflete o potencial de liberação de N no solo (Alef & Nannipieri, 1995).

Biomassa Microbiana

A biomassa microbiana pode ser avaliada de várias formas, todas indicando o *status* da comunidade microbiana ou, em alguns casos, de membros específicos desta. A biomassa microbiana de toda a comunidade é tratada como uma entidade única. O primeiro método foi introduzido por Jenkinson & Powlson, em 1976 (Stenberg, 1999): o método da fumigação-incubação com clorofórmio (FIC). Atualmente, os mais utilizados tem sido este e o método da fumigação-extração com clorofórmio (FEC), que é uma modificação do primeiro, além da Respiração Induzida por Substrato a qual é considerada mais simples e rápida além de apresentar menor coeficiente de variação, o que é desejável para procedimentos de rotina. No entanto, os dois primeiros métodos possibilitam a determinação do C e N microbianos, e, dessa maneira, a contribuição deste compartimento com relação àqueles elementos no solo.

Outra metodologia mais recente para a determinação do C da biomassa microbiana é a proposta por Islam e Weil (1998), que utiliza irradiação com

microondas para a lise das células microbianas, ao invés da fumigação com clorofórmio. Este método é interessante pela praticidade que a irradiação com microondas apresenta em relação à fumigação com clorofórmio e pela possibilidade de evitar o uso de tal substância, que é tóxica.

Ferreira *et al.* (1999) compararam a metodologia de irradiação-extração com as metodologias de fumigação-incubação e fumigação-extração tanto para a determinação do C microbiano como para o N microbiano. Os valores de C e N determinados pelo método de irradiação com microondas foram semelhantes aos encontrados pelos métodos que utilizam incubação com clorofórmio. Além disso, o método com irradiação reduziu os coeficientes de variação entre as amostras de solo, sendo assim sugerido pelos autores como o método mais adequado para a estimativa do C e N microbianos nos solos.

No que diz respeito a grupos específicos, pode-se estudar flutuações em determinadas populações ou, de suas atividades, devido à perturbações. As populações de nitrificantes, por exemplo, além de serem um grupo chave no ciclo do N são muito sensíveis a estresses ambientais, sendo assim um grupo interessante a ser estudado.

Há métodos que envolvem a contagem direta de microrganismos e os que envolvem a determinação do conteúdo de compostos químicos. Neste segundo grupo estão incluídas as determinações de ácido murâmico para bactérias e ergosterol para fungos (Kennedy e Papendick, 1995). A contribuição da biomassa fúngica pode ser estimada por meio da extração e determinação de ergosterol do solo. O ergosterol é um esterol endógeno e predominante nas membranas plasmáticas das células fúngicas.

Enzimas

Os ensaios com enzimas informam acerca da atividade microbiana nos solos e podem ser úteis para avaliar a qualidade destes. Uma lista das enzimas que têm sido mais estudadas é mostrada em Stenberg (1999), conforme sua categoria:

- Ciclo do C: amilase, celulase, lipase, glicosidases e invertases;
- Ciclo do N: proteases, amidases, ureases e desaminases;
- Ciclo do P: fosfatases;
- Ciclo do S: arilsulfatases.

Os resultados destes ensaios devem ser analisados com cuidado porque estes representam um potencial máximo ao invés de atividades reais, já que as condições

de incubação são ideais, para garantir altos níveis de atividade da enzima. A concentração do substrato está em excesso e os valores de pH e temperatura ajustados em torno de seus ótimos. Além disso, o volume da mistura é tal que permite a difusão livre do substrato. Os problemas com a interpretação destes dados podem freqüentemente levar a conclusão de que não há qualquer relação entre as atividades enzimáticas e determinadas funções do solo.

Provavelmente é devido a isso que Badiane *et al.* (2001) não encontraram nenhuma relação entre as atividades das enzimas avaliadas e a biomassa microbiana entre áreas sob pousio com diferentes idades. A avaliação da biomassa foi feita com a umidade natural de amostras coletadas no fim do período seco, em área de solos arenosos, enquanto que as avaliações das atividades de enzimas foram conduzidas sob condições ótimas.

As enzimas também podem fornecer informações qualitativas, por exemplo, a respeito de processos metabólicos específicos que estão ocorrendo ou não nos solos (Alef & Nannipieri, 1995). A atividade de enzimas no solo está intimamente relacionada à ciclagem de nutrientes.

Relação C na Biomassa/C orgânico total

Esta relação fornece uma estimativa da contribuição do reservatório microbiano de C para o solo, e também do status metabólico do mesmo.

Relação Respiração/Biomassa

Também denominada de coeficiente metabólico (qCO_2). Não se pode dizer que é uma medida por si só. É, na realidade, um parâmetro ecofisiológico, que foi proposto por Anderson e Domsch (1985) como uma adaptação para a microbiologia do solo, da teoria do desenvolvimento bioenergético do ecossistema (Odum, 1969). Um coeficiente baixo indica uma utilização econômica da energia e se supõe que isto seja o reflexo de um ecossistema mais estável. O qCO_2 também pode ser considerado como uma medida da atividade específica da biomassa e muitos concordam que este tipo de medida costuma oferecer melhores resultados do que apenas medidas de biomassa ou atividade isoladas (Brussaard *et al.*, 2003).

Caracterização da Comunidade Microbiana (avaliações qualitativas)

As metodologias para caracterização da comunidade microbiana nos solos têm avançado nos últimos anos, e métodos cada vez mais diretos para realizar esta caracterização têm surgido.

Três grupos principais de metodologias têm se desenvolvido:

- Métodos que envolvem a utilização de substratos específicos, distinguindo as populações com base em suas distintas capacidades de utilização de fontes de C (diversidade catabólica);
- Determinação dos perfis de fosfolipídios, baseada na extração e análise dos ácidos graxos de fosfolipídios das membranas celulares de microorganismos (diversidade taxonômica);
- Perfis de ácidos nucleicos extraídos dos solos os quais refletem a composição genética destes, como a extração de DNA do solo e a eletroforese em gel com gradiente desnaturante (diversidade genética).

O primeiro grupo de análises reflete o funcionamento da comunidade microbiana enquanto que os dois outros grupos refletem a estrutura da mesma (Stenberg, 1999). A diversidade destas comunidades tem sido sugerida como um indicador de qualidade do solo. Isto requer algum tipo de índice de diversidade, no entanto, ainda não está claro como se pode interpretar um índice desta natureza. Alta diversidade é normalmente entendida como algo positivo pois se espera que promova maior estabilidade no ecossistema, mas Kennedy e Smith, 1995, citados por Stenberg (1999) questionam esta idéia na medida em foi observada maior diversidade, com relação à utilização microbiana de substratos, em um sistema cultivado do que no sistema natural correspondente, por aqueles autores. Já Griffiths *et al.* (2001) afirmam que há evidências da ligação entre diversidade e estabilidade tanto em ecossistemas terrestres como aquáticos.

Independente disso, os estudos de diversidade da comunidade microbiana provêm metodologias que possibilitam levantar mais informações e aprender mais sobre os microorganismos do solo e sua atuação no ecossistema. Isto permitiria um entendimento mais holístico da qualidade do solo. A microbiologia do solo tem se apresentado por muito tempo como uma "caixa-preta" a ser descoberta - estima-se que se conheça menos de 1% dos microorganismos do solo (Sylvia *et al.*, 1999). Dessa forma, metodologias voltadas para avaliações qualitativas têm grande importância por permitir conhecer melhor estas populações e suas interações. Isso, por sua vez, aumentaria a compreensão dos processos biológicos no solo e permitiria a melhor aplicação de indicadores microbiológicos de qualidade.

Hill *et al.* (2000) ressaltam a importância que estas determinações de natureza qualitativa têm para a compreensão holística do conceito de qualidade do solo e discutem vários métodos destinados ao estudo da composição e diversidade destas comunidades.

Outros possíveis indicadores também propostos na literatura são: a Nitrificação Autotrófica, Denitrificação e Avaliação da colonização micorrízica e abundância de esporos extraídos do solo

2.3. Uso de indicadores no monitoramento da recuperação de áreas degradadas

Da mesma forma que se espera poder utilizar indicadores microbiológicos para avaliar a qualidade do solo ou monitorar os efeitos de práticas de manejo, obtendo sinais precoces de distúrbios que possam desencadear processos negativos sobre esta qualidade, espera-se também que possuam potencial para uma avaliação mais sensível de processos que ocorram no sentido inverso, ou seja, no sentido do aumento da qualidade do solo, como ocorre no contexto do monitoramento da recuperação de áreas degradadas.

Neste caso, os valores das características a serem avaliadas nas áreas sob monitoramento, são geralmente comparados com valores obtidos de áreas que não sofreram degradação, representando a condição original daquelas áreas, e que, de preferência, sejam áreas de relativa estabilidade (área de referência ou controle).

Este tipo de monitoramento pode, além de informar a respeito da melhoria de características do substrato para o desenvolvimento de vegetação, fornecer uma noção mais ampla do processo de recuperação, permitindo observar se este se aproxima da área de referência ou resultará em uma outra condição de equilíbrio. Desta maneira, as informações obtidas permitirão realizar interferências no sentido de acelerar tal processo e direcioná-lo para a condição da área de referência.

Hart *et al.* (1989) sugeriram que a biomassa microbiana, a respiração microbiana e a mineralização líquida, expressos como a fração destes valores em solos não perturbados (solo controle) poderiam ser utilizados como índices de estabilidade biológica de solos.

Uma limitação, talvez, deste tipo de monitoramento, seria a necessidade da existência de tais áreas de referência para sua plena aplicação.

A partir de estudos realizados em cronosequências de áreas de mineração de carvão em recuperação, Insam e Domsch (1988) concluíram que a relação C microbiano/C total do solo foi um índice confiável na avaliação do status de um ecossistema em recuperação e foi superior ao uso dos componentes isoladamente (C microbiano ou C total do solo). Brookes (1995) também sugeriu que a relação entre CO₂ produzido, por C da biomassa microbiana (taxa de respiração específica da biomassa ou coeficiente metabólico) ou ainda, o C da biomassa expresso como porcentagem do C orgânico do solo, poderiam ser melhores indicadores da poluição do solo do que as medições de atividade ou biomassa isoladas.

Aceves *et al.* (1999) afirmam que as variáveis citadas acima podem resolver o problema da falta de um solo específico que possa servir como um controle adequado e, assim, estas avaliações podem ser feitas não apenas em condições experimentais mas, também, em situações reais. De fato, estes autores verificaram em amostras de solo de uma antiga área de mineração, contaminadas com diferentes concentrações de zinco, que as relações $C_{\text{microbiano}}/C_{\text{orgânico total}}$ e Coeficiente metabólico indicaram melhor os estresses sobre solo do que as medidas de biomassa e respiração isoladas, uma vez que estiveram melhor correlacionadas com as crescentes concentrações de Zn, do que aquelas últimas.

Buscando integrar variáveis físico-químicas e microbiológicas para distinguir diferentes ecossistemas, entre os quais áreas mineradas em recuperação e áreas não perturbadas, Bentham *et al.* (1992) constataram que nenhuma variável físico-química isolada foi capaz de fornecer base suficiente para fazer esta distinção, enquanto que a utilização apenas das três variáveis relacionadas à microbiota (atividade de desidrogenase do solo, ATP e ergosterol), permitiu uma distinção entre os diferentes tipos de habitats avaliados, por meio de análise de agrupamento. Estes autores concluem que os ecossistemas podem ser classificados entre si por meio da análise multivariada de suas características microbiológicas "chave", a serem determinadas. Para o caso das áreas estudadas foi proposto um modelo de ordenação tridimensional baseado nas três características microbiológicas avaliadas, para a classificação dos diferentes tipos de ambientes. Os autores sugerem ainda, que um modelo tridimensional como forma de classificação de diferentes tipos de solos, aliado à uma base de dados de perfis de comunidades microbianas de uma ampla gama de ecossistemas não perturbados, como referência, ou metas de recuperação, possam servir para avaliar os esforços de recuperação e, futuramente,

permitir prever os efeitos sobre a microbiota causados por um determinado tipo de estresse.

Em geral, o uso de ferramentas estatísticas multivariadas simples, como análises de agrupamento e componentes principais, tem se mostrado bastante útil para o estudo de diversas áreas a partir do conjunto de variáveis avaliadas nas mesmas.

Dessa forma, o presente estudo teve como objetivos avaliar o processo de recuperação de áreas degradadas pela exploração de bauxita, por meio da análise multivariada de algumas variáveis relacionadas à matéria orgânica e à atividade biológica nestes substratos alterados e avaliar a importância destas variáveis escolhidas, como indicadoras de qualidade de solo.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização da Área Amostral

3.1.1. Localização

O distrito de Porto Trombetas (56° W 1° 40' S), município de Oriximiná - PA, está localizado no oeste do Pará e dista, em linha reta, 450 km de Manaus a leste, e 850 km de Belém, a oeste.

Em Porto Trombetas ficam localizadas a sede da Mineração Rio do Norte S.A. (MRN), a vila residencial e o porto da empresa, na margem direita do Rio Trombetas. As jazidas de bauxita distam 30 km da vila e as áreas em estudo se localizam no platô Saracá que se encontra inserido na Floresta Nacional do Saracá-Taquera, administrada pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA.

3.1.2. Características do ambiente

A região é formada por platôs bem definidos, com topos planos, achatados, com altura variando de 70 a 120 m, e altitude entre 150 e 200 m em relação ao nível do mar. É nestes platôs que ocorre a bauxita (Lapa, 2000). O solo do platô Saracá foi classificado por Viana (1976) como Latossolo Amarelo álico, com horizonte A pouco

espesso e horizonte B profundo. É um solo argiloso, ácido, com baixos teores de fósforo, cálcio e magnésio, e altos teores de alumínio e ferro. O perfil dos platôs, de maneira geral, compreende uma camada de espessura em torno de 15 cm, com teores médios a altos de carbono orgânico, correspondente ao horizonte A, logo abaixo um horizonte B, com espessura em torno de 2 metros e, sob este horizonte, ocorre ainda uma camada de uma argila amarela, caulínica, que possui espessura média de 11 metros. Na base desta camada de argila ocorre a bauxita nodular, com espessura que pode variar de 0 a 2,5 metros e, subjacente à esta, existe uma camada de laterita ferruginosa com espessura máxima de 2 metros. É logo abaixo desta camada que se encontra uma camada de bauxita compacta, com espessura entre 3 e 6 metros, e que constitui o principal minério explorado (Ruivo, 1998).

A vegetação é constituída por floresta tropical densa, com árvores de até 45 m de altura e diâmetro de até 1 m, com tronco reto e copas amplas. A camada de serapilheira no platô Saracá, com 10 - 20 cm de espessura, é menor do que na floresta densa das áreas baixas (Caproni, 2001).

O clima da região é do tipo AW, segundo Köppen, e é bem definido, com a estação seca de junho a dezembro e a estação chuvosa de janeiro a maio.

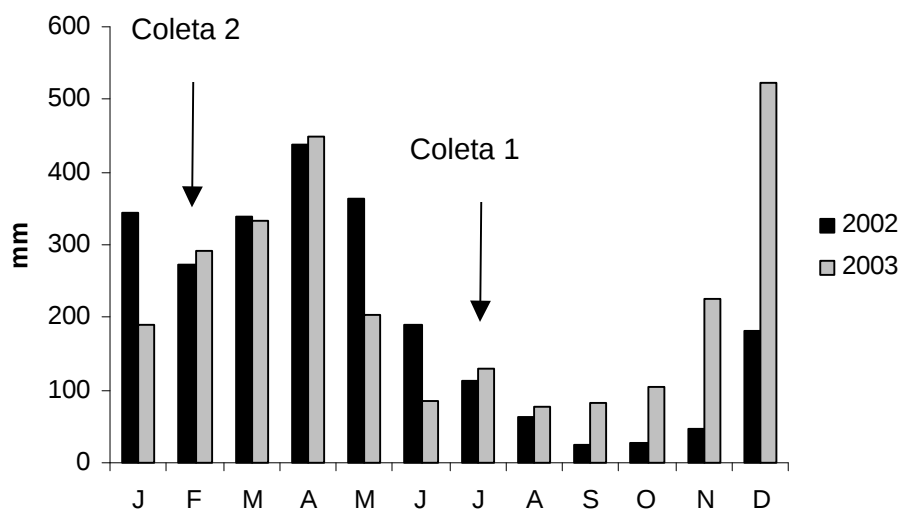


Figura 2 - Precipitações mensais observadas durante os anos de 2002 e 2003 na mina de Saracá, Porto Trombetas - PA. Precipitação total anual: 2002 = 2.406,2 mm; 2003 = 2.698,4 mm.

3.1.3. Exploração do minério e recuperação das áreas mineradas

A exploração do minério compreende as etapas de desmatamento, decapeamento - que é a retirada do solo superficial (em torno de 30 cm), do horizonte B, da camada de argila amarela e da bauxita nodular -, o desmonte da camada de laterita, a escavação, carregamento e transporte do minério e, por fim, a recuperação da área minerada (Figura 3 A).

A etapa de recuperação envolve, inicialmente, a recomposição topográfica do terreno, com as trincheiras sendo preenchidas com o material das camadas sobrejacentes que foram retiradas (estéril) para a exploração da bauxita. É feito um aplainamento do terreno e o retorno da camada de 30 cm de solo superficial, previamente armazenada. Na década de 80, esta camada era incorporada mas, nas áreas recuperadas na década de 90, este material passou a ser apenas espalhado em superfície.

Após a recomposição topográfica, é realizado o plantio com mudas de espécies arbóreas nativas, ao acaso, em covas, geralmente com adubação NPK 12-36-12. Ao longo dos anos, o número de espécies nativas incorporadas aos plantios de recuperação vem aumentando e atualmente já são mais de 140 espécies nativas utilizadas, todas com mudas produzidas no viveiro da empresa.

Além das áreas mineradas, há também as áreas dos tanques de rejeito que devem ser revegetadas. O rejeito da lavagem da bauxita é uma lama que chega ao tanque pulmão ou reservatório de adensamento com apenas 7% de sólidos (Figura 3 B), onde ocorre o espessamento deste material até atingir a concentração média de 30% de sólidos, e então o rejeito é bombeado para os tanques definitivos. Estes tanques são construídos sobre as áreas já mineradas e neles, o processo de adensamento é continuado. Ao ser atingida a capacidade destes, inicia-se a etapa de revegetação.

O material sólido do rejeito é, basicamente, constituído pela argila caulinítica que contamina o minério. Ao ser depositada nos tanques, irá sofrer um processo lento de sedimentação, ocorrendo então uma deposição orientada destas argilas. Ao final do processo de secagem dos tanques, o substrato a ser revegetado apresenta-se como um material compacto, que forma blocos extremamente resistentes à

penetração de raízes, sendo esta uma grande (se não a maior) limitação ao desenvolvimento de vegetação nestes tanques.



A



B



C

Figura 3 – A) Vista aérea de mata primária no entorno das áreas mineradas do platô Saracá. B) Detalhe do bombeamento de rejeito no tanque pulmão e de um tanque de espessamento durante o processo de secagem de rejeito. C) Plantio de enriquecimento entre as gretas que surgem durante a consolidação do rejeito, em área onde não houve hidrossemeadura.

A estratégia de revegetação que tem sido adotada para os tanques é a hidrossemeadura com gramíneas e espécies leguminosas arbustivas, ainda durante a fase de secagem do tanque para acelerar este processo através da evapotranspiração das espécies vegetais e, também, acelerar a incorporação de carbono ao sistema, além de promover uma descompactação do material ainda não consolidado pelo efeito do crescimento radicular. Em uma segunda fase, com o tanque mais seco, é feito o plantio de enriquecimento (Figura 3 C) com mudas de espécies arbóreas nativas, que são plantadas nas brechas dos blocos argilosos formados.

3.1.4. Sítios amostrados

Os sítios amostrados são áreas que sofreram exploração de bauxita e onde houve o retorno do estéril, do solo superficial - ou não, a depender da área, e foram revegetadas com diferentes espécies arbóreas nativas. Todas estão localizadas no platô Saracá. As áreas selecionadas possuem 2, 4, 6, 8, 10, 11, 16, 18 e 20 anos de revegetação, que correspondem, respectivamente, às áreas revegetadas (ou plantios) nos anos de 2000, 1998, 1996, 1994, 1992, 1987, 1986, 1984 e 1982, além de um tanque de rejeito revegetado em 1999 e de uma parcela de mata primária do entorno, que serviu como área de referência. Na área revegetada em 1987 foi feito o plantio com apenas uma espécie arbórea, o tachi-branco (*Sclerolobium paniculatum*), uma leguminosa nativa. Foram amostradas duas áreas revegetadas em 1994: uma onde houve o retorno de solo superficial antes do plantio (1994 com SS) e outra em que este retorno não foi feito (1994 sem SS).

O tanque de rejeito amostrado também não recebeu solo superficial. Em todas as outras áreas estudadas houve retorno de solo superficial.

3.2. Coleta de Amostras

Foram feitas duas coletas de amostras de solo ou substrato revegetado, uma no início da época seca (julho de 2002) e outra na primeira metade da época chuvosa (fevereiro de 2003), em cada uma das 12 áreas avaliadas.

De cada parcela foram retiradas cinco amostras simples (0-10 cm), que constituíram uma amostra composta. Em seguida, as amostras foram transferidas para sacos plásticos e mantidas em recipiente resfriado (8-12°C) para o transporte até o laboratório. Uma vez no laboratório as amostras foram mantidas resfriadas em geladeira, com temperatura em torno de 4°C, até a realização das análises.

3.3 Análises laboratoriais

Equivalente de Umidade

O Equivalente de umidade (EU) foi determinado tanto para as amostras coletadas no período seco como para as coletadas no período chuvoso. Por este método, amostras peneiradas de solos são saturadas com água e em seguida, submetidas à uma força centrífuga de mil vezes a gravidade, durante 30 min. Tal força, exercida em centrífuga com rotor específico, corresponde a um potencial de - 33 kPa (Cassel & Nielsen, 1986). Esta análise foi utilizada para possibilitar a padronização do teor de umidade entre as amostras, com relação às suas respectivas capacidades de retenção de água, para determinações como C da biomassa microbiana e medição da respiração basal. O método foi escolhido pela praticidade que apresenta para estimar a capacidade de campo (CC). Sabe-se que para solos de regiões temperadas, com predominância de argilas de atividade alta, a quantidade de água retida pelo EU aproxima-se da CC (Cassel & Nielsen, 1986). Em solos característicos de regiões tropicais e úmidas, o critério clássico que fixa o potencial matricial da CC em - 33 kPa deve ser alterado para potenciais maiores, da ordem de - 10 a - 6 kPa (Reichardt, 1988). Ruiz *et al.*, 2003, estabeleceram uma equação que correlaciona o EU com a CC, baseada nos valores de EU e CC encontrados para 80 Latossolos e 8 Neossolos Quartzarênicos. Esta equação, apresentada abaixo, foi utilizada para a estimativa de um valor aproximado da CC das amostras deste trabalho: $CC = 0,081 + 0,888 EU$ ($R^2 = 0,910$).

Análises químicas de rotina

Para a caracterização da fertilidade atual das diferentes áreas estudadas, as amostras coletadas foram encaminhadas para o Laboratório de Análise de Rotina do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa, onde as seguintes análises foram realizadas: pH em água (relação 1:2,5), P e K disponíveis (extrator Mehlich - 1), Ca, Mg, e Al trocáveis (extrator KCl 1mol/L) e acidez potencial - H+Al (extrator acetato de cálcio 0,5 mol/L a pH 7,0), conforme as metodologias compiladas por EMBRAPA (2000).

C orgânico

O C orgânico das amostras foi determinado por digestão das amostras com dicromato de potássio e ácido sulfúrico concentrado, com fonte externa de calor (Yeomans e Bremner, 1988).

C da biomassa microbiana

Foi utilizada a metodologia de irradiação da amostra com microondas e extração com K_2SO_4 0,5 mol/L para obtenção do extrato para determinação do C da biomassa microbiana (Islam & Weil, 1998). O microondas utilizado apresentava potência real igual a 700 J/s. A determinação do C nos extratos foi feita por titulometria.

Matéria Orgânica Leve

A matéria orgânica leve do solo (MOL) foi extraída com água, segundo Anderson e Ingram (1989) modificado. Foram utilizados 50 g de amostra pesada em béquer onde se adicionou 100 mL de NaOH 0,1 mol/L, para dispersão do material, por aproximadamente 16 horas. Em seguida, o material foi agitado manualmente, com o auxílio de um bastão de vidro, lavado com água sobre peneiras de 1,682 mm, que retinha o material mais grosseiro, e 0,250 mm, onde a fração leve foi retida juntamente com algum material mineral (basicamente quartzo na fração areia). O material retido nesta última peneira foi transferido para um béquer no qual realizou-se a separação da fração orgânica leve do material mineral restante, por densidade. Foi adicionada água ao béquer, feita agitação com bastão de vidro e o material orgânico, que flotava, foi vertido novamente na peneira de 0,25mm de malha, para recuperação. Isto foi feito repetidas vezes até que nenhum material orgânico flotasse mais. A fração leve extraída foi então transferida para latas de alumínio e posta para secar até temperatura constante em estufa de circulação forçada a 80° C. A determinação do C da MOL foi feita segundo Yeomans e Bremner (1988). A partir dos resultados de determinação do C da MOL foram calculadas as quantidades de C neste compartimento por kilograma de solo e a porcentagem de C encontrado na MOL, para cada área.

Enzimas do solo

Foram avaliadas as atividades de duas enzimas: fosfatase ácida (orthophosphoric monoester phosphohydrolase ou, fosfomonoesterase, EC 3.1.3.2) e -glicosidase (EC 3.2.1.21), ambas segundo Tabatabai (1994).

Em ambos os ensaios 1g de amostra foi tamponado a pH 6,5 e o substrato da enzima adicionado. A amostra foi então incubada a 37° C por 1 h e, após isto, a reação interrompida por meio de modificação brusca do pH do meio, adicionando-se CaCl₂ 0,5 mol/L + NaOH 0,5 mol/L, no caso do ensaio para fosfatase ácida ou, CaCl₂ 0,5 mol/L + tampão THAM pH 12, 0,1 mol/L, no caso do ensaio para -glicosidase. O substrato utilizado no ensaio para fosfatase ácida foi o p-nitrofenilfosfato (Sigma, N-4645), e o substrato utilizado no ensaio para -glicosidase foi o p-nitrofenil -D-glicopiranosídeo (Sigma, N-7006).

A atividade de ambas as enzimas foi expressa em termos de $\mu\text{mol h}^{-1}$ de p-nitrofenol produzido, o qual foi determinado por colorimetria, a 410 nm.

Estimativa da Mineralização de N em Laboratório

A mineralização potencial de N foi determinada pela metodologia da incubação anaeróbica das amostras, segundo Keeney e Bremner (1966) modificado. Cinco gramas de amostra foram pesados em tubos plásticos de centrífuga com tampa de rosca onde adicionaram-se 12,5 mL de água deionizada. Os tubos foram então tampados, vedados e incubados a 40° C por 7 dias. Ao final da incubação adicionaram-se 12,5 mL de KCl 2 mol/L aos tubos, que foram agitados por 1h em agitador horizontal e centrifugados por 10 min a 400 g. O extrato foi separado e congelado até o momento da leitura. A determinação do N-NH₄⁺ nos extratos foi feita pelo método do salicilato (Kempers e Zweers, 1986). O NH₄⁺ inicialmente disponível nas amostras foi determinado também a partir de 5 g de amostra onde se adicionou 25 mL de KCl 1 mol/L e procedeu-se à extração e determinação da mesma maneira que foi feito para as amostras que foram incubadas. O NH₄⁺ encontrado para as amostras não incubadas foi descontado do valor encontrado nas amostras incubadas, para estimar o NH₄⁺ potencialmente mineralizável nas amostras.

Respiração basal do solo

Foi feita a medição da respiração basal no campo com a utilização de "armadilhas" de NaOH e posterior titulação do NaOH remanescente com HCl e fenolftaleína como indicador, segundo Anderson (1982), com modificação apenas nos recipientes utilizados para cobrir as armadilhas, onde foram utilizados recipientes plásticos cobertos com folha de alumínio ao invés de cilindros metálicos, além do fato de que as armadilhas foram colocadas diretamente sobre o chão e não sobre tripés. A respiração no campo foi feita apenas para as áreas de mata, 1984, 1987, 1994 com SS, 1994 sem SS, 2000, e o tanque de rejeito revegetado, devido à limitação de material para montar as armadilhas, especialmente as campânulas, além da impossibilidade de estadia mais longa na empresa. Em laboratório, o CO₂ evoluído foi medido para todas as 12 áreas amostradas, em respirômetro ou IRGA - Infrared Gas Analyser (Heinemeyer *et al.*, 1989).

Coeficiente metabólico

A partir dos dados de C evoluído das amostras, obtido sob condições controladas de laboratório, em respirômetro, e de C da biomassa, foram calculados os coeficientes metabólicos (qCO₂) para todas as amostras pela relação $C_{\text{respirado}} \text{ (mg h}^{-1}) / C_{\text{biomassa}} \text{ (mg g}^{-1} \text{ solo)}$.

Coeficiente microbiano

O coeficiente microbiano $((C_{\text{biomassa}}/C_{\text{orgânico}}) \times 100)$, qMIC, também foi calculado a partir dos dados obtidos de C da biomassa e C orgânico.

3.4. Análises Estatísticas

Os dados foram submetidos à análise estatística multivariada. O método de componentes principais foi utilizado para o estudo da importância das variáveis determinadas sobre a variação total entre as áreas estudadas. A técnica de agrupamento de Tocher foi aplicada visando avaliar a homogeneidade - ou heterogeneidade - entre as áreas, adotando-se a Distância Euclidiana Média como medida de dissimilaridade. O programa utilizado para as análises multivariadas foi o

GENES - Análise de modelos biométricos aplicados ao melhoramento genético (CRUZ, 1997).

Para facilitar a observação da representação gráfica dos escores gerados pela análise de componentes principais, as 12 áreas foram identificadas por números de 1 a 12 (Quadro 3). Esta identificação é a mesma utilizada na apresentação dos resultados das análises de agrupamento.

Quadro 3 - Identificação das 12 áreas, utilizada nas análises de agrupamento e componentes principais

Área (ano de revegetação)	Identificação	Área (ano de revegetação)	Identificação
Mata	1	1994 com SS ^{1/}	7
1982	2	1994 sem SS ^{2/}	8
1984	3	1996	9
1986	4	1998	10
1987	5	2000	11
1992	6	Tanque de Rejeito	12

^{1/} 1994 com SS - plantio de 1994 onde houve retorno de solo superficial

^{2/} 1994 sem SS - plantio de 1994 onde não houve retorno de solo superficial

4. Resultados e Discussão

4.1. Análises das amostras

No Quadro 4 são apresentados os resultados das análises para caracterização química das áreas estudadas. De maneira geral pode-se observar o caráter ácido das amostras e os baixos teores de fósforo disponível e de bases trocáveis no ambiente em estudo. A amostra retirada da área de mata é a que apresenta o menor valor de pH e o maior valor de alumínio trocável, e o segundo maior valor de fósforo disponível, dados que conferem com as análises químicas de Oliveira (2003), que estudou as mesmas áreas, com exceção da área revegetada em 2000 e do tanque de rejeito.

A observação isolada dos resultados de todas as determinações (Figuras 4 a 9) fornece informações preliminares e são feitas algumas inferências acerca de possíveis processos que estejam ocorrendo nas áreas estudadas. Por exemplo, a redução acentuada nos valores encontrados para todas as variáveis relacionadas aos componentes químico e biológico do solo, na segunda coleta (meados do período chuvoso) na área revegetada em 2000 em relação aos valores encontrados para a primeira coleta (início do período seco), leva a supor que possa ter ocorrido erosão de superfície e, conseqüentemente, perda de material orgânico entre um período de coleta e outro (entre o período seco e o chuvoso), causado pela remoção do solo superficial aplicado na área. A observação da área leva a crer no mesmo. A área do

plantio encontrava-se ainda bastante exposta quando das amostragens, com pouca cobertura vegetal além de apresentar certa declividade, o que certamente facilitaria a lavagem do material superficial pelas chuvas.

Outra hipótese para esta redução sistemática nos valores encontrados para estas variáveis, na segunda coleta, seria uma variação da própria amostragem que, talvez, não tenha sido suficientemente ampla, dada a heterogeneidade na cobertura vegetal que esta área apresentava embora ambas as coletas tenham sido feitas nos mesmos pontos.

Neste trabalho, as discussões foram feitas levando-se em consideração a primeira hipótese a qual se acredita que seja a mais provável e, caso a segunda hipótese (variação de amostragem) se confirme, maiores especulações não são necessárias.

Já o contrário pode ser observado para o plantio de 1996, com relação aos valores encontrados para as mesmas variáveis (Figuras 4 a 9), que apresentaram um aumento acentuado destes valores para a segunda coleta. Embora esta área apresente valores de variáveis químicas e de atividade biológica que se equiparam, muitas vezes, aos de plantios mais antigos - o que pode ser o indício de um processo de recuperação satisfatório - esta variação acentuada entre os períodos seco e chuvoso possivelmente pode ser atribuída à uma baixa resiliência do ecossistema em desenvolvimento na área, com relação aos plantios mais antigos que também receberam aplicação de solo superficial.

Com relação aos plantios nas áreas 1994 sem SS e do tanque de rejeito, valores bastante baixos ou mesmo não-detectáveis, tanto para variáveis químicas como para variáveis relacionadas à atividade biológica, exprimem o que se observa nestas áreas: processo de recuperação em fase inicial, com pouca cobertura vegetal e baixa diversidade de espécies vegetais espontâneas.

Quadro 4 - Caracterização química das amostras

Amostra	pH _{H2O} ^{1/}	P ^{2/}	K	Ca ²⁺ ^{3/}	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al ^{4/}	SB ^{5/}	(t) ^{6/}	(T) ^{7/}	V ^{8/}	m ^{9/}
		mg/dm ³			cmol _c /dm ³				%			
Mata	3,74	2,16	24	0,18	0,17	1,87	10,85	0,41	2,28	11,26	3,60	82,50
1982	4,56	2,77	25	0,15	0,14	1,15	7,67	0,35	1,50	8,01	4,28	77,06
1984	4,97	1,46	38	2,22	0,48	0,32	8,16	2,79	3,11	10,95	24,80	12,40
1986	4,54	1,19	27	0,58	0,22	1,12	9,34	0,86	1,98	10,2	8,40	57,00
1987	4,26	0,87	17	0,38	0,20	1,34	9,87	0,62	1,96	10,48	5,60	70,00
1992	4,92	1,48	45	1,99	0,51	0,32	8,35	2,60	2,10	9,33	18,10	19,60
1994 CSS ^{10/}	4,48	1,11	25	0,74	0,24	1,05	10,68	1,04	2,09	11,70	8,45	51,90
1994 SSS	5,26	0,33	5	0,11	0,05	0,00	1,26	0,17	0,17	1,43	12,00	0,00
1996	4,47	1,11	24	0,15	0,10	1,20	9,37	0,31	1,50	9,68	3,13	69,48
1998	4,46	0,85	10	0,22	0,09	1,25	8,23	0,33	1,58	8,56	3,80	79,23
2000	4,62	0,60	12	0,17	0,10	0,41	6,24	0,30	0,71	6,53	4,95	38,00
Tq.Rejeito	5,30	0,92	5,4	0,33	0,10	0,00	0,86	0,44	0,44	1,31	35,85	0,00

^{1/} pH em água - relação 1:2,5

^{2/} P e K - Extrator Mehlich 1

^{3/} Ca, Mg e Al - Extrator KCL 1mol/L - pH 7,0

^{4/} H + Al - Extrator acetato de cálcio 0,5 mol/L - pH 7,0

^{5/} SB = Soma de bases trocáveis

^{6/} CTC (t) - Capacidade de troca catiônica efetiva

^{7/} CTC (T) - Capacidade de troca catiônica a pH 7,0

^{8/} V = Índice de saturação de bases

^{9/} m = Índice de saturação de alumínio

^{10/} CSS - com retorno de solo superficial; SSS - sem retorno de solo superficial

De modo geral, a área de mata foi a que apresentou os valores mais altos para N potencialmente mineralizável (Figura 4), C orgânico (Figura 5) e matéria orgânica leve (Figura 6). O C da biomassa (Figura 7) embora não tenha sido o maior, foi o que apresentou menor variação entre períodos juntamente com a área de 1984 e 1992. O C orgânico na área de mata também não apresentou variação entre períodos, enquanto para todas as outras áreas houve tendência de aumento no meio do período chuvoso.

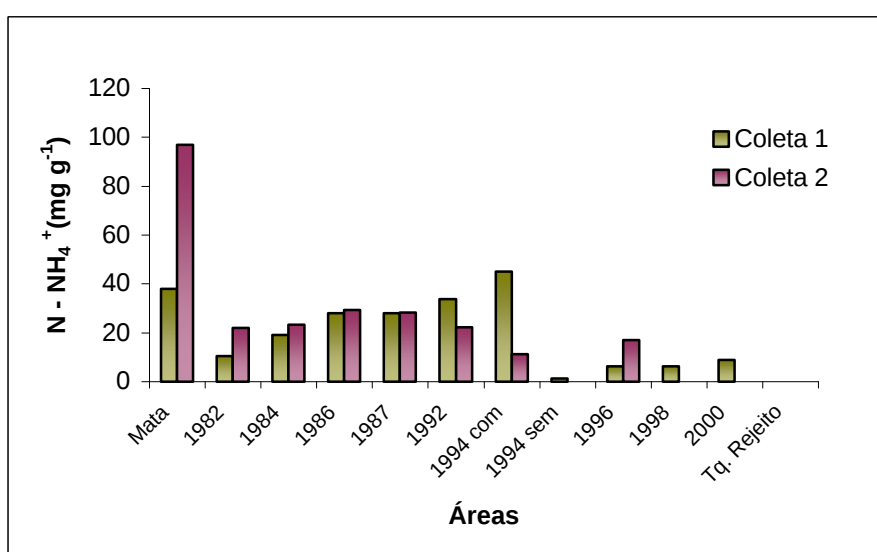


Figura 4 - Valores de N potencialmente mineralizável, em mg g⁻¹ de amostra, nas 12 áreas estudadas, para os dois períodos de coleta (coleta 1 = início do período seco; coleta 2 = .meio do período chuvoso).

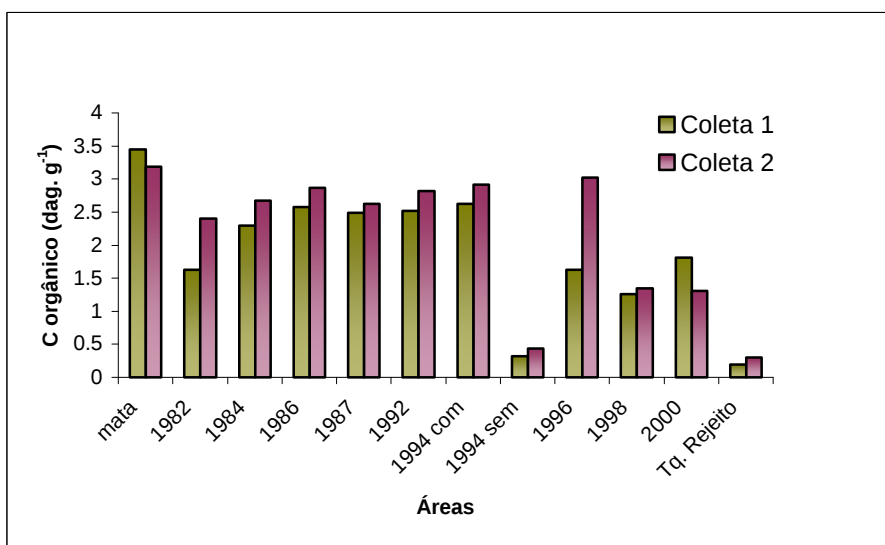


Figura 5 - Valores de C orgânico, em dag kg⁻¹ de amostra, nas 12 áreas estudadas, para os dois períodos de coleta (coleta 1 = início do período seco; coleta 2 = .meio do período chuvoso).

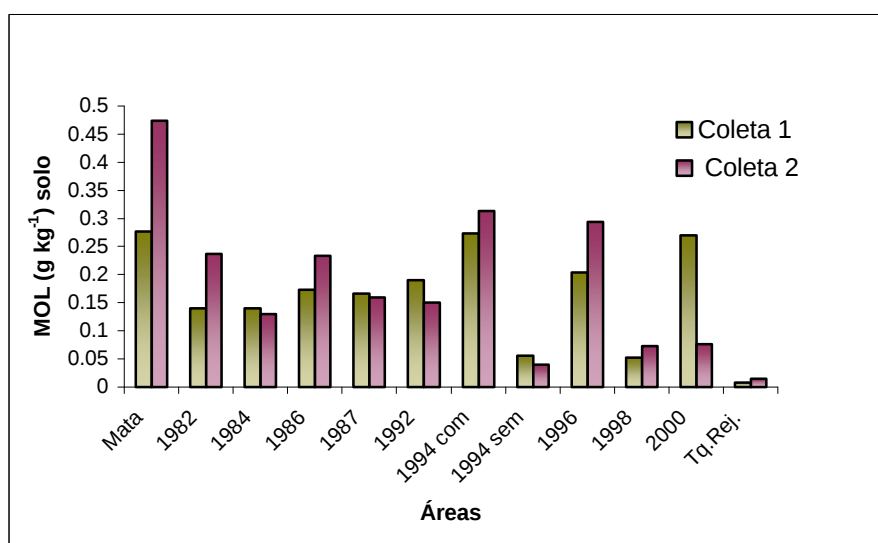


Figura 6 - Valores de matéria orgânica leve, em g kg⁻¹ de amostra, nas 12 áreas estudadas, para os dois períodos de coleta (coleta 1 = início do período seco; coleta 2 = .meio do período chuvoso).

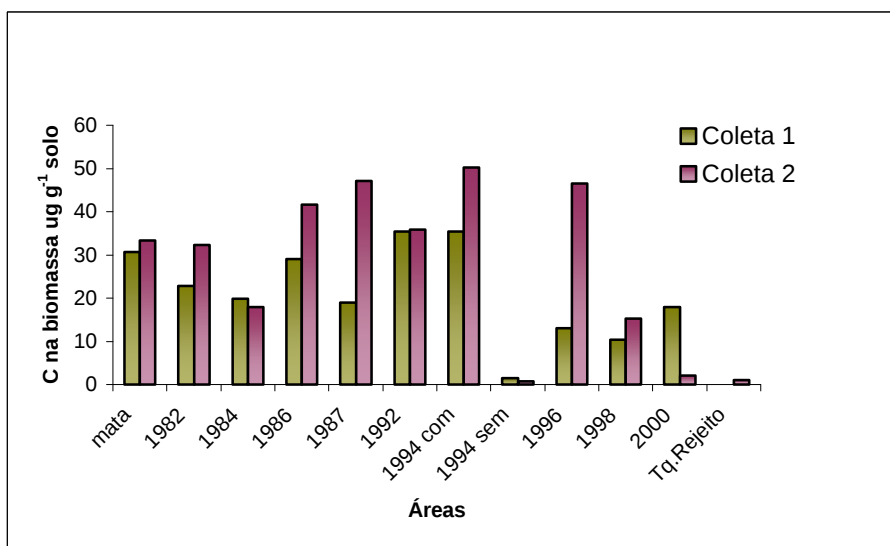


Figura 7 - Valores de C da biomassa microbiana, em $\mu\text{g g}^{-1}$ de amostra, nas 12 áreas estudadas, para os dois períodos de coleta (coleta 1 = início do período seco; coleta 2 = meio do período chuvoso).

O N potencialmente mineralizável (Figura 4) foi maior nas áreas de mata e nos plantios de 1982 a 1994, que receberam solo superficial e que apresentaram valores mais altos de C orgânico e, de maneira geral, também de matéria orgânica leve. Dentre as correlações estabelecidas entre N mineralizável e todas as outras variáveis analisadas, a maior correlação obtida foi entre N mineralizável e matéria orgânica leve ($r = 0,7374$; $p < 0,001$) (Quadro 5). A importância da fração orgânica nos solos tropicais para o suprimento de N é amplamente reconhecida. Em torno de 95% do nitrogênio do solo encontra-se na forma orgânica (Camargo *et al.*, 1999). Dessa maneira, o fluxo de nitrogênio no solo está intimamente relacionado ao fluxo de carbono (Killham, 1994), estando presentes na matéria orgânica do solo grandes reservas de compostos potencialmente mineralizáveis como fonte de nitrogênio, com graus diferenciados de disponibilidade. Stevenson e He (1990) afirmam que mais de 50% do nitrogênio no solo ocorre como componente estrutural de substâncias húmicas, dentre as quais existe uma fração biologicamente estável e não prontamente disponível às plantas. Das observações acima citadas, é possível inferir que, nas áreas estudadas, uma quantidade significativa do N potencialmente mineralizável está ligada ao compartimento orgânico da MOL. O elevado coeficiente de correlação entre N potencialmente mineralizável e MOL parece confirmar tal inferência.

Quadro 5 - Coeficientes de correlação linear simples entre as variáveis analisadas para as 12 áreas amostradas, nos 2 períodos de coleta

	Fosf ac	Cbiom	Corg	C _{MOL} /kg solo	MOL	%C MOL	CO ₂	Nmin
-glic	0,9068***	0,7684***	0,8430***	0,6931***	0,6894***	0,3858**	0,1447	0,5731***
Fosf.ac.	-	0,8105***	0,874***	0,7502***	0,7089***	0,4643***	0,0063	0,6489***
Cbiom	-	-	0,8602***	0,7382***	0,7142***	0,4710***	-0,052	0,5356***
Corg	-	-	-	0,8182***	0,800***	0,5466***	0,0566	0,6877***
C _{MOL} /kg solo	-	-	-	-	0,9724***	0,4191***	-0,007	0,7249***
MOL	-	-	-	-	-	0,3303*	0,0276	0,7374***
%C na MOL	-	-	-	-	-	-	-0,297	0,2203
CO ₂	-	-	-	-	-	-	-	0,0573
E.U.	-	0,4929*	0,6922***	0,590**	-	-	-	-

* **, ***, valores significativos a 10%, 1% e a 0,1% de probabilidade, respectivamente.

^{1/} C_{MOL} - Carbono presente na fração Matéria Orgânica Leve; %C na MOL – porcentagem de C na fração Matéria Orgânica Leve

Para a atividade das enzimas fosfatase ácida e - glicosidase (Figuras 8 e 9), o que se nota claramente é um aumento, no segundo período de amostragem, como o reflexo de uma maior atividade biológica no meio do período chuvoso com relação ao início do período seco, quando, após a produção biológica ter atingido o seu ápice no decorrer do período chuvoso, a mesma passa a declinar devido à diminuição das precipitações. A atividade de enzimas, então, acompanha este decréscimo devido tanto à diminuição na quantidade de substrato disponível sendo produzido como à diminuição da quantidade de água no ambiente. As exceções são o plantio de 2000, provavelmente pelas razões já discutidas, e o plantio de 1984 para o qual não houve variação entre períodos, na atividade de fosfatase ácida apenas.

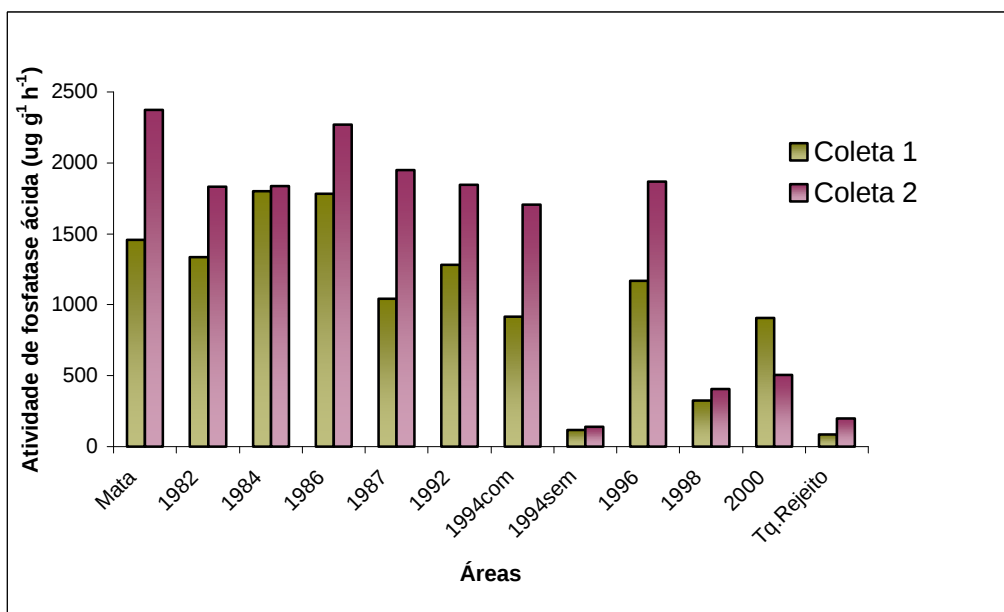


Figura 8 - Atividade de fosfatase ácida, em $\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ de p-nitrofenol, nas 12 áreas estudadas, para os dois períodos de coleta (coleta 1 = início do período seco; coleta 2 = .meio do período chuvoso).

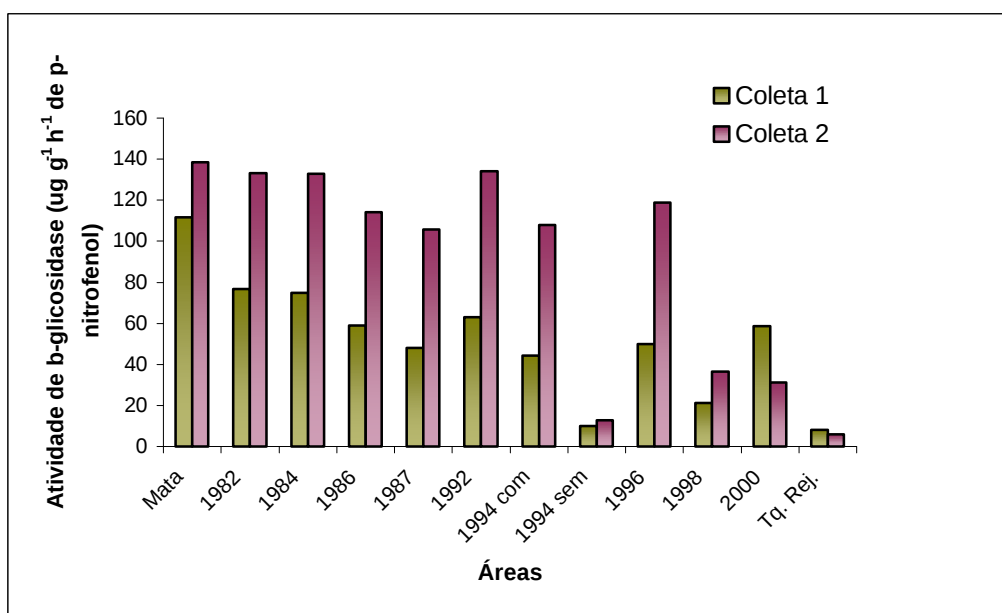


Figura 9 - Atividade de β -glicosidase, em $\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ de p-nitrofenol, nas 12 áreas estudadas, para os dois períodos de coleta (coleta 1 = início do período seco; coleta 2 = .meio do período chuvoso).

As atividades de ambas as enzimas se mostraram bastante correlacionadas entre si (0,9068) e com o C orgânico, C da biomassa e C da matéria orgânica leve (MOL) (Quadro 5). É interessante notar que a atividade de fosfatase ácida apresentou correlações um pouco maiores com C orgânico (0,874), C da biomassa (0,8105) e C da MOL (0,7502) do que a atividade de α -glicosidase com estas mesmas variáveis (0,843, 0,7684 e 0,693 respectivamente), embora seja a α -glicosidase uma enzima envolvida diretamente no ciclo do C.

Assim como ocorre para o nitrogênio (e, no caso deste elemento, tanto em solos tropicais como temperados), o suprimento de fósforo (especialmente em solos tropicais) está intimamente relacionado às frações orgânicas dos solos e à biomassa e, as altas correlações encontradas entre atividade de fosfatase ácida e os três compartimentos de C analisados evidenciam, mais uma vez, a importância do fósforo ligado à matéria orgânica em tais sistemas, onde a disponibilidade de fósforo é muito baixa. Fica evidente aqui a íntima associação entre ciclagem da matéria orgânica e ciclagem de fósforo, e o papel crítico que as enzimas do solo assumem nestes processos.

Com respeito às correlações mais altas que a fosfatase ácida apresentou com os compartimentos de C analisados, pode-se dizer que as fosfomonoesterases são capazes de catalizar a hidrólise de um amplo grupo de fosfomonoésteres presentes na matéria orgânica do solo, enquanto que a α -glicosidase atua especificamente na hidrólise de α -D-glicopiranosídeos (Tabatabai, 1994). Assim, é bem possível que a atividade de α -glicosidase (assim como a de outras enzimas ligadas ao ciclo do C, que atuam sobre tipos específicos de ligações de compostos orgânicos) apresente alguma variação relacionada às variações na qualidade da matéria orgânica local. Esta hipótese pode ser reforçada pelos resultados de Badiane *et al.* (2001) que observaram níveis diferentes de atividade desta enzima entre tratamentos distintos mas que possuíam conteúdos semelhantes de C orgânico (pousios de 21 anos, um protegido contra retirada de madeira, pastagem e fogo, e outro não protegido) e também por Bandick e Dick (1999) que, em ensaio avaliando a atividade de enzimas tanto em sistemas de cultivo contínuo como em sistemas de rotação, observaram que, para uma mesma época de amostragem (inverno), a atividade de α -glicosidase era mais alta sob as culturas de cobertura - tanto a de cereais como a de leguminosas - do que sob a cultura de festuca, cultivada continuamente, e sugeriram que isto poderia ser devido ao maior aporte orgânico

proporcionado pelas culturas de cobertura assim como à qualidade do material orgânico adicionado pelas mesmas. Dessa forma, a qualidade da matéria orgânica pode ter influência sobre a atividade de α -glicosidase assim como outros fatores também podem vir a influenciar estas variações, como a própria composição da comunidade microbiana local.

No entanto, a correlação entre α -glicosidase e C orgânico do solo em geral é alta e consistente, já tendo sido observada por outros autores (Eivazi e Tabatabai, 1988; Badiane et al., 2001). Sua atividade nos solos com relação a outras enzimas ligadas ao ciclo do C frequentemente estudadas (α -glicosidase, β -galactosidase e γ -galactosidase), é a que predomina, e sabe-se que sua atuação é responsável pela liberação de importantes fontes de energia para os microrganismos (Tabatabai, 1994; Bandick e Dick, 1999).

Além disso, em vários trabalhos envolvendo o estudo da atividade de enzimas do solo em resposta a diversas técnicas de manejo, como cultivo mais ou menos intenso, idades e tipos de pousio, cultivo contínuo ou rotação de culturas e, mesmo, a adição de diferentes resíduos orgânicos, os autores têm observado que a α -glicosidase tem sido a enzima mais sensível em mostrar diferenças entre tratamentos (Miller e Dick, 1995; Caldwell et al., 1999; Bandick e Dick, 1999; Badiane et al., 2001).e, por esta razão, a α -glicosidase tem sido recomendada como um bom indicador biológico de qualidade do solo.

O qCO_2 , embora seja considerado um parâmetro sensível para avaliar o grau relativo de maturidade (ou estabilidade), ou de estresse sobre a comunidade microbiana (Kennedy e Papendick, 1995; Stenberg, 1999; Brussaard et al., 2003), não apresentou tal sensibilidade neste estudo, para a distinção entre a maior parte das áreas. É provável que a causa disso tenha sido o tempo de estocagem das amostras antes das leituras de CO_2 evoluído no respirômetro (cinco meses para as amostras da segunda coleta e 12 meses para as da primeira coleta) durante o qual foram mantidas sob refrigeração, o que parece ter causado uma certa padronização das leituras para a maior parte das amostras, sendo que a mata e o tanque de rejeito se destacaram por apresentarem quantidades de CO_2 evoluído bem maiores (dados não apresentados).

No entanto, a importância de tal variável não foi de todo diminuída pela ausência da sensibilidade esperada pois, de maneira geral, as áreas que se encontram em um estágio mais incipiente do processo de recuperação (1994 sem

SS, 1996, 1998, 2000 e tanque de rejeito) apresentaram valores de qCO_2 maiores, com destaque para 1994 sem SS, tanque de rejeito e, para a área de 2000 no segundo período (Quadro 6). Para um mesmo ambiente, o qCO_2 será menor quanto mais equilibrada ou estável se apresentar a comunidade, aumentando conforme o grau de distúrbio que esta possa vir a sofrer ou, conforme o grau de estresse a que esteja submetida. O grande aumento do qCO_2 para a área de 2000, no segundo período, condiz com o processo de perda de solo superficial que pode ter ocorrido nesta área, como comentado anteriormente, e com a conseqüente diminuição do C da biomassa microbiana. Ainda, a sensível diminuição deste valor, para o segundo período, na área de 1996, certamente está relacionada ao grande aumento do C da biomassa microbiana observado para esta área no período chuvoso.

O restante das áreas (1982 a 1994 com SS) apresentou valores de qCO_2 bastante próximos (Quadro 6), sendo que as áreas 1982 e 1984 mostram valores ligeiramente mais altos, o que pode ser o reflexo de uma condição mais limitante existente nestas duas áreas e que é discutida adiante, com base nos agrupamentos formados pela aplicação do método de Tocher.

Quadro 6 – Quociente metabólico calculado para as 12 áreas estudadas, com base no C-CO₂ evoluído medido em respirômetro e no C da biomassa, para as duas épocas de coleta (coleta 1 = início do período seco; coleta 2 = .meio do período chuvoso).

Área	qCO ₂	
	Coleta 1	Coleta 2
Mata	0,708	0,178
1982	0,252	0,138
1984	0,220	0,263
1986	0,072	0,123
1987	0,073	0,106
1992	0,053	0,138
1994 CSS ^{1/}	0,017	0,069
1994 SSS ^{2/}	3,53	6,56
1996	0,434	0,116
1998	0,214	0,287
2000	0,134	1,547
Tanque de rejeito	-	6,736

^{1/} CSS – com retorno de solo superficial;

^{2/} SSS – sem retorno de solo superficial.

Embora não se observe diferença expressiva entre as áreas, para os valores de EU (Figura 10), é possível notar que, apesar de os valores da primeira coleta (início do período seco) não variarem muito, evidenciando, talvez, que a fração mineral seja a grande responsável pela retenção de água, já que a mesma não varia muito entre áreas, há, para os plantios mais antigos (1982 a 1992) e para a mata, uma variação entre períodos, com aumento dos valores no período chuvoso. O que se pode supor, a partir disto, é que já ocorra alguma influência da fração orgânica na retenção de água, nestes plantios, assim como na área de mata, devido à existência de uma matéria orgânica mais estável ou, mais humificada. Vale observar que houve uma correlação entre equivalente de umidade e C orgânico de 0,6922 ($p < 0,0001$) (Quadro 5).

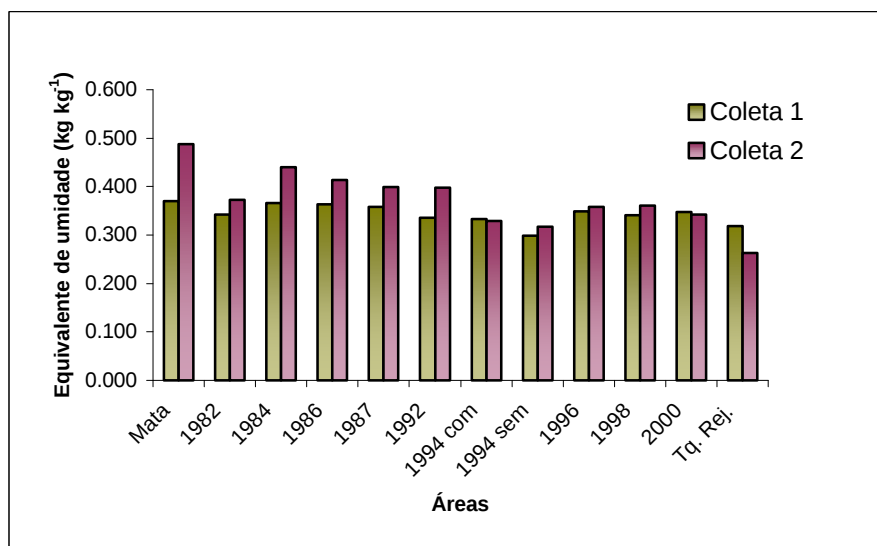


Figura 10 - Equivalente de umidade, em kg kg⁻¹ de amostra, nas 12 áreas estudadas, para os dois períodos de coleta (coleta 1 = início do período seco; coleta 2 = meio do período chuvoso).

Das sete áreas onde foi medida a respiração basal, quatro delas (1987, 1994 com SS, 1994 sem SS e 2000) apresentam aumento da taxa de CO₂ evoluído no período chuvoso, enquanto que não se observou alteração da mesma para as áreas de mata e do tanque de rejeito entre os dois períodos (Figura 11). A área revegetada em 1984, ao contrário, mostra decréscimo desta taxa para o período chuvoso. Estes dados estão sujeitos à uma maior variabilidade por serem obtidos no campo e, devido ao número reduzido de repetições que foram feitas - já que o número de armadilhas disponíveis era limitado - não há segurança suficiente para que sejam feitas afirmações, apenas pode-se especular que, de modo geral houve tendência de aumento da taxa de evolução de CO₂ para o período chuvoso.

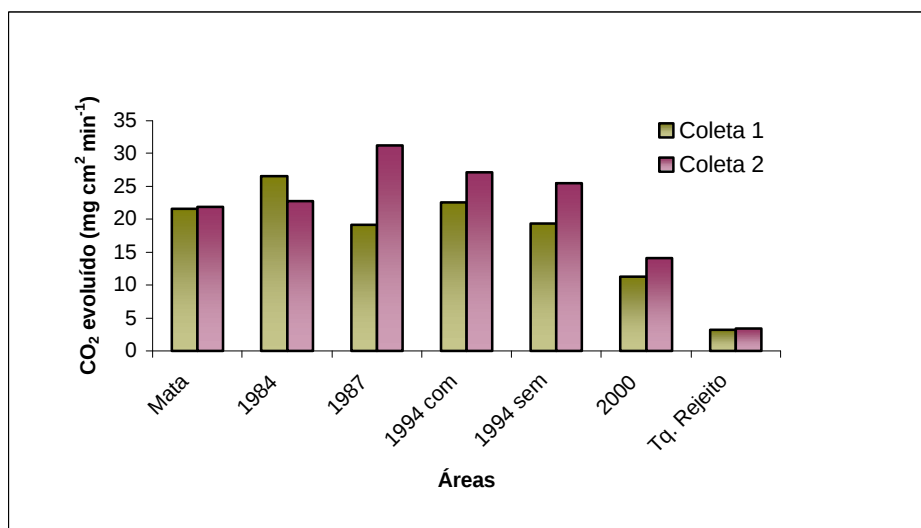


Figura 11 - Respiração basal medida em campo, em mg cm² min⁻¹, nas 7 áreas avaliadas, para os dois períodos de coleta (coleta 1 = início do período seco; coleta 2 = .meio do período chuvoso).

4.2. Agrupamento das áreas e análise de componentes principais

O agrupamento pelo método de otimização de Tocher separou as áreas em quatro grupos, em ambos os períodos (Quadro 7). Tanto no agrupamento para o início do período seco como no do período chuvoso, a área de mata e do tanque de rejeito se mantiveram em grupos isolados. Estas duas áreas representam condições extremas: a primeira como um sistema natural auto-sustentável e a segunda, um sistema não natural, em fase inicial de recuperação (revegetação), com o objetivo de torná-la sustentável. As médias de cada variável, dentro de cada grupo formado, levam à mesma conclusão.

A exceção da porcentagem de C na MOL, as médias das outras variáveis são maiores na área de mata enquanto que para o tanque de rejeito as médias são as menores.

Em ambos os agrupamentos (início do período seco e meio do período chuvoso), houve a formação de um grupo maior, reunindo a maior parte das áreas, nos quais a área revegetada em 1994 sem SS foi excluída.

Este grupo maior apresenta médias mais altas que os outros grupos formados, com exceção do grupo constituído pela área de mata. A área 1994 sem SS também representa uma condição extrema, de recuperação bastante incipiente, porém distinta da do tanque de rejeito, não tendo se agrupado em nenhum momento com esta última. Ao contrário, nos agrupamentos para os dois períodos, se mostrou mais próxima da área revegetada em 1998, o que faz sentido se lembrarmos que estas duas últimas (1994 sem SS e 1998) são áreas que foram mineradas e revegetadas, portanto com um mesmo histórico de degradação, enquanto que o tanque de rejeito representa uma outra situação de degradação, distinta de todas as outras áreas estudadas.

Quadro 7 - Agrupamento das 12 áreas estudadas, com base nas análises realizadas, no qMIC e no qCO₂, pelo método de otimização de Tocher, e os valores médios de cada variável em cada grupo formado (coleta 1 = início do período seco; coleta 2 = .meio do período chuvoso)

Coleta	Grupo	Áreas ^{1/}	Nmin (mg g ⁻¹ solo)	Corg (dag kg ⁻¹)	CO ₂ resp (umol h ⁻¹ g ⁻¹)	MOL (g kg ⁻¹ solo)	C _{MOL} /kg solo (dag kg ⁻¹)	% C _{MOL} (%)	C _{biom} (ug g ⁻¹ solo)	-glicos (ug g ⁻¹ h ⁻¹ p.nitrofenol)	Fosfatase (ug g ⁻¹ h ⁻¹ p.nitrofenol)	qMIC	qCO ₂
1	I	4, 6, 5, 3, 2, 9, 11, 7	22,45	2,20	0,25	0,195	1,55	38,26	26,76	59,36	1279,10	0,120	0,155
	II	8, 10	3,88	0,79	0,30	0,054	0,35	37,08	2,58	15,57	219,94	0,033	2,573
	III	12	0,00	0,19	0,91	0,008	0,02	11,97	0,70	8,07	84,91	0,037	15,550
	IV	1	38,08	3,45	1,80	0,277	2,00	36,86	36,62	111,66	1457,75	0,106	0,592
2	I	4, 5, 2, 6, 3, 9, 7, 10, 11	17,05	2,44	0,38	0,185	1,39	37,55	31,14	101,57	1579,36	0,120	0,209
	II	1	97,02	3,19	0,50	0,473	3,40	33,17	39,15	138,56	2374,95	0,123	0,152
	III	8	0,00	0,44	0,39	0,040	0,24	29,84	0,70	12,92	137,82	0,016	6,600
	IV	12	0,00	0,30	0,59	0,014	0,04	13,50	4,93	5,85	199,17	0,164	1,450

^{1/} 1 - Mata; 2 - 1982; 3 - 1984; 4 - 1986; 5 - 1987; 6 - 1992; 7 - 1994 com SS; 8 - 1994 sem SS; 9 - 1996; 10 - 1998; 11 - 2000; 12 - Tanque de Rejeito.

A análise de componentes principais mostrou que a variância total acumulada no segundo componente principal está acima de 80%, para a análise de ambos os períodos (Quadro 8). Dessa maneira, foi possível realizar a dispersão gráfica dos escores gerados por essa análise, em espaço bidimensional pois, segundo Cruz e Regazzi (1994), esta transformação é aceitável quando a variância total representada pelos dois primeiros componentes principais está em torno de 80%.

Pela dispersão gráfica dos escores (Figuras 12 e 13), observa-se que, de maneira geral, há concordância com o agrupamento feito pelo método de Tocher, confirmando a distinção da área de mata com relação às demais, assim como das áreas que foram revegetadas mais recentemente e/ou apresentam um estado de recuperação bastante incipiente ainda (1994 sem SS, 1998, 2000 e tanque de rejeito). As demais áreas, de idades intermediárias de revegetação, foram agrupadas em um único conjunto.

As características consideradas menos importantes para a distinção entre áreas, pela análise de componentes principais, foram o C da biomassa microbiana, para o primeiro período, e o C da MOL/kg de solo, para o segundo período de coleta, por terem sido estas as características de maior peso (maior coeficiente de ponderação) no último componente principal, para a análise de cada período (Quadro 8). Apenas estas características puderam ser descartadas sem que ocorresse alteração no agrupamento das áreas, para cada período de coleta analisado. Estes dados conferem, em parte, com os de Oliveira (2003) que aplicou a técnica de componentes principais apenas para as variáveis C da biomassa microbiana, N da biomassa microbiana e relação C/N na mesma. Em ambos os períodos, o C da biomassa foi a variável que apresentou o maior coeficiente de ponderação no último componente principal. As variáveis relacionadas à matéria orgânica do solo (Corgânico, MOL, C na MOL, C_{total} , N_{total} e relação C/N) foram trabalhadas separadamente neste trabalho. À estas, foi aplicado o diagnóstico de multicolinearidade, para verificar a existência de dependência na matriz de correlação e o C na MOL foi descartado.

Embora o C da biomassa, isoladamente, tenha se mostrado como não essencial na distinção das áreas, deve-se lembrar que o mesmo foi importante para a composição dos qCO_2 e $qMIC$, duas características consideradas importantes pela análise de componentes principais.

O efeito residual da aplicação recente de solo superficial no plantio de 2000 certamente foi a causa desta área ter sido incluída no grupo 1 do início do período seco, com escores muito próximos aos de plantios da década de 80.

Quadro 8 - Estimativas das variâncias (autovalores) associadas aos componentes principais e respectivos coeficientes de ponderação (autovetores) das variáveis analisadas, para os dois períodos de coleta (coleta 1 = início do período seco; coleta 2 = .meio do período chuvoso)

Período de Coleta	Componente Principal	Variância (autovalor)	Variância (%)	Variância Acumulada (%)	Importância Relativa ^{ai}										
					Nmin	Corg	CO ₂ resp	MOL	C _{MOL} /kg solo	%C MOL	C _{biom}	-glic	fosf	qMIC	QCO ₂
1	C 1	7,2604	66,0034	66,0034	0,3043	0,3526	-0,0055	0,3296	0,3433	0,2504	0,3449	0,3086	0,3031	0,3096	-0,2925
	C 2	1,5711	14,2830	80,2864	-0,1209	-0,1234	-0,7396	-0,0909	-0,0281	0,4252	-0,0698	-0,2871	-0,037	0,076	-0,3725
	C 3	1,0281	9,3466	89,6330	-0,3496	0,0112	0,301	-0,1445	-0,052	0,4297	-0,3247	0,3713	0,3181	-0,3848	-0,2936
	C 4	0,4851	4,4098	94,0428	0,5385	0,3039	-0,0611	-0,5207	-0,4697	0,0623	0,154	-0,0421	0,2382	-0,1889	0,0207
	C 5	0,3803	3,4575	97,5003	-0,2688	-0,1168	-0,3154	-0,1949	0,06	-0,2886	-0,0491	0,1748	0,6912	0,2693	0,3264
	C 6	0,1460	1,3278	98,8281	-0,0961	-0,2451	0,1779	-0,4336	-0,0967	0,3691	0,2037	0,3088	-0,3123	0,5524	0,1611
	C 7	0,0898	0,8162	99,6443	0,1806	-0,0565	0,0135	-0,1361	0,573	0,4343	0,0036	-0,238	0,0747	-0,2776	0,5378
	C 8	0,0241	0,2192	99,8636	-0,4914	0,7607	-0,1319	-0,2101	0,1167	-0,0558	0,1434	0,0098	-0,2491	-0,0493	0,1283
	C 9	0,0125	0,1140	99,9776	0,2416	0,0147	-0,4412	0,1551	-0,0362	-0,0166	-0,2685	0,6727	-0,2971	-0,2032	0,2586
	C 10	0,0022	0,0200	99,9976	0,2316	0,0233	0,0372	-0,4909	0,5129	-0,3312	-0,3964	0,0438	-0,1218	0,1267	-0,3751
	C 11	0,0003	0,0024	100,0	-0,1142	-0,3341	-0,1176	-0,1936	0,1968	-0,2159	0,6733	0,2134	-0,0529	-0,4402	-0,208
2	C 1	6,8485	62,259	62,259	0,2802	0,3714	0,0101	0,342	0,3491	0,1915	0,357	0,3538	0,368	0,227	-0,2614
	C 2	1,9582	17,8016	80,0606	0,1732	-0,1165	0,6769	0,0442	0,0205	-0,566	0,0184	-0,0648	-0,0141	0,4131	-0,0068
	C 3	1,106	10,0524	90,1130	0,5288	-0,0662	0,0723	0,3047	0,2793	-0,0687	-0,1714	-0,0249	0,0083	-0,4871	0,5176
	C 4	0,4177	3,7973	93,9102	-0,4165	-0,0348	-0,256	0,3219	0,3002	-0,1339	0,3793	-0,2098	-0,1594	0,3044	0,4921
	C 5	0,3979	3,6176	97,5278	-0,1633	0,1658	0,2769	-0,3344	-0,3082	0,1256	0,2325	0,3861	0,3283	-0,0444	0,5777
	C 6	0,1994	1,8132	99,341	0,1254	-0,1173	0,4059	-0,0476	0,0562	0,7101	0,1571	-0,4902	-0,0962	0,1383	0,0523
	C 7	0,0305	0,2773	99,6183	-0,1012	0,3583	0,2747	0,148	-0,1155	-0,0291	0,3452	0,1692	-0,6687	-0,3704	-0,1332
	C 8	0,0243	0,2208	99,8391	-0,4441	-0,3923	0,299	0,3844	0,1628	0,2485	-0,3515	0,4422	-0,0116	-0,0393	-0,0514
	C 9	0,0154	0,1404	99,9795	0,4311	-0,2943	-0,2514	0,0067	-0,2609	0,1607	0,0266	0,4079	-0,4396	0,4309	0,1562
	C 10	0,0018	0,01650	99,996	0,0471	-0,6501	-0,0222	-0,185	0,1271	-0,1066	0,5969	0,0867	0,1187	-0,3115	-0,1952
	C 11	0,0004	0,0039	100,0	-0,0205	0,101	0,0316	-0,6054	0,6981	0,0209	-0,1432	0,1965	-0,2595	0,0732	0,0469

^{ai} Importância relativa das variáveis nos componentes principais.

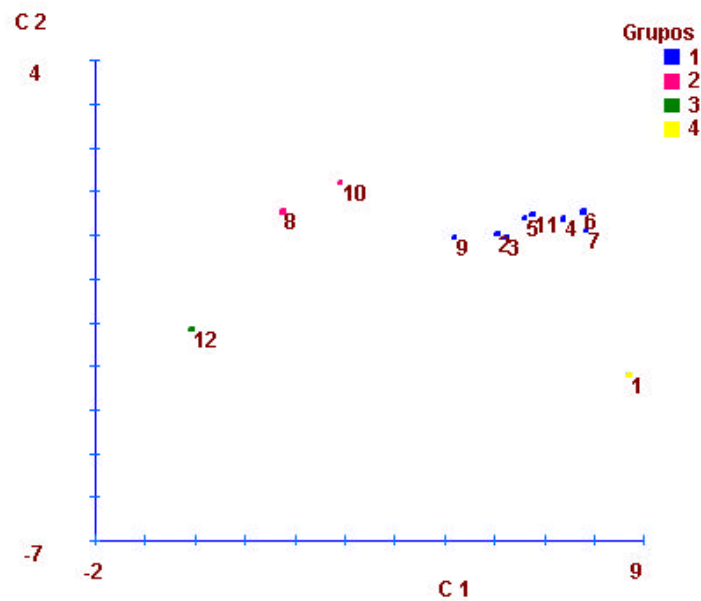


Figura 12 - Dispersão dos escores das 12 áreas em relação aos dois primeiros componentes principais, para o primeiro período de coleta (início do período seco), tendo como base as 11 variáveis utilizadas para o agrupamento pelo método de Tocher, e a identificação dos grupos formados por este método.

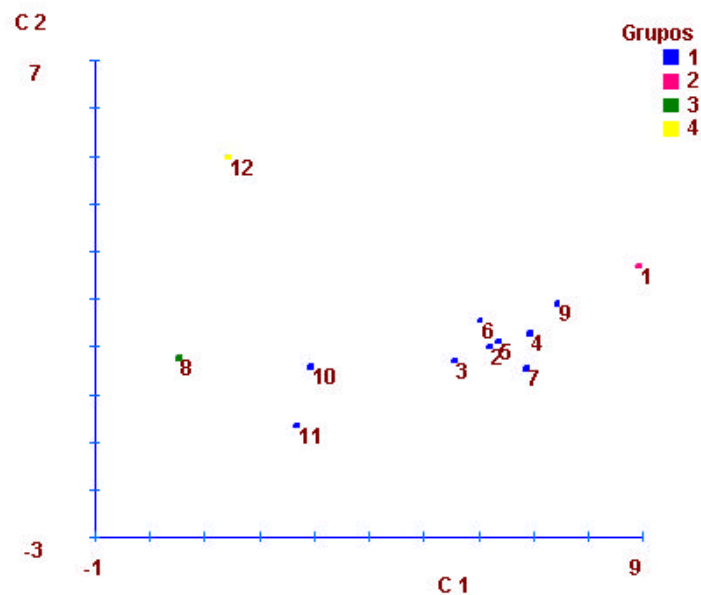


Figura 13 - Dispersão dos escores das 12 áreas em relação aos dois primeiros componentes principais, para o segundo período de coleta (meio do período chuvoso), tendo como base as 11 variáveis utilizadas para o agrupamento pelo método de Tocher, e a identificação dos grupos formados por este método.

Embora no período chuvoso esta área também tenha sido agrupada juntamente com a maioria dos plantios de idade intermediária, a distância da área de 2000 em relação a estes plantios mais antigos é bem maior, e ela aparece próxima do plantio de 1998. Este fato parece evidenciar novamente o processo de lavagem do solo superficial entre os dois períodos de coleta, na área de 2000, conforme discutido anteriormente. A amostragem de 0-10 cm fez com que apenas o solo superficial espalhado na superfície na área fosse amostrado, o que mascarou as reais condições da mesma. Dessa maneira, os altos valores de C orgânico, C da biomassa, matéria orgânica leve e de atividade de enzimas são devidos a esse material que foi aplicado na área. A perda deste horizonte orgânico certamente irá atrasar o desenvolvimento da cobertura vegetal nesta área, além de estarem sendo perdidas as informações sobre as comunidades microbiana e vegetal originais. É possível que esta área caminhe para uma condição de equilíbrio diferente da condição original devido à perda deste material ou, apenas leve mais tempo que outras áreas onde não há perda de solo superficial aplicado, para atingir a mesma condição de equilíbrio, já que existe uma grande fonte de propágulos próxima. Para analisar este processo, talvez sejam adequadas avaliações sobre o desenvolvimento da comunidade vegetal na área e do perfil da comunidade microbiana, ao longo do tempo, comparando esta área com a área de mata.

O fato de a maioria das áreas ter sido reunida em um único grupo, nos dois períodos de coleta, e a evidente heterogeneidade deste grupo maior no agrupamento para o segundo período (período chuvoso), levou à decisão de realizar o reagrupamento das mesmas, para comparação da condição destas áreas entre si (Quadro 9).

Quadro 9 - Reagrupamento dos grupos 1 formados nos períodos de coleta 1 e 2, pelo método de Tocher, e os valores médios de cada variável em cada grupo formado (coleta 1 = início do período seco; coleta 2 = .meio do período chuvoso)

Coleta	Grupo	Áreas ^{1/}	Nmin (mg g ⁻¹)	Corg (dag kg ⁻¹)	CO ₂ resp (umol h ⁻¹ g ⁻¹)	MOL (g kg ⁻¹)	C _{MOL} /kg solo (dag kg ⁻¹)	% C _{MOL} (%)	C _{biom} (ug g ⁻¹)	-glic (ug h ⁻¹ g ⁻¹ p.nitrofenol)	Fosf (ug h ⁻¹ g ⁻¹ p.nitrofenol)	qMIC	qCO ₂
1	I	4, 6, 5	29,99	2,53	0,15	0,177	1,58	40,60	32,55	56,76	1369,87	0,129	0,056
	II	2, 3, 9	11,89	1,85	0,44	0,161	1,24	37,38	17,25	67,21	1434,43	0,095	0,319
	III	11	8,82	1,81	0,20	0,270	2,22	39,32	23,71	58,56	905,56	0,131	0,102
	IV	7	45,16	2,62	0,05	0,273	1,76	32,84	40,94	44,40	914,30	0,156	0,015
2	I	4, 5, 2, 6, 3	25,03	2,67	0,40	0,182	1,39	37,56	33,24	124,0	1946,56	0,124	0,150
	II	10, 11	0,0	1,33	0,32	0,075	0,57	38,17	8,80	33,75	454,46	0,066	0,473
	III	7	11,30	2,92	0,29	0,313	2,30	35,76	43,33	107,90	1704,71	0,148	0,08
	IV	9	16,94	3,02	0,45	0,293	2,16	38,01	53,15	118,75	1867,81	0,176	0,102

^{1/} 1 - Mata; 2 - 1982; 3 - 1984; 4 - 1986; 5 - 1987; 6 - 1992; 7 - 1994 CSS; 8 - 1994 SSS; 9 - 1996; 10 - 1998; 11 - 2000; 12 - Tanque de Rejeito.

Novamente, a partir de cada grupo maior, foram formados quatro novos grupos (subgrupos). Em ambos os períodos a área de 1994 com SS constituiu um subgrupo isolado. A área revegetada em 2000 é também isolada em um outro subgrupo no primeiro período de coleta, enquanto que no segundo período ela é agrupada juntamente com a área de 1998, que não havia sido incluída neste grupo maior, no agrupamento do período seco. No período seco, há a formação de um subgrupo com os plantios de 1986, 1987 e 1992, enquanto que os dois plantios mais antigos (1982 e 1984) formam um outro subgrupo com o plantio de 1996. Já, no período chuvoso, todos os plantios mais antigos (1982 a 1992) são reunidos em um único subgrupo e o de 1996 constitui um subgrupo isolado. Os subgrupos formados podem ser melhor visualizados a partir da observação das Figuras 14 e 15.

Observa-se que as áreas reunidas no grupo 1 do primeiro agrupamento, no período seco, compreendem as mesmas que compõem o grupo 1 do primeiro agrupamento, no período chuvoso, com a inclusão apenas da área de 1998 (Figuras 12 e 13). No entanto, no período chuvoso houve melhor separação entre as áreas, a qual pode ser observada pela maior heterogeneidade desse grupo no referido período. Maior heterogeneidade entre áreas também foi observada no período chuvoso com análise baseada apenas nas características químicas destas, por Oliveira (2003).

Os agrupamentos e reagrupamentos que se formaram, tanto no primeiro período de coleta como no segundo, podem, em boa parte, ser explicados pela prática de retorno do solo superficial nas áreas revegetadas.

Como já mencionado anteriormente, no primeiro período, a área revegetada em 2000 é agrupada juntamente com os plantios mais antigos, certamente devido ao efeito residual da aplicação recente de solo superficial sobre as características avaliadas. No entanto, no reagrupamento, esta área é separada das demais e, no período chuvoso, quando já houve perda substancial de solo superficial aplicado, ela é novamente separada dos plantios mais antigos, apresentando distância bem maior dos mesmos, e é agrupada juntamente com o plantio de 1998 (Figuras 14 e 15).

A prática de aplicação de solo superficial apenas em superfície, sem incorporação, nas áreas revegetadas na década de 90, parece ter sido favorável ao ponto destas áreas estarem apresentado um processo de recuperação mais rápido que os plantios na década de 80, quando o solo superficial era incorporado em profundidade, o que "dilui" os efeitos benéficos que tal aplicação possui sobre a melhoria do ambiente radicular e de desenvolvimento de atividade microbiana.

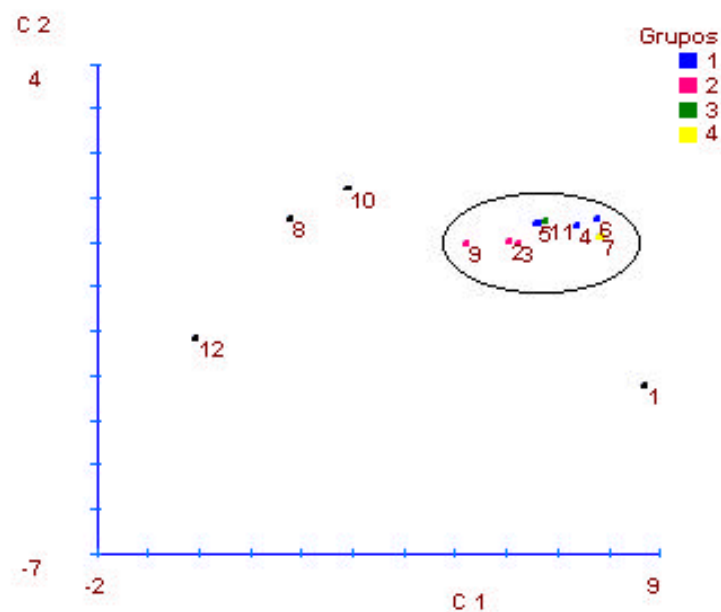


Figura 14 - Visualização no espaço bidimensional, tendo os dois primeiros componentes principais como eixos, do reagrupamento do grupo 1 formado pelo método de Tocher para os dados da primeira coleta (início do período seco).

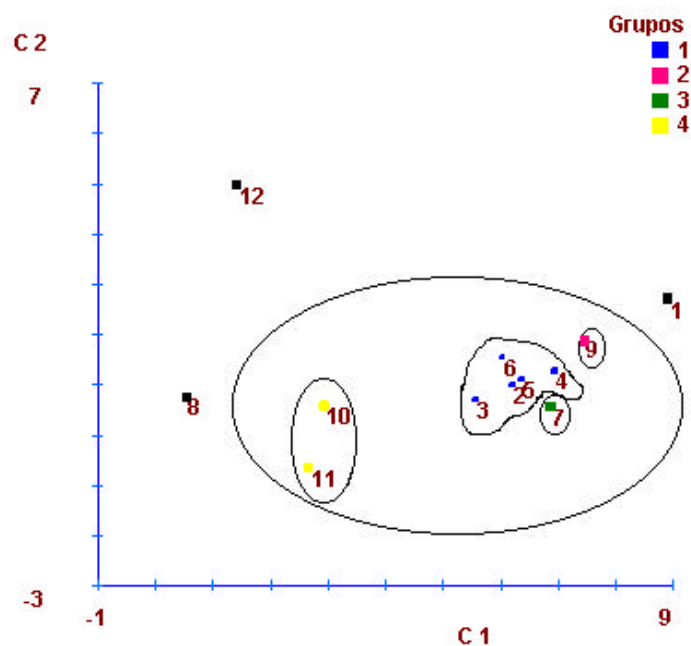


Figura 15 - Visualização no espaço bidimensional, tendo os dois primeiros componentes principais como eixos, do reagrupamento do grupo 1 formado pelo método de Tocher para os dados da segunda coleta (meio do período chuvoso).

A observação das áreas já leva à estas suposições e, o agrupamento dos plantios 1992, 1994 com SS e 1996 juntamente com os plantios da década de 80, em ambos os períodos, parece indicar o mesmo.

Tanto no período seco como no chuvoso, a área revegetada em 1992 forma subgrupos com plantios da década de 80. No período seco, onde houve menor distinção (menos heterogeneidade) entre as áreas, o plantio de 1996 forma um subgrupo com os dois plantios mais antigos (1982 e 1984), que, apesar da idade, são áreas onde a cobertura vegetal está menos desenvolvida (especialmente a área de 1982) do que em plantios mais novos como os de 1986, 1987, 1992 e

1994 com SS. A razão para isto, para a área de 1982, pode estar na posição desta no platô e na maneira como foram feitos os procedimentos de recuperação. A área, por se localizar na borda do platô de bauxita, apresentava camadas bem mais estreitas de estéril e de bauxita e, ao fim da exploração desta, não houve o retorno da camada de estéril, apenas de solo superficial, sobre o material remanescente na área, composto por fragmentos de bauxita nodular ou seja, de características físicas desfavoráveis ao desenvolvimento vegetal. Adicionalmente, houve a incorporação do solo superficial a este material remanescente, o que desfavoreceu ainda mais o desenvolvimento de um bom ambiente radicular. Além disso, Ruivo (1998), estudando diversas áreas mineradas e revegetadas, também no platô Saracá, observou que há uma distinção evidente entre áreas revegetadas na borda do platô e no centro deste. As áreas situadas nas bordas apresentam valores de densidade do substrato ($1,16 - 1,33 \text{ g cm}^{-3}$) bem maiores do que as áreas localizadas no centro do platô ($1,00 - 1,04 \text{ g cm}^{-3}$), cuja densidade se aproxima mais do solo não alterado ($1,08 \text{ g cm}^{-3}$). Os valores mais altos de densidade nas áreas de borda são devidos ao maior tráfego de máquinas nesta região do platô e, segundo o autor, este fator apresentou grande influência sobre a taxa de desenvolvimento da cobertura vegetal nas áreas revegetadas.

O plantio de 1984 apresenta cobertura vegetal bem mais desenvolvida do que a área de 1982 porém não se sobressai em relação aos plantios mais novos (1986 a 1994 com SS). No período seco, a maior proximidade com a área de 1982 pode ser devida ao fato de que nestas duas áreas a incorporação do solo superficial foi feita a uma profundidade maior que nas áreas restantes da década de 80.

5. Conclusões

Foi possível realizar uma análise comparativa do *status* do processo de recuperação nas áreas estudadas por meio da aplicação do método de otimização de Tocher e da análise de componentes principais ao conjunto de indicadores selecionados;

As variáveis que se mostraram como de menor importância para a distinção entre as áreas e possíveis de serem descartadas, variaram entre os períodos de coleta: no período seco o C da biomassa microbiana pôde ser descartado, no entanto, este descarte é relativo pois sua utilização foi necessária para a composição dos quocientes metabólico e microbiano os quais se mostraram importantes para a distinção entre as áreas. No período chuvoso, o C presente na MOL por kilo de solo foi a variável menos importante para tal distinção.

A amostragem no meio do período chuvoso permitiu maior distinção entre as condições de recuperação dos plantios de idades intermediárias;

A análise dos resultados analíticos das duas épocas de amostragem aliada à observação visual da área do plantio de 2000 parece evidenciar um processo de perda do solo superficial aplicado nesta área;

Outros fatores além da idade dos plantios, como as técnicas de revegetação e posição da área no platô (borda ou centro), influenciam na velocidade do processo de recuperação das áreas revegetadas

Os resultados confirmam a importância da prática de retorno de solo superficial às áreas a serem revegetadas na otimização do processo de recuperação das mesmas, assim como da forma de disposição deste material nas áreas, que proporciona melhores resultados quando apenas espalhado em superfície, sem incorporação;

As áreas mineradas e revegetadas que receberam solo superficial apenas em superfície apresentam processo de recuperação mais rápido do que o das áreas mineradas onde o solo superficial foi incorporado antes do plantio de revegetação. Estas últimas, por sua vez, apresentam recuperação mais rápida do que áreas onde o solo superficial não foi retornado;

Em futuros trabalhos, seria mais adequado substituir a análise de N mineralizável por outra(s) que informe(m) acerca da dinâmica do P, o que seria mais informativo considerando-se o ambiente em questão, onde o P é o elemento mais limitante no sistema e cujas reservas encontram-se relacionadas quase que exclusivamente à matéria orgânica e à biomassa.

6. BIBLIOGRAFIA

Aceves, M.B.; Grace, C.; Ansorena, J.; Dendooven, L.; Brookes, P.C. Soil microbial biomass and organic C in a gradient of zinc concentration in soils around a mine spoil tip. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 31, p. 867-876. 1999.

Alef, K.; Nanninipieri, P. **Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry**. Academic Press. 569p. 1995.

Anderson, J.M. & Ingram, J.S.I. **Tropical Soil Biology and Fertility: a handbook of methods**. CAB International. 171p. 1989.

Anderson, J.P.E. Soil respiration. In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (eds). **Methods of soil analysis, Part 2: Chemical and Microbiological Properties**. 2nd ed. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 831-871. 1982.

Badiane, N.N.Y.; Chotte, J.L.; Pate, E.; Masse, D.; Rouland, C. Use of soil enzyme activities to monitor soil quality in natural and improved fallows in semi-arid tropical regions. **Applied Soil Ecology**. v. 18, p. 229-238. 2001.

Bandick, A.K.; Dick, R.P. Field management effects of soil enzyme activities. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 31, p. 1471-1479. 1999.

Bentham, H., Harris, J. A., Birch, P. and Short, K. C. Habitat classification and soil restoration assessment using analysis of soil microbiological and physico-chemical characteristics. **Journal of Applied Ecology** v. 29, p. 711 – 718. 1992.

Blum, W. E. H. Soil protection concept of the council of Europe and integrated soil research. In: Eijssackers, H. J. P. & Hamers, T. (eds) **Integrated Soil and**

Sediment Research: A Basis for Proper Protection. Kluwer Academic, Dordrecht, p. 37-47. 1993.

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

Brussaard, L.; Kuyper, T.W.; Didden, W.A.M.; de Goede, R.G.M.; Bloem, J. Biological soil quality from biomass to biodiversity - importance and resilience to management stress and disturbance. In: Schjonning, P.; Elmholt, S.; Christensen, B.T. (Eds). **Managing soil quality: challenges in modern agriculture.** CAB Internacional. p. 139-161. 2004.

Caldwell, B.A.; Griffiths, R.P.; Sollins, P. Soil enzyme response to vegetation disturbance in two lowland Costa Rican soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 31, p. 1603-1608. 1999.

Camargo, F.A.O.; Gianello, C.; Tedesco, M.J.; Vidor, C. Nitrogênio Orgânico do solo. In: Santos, G.A.; Camargo, F.A.O. (eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo - ecossistemas tropicais e subtropicais.** Genesis, Porto Alegre. p. 117-137. 1999.

Caproni, A.L. **Fungos micorrízicos arbusculares em áreas reflorestadas remanescentes da mineração de bauxita em Porto Trombetas-PA.** Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (Tese de Doutorado). 186p. 2001.

Caravaca, F.; Barea, J.M.; Figuerola, D.; Roldán, A. Assessing the effectiveness of mycorrhizal inoculation and soil compost addition for enhancing reafforestation with *Olea europaea* subsp. *sylvestris* through changes in soil biological and physical parameters. **Applied Soil Ecology**, v. 20, p. 107-118. 2002.

Cassel, D.K. & Nielsen, D.R. Field capacity and available water capacity. In: Kluthe, A., (ed). **Methods of soil analysis, Part 1: Physical and mineralogical methods.** 2nd.ed. Madison, American Society of Agronomy. p.901 - 906. 1986.

Cavigelli, M.A., Robertson, G.P., Klug, M.J. Fatty acid methyl ester (FAME) profiles as measures of soil microbial community structure. **Plant and Soil** v. 170, p. 99-113. 1995.

Cruz, C.D. **Programa Genes: aplicativo computacional em genética e estatística.** Viçosa: Editora UFV. 420p. 1997.

Cruz, C.D.; Regazzi, A.J. **Modelos biométricos aplicados as melhoramento genético.** Viçosa: UFV. 390p. 1994.

Doran, J. W. and Parkin, T. B. Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. In: Doran, J. W., Coleman, D. C., Bezdiceck, D. F. and Stewart, B. A. (eds).

American Society of Agronomy Special Publication n. 35, Madison, WI, USA. 1994.

Doran, J. W., Sarrantonio, M. and Liebig, M. Soil Health and Sustainability. In: Sparks, D. L. (ed). **Advances in Agronomy**, v. 56. Academic Press, San Diego, CA, USA. 1996.

Doran, J.W. Soil quality and sustainability. XXVI **Brazilian Congress of Soil Science**. Proceedings. Rio de Janeiro. 1997.

Eivazi, F.; Tabatabai, M.A. Glucosidases and galactosidases in soils. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 20, p. 601-606. 1988.

Elliot, E. T. Rationale for developing bioindicators of soil health. In: Pankhurst, C. E., Doube, B. M. and Gupta, V. V. S. R. (eds). **Biological Indicators of Soil Health**. CAB International, Wallingford, p. 49 – 78. 1997.

EMBRAPA - Manual de métodos de análise de solo - 2^a- edição. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Rio de Janeiro. 212p. 1997.

Griffiths, B.S.; Bonkowski, M.; Roy, J.; Titz, K. Functional stability, substrate utilization and biological indicators of soils following environmental impacts. **Applied Soil Ecology**, v.16, p. 49-61. 2001

Hart, P. B. S., August, J. A. and West, A. W. Long term consequences of topsoil mining on biological and physical characteristics of two New Zealand loessial soils under grazed pasture. **Land Degradation and Rehabilitation** v. 1, p. 77 – 88. 1989.

Heinemeyer, O., Insam, H., Kaiser, E.A. and Walenzik. Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infrared gas analysis. **Plant and Soil** v.116, p.191-195. 1989.

Herrick, J. E. Soil quality: an indicator of sustainable land management? **Applied Soil Ecology**, v.15, p. 75-83. 2000.

Hill, G.T.; Mitkowski, N.A.; Aldrich-Wolfe, L.; et al. Methods for assessing the composition and diversity of soil microbial communities. **Applied Soil Ecology** v.15, p. 25-36. 2000.

Insam, H. & Domsch, K.H. Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites. **Microbial Ecology**. v.15, p 177-188. 1988.

Islam, K.R. & Weil, R.R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. **Biology and Fertility of Soils** v. 27, p. 408-416. 1998.

Jenkinson, D. S. and Powlson, D. S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. **Soil Biology and Biochemistry** v. 8, p. 209 – 213. 1976.

Jorgensen, R.G. & Brookes, P.C. Ninhydrin-reactive nitrogen measurements of microbial biomass in 0,5 M K₂SO₄ soil extracts. **Soil Biology and Biochemistry** v. 22, p. 1023-1027. 1990.

Keeney, D.R. & Bremner, J.M. Comparison and evaluation of laboratory methods of obtaining an index of soil nitrogen availability. **Agronomy Journal** v. 58, p. 498-503. 1966.

Kempers, A. J.; Zweers, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method. **Commun. in Soil Sci. Plant Anal** v. 17, p. 715-723. 1986.

Kennedy, A.C.; Papendick, R.I. Microbial characteristics of soil quality. **Journal of Soil and Water Conservation**. p. 243-248. 1995.

Killham, K. **Soil ecology**. Cambridge University Press, UK. 242p. 1994.

Lapa, R.P. A bauxita e o rejeito da bauxita. In: Bozelli, R.L.; Esteves, F.A.; Roland, F. (eds.) **Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico**. IB-UFRJ/SBL. Rio de Janeiro. p. 25-37. 2000.

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 management**, 35. American Society of Agronomy Special Publication, Madison, WI, p. 37-51. 1994.

Miller, M.; Dick, R.P. Thermal stability and activities of soil enzymes as influenced by crop rotations. **Soil Biology and Biochemistry** v. 27, p. 1161-1166. 1995.

Odum, E.P. The Strategy of Ecosystem Development. **Science** v. 164, p. 262-270. 1969.

Oliveira, D.M.F. **Estudo da viabilidade de utilização de indicadores de recuperação de áreas degradadas por mineração de bauxita**. Universidade Federal de Viçosa (Tese de Doutorado). 88p. 2003.

Pankhurst, C.E. Biodiversity of soil organisms as an indicator of soil health. In: Pankhurst, C.E., Doube, B.M., Gupta, V.V.S.R. (eds.). **Biological Indicators of Soil Health**. CAB International, Wallingford, p. 297-324. 1997.

Papendick, R.I., Parr, J.F., van Schilfgaarde, J. Soil Quality: New perspective for a sustainable agriculture. In: **Proceedings for International Soil Conservation Organization**. New Delhi, India. December, 4-8. 1994.

Parr, J.F., Papendick, R.I., Hornick, S.B. & Meyer, R. E. Soil quality: attributes and relationships to alternative and sustainable agriculture. **American Journal of Alternative Agriculture**.v.7, p. 5-11. 1992.

Pierce, R.J., Lal, R. Soil Management in the 21st century. In: Lal, R., Pierce, F.J. (eds.), **Soil Management for Sustainability**. Soil and Water Conservation Society, Ankeny, IA. p. 175-189. 1991.

Rapport, D.J., McCullum, J. and Miller, M. H. Soil Health: its relationship to ecosystem health. In: Pankhurst, C. E., Doube, B. M. and Gupta, V. V. S. R. (eds). **Biological Indicators of Soil Health**. CAB International, Wallingford, p. 29 – 47. 1997.

Reichardt, K. Capacidade de campo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** v. 12, p. 211 – 216. 1988.

Ruivo, M.L.P. **Vegetação e características do solo como indicadores de reabilitação de áreas mineradas na Amazônia Ocidental**. Universidade Federal de Viçosa (Tese de Doutorado). 101p. 1998.

Ruiz, H.A., Ferreira, G.B e Pereira, J.B.M. Estimativa da capacidade de campo de Latossolos e Neossolos Quartzarênicos pela determinação do Equivalente de Umidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo v. 27, p. 389-393. 2003.

Soil Science Society of America. **Glossary of Soil Science Terms**. Soil Science Society of America, Madison,WI. 1997.

Stenberg, B. Monitoring Soil Quality of Arable Land: Microbiological Indicators. **Soil and Plant Sci.** v. 49, p. 1-24. 1999.

Stevenson, F.J.; He, X.T. Nitrogen in humic substances as related to soil fertility. In: MacCarthy, P.; Clapp, C.E.; Malcolm, R.L.; Bloom, P.R. (eds.) **Humic substances in soil crop sciences: selected readings**. Am. Soc. of Agron. Inc./ Soil Science Society of America. Inc. Madison, Wisconsin. USA. p. 91-109. 1990.

Sylvia, D.M., Fuhrmann, J.J., Hartel, P.G. and Zuberer, D.A.. **Principles and Applications of Soil Microbiology**. Prentice Hall, Upper Saddle River, USA, 550p. 1999.

Tabatabai, M.A. Enzymes. In: Weaver, R.W.; Augle, S.; Bottomly, P.J.; Bezdicek, D.; Smith, S.; Tabatabai, A.; Wollum, A. (eds). **Methods of soil analysis, Part 2: Microbial and biochemical properties**. No.5. Soil Science Society of America. Madison. p. 775-833. 1994.

Viana, C.D.B. Folha AS.21 - Santarém. III - pedologia. In: BRASIL/DNPM. Projeto RADAMBRASIL. Folha AS. 21 - Santarém. **Geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra**. Rio de Janeiro: DNPM. p. 201-303. 1976.

Yeomans, J.C. & Bremner, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analyses** v.19, p. 1467- 1476. 1988.