

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS

INDICADORES DE QUALIDADE DE SOLO PARA AVALIAÇÃO DA

RESTAURAÇÃO FLORESTAL:

ESTUDO DE CASO UHE BALBINA – AM

RAIANE DE MELO VIANA

Manaus, Amazonas

Março, 2012

RAIANE DE MELO VIANA

**INDICADORES DE QUALIDADE DE SOLO PARA AVALIAÇÃO DA
RESTAURAÇÃO FLORESTAL:
ESTUDO DE CASO UHE BALBINA – AM**

ORIENTADOR: JOÃO BAPTISTA SILVA FERRAZ, Dr.

Co-orientador: Gil Vieira, Dr.

Dissertação apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências de Florestas Tropicais, área de concentração Recuperação de Áreas Degradadas.

Manaus, Amazonas

Março, 2012

V614 Viana, Raiane de Melo
Indicadores de qualidade de solo para avaliação da restauração florestal: estudo de caso UHE Balbina-AM / Raiane de Melo Viana. --- Manaus : [s.n.], 2012.
xviii, 99 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) --- INPA, Manaus, 2012
Orientador : João Baptista Silva Ferraz
Co-orientador : Gil Vieira
Área de concentração : Ciências de Florestas Tropicais

1. Regeneração florestal. 2. Dinâmica florestal. 3. Qualidade do solo.
4. Macrofauna do solo. 5. Regeneração natural. I. Título.

CDD 19. ed. 638.956

Sinopse:

Avaliou-se parâmetros de qualidade de solo com potencial para indicadores do sucesso de projetos de restauração florestal, no entorno da Usina Hidrelétrica de Balbina. Foram analisados parâmetros físico-químicos e biológicos do solo, regeneração natural e cobertura de dossel. Um gradiente de *status* de restauração foi considerado, compreendendo uma área degradada (controle), dois reflorestamentos mistos e uma área de floresta nativa (referência).

Palavras chave: Recuperação de Áreas Degradadas, Monitoramento, Solo, Macrofauna do Solo, Regeneração Natural.

“Tudo posso Naquele que me fortalece.”

Filipenses 4:13

**“Don't worry about a thing,
cause every little thing is gonna be all right.”**

Bob Marley - Three Little Birds

**“Com a liberdade, as flores, os livros e a lua,
quem não é capaz de ser perfeitamente feliz?”**

Oscar Wilde

À minha amada vó Terezinha *in*
memorian e à sua linda e fértil
descendência,

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Deus, início e fim, razão de tudo que tenho e sou. Agradeço por Seu infinito amor e providência em minha vida, por me proporcionar desafios, e mais ainda, por me dar forças e discernimento para superá-los. Em Seu nome agradeço por todas as pessoas incríveis que cruzaram meu caminho, especialmente nessa jornada chamada mestrado, sem esquecer aqueles entes sempre próximos e presentes, mesmo estando, às vezes, fisicamente distantes. Por fim Deus Te agradeço a dádiva e a honra de aprender e vivenciar essa energia esplendorosa que emana da Sua criação – Floresta, obrigada por me permitir desvendar mais um pedacinho de ti, minha linda.

Como não poderia deixar de ser, agora agradeço a você, meu amor, meu amigo de alma, que compartilhou comigo a dor e a delícia de cada fase desse trabalho. Me auxiliou, me deu suporte, me confortou, foi paciente na minha impaciência, foi sereno no meu nervosismo. Você sempre me esperou e esteve presente em cada uma das minhas despedidas e chegadas, e hoje, em reconhecimento a toda à sua cumplicidade e carinho, quero dividir essa vitória com você. Certamente, esse suado título é nosso. Eu te amo, Rafildes.

“A nossa família é a nossa família.” Mãe, tias e tios, irmãs, sobrinhos, afilhados, primos, obrigada a cada um de vocês pelo amor incondicional, pela confiança, e por tomar como sua, cada luta que eu decidi assumir. Sem vocês ao meu lado, eu não ousaria alçar voo algum. Amo muito vocês.

A família que eu escolhi, meus amigos. Obrigada pelo companheirismo, pelas energias positivas e pelas orações, vocês são os melhores amigos que alguém pode ter. Amigos do Nova Face, da UnB, da CEU, amigos de Manaus, do Rio Preto da Eva, de Novo Airão, do INPA, do CFT, em especial a minha turma de 2010; muito obrigada. Um obrigada cor de rosa para Alexandre, Julieta, Andressa, Laura, Anita, Gean, João Paulo e Stieger. Um obrigada verde florestal aos que de pertinho me motivaram a continuar, me apoiaram e se tornaram, certamente, a melhor parte a ser vivida e lembrada destes dois anos: Iane, Diego, Roberto, Wanner, Rodrigo, Felipe, Pedro, Stéphanie e Josângela. De vocês, já sinto imensas saudades.

Agradeço aos meus amigos de Balbina, lugar de solos mágicos. Evely e Stella, obrigada pela força, prontidão em ajudar, apoio logístico e, sobretudo, pelo aprendizado e amizade. Em nome de vocês duas, agradeço a todos os amigos e profissionais que essa Vila me proporcionou conhecer. Agradeço profundamente aos reflorestadores que com sol, chuva,

carapanã, caba, cobra, sempre me acompanharam em campo. Um beijo enorme no coração do Murilo, da Claudiane e do Andrews.

Ao longo desse mestrado muitos profissionais me ajudaram, enriquecendo meu trabalho e me mostrando quão difícil e valioso é realizar pesquisa com qualidade. Se evolui nesse sentido, foi graças aos ensinamentos, questionamentos e discussões que vocês me proporcionaram. Obrigada doutores Carlos Alberto Nobre Quesada, Flavia Capellotto Costa, Afrânio Ferreira Neves Júnior, Elizabeth Franklin Chilson, Mundayatan Haridasan, Henrique Nascimento, Giselda Durigan, Flávio Jesus Luizão e Niwton Leal Filho.

Agradeço, com muita alegria, ao Laboratório Temático de Solos e Plantas, e a toda equipe que o compõe. A minha análise de solos foi uma fase perfeita, graças a vocês. Foram meses prazerosos, que com afinho passamos juntos, trabalhando inclusive de noite, em finais de semana e feriado, mas valeu muito a pena. Quero agradecer especialmente ao Orlando, Jonas, Morgana, Raimundo, Edvaldo e Karoline.

Agradeço enormemente ao Laboratório de Sistemática e Ecologia de Invertebrados do Solo e sua equipe que, em longas manhãs, me auxiliaram com a manipulação, identificação e contagem das minhas coletas de macrofauna do solo.

Ao Dr. João Ferraz pela orientação e enfoque de qualidade do solo ao meu trabalho, que se tornou o seu diferencial; e ao Dr. Gil Vieira pela coorientação, a ambos pelos ensinamentos, agradeço.

Agradeço à ELETROBRÁS – Amazonas Energia por disponibilizar a área de estudo, o apoio nos trabalhos de campo.

Agradeço pelo apoio logístico da SDS e equipe com o transporte, do LBA pelo empréstimo dos anéis concêntricos, novamente à Flávia Capellotto Costa, pelo empréstimo do densímetro esférico, ao Tony Vizcara e ao Sr. José Ramos pelo apoio de campo para levantamento de vegetação, ao Jair e à Aline, por estarem sempre disponíveis para me ajudar, e ao Marcelo, por sempre que necessário me liberar um “espacinho” para trabalhar na sala de triagem.

Por fim, agradeço ao CNPq pela concessão da bolsa, e ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, em especial ao Programa de Pós Graduação em Ciências de Florestas Tropicais, pela oportunidade de obter o título de mestre na área que eu amo e que escolhi para minha vida como motivação profissional.

A todos vocês o meu mais sincero **OBRIGADA**.

RESUMO

A restauração florestal é uma necessidade urgente, dada a celeridade que processos de degradação avançam sobre as florestas tropicais. Porém, muitos esforços e recursos são investidos na recuperação dessas áreas sem que hajam metodologias apropriadas para uma avaliação posterior dessas atividades e o monitoramento das áreas em processo de restauração. A certeza da necessidade da avaliação e monitoramento tornou-se consenso entre os envolvidos nessa atividade, uma vez que os custos da restauração são muito elevados para se correr o risco do insucesso. A maioria dos monitoramentos se baseia apenas na análise de dados de vegetação, porém, é importante utilizar outros parâmetros. Devido à influência recíproca entre solo e vegetação, foi proposta a seleção de indicadores de qualidade do solo, que permitam a avaliação e o monitoramento de projetos de restauração florestal, de forma eficiente, prática e de baixo custo. Com isso, o objetivo deste trabalho foi selecionar bons indicadores, principalmente edáficos, para avaliação de projetos de restauração florestal, e ainda avaliar os plantios de restauração florestal instalados em áreas de empréstimo no entorno da Usina Hidrelétrica de Balbina (Presidente Figueiredo – AM). Foram selecionadas quatro áreas de amostragem: uma área degradada (AC), dois reflorestamentos mistos (RF1, RF2) e uma área de floresta nativa (AR). Por não haver réplicas de cada condição, o presente trabalho é um estudo de caso. Em cada uma dessas áreas foram alocadas oito parcelas de 5 m x 2 m, onde foi realizado o levantamento da regeneração natural dos indivíduos arbóreos e arbustivos com HT > 30 cm e DAP < 5 cm, e da macrofauna do solo pelo método “*pitfall*” e monólito do solo. Nestas mesmas parcelas foram medidas a cobertura de dossel, a taxa de infiltração da água do solo e a resistência do solo à penetração de raízes e foram coletadas amostras de solo para determinação da densidade do solo, umidade, textura, acidez e fertilidade dos solos (Al, Ca, Mg, K, MOS, N, P, Fe e Zn) nas profundidades de 0-5 cm, 5-10 cm e 10-20 cm. Os parâmetros físico-químicos do solo e a cobertura de dossel foram contrapostos a um gradiente categórico de restauração por meio de ANOVA e teste de Tukey a 5%. Para contrapor os gradientes contínuos de regeneração natural e macrofauna, foram feitas regressões simples dos atributos físico-químicos e cobertura de dossel com dados de riqueza desses dois grupos biológicos. Os plantios avaliados evoluíram estruturalmente, mostrando que a restauração das áreas degradadas foi uma decisão acertada, pois a área degradada (AC) não melhorou suas propriedades por ter sido abandonada. O RF2 se encontra em estágio mais avançado que o RF1, estando em condição mais próxima à área AR. O RF1, por estar mais próximo a AC, necessita de maior assistência silvicultural. Os parâmetros que seguiram o gradiente categórico foram densidade do solo, resistência à penetração, taxa de infiltração básica, potássio, matéria orgânica do solo, nitrogênio e cobertura do dossel, e os que responderam aos gradientes de regeneração natural e macrofauna do solo foram densidade do solo, matéria orgânica do solo, cobertura de dossel, teores de potássio e CTC efetiva, sendo que resistência à penetração e pH em água apresentaram uma fraca relação. De acordo com o presente estudo, os melhores parâmetros para avaliar o sucesso de projetos de restauração florestal no entorno da UHE Balbina são: densidade do solo, matéria orgânica do solo e cobertura de dossel. A metodologia adotada se mostrou eficiente para avaliação de projetos de restauração florestal, porém, precisa ser testada em outros locais, idealmente com maior número de réplicas, para ser validada.

Palavras-chave: indicadores, qualidade de solo, monitoramento, restauração florestal, regeneração natural, macrofauna do solo.

ABSTRACT

(Soil quality indicators for evaluation of forest restoration: Case Study Hydroelectric Dam Balbina – AM)

Forest restoration is an urgent need, given the fastness of degradation processes in tropical rainforests. However, many efforts and resources are invested in the rehabilitation without appropriate methodologies for evaluation of these activities and monitoring of the restored areas. The necessity of monitoring and evaluation has become consensus among those involved in restoration, since it is an onerous activity to take the risk of failure. Most monitoring is based on analysis of vegetation, although, it is important to make use of other parameters. Due to the reciprocal influence between soil and vegetation, this study proposed to select indicators of soil quality, allowing the evaluation and monitoring of forest restoration projects in an efficient, practical and low cost way. Thus, the aim is to select good indicators, mainly edaphic, for assessment of forest restoration projects, and assess forest restoration plantings installed in borrow areas near by the Balbina Hydroelectric Dam (Presidente Figueiredo - AM). Four areas were selected for sampling: a degraded area (AC), two restoration plantings (RF1, RF2) and a forest area (AR). Because there is no replica of each condition the present work is a case study. In each area, eight plots of 5 m x 2 m were allocated, where we performed a survey of natural trees and shrubs regeneration with HT > 30 cm and DBH < 5 cm, and soil macro fauna, by "pitfall" and soil monolith methods. At the same plots, it was measured canopy cover, the soil infiltration rate and soil resistance to root penetration and soil samples were collected for determination of bulk density, moisture, texture, acidity and fertility (Al, Ca, Mg, K, SOM, N, P, Fe and Zn) in the depth: 0-5 cm, 5-10 cm and 10-20 cm. The physical-chemical parameters of soil and canopy cover were opposed to a categorically gradient of restoration by ANOVA and Tukey test at 5%. To oppose the continuous gradients of natural regeneration and macrofauna, were conducted simple regressions of the physical-chemical soil attributes and canopy cover with respect to the richness of these two biological groups. The restoration plantings have evolved structurally, proving that the restoration was a right decision, because the degraded area did not improve their features with the abandon. RF2 is on a more advanced stage than the RF1, presenting conditions closer to the forest. RF1, for be closer to the degraded area (AC), and need further silvicultural assistance. The parameters that follow the categorical gradient were soil density, penetration resistance, infiltration rate, potassium, soil organic matter, nitrogen and canopy cover. Those which responded to soil macro fauna and natural regeneration gradients were soil bulk density, soil organic matter, canopy cover, potassium and effective CEC, while penetration resistance and pH in water evidenced a weak relationship. According to this study, the good indicators to evaluate the success of forest restoration projects near by the Balbina Hydroelectric Dam are: bulk density, soil organic matter and canopy cover. The methodology proved effective for evaluating forest restoration projects; however, it needs to be tested elsewhere, ideally with a larger number of replicas to be validated.

Keywords: indicators, soil quality, monitoring, forest restoration, natural regeneration, soil macrofauna.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	ix
LISTA DE FIGURAS	x
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	4
3. MATERIAL E MÉTODOS	5
3.1. Área de estudo – Usina Hidrelétrica de Balbina	5
3.2. Áreas de amostragem	6
3.3. Coleta de dados	11
3.4. Análise dos dados	17
4. RESULTADOS	19
4.1. Atributos físico-químicos do solo e cobertura de dossel	19
4.2. Macrofauna do solo	24
4.3. Regeneração Natural	28
4.4. Resposta ao gradiente categórico	31
4.5. Resposta aos gradientes contínuos	36
5. DISCUSSÃO	37
5.1. Atributos físico-químicos do solo e cobertura de dossel	37
5.2. Macrofauna do solo	43
5.3. Regeneração natural	44
5.4. Seleção dos indicadores	47
6. CONCLUSÕES	50
7. CONSIDERAÇÕES GERAIS	50
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Relação das espécies plantadas no Reflorestamento 1 e 2 (RF1 e RF2), no entorno da UHE Balbina, AM.	7
Tabela 2. Atributos físicos do solo (n=8) coletados no entorno da UHE Balbina, AM.	19
Tabela 3. Quadro resumo dos atributos físico-químicos de solo e de cobertura de dossel (n=8) coletados no entorno da UHE Balbina, AM.	21
Tabela 4. Atributos químicos de solo (n=8) coletados no entorno da UHE Balbina, AM.	23
Tabela 5. Frequência de ocorrência dos grupos taxonômicos e funcionais da macrofauna do solo, coletada pelo método <i>pitfall</i> , no entorno da UHE Balbina, AM.	25
Tabela 6. Abundância de indivíduos por grupos taxonômicos e funcionais da macrofauna de solo, coletada pelo método do monólito de solo, no entorno da UHE Balbina, AM.	26
Tabela 7. Lista e abundância das espécies vegetais arbóreo-arbustivas de regeneração natural, inventariadas no entorno da UHE Balbina, AM.	29
Tabela 8. <i>P-value</i> resultante do teste de Tukey a 5% de probabilidade (n=32).	32
Tabela 9. Coeficiente de correlação de Spearman e teste de significância (n=32).	36
Tabela 10. Análises de regressão linear simples da riqueza da macrofauna e da regeneração natural em função das variáveis de solo pré-selecionadas (n=32).	37

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Aspecto geral do Reflorestamento 1 (RF1), aos oito anos de idade. 1: Predominância do estrato herbáceo com <i>Clidemia</i> sp. e <i>Brachiaria humidicola</i> ; 2: No estrato arbóreo, predomínio de <i>Vismia</i> sp. UHE Balbina, AM.	8
Figura 2. Aspecto geral do Reflorestamento 2 (RF2), aos cinco anos de idade. 1: Estrato herbáceo dominado por ervas rasteiras; 2: <i>Cedrela odorata</i> ; 3: <i>Carapa guianensis</i> , 4: <i>Piper aduncum</i> . UHE Balbina, AM.	9
Figura 3. Aspecto geral da área degradada, abandonada a mais de 20 anos. Pequenas ilhas de vegetação, a maioria da área apresenta solo exposto e compactado. 1: <i>Clusia reneggerioides</i> ; 2: ilha de vegetação com predomínio de <i>Nephrolepis rivularis</i> , 3: <i>Vismia guianensis</i> ; 4: remanescente florestal ao fundo. UHE Balbina, AM.	10
Figura 4. Aspecto geral da área referência vista internamente. Floresta nativa preservada, com sub-bosque estratificado e dossel fechado. 1: Solo coberto de serapilheira; 2: Vértice de uma parcela. UHE Balbina, AM.	10
Figura 5. Medição da taxa de infiltração do solo – anéis concêntricos, régua e cronômetro utilizados para a coleta. UHE Balbina, AM.	12
Figura 6. Resistência do solo à penetração de raízes – Penetrômetro de impacto, modelo Daiki. UHE Balbina, AM.	13
Figura 7. Macrofauna do solo – Métodos <i>pitfall</i> e monólito do solo. 1: Armadilha <i>Pitfall</i> ; 2 e 3: Extração de um monólito de solo; 4: Macro-invertebrados triados e armazenados. UHE Balbina, AM.	16
Figura 8. Distribuição vertical da abundância absoluta da macrofauna do solo nas quatro áreas de amostragem do entorno da UHE Balbina, AM. AC: área controle; RF1: reflorestamento 1; RF2: reflorestamento 2; AR: área referência.	27
Figura 9. Distribuição vertical da abundância relativa dos principais grupos funcionais da macrofauna do solo, coletadas nas quatro áreas de amostragem, no entorno da UHE Balbina, AM. AC: área controle; RF1: reflorestamento 1; RF2: reflorestamento 2; AR: área referência.	27
Figura 10. Gráficos “boxplot” dos parâmetros coletados no entorno da UHE Balbina, AM. Os dados de solo estão apresentados na profundidade de 0-20 cm. Letras diferentes representam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5%. AC: área controle; RF1: reflorestamento 1; RF2: reflorestamento 2; AR: área referência.	33
Figura 11. Gráficos dos indicadores selecionados contrapostos ao gradiente referente à macrofauna do solo (em cima), e à regeneração natural (em baixo). triângulo marrom: área controle; losango laranja: reflorestamento 1; cruz azul: reflorestamento 2; quadrado cheio verde: área referência.	49

1. INTRODUÇÃO

A crescente demanda da população por bens de consumo leva à conversão de florestas para diferentes usos e conseqüentemente para áreas degradadas, sendo este o principal fator na crise da diversidade biológica (Dobson *et al.*, 1997; Fühler, 2000; Young, 2000). A destruição de florestas tropicais, primárias e secundárias, ocorre a uma taxa anual de 13 milhões de hectares (Laurance, 2008), resultando em perda de biodiversidade e diminuição da disponibilidade de produtos florestais madeireiros e não madeireiros (Lamb *et al.*, 2005). Na Amazônia Legal, por exemplo, mais de cinco milhões e meio de hectares (5.669.700 ha) foram degradados no período de 2007 a 2009 (DEGRAD - Inpe, 2012). Nesse cenário de extensas áreas impactadas, atividades conservacionistas com intervenções efetivas para o manejo e reparação desses danos à biosfera é uma necessidade, sendo a restauração florestal uma das alternativas mais promissoras (Dobson *et al.*, 1997; Hobbs, 2004; Choi, 2007; Davidson *et al.*, 2012), vista como essencial para a mútua sobrevivência do ser humano e da natureza (Cains, 2002).

A restauração ecológica é uma atividade que inicia o processo de recuperação de um ecossistema que foi destruído, alterado ou degradado (SER, 2004). Ao conjunto dos processos utilizados para recompor ecossistemas florestais, tendo em vista as condições biológicas anteriores ao distúrbio, as melhorias registradas e os prognósticos resultantes do monitoramento, denomina-se restauração florestal (Salomão *et al.*, 2007). O objetivo central da restauração florestal é o restabelecimento de florestas biologicamente viáveis que não dependam de intervenções humanas constantes. De forma geral, as iniciativas de restauração de florestas tropicais visam ao cumprimento da legislação ambiental, ao restabelecimento de serviços ecossistêmicos e à proteção de espécies nativas (Brancalion *et al.*, 2010).

Mas, como saber ou garantir, que ações de restauração florestal foram bem sucedidas? Esforços estão sendo destinados para recuperar áreas degradadas, sem o conhecimento dos resultados posteriores, por não haver métodos definidos que sejam eficientes para a avaliação e o monitoramento das áreas em recuperação. A falta de monitoramento é um dos obstáculos ao desenvolvimento da restauração ecológica (Lake, 2001), pois este possibilita guiar estratégias mais apropriadas em ecossistemas em processo de recuperação, permitindo a utilização de ações corretivas para melhorar o modelo original de restauração (Rodrigues e Gandolfi, 1998; Hobbs e Harris, 2001; Lake, 2001; Martins, 2001; Souza e Batista, 2004; SER, 2004; Vieira e Gandolfi, 2006; Melo *et al.*, 2007; Rodrigues *et al.*, 2009). Desta forma,

as ações de restauração apresentariam maiores chances de sucesso, e os recursos investidos não estariam sendo desperdiçados.

No Brasil, são recentes os trabalhos que tratam da avaliação do sucesso de plantios para restauração florestal (Ferreira, 2010) e na Amazônia, são escassos. Parte do incremento destes estudos é decorrente da demanda gerada pela fiscalização (Melo, 2004). Um exemplo é a Instrução Normativa nº04/2011 do IBAMA, que estabelece exigências mínimas para nortear a elaboração de Projetos de Recuperação de Áreas Degradadas, cujo capítulo V trata exclusivamente da avaliação e monitoramento desses projetos.

Devido à dificuldade em lidar com a complexidade de sistemas ecológicos, a comparação da área restaurada a um local de referência que tenha características semelhantes às da condição originalmente existente, ou da condição que se deseja alcançar, pode auxiliar na avaliação do sucesso dos projetos de restauração (Noss, 1999; Souza, 2000; Hobbs e Harris, 2001; Lake, 2001; Siqueira, 2002; SER 2004; Ruiz-Jaen e Aide, 2005). Assim como a utilização de um conjunto de indicadores representativos da estrutura, da função e da composição destes sistemas (Doran e Parkin, 1994; Stenberg, 1999; Rodrigues e Gandolfi, 2000, Dale e Beyeler, 2001; Martins, 2001; Lake, 2001, Almeida e Sánchez, 2005; Ruiz-Jaen e Aide, 2005; Melo *et al.*, 2007; SMA, 2011).

Os indicadores ecológicos são parâmetros que medem ou refletem o status ambiental ou a condição de sustentabilidade do ecossistema, permitindo comparar áreas em processos similares, monitorar tendências de mudanças ambientais e diagnosticar a causa de um problema (Dale e Beyeler, 2001; Melo, 2004; Araújo e Monteiro, 2007). Os indicadores precisam captar a complexidade do ecossistema e ainda permanecer simples o suficiente para ser fácil e rotineiramente utilizados, tanto na obtenção quanto na interpretação dos dados. Os seguintes critérios devem ser considerados: ser sensíveis a estresse e manejo, respondendo-os de maneira previsível, ser preventivos, predizendo mudanças que podem ser evitadas por ações de manejo, ser integrativos, estar relacionados com outras funções ecológicas, ter baixo custo e não apresentar ambiguidade e/ou incerteza taxonômica (Dale e Beyeler, 2001; Lake, 2001; Arshad e Martin, 2002; Melo e Durigan, 2007).

Os critérios para seleção de indicadores ecológicos se relacionam principalmente com sua utilidade e sensibilidade em definir os processos do ecossistema (Stenberg, 1999; Dale e Beyeler, 2001). Segundo Manoliadis (2002), a seleção de indicadores precisa ser definida claramente, evitando confusões na aplicação ou interpretação, considerar custos de coleta e análise e considerar escalas temporais e espaciais adequadas. O desenvolvimento de

indicadores é uma área crítica da pesquisa em ecologia florestal, pois ainda que a fundamentação para a sua seleção esteja razoavelmente bem estabelecida, a maior tarefa remanescente é testá-los e validá-los (Noss, 1999).

Tendo em vista que a fisionomia da vegetação constitui a base dos projetos de restauração, grande parte dos parâmetros utilizados para avaliar áreas restauradas é relativa à vegetação (Kageyama *et al.*, 1989; Macedo, 1993; Rodrigues e Gandolfi, 1998; Kageyama e Gandara, 2000; Souza, 2000; Asperti, 2001; Silveira, 2001; Siqueira, 2002; Almeida e Sánchez, 2005; Ruiz-Jaen e Aide, 2005, SMA, 2011. Contudo, é importante salientar que a revegetação não representa a totalidade dos objetivos pretendidos pela restauração, em muitas situações, o objetivo é recriar a paisagem e as condições ambientais, a fim de permitir que as funções ecológicas do ecossistema sejam retomadas (Jackson, *et al.*, 1995; Dias Filho, 1998; Dias e Griffith, 1998; Siqueira, 2002). Além disso, o monitoramento tradicional, baseado em parâmetros estáticos como estrutura e diversidade da vegetação têm fornecido poucos resultados até o presente momento (Rodrigues *et al.*, 2009).

Por saber que sistemas florestais são sustentados por meio de uma relação recíproca entre solo e vegetação (Herrick e Whitford, 1995; Ferreira Júnior *et al.*, 2009), e que há uma lacuna no conhecimento sobre a avaliação dos solos durante o processo de restauração (Gil-Sotres *et al.*, 2005), este estudo propõe não só a utilização de parâmetros da vegetação, mas também da qualidade do solo como critério para avaliação e monitoramento de projetos de restauração florestal.

A qualidade do solo é definida como a capacidade do solo funcionar dentro do ecossistema visando sustentar a produtividade biológica, manter a qualidade ambiental e promover a saúde das plantas e animais (Doran e Parkin, 1994; Doran *et al.*, 1996; Karlen *et al.*, 1997; Araújo e Monteiro, 2007), sendo uma medida da condição do solo, com relação às necessidades das espécies e/ou para algum propósito humano (Johnson *et al.*, 1997). É ainda, entendida como a capacidade de um tipo específico de solo funcionar (USDA, 2001). A qualidade de um solo inclui um componente inerente determinado pelas suas propriedades físicas e químicas dentro de uma série de restrições do clima e do ecossistema, e um componente afetado pelo manejo e pela escolha no uso da terra (Doran e Zeiss, 2000).

Há, atualmente, um esforço multidisciplinar, tentando quantificar diferentes atributos que estão relacionados com a sustentabilidade, traduzindo-os na forma de indicadores de qualidade do solo (Melloni *et al.*, 2008), como parâmetros que influenciam na capacidade do solo manter a produtividade e/ou funções ambientais (Arshad e Martin, 2002). Estes

indicadores devem considerar, conjuntamente, componentes físicos, químicos e biológicos, que devido aos seus processos e interações, integram a qualidade do solo (Doran e Parkin, 1996; Reinert, 1998; USDA, 2001; Gardi *et al.*, 2002; Araújo e Monteiro, 2007).

Assim, como resultados e implicações deste trabalho, pretende-se verificar o estado atual das áreas que foram alvo das ações para a restauração florestal no entorno da Usina Hidrelétrica Balbina, avaliando-os com base em parâmetros físicos, químicos e biológicos do solo, e em parâmetros da regeneração natural e de cobertura de dossel. E ainda, propor parâmetros para avaliação e monitoramento de ações de restauração florestal realizadas no entorno da UHE Balbina. É importante ressaltar que o presente trabalho é um estudo de caso, e que devido às restrições do delineamento experimental os resultados e conclusões encontrados se aplicam apenas para as áreas amostradas, fornecendo indícios que poderão ser testados em outras áreas, em projetos semelhantes.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

- Selecionar indicadores de qualidade de solo para avaliação de projetos de restauração florestal.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar os plantios de restauração florestal no entorno da UHE Balbina, com base:
 - em parâmetros físico-químicos do solo e cobertura de dossel;
 - na composição, abundância e riqueza da macrofauna do solo;
 - na composição florística e riqueza da vegetação da regeneração natural;
- Verificar quais parâmetros (variáveis físico-químicas do solo e cobertura de dossel) se relacionam com o gradiente de restauração proposto, podendo ser selecionado como um bom indicador para avaliação de projetos de restauração florestal.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo – Usina Hidrelétrica de Balbina

A Usina Hidrelétrica de Balbina (UHE Balbina), situada no rio Uatumã, afluente da margem esquerda do rio Amazonas, dista 146 km ao norte de Manaus, em linha reta, sendo pertencente ao município de Presidente Figueiredo, com acesso pela BR 174, seguindo pela AM 240 (01° 55' S e 59° 28' W).

A região da usina tem sua morfologia intimamente associada às unidades geológicas do escudo Pré-Cambriano e da bacia sedimentar Amazônica (Eletronorte, 1997) e ocupa três unidades geológicas distintas: embasamento Cristalino, do Pré-Cambriano; a série Uatumã, do Pré-Cambriano Superior; e as rochas sedimentares da bacia Amazônica, do Paleozóico e Terciário. As rochas do Embasamento Cristalino estão capeadas por solos residuais, em geral argilo-arenosos. As rochas da série Uatumã ocorrem entre o embasamento e as rochas sedimentares. As rochas sedimentares da bacia Amazônica geralmente apresentam-se cobertas por solos residuais (Eletronorte, 1997).

O clima é do tipo Af, segundo a classificação de Köppen e as médias anuais das temperaturas máximas e mínimas são 33,9°C e 27°C, respectivamente (Eletronorte, 1997). A precipitação média anual é de 2280 mm, com o período chuvoso entre os meses de dezembro a maio, quando ocorre cerca de 75% da precipitação total anual, e a estação seca entre junho e novembro (Eletronorte, 1997; Feitosa *et al.*, 2007).

De acordo com levantamentos da Eletronorte (1997), os solos da área de influência da UHE Balbina pertencem a duas classes pedológicas, os Podzólicos Vermelho-Amarelos e os Latossolos Vermelho-Amarelos. Estes solos se localizam predominantemente em relevo suave ondulado a ondulado, possuem elevada acidez e baixa fertilidade natural. Os solos Podzólicos Vermelho-Amarelos, atualmente classificados como Argissolos (Embrapa, 2006), são geralmente bem drenados, ácidos, profundos ou moderadamente profundos, originados principalmente pela decomposição de rochas do Pré-Cambriano e do Carbonífero. Os solos Latossolos Vermelho-Amarelos são bem drenados e resultam da decomposição de rochas do Pré-Cambriano e do Devoniano.

Antes da formação do reservatório, a vegetação na região de Balbina era basicamente constituída por florestas naturais, a típica Floresta de Terra Firme, que segundo a classificação de Veloso *et al.* (1991) é denominada Floresta Ombrófila Densa de Terra Firme. A região

apresentava poucas áreas desmatadas, com grande abundância de espécies de valor econômico, dossel uniforme, elevada biomassa e diversidade de espécies. (Eletronorte, 1997).

3.2 Áreas de amostragem

Para a coleta de dados foram selecionadas quatro áreas de amostragem, sendo estas, uma área degradada abandonada (AC), dois reflorestamentos de plantios mistos (RF1 e RF2) e uma área de floresta nativa (AR). Para a seleção das áreas de amostragem, buscaram-se áreas que apresentassem o máximo de uniformidade em suas características topográficas e edáficas, e de histórico de exploração e recuperação.

As quatro áreas selecionadas estão localizadas sobre solos semelhantes, predominantemente arenosos, sendo que a área degradada (AC) e os dois plantios (RF1 e RF2) apresentam históricos semelhantes de exploração. Os reflorestamentos (RF1 e RF2) foram submetidos a operações similares de plantio e manejo. A abertura de covas, a adubação, a calagem e o plantio foram realizados manualmente. A adubação adotada foi NPK formulação 10-10-10 e esterco de galinha curtido. As mudas utilizadas foram produzidas no Horto Florestal da própria UHE Balbina, pelo PRADBal – Programa de Recuperação de Áreas Degradadas da Usina Hidrelétrica de Balbina, e no momento do plantio inicial foram distribuídas aleatoriamente no campo. As espécies que foram plantadas inicialmente nos dois reflorestamentos estão listadas na Tabela 1.

- *REFLORESTAMENTO 1 (RF1)*

O RF1 possui 4.000 m², e está localizado nas coordenadas 01° 56' S; 59° 29' W (Figura 1). O reflorestamento 1 serviu como área de empréstimo para a construção da barragem da UHE Balbina, sendo explorada a partir de meados da década de 70 para fornecer material para a construção da ensecadeira de 1° fase da margem direita da barragem, sendo, por isso, denominada “Área de Empréstimo da Ensecadeira de 1° fase”, ficando abandonada do final da construção da barragem (1987) até o início dos trabalhos de restauração florestal.

O plantio inicial foi realizado em 2003. Inicialmente, esse reflorestamento teve elevada mortalidade, principalmente por causa da infestação por *Pueraria* sp. e formação de sulcos de erosão. No mínimo uma vez ao ano foi realizada a manutenção do plantio, com limpeza da área por meio da roçagem e replantio de mudas. De acordo com inventário de indivíduos arbóreos e arbustivos com DAP \geq 5 cm, atualmente, o reflorestamento 1 possui densidade de 330 ind ha⁻¹, área basal de 2,13 m² ha⁻¹ e altura média de 7,2 m.

Tabela 1. Relação das espécies plantadas no Reflorestamento 1 e 2 (RF1 e RF2), no entorno da UHE Balbina, AM.

Nome Científico	Nome Popular	Família	RF1	RF2
<i>Acacia mangium</i> Willd.	Acácia	Leguminosae	x	x
<i>Anacardium giganteum</i> Hancock ex Engl.	Cajuí	Anacardiaceae		x
<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	Castanheira-da-Amazônia	Lecythidaceae		x
<i>Brosimum parinarioides</i> Ducke	Amapá	Moraceae		x
<i>Byrsonima crispera</i> A. Juss.	Murici	Malpighiaceae	x	x
<i>Canavalia ensiformis</i> (L.) D.C.	Feijão-de-porco	Leguminosae		x
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Andiroba	Meliaceae	x	x
<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers.	Pequiá	Caryocaraceae	x	x
<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro	Meliaceae		x
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Paliteira	Leguminosae	x	x
<i>Clusia</i> sp.	Apuí	Clusiaceae	x	
<i>Crotalaria</i> sp.	Crotalária	Leguminosae	x	x
<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd.	Cumarú	Leguminosae	x	x
<i>Flemingia</i> sp.	Flamíngea	Leguminosae		x
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O.Grose	Ipê-amarelo	Bignoniaceae	x	x
<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg.	Seringueira	Euphorbiaceae		x
<i>Inga</i> sp.	Ingá	Leguminosae	x	
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don.	Caroba	Bignoniaceae		x
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit.	Leucena	Fabaceae		x
<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez.	Maçaranduba	Lauraceae		x
<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb.	Pau-de-balsa	Malvaceae	x	x
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Walp.	Visgueiro	Leguminosae	x	x
<i>Platymiscium ulei</i> Harms.	Macacaúba	Leguminosae		x
<i>Pseudobombax munguba</i> (Mart. & Zucc.) Dugand	Munguba	Malvaceae	x	x
<i>Sextonia rubra</i> (Mez) van der Werff	Louro-gamela	Lauraceae		x
<i>Schizolobium amazonicum</i> Ducke	Paricá	Leguminosae		x
<i>Schweilera coriacea</i> (D.C.) S. A. Mori	Mata-matá	Lecythidaceae		x
<i>Spondias mombin</i> L.	Taperebá	Anacardiaceae	x	x
<i>Swietenia macrophylla</i> King	Mogno	Meliaceae	x	x
<i>Tephrosia</i> sp.	Tefrósia	Leguminosae		x
<i>Theobroma grandiflorum</i> (Willd. ex Spreng.) K. Schum.	Cupuaçu	Malvaceae	x	



Grupo RRAD INPA, Agosto 2011

Figura 1. Aspecto geral do Reflorestamento 1 (RF1), aos oito anos de idade. 1: Predominância do estrato herbáceo com *Clidemia* sp. e *Brachiaria humidicola*; 2: No estrato arbóreo, predomínio de *Vismia* sp. UHE Balbina, AM.

- **REFLORESTAMENTO 2 (RF2)**

O RF2 possui 3.000 m², e está localizado nas coordenadas 01° 56' S; 59° 27' W (Figura 2). O reflorestamento serviu como área de empréstimo para sub-base das estradas da margem esquerda, sendo denominada “Área de Empréstimo n° 2 – Margem Esquerda”, ficando abandonada do final da construção da barragem (1987) até o início dos trabalhos de restauração florestal.

O plantio inicial foi realizado em 2005. Esse reflorestamento teve baixa mortalidade. No mínimo duas vezes ao ano foi realizada a manutenção do plantio, com limpeza da área por meio da roçagem e replantio de mudas. De acordo com inventário de indivíduos arbóreos e arbustivos com DAP ≥ 5 cm, atualmente, o reflorestamento 2 apresenta densidade de 803 ind ha⁻¹, área basal de 14,98 m² ha⁻¹ e altura média de 11,21 m.



Figura 2. Aspecto geral do Reflorestamento 2 (RF2), aos cinco anos de idade. 1: Estrato herbáceo dominado por ervas rasteiras; 2: *Cedrela odorata*; 3: *Carapa guianensis*, 4: *Piper aduncum*. UHE Balbina, AM.

- **ÁREA CONTROLE (AC)**

A área controle é uma área degradada, por hora abandonada, sem qualquer iniciativa de recuperação, possui 4.000 m², e está localizada nas coordenadas 01° 55' S; 59° 29' W (Figura 3). Esta serviu como área de empréstimo para a construção da barragem da UHE Balbina, localizada na margem direita, no prolongamento do eixo da barragem, sendo por isso denominada “Área de Empréstimo n° 2 – Margem Direita”. De acordo com inventário de indivíduos arbóreos e arbustivos com DAP ≥ 5 cm, a área controle apresentou densidade de 10 ind ha⁻¹, área basal de 0,05 m² ha⁻¹ e altura média de 6,5 m.

- **ÁREA REFERÊNCIA (AR)**

A floresta nativa, adotada como tratamento referência, se localiza nas adjacências da área controle (Figura 3, Figura 4). Para a coleta de dados na AR foi delimitado um polígono de 3000 m². De acordo com inventário de indivíduos arbóreos e arbustivos com DAP ≥ 5 cm, neste polígono, a área referência apresentou densidade de 1.350 ind ha⁻¹, área basal de 26,58 m² ha⁻¹ e altura média de 19,23 m.



Grupo RRAD INPA, Julho 2010

Figura 3. Aspecto geral da área degradada, abandonada a mais de 20 anos. Pequenas ilhas de vegetação, a maioria da área possui solo exposto e compactado. 1: *Clusia reneggerioides*; 2: ilha de vegetação com predomínio de *Nephrolepis rivularis*, 3: *Vismia guianensis*; 4: remanescente florestal ao fundo. UHE Balbina, AM.



Grupo RRAD INPA, Novembro 2011

Figura 4. Aspecto geral da área referência vista internamente. Floresta nativa preservada, com sub-bosque estratificado e dossel fechado. 1: Solo coberto de serapilheira; 2: Vértice de uma parcela. UHE Balbina, AM.

3.3 Coleta de dados

Para a coleta de dados foram alocadas, em cada área de amostragem, oito parcelas de 10 m² (5m x 2m), distribuídas sistematicamente, equidistantes 20 m, totalizando 32 parcelas. Em todas essas parcelas foram coletados atributos físico-químicos do solo, cobertura de dossel, macrofauna do solo e regeneração natural.

3.3.1 Atributos físicos do solo

Os atributos físicos do solo avaliados foram taxa de infiltração, densidade do solo, umidade do solo, resistência do solo à penetração de raízes e textura. Para evitar a influência da variação da umidade ao longo do tempo, todos estes parâmetros, exceto textura, foram coletados concomitantemente, em uma mesma parcela, sendo realizada apenas uma coleta por unidade amostral.

A taxa de infiltração do solo foi determinada pelo método do infiltrômetro de anéis concêntricos, que consiste em quantificar a taxa de infiltração de uma pequena lâmina de água represada dentro de dois cilindros metálicos cravados verticalmente no solo (Figura 5).

Os cilindros utilizados, interno e externo, apresentavam 28 e 43 cm de diâmetro, respectivamente, ambos com 25 cm de altura. Foram instalados concêntricamente e enterrados 10 cm no solo. A água foi adicionada, ao mesmo tempo, nos dois anéis, deixando uma lâmina d'água de 0,05 m, e em intervalos de tempo pré-determinados, realizava a leitura da altura da lâmina d'água no cilindro interno, com o auxílio de uma régua, que estava acoplada a sua parede interna (Figura 5). Inicialmente, o intervalo era de um minuto, e à medida que a taxa de infiltração diminuía, o intervalo de tempo entre as medições aumentava. Caso a infiltração inicial fosse muito intensa, o intervalo de tempo a ser considerado era reduzido para 30 segundos. A diferença entre duas leituras representa a infiltração vertical neste período.

A altura da lâmina foi mantida aproximadamente constante em 5 cm pela reposição de água durante o teste. A medição prosseguiu até que a taxa de infiltração apresentasse, com o tempo, valores semelhantes durante leituras sucessivas. O parâmetro utilizado nas análises foi a taxa de infiltração em condição de saturação, denominada de VIB - velocidade de infiltração básica de água no solo (Bernardo, 1989).



Grupo RRAD INPA, Junho 2011

Figura 5. Medição da taxa de infiltração do solo – anéis concêntricos, régua e cronômetro utilizados para a coleta. UHE Balbina, AM.

A densidade do solo foi determinada pelo método do anel volumétrico de Kopecky, de 100 cm^3 , em amostras indeformadas (Embrapa, 1997). Amostras simples de solo foram coletadas, nas profundidades de 0-5 cm; 5-10 cm e 10-20 cm. A umidade foi determinada utilizando as mesmas amostras com estrutura indeformada, pelo método gravimétrico, que consiste na diferença de massa entre a amostra de solo úmido e após secagem em estufa (Embrapa, 1997).

A resistência do solo à penetração foi obtida por meio da utilização do penetrômetro de impacto, modelo Daiki, nas profundidades de 0-5 cm; 5-10 cm; e de 10-20 cm (Figura 6).



Grupo RRAD INPA, Junho 2011

Figura 6. Resistência do solo à penetração de raízes – Penetrômetro de impacto, modelo Daiki. UHE Balbina, AM.

Para o cálculo da resistência do solo à penetração foi utilizada a Fórmula dos Holandeses (Stolf, 1991), sendo que os valores obtidos na fórmula foram convertidos para MPa, multiplicando-os por 0,098:

$$RP = ((M + m)g + \frac{M}{M + m} * Mgh / x) / A$$

Onde:

RP: Resistência à penetração (kgf cm⁻²)

M: massa de impacto, no caso, 5 kg

m: massa dos demais componentes do penetrômetro, no caso, 2,9 kg

g: aceleração da gravidade

h: altura de queda da massa de impacto, no caso, 40 cm

x: penetração unitária de um impacto, (cm impacto⁻¹)

A: área da base do cone, no caso 4,74 cm²

Aplicando a Fórmula dos Holandeses para o cálculo da resistência à penetração nas profundidades de 0-5 cm e de 5-10 cm, tem-se:

$$RP = (7,9 + (25,31 * N)) / 4,74$$

E para as profundidades de 10-20 cm, tem-se:

$$RP = (7,9 + (12,65 * N)) / 4,74$$

Onde:

RP: Resistência à penetração (kgf cm⁻²)

N: numero de impactos até atingir a profundidade determinada.

A textura do solo foi determinada nas mesmas amostras de solo coletadas para as análises químicas, e foi classificado de acordo com Santos *et al.* (2005). A textura do solo foi determinada por meio da análise granulométrica, pelo método da pipeta (Embrapa, 1997; Camargo *et al.*, 2009), onde o dispersante químico pirofosfato de sódio foi adicionado a 10 gramas de solo para separar as partículas que compõem o solo. A matéria orgânica foi oxidada por aquecimento com peróxido de hidrogênio. A quantidade de argila foi determinada através do peso seco de 20 ml da suspensão de solo. A fração areia foi separada por tamisação, pela peneira de malha 0,053 mm, seca em estufa e pesada para obtenção dos respectivos percentuais. Os teores de silte foram obtidos pela diferença em relação ao valor total da amostra original.

3.3.2 Atributos químicos do solo

As amostras de solo foram compostas de cinco sub-amostras simples (vértices e centro da parcela), nas profundidades de 0-5 cm, 5-10 cm e 10-20 cm, sendo uma amostra composta por unidade amostral. O solo foi extraído com o auxílio de um trado holandês, e as amostras, após secas em temperatura ambiente, foram destorroadas e peneiradas (malha 2 mm) para obtenção da terra fina seca ao ar – TFSA.

Os parâmetros químicos do solo analisados foram pH_{H2O}, pH_{KCl}, matéria orgânica, nitrogênio total, fósforo disponível, potássio, cálcio, magnésio, alumínio, ferro e zinco.

O pH_{H2O} foi obtido potenciométricamente, por meio de eletrodo combinado, imerso em suspensão solo: água na proporção de 1: 2,5 ml. Após a leitura em água, foi feita a leitura

em uma solução de KCl 1M, obtendo-se também o pH_{KCl} (Embrapa, 1999). O nível de acidez foi classificado de acordo com Embrapa (2006).

O C orgânico foi determinado pelo método de Walkley-Black (Embrapa, 1999; Mendonça e Matos, 2005; Camargo *et al.*, 2009). O teor de matéria orgânica foi estimado a partir do teor de carbono, multiplicando-se o valor do carbono por 1,72 - Fator de “Van Bemmelen” (Embrapa, 1999; Mendonça e Matos, 2005). O N total foi determinado pelo método de digestão-destilação Kjeldahl (Embrapa, 1999; Camargo *et al.*, 2009). A relação C/N foi obtida dividindo os valores de C orgânico pelos valores de N total.

O Ca, Mg e Al foram extraídos na solução de KCl 1M (Embrapa, 1999). Os nutrientes P, K, Fe e Zn foram extraídos com solução Mehlich 1 (HCl 0,05 M + H₂SO₄ 0,0125 M) (Embrapa, 1999). Posteriormente, a determinação do P foi feita pelo método de colorimetria, na presença do azul de molibdato e ácido ascórbico a 3%, e lido por espectrofotometria (UV-120-01; $\lambda=660$ nm). O Al foi determinado pelo método de titulação com o NaOH (Embrapa, 1999). Os nutrientes Ca, Mg, K, Fe e Zn, após extração foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica (Embrapa, 1999).

A partir dos dados obtidos, calculou-se a soma de bases trocáveis ($\text{SB} = \text{Ca} + \text{Mg} + \text{K}$) e a capacidade de troca catiônica efetiva ($t = \text{Ca} + \text{Mg} + \text{K} + \text{Al}$). A fertilidade do solo foi classificada com base nos níveis adotados por Cochrane *et al.* (1985).

3.3.3 Cobertura de dossel

A cobertura do dossel foi estimada com o uso do densiômetro esférico. O densiômetro é composto por um espelho côncavo, com o seu centro dividido em 24 quadrantes. Para a leitura, o densiômetro foi posicionado a 1 m do solo, onde foram somados os quadrantes que refletiam o dossel e posteriormente, multiplicado por 4,16, obtendo a estimativa de cobertura diretamente em porcentagem. Foram realizadas quatro medições no centro de cada parcela, em intervalos de 90°, correspondentes a cada ponto cardeal. Desta forma, a cobertura de dossel para cada parcela foi calculada pela média das quatro medições (Lemmon, 1957).

3.3.4 Macrofauna do solo

A macrofauna foi coletada por armadilhas de fosso (“*pitfall traps*”) e monólito do solo. A amostragem com *pitfall* permitiu uma análise qualitativa de ocorrência dos macroinvertebrados, a amostragem por monólitos forneceu dados quantitativos de abundância, e ambos compuseram os dados de riqueza.

Em cada parcela, foi montada uma armadilha *pitfall* (Figura 7), totalizando oito amostras por área. A armadilha consistiu de recipientes plásticos de 10 cm de diâmetro, 10 cm

de altura e 900 cm³ de volume. Em cada armadilha foi adicionado 200 ml de formol a 4%, como líquido mortífero e preservativo. Após seis dias de instalação em campo, foi feita a retirada dos animais capturados. Os animais coletados foram armazenados em álcool 70% e depois triados no Laboratório de Sistemática e Ecologia de Invertebrados do Solo (CBio/INPA) para sua classificação taxonômica e também por grupo funcional (Figura 7).

A coleta pelo método do monólito foi baseada no método do TSBF (“Tropical Soil Biology and Fertility”) descrito por Anderson e Ingram (1993), com adaptações para atender o delineamento do presente estudo. No primeiro momento, foi retirado um monólito de solo de 25 cm x 25 cm x 20 cm em cada parcela (Figura 7), que posteriormente, era estratificado nas mesmas profundidades das outras coletas de solo (0-5 cm; 5-10 cm e 10-20 cm). Os macro-invertebrados foram separados por triagem manual diretamente no campo, com auxílio de pinça e pincel, sobre uma bandeja plástica. Os animais foram armazenados em frascos com álcool 70% (Figura 7).



Grupo RRAD INPA, Abril 2011

Figura 7. Macrofauna do solo – Métodos *pitfall* e monólito do solo. 1: Armadilha *Pitfall*; 2 e 3: Extração de um monólito de solo; 4: Macro-invertebrados triados e armazenados. UHE Balbina, AM.

A amostragem de macrofauna do solo foi realizada no fim da estação chuvosa, quando pressupõe-se o pico da abundância e atividade biológica dos macro-invertebrados (Barros *et al.*, 2004). No laboratório, com o auxílio de técnicos e consulta a literatura especializada, os macro-invertebrados do solo foram identificados na maioria dos casos até o nível de ordem e contados. Depois de analisado, o material coletado foi depositado na Coleção de Invertebrados do INPA.

Os grupos taxonômicos foram agrupados nos principais grupos funcionais: engenheiros do solo (Oligochaeta, Formicidae e Isoptera); decompositores (Collembola, Diplopoda, Isopoda, Psocoptera, Diptera imaturos e Coleoptera imaturos); herbívoros (Orthoptera, Homoptera e Hemiptera); e predadores (Aranea, Ricinulei, Chilopoda e Dermaptera). No grupo “outros” foram incluídos Coleoptera adultos, Blattodea, Diplura, Gastropoda, Hymenoptera, Symphyla, Thysanoptera e Thysanura (Lavelle, 1997; Beck e Gasparotto, 2000, adaptado).

3.3.5 Regeneração Natural

Neste estudo, para espécies da regeneração natural, foi considerado como nível de inclusão indivíduos arbóreos e arbustivos com altura total ≥ 30 cm (Nappo *et al.*, 1999; Nappo *et al.*, 2004; Nappo *et al.*, 2005; Melo e Durigan, 2007) e DAP < 5 cm (Rollet, 1969; Souza *et al.*, 2002; Scoti, 2011). Para se obter a composição florística, a riqueza e a abundância da regeneração natural, em cada parcela, esses indivíduos foram registrados e identificados.

A grafia e autoria dos nomes das espécies foram feitas acordo com o sistema *Angiosperm Phylogeny Group* (APG II, 2003) e a grafia dos nomes científicos foi verificada na página eletrônica <http://www.theplantlist.org>.

3.4 Análise de dados

A pergunta que norteia o presente trabalho é: “Quais os melhores indicadores para avaliar projetos de restauração florestal?”. As áreas de amostragem que foram selecionadas formam um gradiente do “status de restauração”, por isso já se sabe que estas são fisionomicamente diferentes entre si. Neste estudo, o intuito de compará-las, é descobrir quais variáveis analisadas são mais representativas e sensíveis nessa diferenciação, tornando-se, com isso, bons indicadores.

Foram adotados três gradientes que retratam esse “status de restauração”, um gradiente categórico, baseado nos quatro diferentes tratamentos, e dois gradientes contínuos, baseados na riqueza da regeneração natural e da macrofauna do solo. Cada parâmetro, separadamente,

foi contraposto a esses gradientes, e os que reconheceram esses gradientes, foram considerados bons indicadores. Os parâmetros (variáveis preditoras) analisados foram densidade de solo, resistência do solo à penetração de raízes, taxa de infiltração básica, pH em H₂O, pH em KCl, teores de alumínio, cálcio, magnésio, potássio, soma de bases trocáveis, capacidade de troca catiônica efetiva, teores de matéria orgânica do solo, nitrogênio total, relação C/N, fósforo disponível, ferro, zinco, e cobertura de dossel.

Para reconhecimento do gradiente categórico foi realizada a análise de variância (ANOVA) para verificar quais variáveis preditoras diferiam significativamente entre as áreas, e posteriormente, o teste de Tukey a 5 % de probabilidade, para verificar, principalmente, se havia diferença significativa entre a área controle e a área referência. Antes de serem submetidos à ANOVA, verificou-se se os dados cumpriam os pressupostos de normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk e de homocedasticidade da variância pelo teste de Fligner-Killeen (Crawley, 2007), quando necessário, os dados foram transformados. Foi feita também a análise gráfica de cada variável preditora por área de amostragem, observando se esta seguia o gradiente proposto.

O reconhecimento dos gradientes contínuos foi baseado em análise de modelos de regressão linear simples, sendo os dados de riqueza da macrofauna do solo e da regeneração natural as variáveis dependentes. Foi considerado como minimamente satisfatório um coeficiente de determinação (R^2) maior ou igual a 30%. Para testar a correlação entre as variáveis preditoras foi realizada a análise de correlação de Spearman e o teste de significância dessa correlação. As variáveis com $r_s > 0,70$ foram consideradas colineares.

Para as análises estatísticas, os dados de solo e macrofauna foram transformados de dados estratificados (0-5 cm, 5-10 cm e 10-20 cm) para dados por parcela (0-20 cm), sendo que para os dados de solo foi calculada uma média ponderada, onde a camada de 10-20 cm recebeu peso dois, por apresentar o dobro de solo; e os dados de macrofauna foram somados.

As análises foram realizadas no ambiente R 2.13 (R Development Core Team, 2008), com o suporte de planilhas eletrônicas do Microsoft Excel[®].

4. RESULTADOS

4.1 Atributos físico-químicos do solo e cobertura de dossel

As análises granulométricas mostraram predomínio da fração areia em todas as áreas de amostragem, com decréscimo nos teores de areia e acréscimo nos teores de argila com o aumento da profundidade (Tabela 2). Não houve variação textural dentro de cada área, e pouca variação entre as áreas, onde apenas o reflorestamento 2 se diferenciou com a classe textural franco-argilo-arenosa, por apresentar um maior teor de argila que as outras áreas, que foram classificadas texturalmente como franco-arenosa. Os teores de silte são relativamente constantes, porém com uma maior variação no RF2 (Tabela 3). Estes dados granulométricos confirmam que as áreas de amostragem foram selecionadas adequadamente, por apresentarem texturas semelhantes, tornando mais robusta a comparação dos dados edáficos entre elas.

Tabela 2. Atributos físicos de solo (n=8) coletados no entorno da UHE Balbina, AM.

Profundidade	Ds	Umid _{Grav}	RP	Areia	Silte	Argila	Classe textural
	Mg m ⁻³	%	MPa	g Kg ⁻¹			
Área Controle							
0-5 cm	1,75	8,03	6,18	710,49	166,39	123,13	franco-arenosa
5-10 cm	1,80	7,64	6,25	693,91	171,71	134,38	franco-arenosa
10-20 cm	1,86	8,57	7,26	658,68	185,07	156,25	franco -arenosa
Reflorestamento 1							
0-5 cm	1,42	15,51	1,54	732,74	111,01	156,25	franco-arenosa
5-10 cm	1,76	9,64	2,78	723,51	123,99	152,50	franco-arenosa
10-20 cm	1,76	9,37	3,50	715,40	107,72	176,88	franco-arenosa
Reflorestamento 2							
0-5 cm	1,26	14,76	1,67	598,43	135,32	266,25	franco-argilo-arenosa
5-10 cm	1,59	11,90	2,78	599,15	132,72	268,13	franco-argilo-arenosa
10-20 cm	1,62	11,33	2,94	565,93	142,82	291,25	franco-argilo-arenosa
Área Referência							
0-5 cm	1,12	13,93	1,34	750,51	107,61	141,88	franco-arenosa
5-10 cm	1,31	12,45	1,21	740,56	111,94	147,50	franco-arenosa
10-20 cm	1,41	11,74	1,77	738,56	96,44	165,00	franco-arenosa

Ds: densidade do solo; RP: resistência do solo à penetração de raízes.

A densidade do solo (D_s) aumentou com a profundidade. Na área controle, em todas as profundidades, os valores de D_s foram acima do considerado ideal, em relação à respectiva classe textural (Arshad *et al.*, 1996; Reinert *et al.*, 2001; USDA, 2001), assim como no reflorestamento 1 nas camadas subsuperficiais (Tabela 3), sendo que na área controle, na camada de 10-20 cm, a D_s é superior ao que é considerado impeditivo ao crescimento de raízes ($D_s > 1,80 \text{ Mg m}^{-3}$; USDA, 2001). Na camada superficial do reflorestamento 1, no reflorestamento 2 e na área referência, a densidade do solo se mostrou dentro dos valores considerados ideais para solos arenosos (1,65 a $1,70 \text{ Mg m}^{-3}$). No geral, a densidade do solo não variou muito em uma mesma área (Tabela 4), mas variou entre as áreas.

A resistência do solo à penetração de raízes apresentou o mesmo comportamento observado para a densidade do solo, com forte tendência à compactação na área controle, cujos valores se encontram bem acima do limite crítico para causar prejuízos ao desenvolvimento do sistema radicular, apontado como 2 MPa (Taylor *et al.*, 1966; Arshad *et al.*, 1996). Apesar de não ser na mesma intensidade, as camadas subsuperficiais do reflorestamento 1 e do reflorestamento 2 também apresentaram valores de resistência à penetração acima desse limite (Tabela 2).

De modo geral, o teor de umidade também diminuiu com o aumento da profundidade em todas as áreas (Tabela 2). A resistência à penetração aumentou com o incremento da densidade e redução da umidade. Enquanto o teor de umidade se manteve relativamente constante, a resistência à penetração apresentou elevada variação entre as áreas (Tabela 3).

A taxa de infiltração, dada pela velocidade de infiltração básica de água no solo (VIB), apresentou-se muito variável entre as diferentes áreas, e também, com elevada variação entre as parcelas de uma mesma área, com exceção da área controle (Tabela 3), sendo classificada como impermeável na área controle, muito lenta no reflorestamento 1, e como moderadamente rápida tanto no reflorestamento 2 quanto na área referência (Hillel, 1982; USDA, 2001).

Tabela 3. Quadro resumo dos atributos físico-químicos de solo e de cobertura de dossel (n=8) coletadas no entorno da UHE Balbina, AM.

Área	Parâmetro	Areia	Silte	Argila	Ds	Umid _{Grav}	RP	VIB	pH _{H2O}	pH _{KCl}	Al ⁺³	Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	SB	t	MOS	N	C/N	P	Fe	Zn	Cobdos
		g Kg ⁻¹			Mg m ⁻³	%	MPa	cm h ⁻¹			cmol _c Kg ⁻¹					g Kg ⁻¹			mg Kg ⁻¹			%	
AC	Média	680,44	177,06	142,50	1,82	8,20	6,74	0,00	5,39	4,37	0,51	0,03	0,01	0,01	0,06	0,56	2,38	0,11	10,53	1,30	24,89	0,34	2,08
	Mínimo	632,15	148,67	107,50	1,72	6,63	3,30	0,00	5,16	4,16	0,30	0,02	0,00	0,01	0,03	0,34	0,00	0,08	0,00	0,25	13,75	0,25	0,00
	Máximo	738,83	207,47	183,75	1,94	9,58	14,56	0,00	5,90	4,45	0,72	0,05	0,03	0,04	0,10	0,75	8,15	0,21	39,83	3,33	40,25	0,45	8,33
	CV (%)	6,20	12,51	20,81	4,49	12,80	61,74	0,00	4,27	2,14	29,05	32,64	112,03	70,52	42,09	26,51	123,85	39,86	120,80	88,51	41,62	22,05	133,63
RF1	Média	721,76	112,61	165,63	1,67	10,97	2,83	1,05	5,15	4,17	1,12	0,43	0,12	0,04	0,59	1,71	4,81	0,31	9,02	6,92	143,02	0,52	22,27
	Mínimo	647,95	73,35	68,75	1,60	9,72	2,00	0,00	4,95	4,04	0,15	0,15	0,04	0,03	0,23	1,37	3,47	0,24	6,01	1,57	42,50	0,35	3,13
	Máximo	813,53	193,12	220,00	1,78	12,81	4,35	6,00	5,56	4,73	1,87	0,96	0,40	0,04	1,38	2,37	6,04	0,36	12,05	38,19	360,50	0,70	50,00
	CV (%)	7,22	33,13	30,74	3,17	9,62	29,35	206,60	3,47	5,61	44,93	58,82	93,02	16,74	60,11	20,26	21,04	13,81	21,28	183,25	69,05	24,81	81,11
RF2	Média	582,36	138,42	279,22	1,52	12,33	2,58	8,25	5,72	5,08	0,18	3,16	0,42	0,04	3,61	3,79	10,74	0,70	9,04	62,12	61,16	2,64	74,09
	Mínimo	494,05	61,17	190,00	1,45	11,07	0,82	0,00	4,90	3,92	0,01	0,73	0,19	0,02	1,01	1,33	5,81	0,49	6,71	1,31	21,13	0,83	61,46
	Máximo	720,40	234,25	360,00	1,59	13,70	5,14	45,00	6,32	5,93	0,97	6,68	0,78	0,05	7,12	7,12	13,29	0,92	12,93	222,55	113,63	7,00	82,29
	CV (%)	12,35	49,28	20,18	3,37	7,36	53,38	195,10	8,12	13,28	186,50	69,65	42,82	24,89	63,22	55,56	23,94	23,36	20,06	126,80	51,05	81,50	9,84
AR	Média	742,05	103,11	154,84	1,31	12,46	1,52	9,08	4,23	3,92	1,51	0,03	0,06	0,06	0,16	1,67	14,20	1,04	8,30	2,75	227,36	0,85	86,20
	Mínimo	590,93	66,12	121,25	1,10	9,78	0,82	0,00	3,88	3,74	0,73	0,02	0,05	0,05	0,11	0,87	9,06	0,56	5,56	1,60	163,13	0,55	75,00
	Máximo	797,63	202,83	206,25	1,45	14,20	2,13	48,00	4,74	4,12	2,42	0,06	0,09	0,10	0,25	2,58	19,25	1,49	11,12	3,84	290,50	1,08	92,71
	CV (%)	8,80	43,18	17,19	8,54	12,74	31,17	178,02	6,99	3,26	37,11	51,65	26,63	23,48	27,79	34,82	22,46	30,69	21,84	30,70	19,19	21,60	6,39

Os dados de solo estão apresentados de 0-20 cm. VIB e Cobdos são dados por unidade amostral. CV: coeficiente de variação; Ds: densidade do solo; Umid_{Grav}: umidade gravimétrica do solo; RP: resistência do solo à penetração de raízes; VIB: velocidade de infiltração básica; SB: soma de bases trocáveis; t: capacidade de troca catiônica efetiva; MOS: matéria orgânica do solo; C/N: relação Carbono/Nitrogênio; Cobdos: cobertura de dossel.

AC: área controle; RF1: reflorestamento 1; RF2: reflorestamento 2; AR: área referência.

Com o aumento da profundidade houve uma diminuição da acidez ativa do solo (pH_{H_2O} , pH_{KCl}), com ressalva para a camada de 10 a 20 cm do solo na área degradada (AC), cujo valor de pH_{H_2O} não mostrou esse padrão (Tabela 4). A acidez ativa diferiu realmente apenas da AR com as outras áreas, e houve pouca variação dos valores de acidez ativa dentro de cada área (Tabela 3). Os solos amostrados apresentaram elevado grau de acidez, com destaque para a floresta (AR), que de acordo com o pH_{H_2O} pode ser classificado como um solo extremamente ácido. Os solos da área degradada e do reflorestamento 1 podem ser classificados como fortemente ácidos, e o reflorestamento 2 como moderadamente ácido. Os valores do pH_{KCl} foram sempre mais baixos do que os valores do pH_{H_2O} .

Os teores de alumínio trocáveis foram maiores na floresta primária, sendo considerado um alto teor de Al^{+3} (Tabela 4). Na área degradada e no reflorestamento 1 os teores de alumínio trocável foram considerados médios, e no reflorestamento 2 foi classificado como baixo, onde a variação dos teores de Al^{+3} foi elevada (Tabela 3). Os teores de alumínio trocável apresentaram pouca variação com relação às diferentes profundidades na área degradada e no reflorestamento 2, com os maiores teores na camada de 10 a 20 cm e os menores teores na camada de 5 a 10 cm. Já no reflorestamento 1 e na floresta, a variação dos teores de alumínio foi mais acentuada, sendo que no RF1 os maiores teores ocorrem na camada de 10 a 20 cm, na floresta, ocorrem na camada superficial (Tabela 4).

Os solos estudados apresentaram, de modo geral, baixos teores de bases trocáveis, e consequentemente baixos valores de soma de bases trocáveis (SB) e de capacidade de troca catiônica efetiva (t), com exceção das camadas de 0-5 cm e 5-10 cm do reflorestamento 2, que foram classificadas como alta e média, respectivamente, para a soma de bases e como médias, para a capacidade de troca catiônica efetiva. Os teores de bases trocáveis, a SB e a t diminuíram com o aumento da profundidade dos solos. Os teores de Ca^{+2} , Mg^{+2} , e SB e t mostraram os menores valores nos solos na área degradada e na floresta, valores intermediários no reflorestamento 1 e os maiores valores no reflorestamento 2 (Tabela 4).

Os teores de cálcio foram classificados como baixo na área degradada e na floresta, nas três profundidades e na camada de 10-20 cm do reflorestamento 1. As duas primeiras camadas de solo do RF1 (0-5 e 5-10 cm) e as duas últimas camadas do reflorestamento 2 (5-10 e 10-20 cm) apresentaram teores médios de cálcio, e alto teor na camada superficial do reflorestamento 1.

Os teores de magnésio foram considerados baixos nas áreas controle e referência, em todas as camadas de solo amostradas, e nas últimas camadas do reflorestamento 1 (5-10 cm e

10-20 cm), sendo que a camada superficial do reflorestamento 1 apresentou alto teor de Mg^{+2} . O reflorestamento 2 apresentou teor médio de magnésio nas três profundidades. Os teores de potássio foram considerados baixos em todas as áreas e em todas as suas profundidades amostradas.

Tabela 4. Atributos químicos de solo (n=8) coletados no entorno da UHE Balbina, AM.

Profundidade	pH _{H2O}	pH _{KCl}	Al ⁺³	Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	SB	t	MOS	N	C/N	P	Fe	Zn
Área Controle														
0-5 cm	5,39	4,33	0,49	0,04	0,02	0,02	0,08	0,57	3,85	0,15	16,62	3,42	14,81	0,35
5-10 cm	5,41	4,36	0,48	0,03	0,01	0,01	0,05	0,54	2,34	0,11	9,37	1,02	25,00	0,33
10-20 cm	5,38	4,39	0,52	0,03	0,00	0,01	0,05	0,57	1,66	0,09	9,14	0,38	29,88	0,34
Reflorestamento 1														
0-5 cm	5,09	4,13	0,87	0,83	0,23	0,06	1,13	2,00	2,11	0,55	2,16	7,74	225,63	0,76
5-10 cm	5,14	4,14	1,16	0,42	0,12	0,04	0,57	1,73	7,25	0,34	12,81	7,69	169,69	0,54
10-20 cm	5,19	4,20	1,22	0,23	0,07	0,02	0,33	1,55	4,94	0,18	18,63	6,13	88,38	0,39
Reflorestamento 2														
0-5 cm	5,57	4,94	0,16	5,44	0,65	0,06	6,16	6,32	3,28	1,28	1,35	68,54	87,75	3,66
5-10 cm	5,70	5,06	0,13	3,41	0,48	0,04	3,94	4,06	17,48	0,80	13,30	57,81	63,13	2,64
10-20 cm	5,81	5,16	0,21	1,89	0,27	0,02	2,17	2,38	11,10	0,40	16,49	61,07	46,88	2,13
Área Referência														
0-5 cm	4,10	3,74	1,77	0,06	0,11	0,09	0,27	2,04	11,89	1,44	5,29	3,35	274,31	1,21
5-10 cm	4,21	3,90	1,54	0,03	0,06	0,06	0,15	1,69	18,87	1,11	10,29	3,32	225,75	0,90
10-20 cm	4,31	4,02	1,37	0,01	0,04	0,05	0,10	1,47	13,02	0,81	9,38	2,17	204,69	0,64

SB: soma de bases trocáveis; t: capacidade de troca catiônica efetiva; MOS: matéria orgânica do solo.

Os maiores teores de matéria orgânica foram apresentados pelos solos da área referência, e os menores na área controle e no reflorestamento 1; o reflorestamento 2 apresentou valores intermediários. A matéria orgânica foi maior na camada de 5-10 cm em todas as áreas, com exceção da área controle, que foi na camada superficial. (Tabela 4). Os teores de matéria orgânica das parcelas da área degradada apresentaram elevada variação entre si (Tabela 3).

O nitrogênio total apresentou os menores valores na área controle e no reflorestamento 1, e os maiores valores no reflorestamento 2 e na área referência. Os teores de nitrogênio reduziram com o aumento da profundidade (Tabela 4). A relação C/N apresentou o mesmo padrão do teor de matéria orgânica nos solos das áreas controle e referência (Tabela 4), inclusive a elevada variação dos dados na área controle (Tabela 3). No reflorestamento 1 e no reflorestamento 2, os valores da relação C/N aumentaram com o aumento da profundidade,

com um acréscimo muito intenso com relação aos teores apresentados na camada superficial do solo.

Os valores de fósforo disponíveis diminuíram com o aumento da profundidade, com exceção dos solos do reflorestamento 2, onde a camada de 10-20 cm apresentou maiores valores de fósforo disponível que a camada de 5-10 cm. Os maiores teores de fósforo disponível foram verificados no reflorestamento 2. O reflorestamento 1 apresentou valores intermediários, e as áreas controle e referência valores muito baixos, sendo que na área controle, a redução desses teores ao longo do perfil foi muito intensa (Tabela 4). Os teores de P apresentaram uma elevada variação na área controle, no reflorestamento 1 e no reflorestamento 2 (Tabela 3).

As concentrações dos micronutrientes Fe e Zn decresceram ao longo das profundidades dos perfis de solo, com exceção da área controle (Tabela 4). Os maiores valores para o Fe foram observados no reflorestamento 1 e na área referência, e os menores na área controle. Os menores teores de Zn foram observados nos solos da área controle, e os maiores no reflorestamento 2.

A cobertura de dossel apresentou maiores valores na área referência e no reflorestamento 2, valores intermediários no reflorestamento 1 e os menores valores na área controle, apresentando a maior variação dos dados entre as parcelas desta última (Tabela 3).

4.2 Macrofauna do Solo

Foram amostrados 22 grupos taxonômicos no presente trabalho, sendo que 15 foram amostrados pelo método *pitfall* (Tabela 5) e 17 foram amostrados pelo método do monólito (Tabela 6). Formicidae, Collembola, Isopoda, Orthoptera e Coleoptera foram os únicos grupos comuns a todas as áreas de amostragem. Considerando os dois métodos de amostragem, a maior riqueza foi encontrada no reflorestamento 2, com 18 grupos taxonômicos, seguido pela floresta (AR), com 17 grupos taxonômicos, no reflorestamento 1 foram 14 grupos taxonômicos e na área degradada (AC), apenas seis grupos.

Pelo método *pitfall*, Formicidae, Collembola, Orthoptera e Coleoptera ocorreram em todas as áreas de amostragem, com elevada frequência, notadamente Formicidae, que apresentou 100% de frequência. Psocoptera, Ricinulei e Hymenoptera ocorreram exclusivamente no reflorestamento 2. Todos os grupos funcionais ocorreram no reflorestamento 1, reflorestamento 2 e floresta, sendo que na área degradada não ocorreu apenas o grupo dos predadores (Tabela 5).

Tabela 5. Frequência de ocorrência dos grupos taxonômicos e funcionais da macrofauna do solo, coletada pelo método *pitfall*, no entorno da UHE Balbina, AM.

Grupo taxonômico	Grupo funcional	AC	RF1	RF2	AR
Isoptera	Engenheiros do solo	1	-	-	3
Formicidae	Engenheiros do solo	8	8	8	8
Collembola	Decompositores	1	4	8	6
Diptera	Decompositores	-	2	4	2
Isopoda	Decompositores	-	-	6	1
Diplopoda	Decompositores	-	-	1	1
Psocoptera	Decompositores	-	-	1	-
Orthoptera	Herbívoros	5	7	4	8
Hemiptera	Herbívoros	-	2	4	1
Homoptera	Herbívoros	-	1	-	1
Araneae	Predadores	-	2	3	6
Ricinulei	Predadores	-	-	1	-
Blatodea	Outros	-	1	1	1
Coleoptera	Outros	2	6	2	7
Hymenoptera	Outros	-	-	1	-

AC: área controle; RF1: reflorestamento 1; RF2: reflorestamento 2;

AR: área referência.

Com relação à abundância de indivíduos (Tabela 6), obtida pelo método do monólito de solo, os maiores valores foram encontrados na floresta, seguida do reflorestamento 2. Os grupos com maior abundância de indivíduos foram Isoptera e Oligochaeta, porém Isoptera teve maior abundância na floresta nativa, e Oligochaeta no reflorestamento 2. Isoptera ocorreu em cinco monólitos da floresta e apenas um monólito do reflorestamento 1. Formicidae ocorreu em dois monólitos do reflorestamento 1, três monólitos do reflorestamento 2 e cinco monólitos da floresta.

Diptera, Hemiptera, Diplura e Thysanura foram amostrados exclusivamente na floresta; Ricinulei, Gastropoda e Thysanoptera ocorreram exclusivamente no reflorestamento 2; Homoptera apenas no reflorestamento 1; e Isopoda foi o único taxa amostrado na área degradada (Tabela 6). O grupo funcional mais abundante na amostragem do presente estudo foi engenheiros do solo. A única área de amostragem que apresentou todos os grupos funcionais foi a floresta. No reflorestamento 2 não foi amostrado o grupo funcional dos herbívoros e no reflorestamento 1, o grupo dos predadores. Na área degradada, o único grupo funcional presente foi dos decompositores, representado pela ordem Isopoda (Tabela 6).

Tabela 6. Abundância de indivíduos por grupos taxonômicos e funcionais da macrofauna de solo, coletada pelo método do monólito de solo, no entorno da UHE Balbina, AM.

Grupo Taxonômico	AC	RF1	RF2	AR	Ab. total por taxon	Ab. total por grupo funcional
Engenheiros do solo						
Isoptera	0	3	0	226	229	
Oligochaeta	0	17	64	26	107	
Formicidae	0	2	54	7	63	399
Decompositores						
Isopoda	3	5	62	3	73	
Diplopoda	0	11	46	4	61	
Coleoptera	0	7	10	23	40	179
Diptera	0	0	0	5	5	
Predadores						
Chilopoda	0	0	3	4	7	
Araneae	0	0	1	3	4	12
Ricinulei	0	0	1	0	1	
Herbívoros						
Hemiptera	0	0	0	1	1	
Homoptera	0	1	0	0	1	2
Outros						
Diplura	0	0	0	4	4	
Gastropoda	0	0	3	0	3	
Symphyla	0	1	1	2	4	14
Thysanoptera	0	0	1	0	1	
Thysanura	0	0	0	2	2	
Total (área)	3	47	246	310	-	-

AC: área controle; RF1: reflorestamento 1; RF2: reflorestamento 2;

AR: área referência.

Considerando a distribuição vertical da macrofauna do solo, a maior abundância nas profundidades de 0-5 cm e de 5-10 cm foram registradas no reflorestamento 2, já na camada de 10-20 cm, a maior abundância ocorreu na floresta nativa. Houve ocorrência de macro invertebrados do solo na camada de 10-20 m apenas no reflorestamento 2 e na floresta; na área degradada, somente na camada de 5-10 cm (Figura 8). A distribuição vertical dos principais grupos funcionais confirma a predominância dos macro-invertebrados na camada superficial do solo, de 0-5 cm (Figura 9).

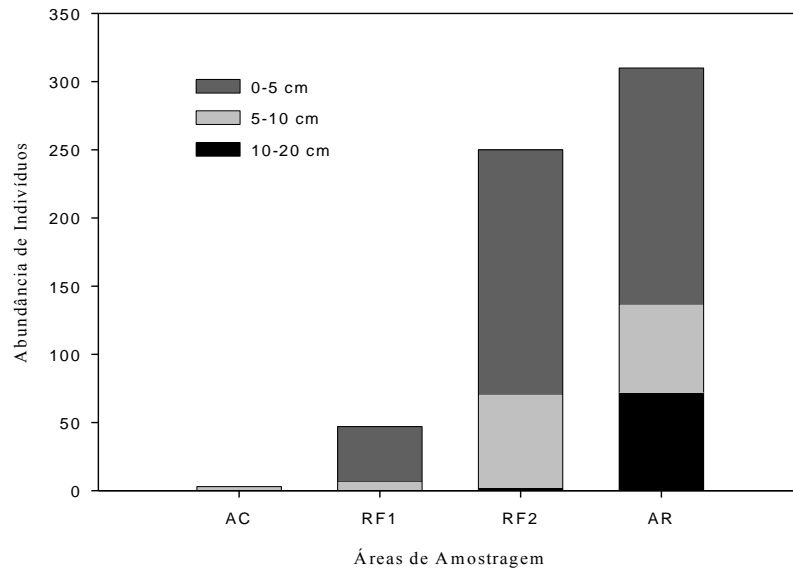


Figura 8. Distribuição vertical da abundância absoluta da macrofauna do solo nas quatro áreas de amostragem do entorno da UHE Balbina, AM.

AC: área controle; RF1: reflorestamento 1; RF2: reflorestamento 2; AR: área referência.

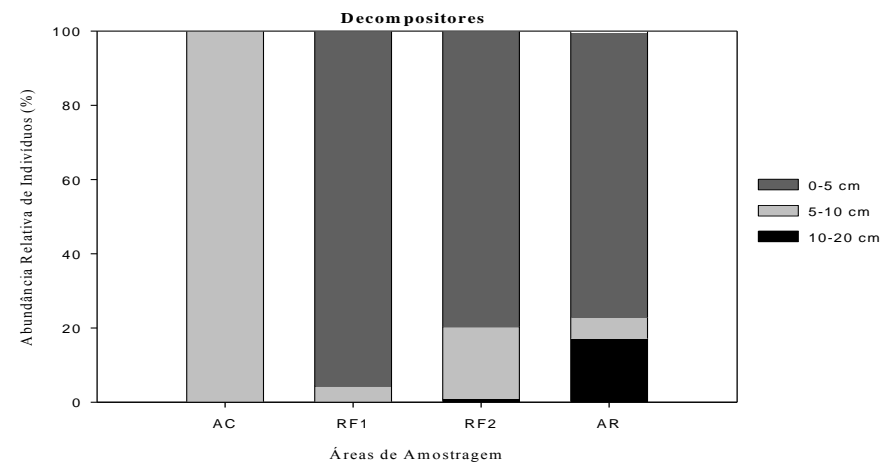
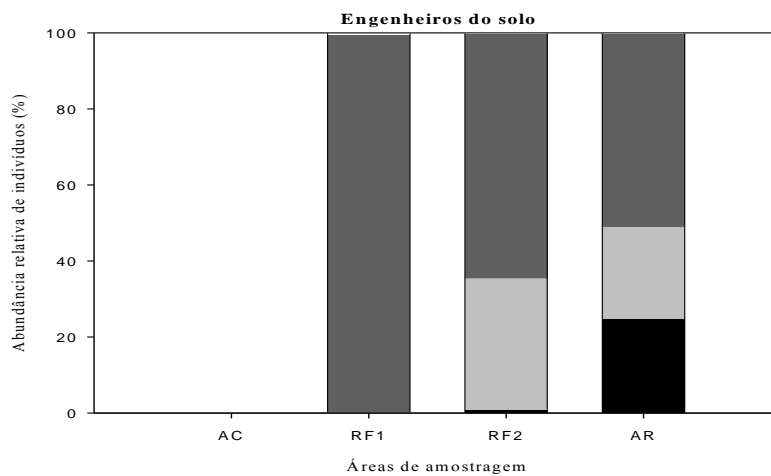


Figura 9. Distribuição vertical da abundância relativa dos principais grupos funcionais da macrofauna do solo, coletadas nas quatro áreas de amostragem, no entorno da UHE Balbina, AM. AC: área controle; RF1: reflorestamento 1; RF2: reflorestamento 2; AR: área referência.

4.3 Regeneração Natural

Foram amostrados 337 indivíduos em regeneração, pertencentes a 101 espécies arbóreas e arbustivas e a 31 famílias botânicas. Apenas uma espécie amostrada não foi identificada. As famílias com maior riqueza de espécies foram Leguminosae (10), Melastomataceae (8) e Chrysobalanaceae (7). Porém, as famílias com maior número de indivíduos foram Melastomataceae e Hypericaceae, ambas com 55, Leguminosae, com 45, Myristicaceae, com 21 e Meliaceae e Piperaceae, com 20 indivíduos. As espécies mais abundantes foram *Clidemia hirta*, com 53 indivíduos, *Vismia brasiliensis* com 46, *Piper aduncum* com 19, *Iryanthera coriacea* com 17, *Vismia cayennensis* e *Clidemia bullosa*, ambas com 16 indivíduos e *Clusia renggerioides*, com 11 indivíduos.

Na área degradada (AC) foram encontrados 40 indivíduos pertencentes a sete espécies, cinco gêneros e quatro famílias. A espécie mais abundante na AC foi a *Vismia brasiliensis*, com 26 indivíduos. No reflorestamento 1 foram encontrados 62 indivíduos pertencentes a 16 espécies, 14 gêneros e oito famílias. As espécies mais abundantes no RF1 foram *Clidemia hirta*, com 16 indivíduos, *Clidemia bullosa* e *Vismia brasiliensis*, ambas com 12 indivíduos.

No reflorestamento 2 foram encontrados 117 indivíduos pertencentes a 26 espécies, 20 gêneros e 16 famílias. As espécies mais abundantes foram *Clidemia hirta*, com 37 indivíduos, *Piper aduncum* com 19, *Vismia cayennensis* com 11 e *Clusia renggerioides* com 10 indivíduos. Na floresta (AR) foram encontrados 118 indivíduos pertencentes a 66 espécies, 50 gêneros e 28 famílias. As espécies mais abundantes foram *Iryanthera coriacea* com 17 indivíduos e *Couepia ulei*, *Eugenia patrisii*, *Inga stipularis* e *Rinorea racemosa*, todas com cinco indivíduos.

Vismia brasiliensis e *Vismia cayennensis* foram as únicas espécies comuns à área degradada, ao reflorestamento 1 e ao reflorestamento 2. A floresta só apresentou uma espécie em comum à área degradada, a *Goupia glabra*, provavelmente devido a proximidade entre as áreas. A Tabela 7 apresenta a relação de espécies regenerantes amostradas, com suas respectivas famílias botânicas, abundâncias e áreas de ocorrência.

Tabela 7. Lista e abundância das espécies vegetais arbóreo-arbustivas de regeneração natural, inventariadas no entorno da UHE Balbina, AM.

Família	Espécie	AC	RF1	RF2	AR
Anacardiaceae	<i>Astronium lecointei</i>	-	-	-	1
	<i>Spondias mombin</i>	-	-	1	-
	<i>Tapirira retusa</i>	-	-	-	1
	<i>Thyrsodium spruceanum</i>	-	-	-	1
Annonaceae	<i>Duguetia asterotricha</i>	-	-	-	3
	<i>Guatteria foliosa</i>	-	-	-	1
	<i>Xylopia nitida</i>	-	-	-	1
Apocynaceae	<i>Macoubea sprucei</i>	-	-	-	1
Arecaceae	<i>Iriartella setigera</i>	-	-	-	1
Bignoniaceae	<i>Handroanthus albus</i>	-	-	1	-
	<i>Handroanthus serratifolius</i>	-	4	-	-
	<i>Jacaranda copaia</i>	-	-	-	1
Boraginaceae	<i>Cordia fallax</i>	-	-	-	1
Burseraceae	<i>Protium decandrum</i>	-	-	-	1
	<i>Protium hebetatum</i>	-	-	-	1
	<i>Protium paniculatum</i>	-	-	-	1
	<i>Protium</i> sp.	-	-	-	1
	<i>Trattinnickia burserifolia</i>	-	-	-	2
Chrysobalanaceae	<i>Couepia guianensis</i>	-	-	-	1
	<i>Couepia ulei</i>	-	-	-	5
	<i>Licania bracteata</i>	-	-	-	1
	<i>Licania coriacea</i>	-	-	2	-
	<i>Licania longistyla</i>	-	-	-	1
	<i>Licania macrophylla</i>	-	-	2	-
	<i>Licania micrantha</i>	-	-	-	2
Clusiaceae	<i>Clusia renggerioides</i>	1	-	10	-
	<i>Garcinia madruno</i>	-	-	-	2
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea</i> sp.	-	-	-	1
	<i>Sloanea synandra</i>	-	-	-	2
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum mucronatum</i>	-	-	-	1
Euphorbiaceae	<i>Conceveiba guianensis</i>	-	-	1	-
Goupiaceae	<i>Goupia glabra</i>	1	-	-	3
Humiriaceae	<i>Vantanea guianensis</i>	-	-	2	-
Hypericaceae	<i>Vismia brasiliensis</i>	26	4	5	-
	<i>Vismia cayennensis</i>	4	1	11	-

	<i>Vismia guianensis</i>	3	-	1	-
Lauraceae	<i>Endlicheria macrophylla</i>	-	-	-	1
	<i>Ocotea aciphylla</i>	-	-	2	-
	<i>Ocotea argyrophylla</i>	-	-	-	1
	<i>Ocotea</i> sp.	-	-	1	-
Lecythidaceae	<i>Bertholletia excelsa</i>	-	2	-	-
	<i>Eschweilera coriacea</i>	-	-	-	2
	<i>Eschweilera grandiflora</i>	-	-	-	1
	<i>Gustavia augusta</i>	-	-	-	1
Leguminosae	<i>Acacia mangium</i>	-	12	-	-
	<i>Clitoria fairchildiana</i>	-	16	1	-
	<i>Dipteryx odorata</i>	-	1	-	-
	<i>Hymenolobium</i> sp.	-	2	-	-
	<i>Inga chrysantha</i>	-	-	-	1
	<i>Inga edulis</i>	-	1	1	-
	<i>Inga stipularis</i>	-	-	-	5
	<i>Inga umbellifera</i>	-	-	-	1
	<i>Leucaena leucocephala</i>	-	2	-	-
	<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i>	-	-	-	1
	<i>Swartzia cuspidata</i>	-	-	-	1
Malvaceae	<i>Lueheopsis rosea</i>	-	-	-	2
	<i>Ochroma pyramidale</i>	-	-	2	-
	<i>Pseudobombax munguba</i>	-	1	3	-
Melastomataceae	<i>Bellucia dichotoma</i>	-	1	-	-
	<i>Clidemia bullosa</i>	4	1	-	-
	<i>Clidemia hirta</i>	-	1	37	-
	<i>Clidemia rubra</i>	-	-	6	-
	<i>Maieta guianensis</i>	1	-	-	-
	<i>Miconia alata</i>	-	-	2	-
	<i>Miconia dispar</i>	-	-	-	1
	<i>Tococa bullifera</i>	-	-	-	1
Meliaceae	<i>Carapa guianensis</i>	-	-	1	-
	<i>Carapa procera</i>	-	12	1	-
	<i>Guarea trunciflora</i>	-	-	-	3
	<i>Swietenia macrophylla</i>	-	-	2	-
	<i>Trichilia cipo</i>	-	-	-	1
Moraceae	<i>Brosimum rubescens</i>	-	-	-	1
Myristicaceae	<i>Iryanthera coriacea</i>	-	-	-	17
	<i>Virola theiodora</i>	-	-	-	4
Myrtaceae	<i>Eugenia omissa</i>	-	-	-	2

	<i>Eugenia patrisii</i>	-	-	-	5
	<i>Myrcia splendens</i>	-	-	-	1
Ochnaceae	<i>Ouratea superba</i>	-	-	-	1
	<i>Dulacia candida</i>	-	-	-	1
	<i>Minuartia guianensis</i>	-	-	-	1
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus niruri</i>	-	1	1	-
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i>	-	-	19	-
	<i>Piper dukei</i>	-	-	-	1
Rubiaceae	<i>Duroia longifolia</i>	-	-	-	1
	<i>Palicourea corymbifera</i>	-	-	-	1
	<i>Margaritopsis podocephala</i>	-	-	-	1
	<i>Psychotria gracilentia</i>	-	-	-	1
	<i>Spermacoce ocymifolia</i>	-	-	1	-
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum sanguinolentum</i>	-	-	-	1
	<i>Chrysophyllum pomiferum</i>	-	-	-	1
	<i>Micropholis guyanensis</i>	-	-	-	2
	<i>Pouteria erythrochrysa</i>	-	-	-	2
	<i>Pouteria manaosensis</i>	-	-	-	1
Urticaceae	<i>Cecropia concolor</i>	-	-	1	-
	<i>Pourouma minor</i>	-	-	-	1
	<i>Pourouma tomentosa</i>	-	-	-	1
	<i>Pourouma villosa</i>	-	-	-	1
Violaceae	<i>Leonia cymosa</i>	-	-	-	2
	<i>Paypayrola grandiflora</i>	-	-	-	1
	<i>Rinorea racemosa</i>	-	-	-	5
-	Indeterminada	-	-	-	2

AC: área controle; RF1: reflorestamento 1; RF2: reflorestamento 2; AR: área referência

4.4 Resposta ao gradiente categórico

Com relação à análise de variância (ANOVA), os dados que precisaram ser transformados para atender os pressupostos desse teste paramétrico foram taxa de infiltração, pH em KCl, capacidade de troca catiônica efetiva e fósforo, por meio de \sqrt{x} ; resistência à penetração, alumínio, cálcio, magnésio, soma de bases, nitrogênio, ferro e zinco, por meio de $\frac{1}{x}$; e relação C/N e cobertura de dossel por meio de $\frac{1}{x}$. Todas as variáveis preditoras apresentaram diferença significativa entre os tratamentos ($p < 0,0001$), com exceção da relação C/N ($p = 0,507$).

As variáveis que apresentaram diferença significativa entre a área controle e a área referência, pelo teste de Tukey, foram densidade do solo, resistência à penetração, taxa de infiltração, pH em H₂O, pH em KCl, teores de alumínio, magnésio, potássio, CTC efetiva, matéria orgânica do solo, nitrogênio total, ferro e cobertura do dossel. Densidade do solo e nitrogênio foram significativamente diferentes entre todas as áreas, enquanto que a taxa de infiltração somente diferenciou significativamente as áreas controle e referência (Tabela 8).

Tabela 8. *P-value* resultante do teste de Tukey a 5% de probabilidade (n = 32).

	AC x RF1	AC x RF2	AC x AR	RF1 x RF2	RF1 x AR	RF2 x AR
<i>Ds</i> ¹	0,005	0,000	0,000	0,003	0,000	0,000
RP	0,006	0,002	0,000	0,965	0,234	0,467
VIB	0,875	0,236	0,030	0,641	0,146	0,737
pH _{H₂O}	0,437	0,173	0,000	0,006	0,000	0,000
pH _{KCl}	0,617	0,004	0,046	0,000	0,425	0,000
Al ⁺³	0,065	0,017	0,002	0,000	0,429	0,000
Ca ⁺²	0,054	0,000	1,000	0,000	0,048	0,000
Mg ⁺²	0,000	0,000	0,009	0,000	0,353	0,000
K ⁺	0,002	0,002	0,000	1,000	0,000	0,000
SB	0,021	0,000	0,757	0,000	0,174	0,000
t	0,001	0,000	0,002	0,004	0,996	0,002
MOS	0,254	0,000	0,000	0,000	0,000	0,054
<i>N</i> ¹	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,007
P	0,434	0,000	0,676	0,017	0,977	0,006
Fe	0,000	0,121	0,000	0,015	0,023	0,000
Zn	0,824	0,000	0,172	0,000	0,598	0,004
Cobdos	0,283	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001

¹: atributos com diferença significativa entre todas as áreas; valores em itálico são os valores significativos ($p < 0,05$) e valores em negrito diferiram significativamente entre a AC e a AR.

AC: área controle; RF1: reflorestamento 1; RF2: reflorestamento 2; AR: área referência.

Analisando o gráfico boxplot de todas as variáveis predictoras, observa-se que os parâmetros que seguem o gradiente proposto são densidade do solo, resistência à penetração, taxa de infiltração básica, potássio, matéria orgânica do solo, nitrogênio e cobertura do dossel (Figura 10).

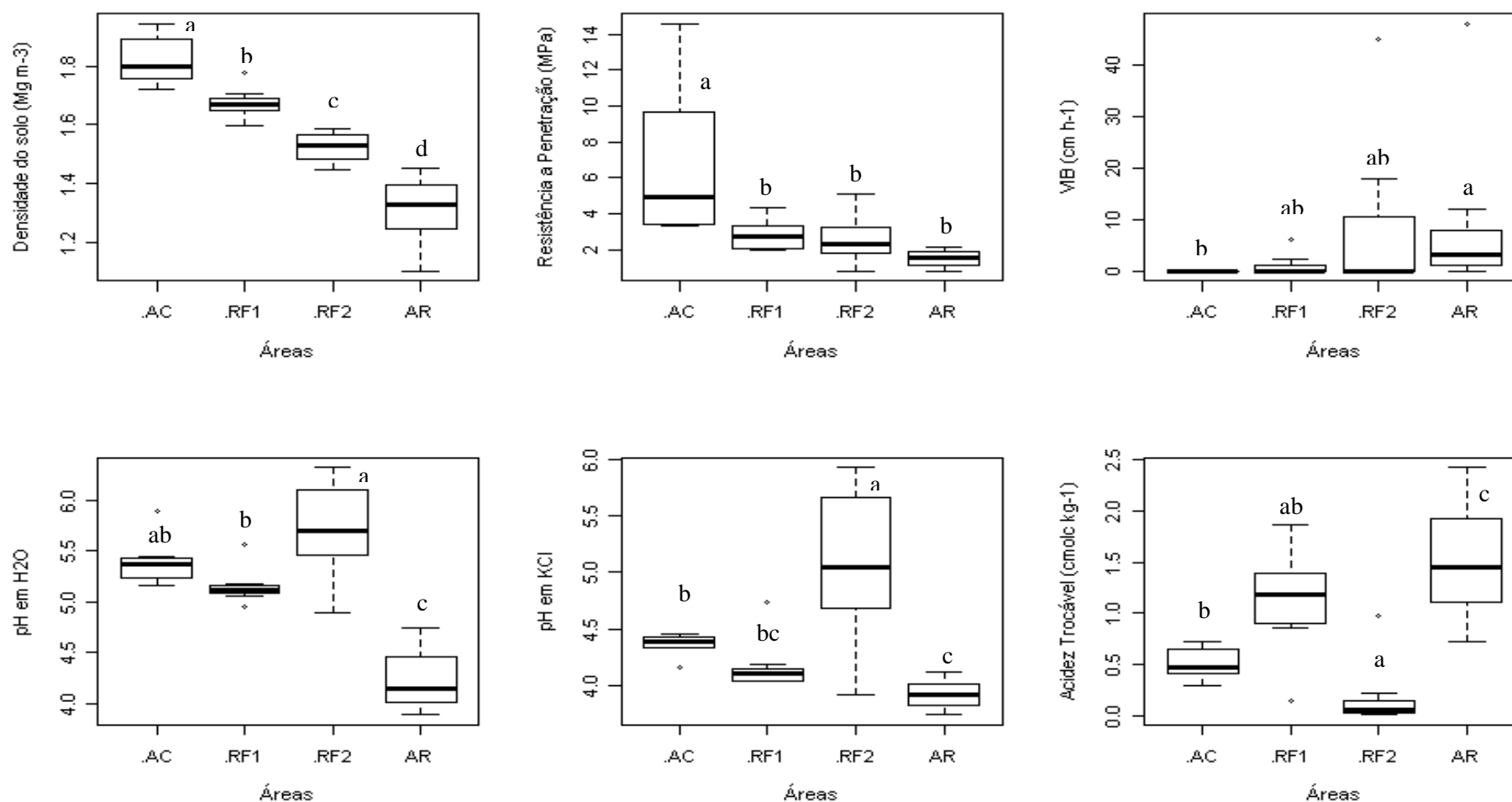


Figura 10. Gráficos “boxplot” dos parâmetros coletados no entorno da UHE Balbina, AM. Os dados de solo estão apresentados na profundidade de 0-20 cm. Letras diferentes representam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5%. AC: área controle; RF1: reflorestamento 1; RF2: reflorestamento 2; AR: área referência.

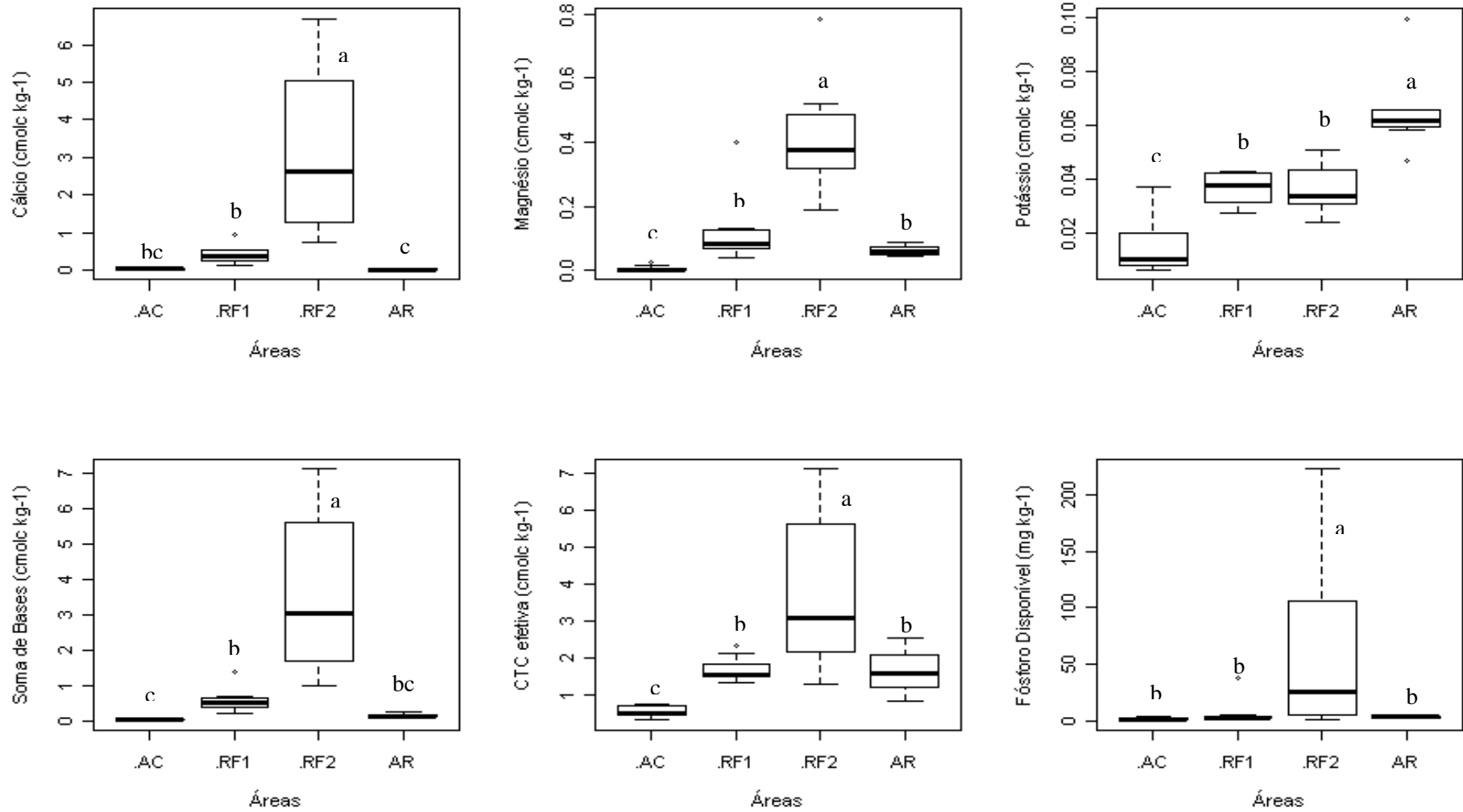


Figura 10. Continuação

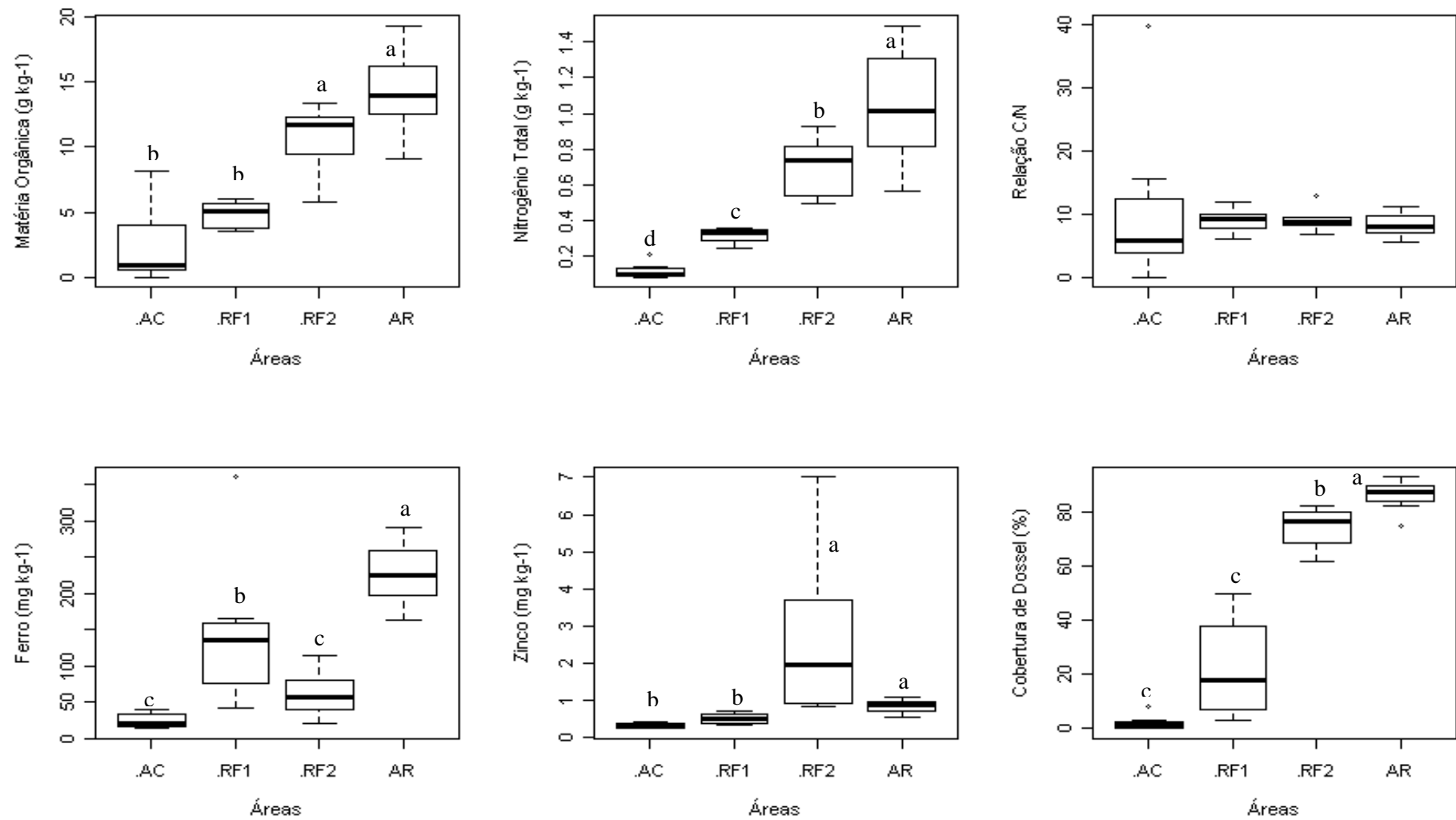


Figura 10. Continuação

4.5 Resposta aos gradientes contínuos

A análise de correlação de Spearman revelou muitos parâmetros colineares com alta significância e mesmo padrão de colinearidade (Tabela 9). O caso mais forte e evidente foi apresentado por pH em H₂O, pH em KCl e Al⁺³ ($r_s \geq 0,90$). Dentre estes parâmetros, optou-se por pré-selecionar apenas pH_{H₂O}, pois os três são medidas de acidez do solo. O nitrogênio também foi excluído, por apresentar alta correlação com matéria orgânica ($r_s = 0,92$) e densidade do solo ($r_s = 0,93$). Entre capacidade de troca catiônica efetiva e magnésio ($r_s = 0,81$), optou-se por manter a CTC efetiva, já que este é um parâmetro complexo, que abrange outras variáveis, inclusive teor de magnésio. O Fe também foi excluído, por ser um micronutriente, e ter correlação significativa com parâmetros que foram mantidos, como Ds, K⁺ e cobertura de dossel. Apesar de apresentarem alta correlação entre si, ($r_s \geq 0,80$), os parâmetros MOS, Ds e cobertura de dossel não foram excluídos, por se mostrarem bons indicadores até então.

Tabela 9. Coeficiente de correlação de Spearman e teste de significância (n=32).

	Ds	RP	pH _{H₂O}	pH _{KCl}	K ⁺	t	MOS	N	Fe	Cobdos
Ds	-	0,79**	0,44*	0,36*	-0,74**	-0,60	-0,84**	-0,93**	-0,65**	-0,90**
RP	0,79**	-	0,57	0,51	-0,67**	-0,35**	-0,59	-0,71**	-0,55	-0,73**
VIB	-0,63**	-0,68**	-0,39*	-0,36*	0,41**	-	0,46	0,53	0,48	0,53
pH _{H₂O}	0,44*	0,57	-	0,93**	-0,67**	-	-	-0,38*	-0,58	-0,46
pH _{KCl}	0,36*	0,51	0,93**	-	-0,60	-	-	-	-0,53	-0,35*
Al ⁺³	-	-0,43*	-0,90**	-0,95**	0,56	-	-	-	0,50	-
Mg ⁺²	-0,48	-	-	-	-	0,81	0,44*	0,56	-	0,44
K ⁺	-0,74*	-0,67**	-0,67**	-0,60	-	0,46	0,73**	0,78**	0,74**	0,77**
t	-0,60	-0,35*	-	-	0,46	-	0,58	0,69**	0,36*	0,58
MOS	-0,84**	-0,59	-	-	0,73**	0,58	-	0,92**	0,56	0,84**
N	-0,93**	-0,71**	-0,38*	-	0,78**	0,69**	0,92**	-	0,61	0,90**
Fe	-0,65**	-0,55	-0,58	-0,53	0,74**	0,36*	0,56	0,61	-	0,67**
Cobdos	-0,90**	-0,73**	-0,46	-0,35*	0,77**	0,58	0,84**	0,90**	0,67**	-

-: Correlação não significativa; *: Correlação significativa a 5%; **: Correlação significativa a 1%.

Portanto, as variáveis preditoras selecionadas para compor os modelos de regressão simples foram densidade do solo, resistência do solo à penetração, taxa de infiltração, pH em H₂O, potássio, CTC efetiva, matéria orgânica do solo e cobertura de dossel (Tabela 10).

As variáveis que se mostraram significativamente relacionadas com a riqueza da regeneração natural e da macrofauna do solo foram densidade do solo, teores de matéria orgânica do solo e cobertura de dossel. O potássio apresentou boa significância com a riqueza

de ambos os grupos biológicos, mas um coeficiente de determinação (R^2) baixo para macrofauna. A capacidade de troca catiônica efetiva apresentou boa relação apenas com a riqueza da macrofauna. A resistência à penetração apresentou boa significância com a riqueza de ambos os grupos biológicos, mas um R^2 muito baixo. O mesmo aconteceu para a relação do pH em H₂O com a riqueza da regeneração natural. Importante ressaltar que no geral, o coeficiente de determinação (R^2) das regressões com riqueza da regeneração natural foram maiores que as regressões com a riqueza da macrofauna (Tabela 10).

Tabela 10. Análises de regressão linear simples da riqueza da macrofauna e da regeneração natural em função das variáveis de solo pré-selecionadas (n = 32).

Variável	Riqueza de táxons da macrofauna do solo		Riqueza de espécies vegetais regenerantes	
	P	R ² (%)	P	R ² (%)
Ds	0,000	33,58	0,000	43,15
pH H ₂ O	0,610	0,00	0,020	13,56
t	0,000	33,08	0,280	0,50
MOS	0,001	30,62	0,000	41,05
RP	0,020	13,72	0,010	15,75
VIB	0,120	4,50	0,790	0,00
Cobdos	0,000	32,82	0,000	45,77
K+	0,004	21,70	0,000	54,18

Dados em negrito $p < 0,05$.

5. DISCUSSÃO

5.1 Atributos físico-químicos do solo e cobertura de dossel

Os atributos edáficos de natureza físicas têm se mostrado bons indicadores de qualidade do solo, refletindo a diferença entre as áreas avaliadas (Campos e Alves, 2006; Araújo *et al.*, 2007; Carvalho *et al.*, 2007), além de serem fortemente relacionados com vários atributos e condição do solo (Benghough e Mullins, 1990; Herrick e Jones, 2002; Naime *et al.*, 2006).

O comportamento, no presente estudo, da densidade do solo, umidade e resistência à penetração com o aumento da profundidade já era esperado e corroborado por vários

trabalhos. Isto ocorre devido a menor agregação das partículas, menor penetração de raízes, maior compactação ocasionada pelo peso das camadas sobrejacentes e diminuição da porosidade total (Costa *et al.*, 2003, Alves *et al.*, 2007). A resistência à penetração geralmente aumenta com a redução da umidade do solo, decorrente da maior coesão entre as partículas, e também com o incremento da densidade (Beltrame *et al.*, 1981; Benghough e Mullins, 1990; Busscher *et al.*, 1997; Klein *et al.*, 1998; Vaz e Hopmans, 2001; Araújo *et al.*, 2007).

Em solos de textura franco-arenosa foi medida taxa de infiltração média de $0,72 \text{ cm h}^{-1}$, valor intermediário ao encontrado na área degradada (AC) e no reflorestamento 1 (Paixão *et al.*, 2004). Provavelmente, na área amostrada por estes autores, assim como na AC e RF1 do presente trabalho, o solo apresentava pouca ou nenhuma cobertura, estando mais susceptível aos efeitos da chuva e do vento, reduzindo a taxa de infiltração (Panachuki, 2003). A elevada variação dos dados de taxa de infiltração foi confirmada em outros trabalhos, indicando que este parâmetro tem alta variabilidade espacial e capacidade de expor mudanças em micro e pequena escala (Lima e Silans, 1999; Cichota *et al.*, 2003).

Com base nos dados de densidade, resistência à penetração e taxa de infiltração, nota-se que os dois reflorestamentos melhoraram com relação à área controle. Porém, o reflorestamento 1 melhorou pouco as suas condições estruturais, revelando a necessidade de intervenções nesse sentido. O reflorestamento 2 está em uma condição superior ao reflorestamento 1, provavelmente devido à presença de leguminosas arbustivas no plantio inicial (Tabela 1), e mais recentemente, devido a maior atividade da macrofauna edáfica, principalmente pela elevada abundância dos engenheiros do solo (Tabela 6). Além disso, no reflorestamento 2 há maior atuação das raízes, devido à maior densidade de plantas (Tabela 7) e cobertura de dossel (Tabela 3). Contudo, o RF2 ainda precisa melhorar para alcançar as condições da floresta primária.

Na área degradada (AC), há a necessidade de intervenções severas para se melhorar suas condições físicas. O solo se encontra em condições físicas extremas devido ao seu histórico de exploração mineral, que ocorreu com intenso tráfego de máquinas pesadas e grande movimentação e retirada de terra. Uma medida corretiva cabível para a AC, apesar de onerosa, seria a subsolagem do seu substrato compactado, que propiciaria melhores condições para o desenvolvimento de plantas, aumentando o sucesso das futuras ações de restauração a que a área será submetida.

Os três parâmetros físicos avaliados apresentaram padrão similar com relação ao gradiente categórico (Figura 10), que pode ser confirmado pelas correlações fortes e

significativas que foram verificadas entre eles, sendo a correlação entre a densidade do solo e a resistência a penetração a mais forte (Tabela 9). As correlações entre os atributos de natureza física eram esperadas, pois o aumento na densidade do solo é reflexo de processo de compactação do solo, resultando em aumento da resistência à penetração, o qual, por sua vez, diminui a permeabilidade do solo e por consequência a sua taxa de infiltração. Araújo e colaboradores (2007) também encontraram correlação entre os dados de resistência a penetração, densidade do solo e taxa de infiltração. A relação positiva entre densidade do solo e a resistência a penetração é corroborada por Gerard *et al.*, 1982; Prado *et al.*, 2002 e Lampurlanés e Cantero-Martínez, 2003).

A densidade do solo, a resistência à penetração e a taxa de infiltração seguiram o gradiente categórico proposto (Figura 10) e distinguiram significativamente a área degradada da floresta. Desta forma, podem ser considerados bons indicadores de qualidade de solo, no presente estudo. Como estes parâmetros apresentaram forte e significativa correlação entre eles, quando a coleta de um não for possível, ainda há a possibilidade de outros dois para quantificar a qualidade física do solo analisado. Porém, dentre os três, a densidade de solo mostrou melhor desempenho, por responder também aos gradientes contínuos (Tabelas 10). A taxa de infiltração teve o pior desempenho, por não apresentar relação com nenhum dos gradientes contínuos e por conseguir diferenciar apenas entre a área degradada e a área referência no teste de Tukey (Tabela 8).

A taxa de infiltração também apresenta a desvantagem de ser o parâmetro mais difícil de ser obtido dentre os três. É necessária uma fonte de água próxima, ou que seja acessada com facilidade, apresenta maior variabilidade, exige mais atenção e tempo durante a coleta em campo. Em contrapartida, a resistência penetração apresenta maior facilidade e rapidez de uso e obtenção dos resultados e baixo custo, possibilitando grande número de repetições em campo (Araújo *et al.*, 2007; Netto *et al.*, 2009). Sua desvantagem é a dependência da determinação da umidade no momento da coleta em campo.

A densidade do solo, a resistência à penetração, e a matéria orgânica apresentaram correlações fortes e significativas entre si. Esta estreita correlação é corroborada por vários trabalhos, e por isso, a matéria orgânica é comumente considerada quando se está avaliando a qualidade física do solo (Tormena *et al.*, 1998; Reynolds *et al.*, 2002; Heuscher *et al.*, 2005; Araújo *et al.*, 2007; Ruehlmann e Körschens, 2009).

Os indicadores químicos de qualidade de solo podem ser agrupados em parâmetros relacionados com a matéria orgânica, a acidez do solo e a disponibilidade de nutrientes. (Schoenholtz *et al.*, 2000; Aragão *et al.*, 2012).

Em ambientes tropicais, devido ao intenso processo de intemperismo a que os solos são submetidos, ocorre a remoção de sílica e de bases trocáveis por lixiviação, resultando em solos com elevada acidez e baixa fertilidade natural (Sanchez e Cochrane, 1980; Soares *et al.*, 2005). Fato este corroborado para os solos do Amazonas (Moreira e Fageria, 2009) e mais especificamente, para a Amazônia Central (Chauvel *et al.*, 1987; Jordan, 1987; Luizão, 1989; Luizão, 2007). Nessas condições, em ecossistemas de baixa fertilidade natural e não fertilizados, os teores de Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^{+} , a soma de bases trocáveis (SB) e a capacidade de troca catiônica efetiva (t) são condicionados pela matéria orgânica do solo, que constitui a principal fonte de nutrientes para as plantas (Moreira e Malavolta, 2004). Porém, no presente trabalho, esses parâmetros (com exceção do K^{+}), conjuntamente com a acidez ativa, Al^{+3} , P disponível, Fe e Zn, refletiram a adubação e a correção da acidez do solo que foi realizada nos dois reflorestamentos.

Os valores de pH indicam que a calagem, antes da implantação dos plantios, contribuiu para o seu aumento, o que é corroborado com o aumento dos teores de Ca^{+2} e Mg^{+2} , e com a diminuição do teor de Al^{+3} , já que a solubilidade do alumínio diminui com o aumento do pH (Cadavid *et al.*, 1998; Franchini *et al.*, 1999; Glaser *et al.*, 2002; Lehmann *et al.*, 2003; Bronick e Lal, 2005; Carneiro *et al.*, 2009; Cunha *et al.*, 2009; Ronquim, 2010). Contudo, a adubação e a calagem não afetaram o padrão de distribuição vertical desses parâmetros, onde os maiores valores são apresentados na camada superficial e decrescem com o aumento da profundidade (Johnson *et al.*, 2001; McGrath *et al.*, 2001; Markewitz *et al.*, 2004; Pinto, 2008).

Em solos tropicais, o fósforo disponível é um nutriente muito escasso (Aragão *et al.*, 2012), e muito estável, pois é imobilizado pela adsorção com óxidos de ferro e alumínio do solo (Addiscott e Thomas 2000; Meurer, 2006; Cattanio *et al.*, 2008; Carneiro *et al.*, 2009). Porém, como a solubilidade e mobilidade do Fe e Al foram alterados pela calagem (Bronick e Lal, 2005), e houve aporte de P pela adubação, os valores de fósforo disponível mostraram-se bem superiores nos dois plantios, notadamente no RF2, pois, de modo geral, os teores de P nos solos de terra firme da Amazônia brasileira são inferiores a 5 mg kg^{-1} (Rodrigues, 1996).

O teor de potássio não foi afetado pela correção de solo e adubação, provavelmente devido a pouca capacidade que os solos tropicais possuem para fixá-lo (Ronquim, 2010), pois

os complexos orgânicos com K^+ são instáveis e facilmente removidos por percolação (Cunha *et al.*, 2009).

Em consequência dos efeitos da adubação e da calagem na variação dos dados químicos do solo, os atributos pH_{H_2O} , pH_{KCl} , alumínio, cálcio, magnésio, soma de bases trocáveis, capacidade de troca catiônica efetiva, fósforo disponível, ferro e zinco não evidenciaram o padrão categórico de restauração proposto no presente trabalho (Figura 10). Adicionalmente, os parâmetros Ca, SB, P e Zn não foram capazes de diferenciar, significativamente, a área degradada (AC) e a floresta (AR) (Tabela 8). Em outros contextos, esses parâmetros poderiam ser bons indicadores de qualidade de solo. Brosek e colaboradores (2010), por exemplo, em florestas primárias, selecionaram a soma de bases e o pH, porém, em condições de plantio, onde a correção de solo e fertilização é uma prática silvicultural necessária, estes parâmetros químicos não podem ser considerados bons indicadores da qualidade do solo para avaliar projetos de restauração florestal.

A adubação e a calagem não afetaram a matéria orgânica, o nitrogênio, e a relação C/N. Entre estes, a relação C/N foi o único atributo que não seguiu o padrão categórico de restauração proposto, pois os plantios apresentaram valores maiores que a floresta. Além de que, a variação dos dados da relação C/N foi muito pequena entre as áreas, por isso, na análise de variância, foi a única variável que não detectou diferença significativa entre as quatro áreas.

O nitrogênio, na Amazônia, é um dos elementos com nível mais reduzido nos solos cultivados (Sanchez *et al.*, 1983), sendo um dos principais nutrientes que limita a produtividade nos sistemas agrícolas e agrossilviculturais. Observou-se uma maior concentração de nitrogênio nos horizontes superficiais, e conforme aumentou a profundidade, os valores decresceram, como observado também por Ferraz *et al.*, (1998). Normalmente, maior quantidade de matéria orgânica fica disponível na superfície e diminui com a profundidade (Netto *et al.*, 2009). Porém, no presente estudo, a matéria orgânica apresentou maiores valores na camada de 5-10 cm. Uma possível razão é a maior influência da atividade da rizosfera nesta camada, que abriga grande população de micro-organismos que influenciam na dinâmica da matéria orgânica no solo (Bronick e Lal, 2005).

Foram verificados comportamentos semelhantes entre a matéria orgânica e o nitrogênio, por isso, houve uma elevada correlação entre os dois (Tabela 9), corroborada pelos trabalhos de Conceição *et al.*, (2005) e Paul *et al.*, (2010), onde ambos encontraram $r_s = 0,95$. Esta alta correlação existe porque o nitrogênio é armazenado na matéria orgânica, de onde é

liberado por decomposição lenta (Dodson *et al.*, 1997). A matéria orgânica também apresentou elevada correlação com outros atributos investigados (Tabela 9), o que já era esperado, pois a maioria dos atributos do solo e do ambiente, relacionados com as funções básicas do solo, tem estreita relação com a matéria orgânica do solo (Henderson, 1995; Nambiar, 1997; Doran, 1997; Arshad e Martins, 2002).

A matéria orgânica do solo é geralmente considerada um dos principais parâmetros indicadores de qualidade do solo (Doran e Parkin, 1994; Gregorich *et al.*, 1994; Mielniczuk, 1999; Schjonning *et al.*, 2004; Riley *et al.*, 2008). Além de satisfazer o requisito básico de ser sensível a modificações pelo manejo do solo, é um componente fundamental na capacidade produtiva dos solos, devido seus efeitos sobre a disponibilidade e ciclagem de nutrientes, sobre a complexação de elementos tóxicos e micronutrientes e por ser fonte de energia para a atividade biológica. É responsável ainda pela melhoria das propriedades físicas do solo como a agregação e estruturação do solo, a infiltração e retenção de água, a aeração, e susceptibilidade à erosão (Johnson, 1985; Henderson *et al.*, 1990; Carpenedo e Mielniczuk, 1990; Gregorich *et al.*, 1994; Powers *et al.*, 1998; Conceição *et al.*, 2005; Roscoe *et al.*, 2006; Bayer e Mielniczuk, 2008; Filho *et al.*, 2010; Cardoso *et al.*, 2011). Porém, já houve trabalhos em que a matéria orgânica do solo não se mostrou como um bom indicador, sendo pouco sensível aos diferentes manejos e usos do solo (Souza *et al.*, 2006; Carneiro *et al.*, 2009).

A cobertura de dossel é um indicador estrutural do desenvolvimento de plantios de restauração (Melo *et al.*, 2007), uma vez que reflorestamentos com maior cobertura de dossel revelam um estágio mais avançado da vegetação, com maior densidade de plantas em altura suficiente para atingir o dossel. No presente trabalho, esta estimativa seguiu o gradiente categórico proposto, evidenciando como o reflorestamento 1 está estruturalmente mais próximo à área degradada (AC) e o reflorestamento 2 mais próximo à floresta (AR). Tanto que no teste de Tukey, a cobertura de dossel não mostrou diferença significativa apenas entre a AC e o RF1, pois, além dessas duas áreas apresentarem valores muito próximos, ainda tiveram elevada variação dos dados. Isso mostra como o reflorestamento 1 necessita de tratamentos silviculturais mais intensos para evoluir estruturalmente.

Densidade do solo, resistência à penetração, potássio, matéria orgânica do solo e nitrogênio tiveram alta e significativa correlação ($r_s > 0,70$) com a cobertura do dossel. Todos esses parâmetros também corresponderam com o gradiente estudado, pois onde há uma maior cobertura de dossel, há um maior aporte, de forma contínua e com conteúdo variado, de material orgânico com diferentes graus de suscetibilidade à decomposição, provenientes da

vegetação que o compõe (Cardoso *et al.*, 2011). A cobertura do dossel também indica uma maior quantidade e atividade das raízes, que além de ser mais uma fonte de matéria orgânica para o solo, contribui ainda mais para a resiliência do solo e melhoria das suas propriedades físicas (Herrick, 2000).

5.2 Macrofauna do Solo

A riqueza de grupos taxonômicos não diferiu de outros trabalhos de macrofauna realizados na Amazônia Central (Harada e Bandeira, 1994; Vohland e Schroth, 1999; Tapia-Coral *et al.*, 1999). O método *pitfall*, apesar de ser qualitativo, forneceu dados sobre os grupos mais ativos da macrofauna epígea das áreas amostradas (Bignell *et al.*, 2010) e retratou o gradiente de restauração proposto no presente trabalho, mostrando que o reflorestamento 2 está melhor que o reflorestamento 1 e mais próximo da floresta, com relação à riqueza da macrofauna do solo. O padrão das formigas, retratado pelos dados do *pitfall* é explicado devido à ampla distribuição e abundância local desse grupo (Alonso e Agosti, 2000; Longino *et al.*, 2002).

Considerando apenas o método do monólito, a floresta possui maior abundância e diversidade de táxons (Tabela 6). Essas diferenças entre plantios e floresta sugerem que na floresta, quando a abundância de indivíduos é alta, diferentes grupos taxonômicos são amostrados. Nos plantios, contudo, um aumento da abundância total é normalmente um resultado do aumento da abundância de poucos grupos, não afetando os valores de riqueza (Pellens e Garay, 1999).

A maior abundância na floresta é explicada pela presença do grupo social Isoptera (Harada e Bandeira, 1994; Tapia-Coral, 1999, Barros *et al.*, 2002). Os cupins, juntamente com as formigas, outro grupo social, são os grupos mais abundantes da fauna do solo na Amazônia Central (Luizão, 1995; Bandeira e Harada, 1998). Em um estudo na floresta primária na Amazônia central, também foram encontradas maiores densidades de Isoptera e Formicidae, seguidos de Oligochaeta (Höffer *et al.*, 2001). As minhocas são mais abundantes em florestas do que em sistemas florestais manejados (Tapia-Coral, 2004). Porém, no presente estudo, Formicidae e Oligochaeta apresentaram maior abundância no reflorestamento 2.

Isoptera, Formicidae e Oligochaeta compõem o grupo funcional mais abundante no presente estudo. No entanto, é importante ressaltar que os engenheiros do solo apresentaram uma maior densidade principalmente devido à abundância dos cupins, que influenciaram

bastante a abundância total no presente estudo. Caso contrário, engenheiros do solo e decompositores apresentariam padrão similar de abundância.

Assim como no presente estudo, Isopoda foi um grupo abundante nos estudos de Tapia-Coral *et al.*, (1999), Vohland e Schroth (1999) e Tapia-Coral (2004). Os diplópodos estiveram presentes nas três áreas com maior presença da vegetação, com as maiores abundâncias no reflorestamento 2. Estudos anteriores já mostraram a importância dos isópodos e diplópodos na Amazônia Central (Luizão, 1995; Tapia-Coral *et al.*, 1999; Höfer *et al.*, 2001), pois estes grupos estão entre os principais decompositores da matéria orgânica, assumindo um papel importante na reciclagem da matéria orgânica e nutrientes (Decaens *et al.*, 1994). Juntos, esses dois táxons foram os principais responsáveis pelo fato dos decompositores serem o segundo grupo funcional mais abundante no presente estudo.

A ausência do grupo funcional dos predadores na área degradada e no reflorestamento 1 revela uma menor ou inexistente estruturação da teia alimentar do solo dessa área, evidenciando que estas áreas necessitam de ações que a conduzam para uma evolução da complexidade da sua comunidade edáfica. Os herbívoros também foram o grupo funcional menos representativo no trabalho de Tapia-Coral (2004).

A distribuição vertical da macrofauna do solo está de acordo com a maioria dos estudos realizados na Amazônia, que mostram maior abundância e atividade dos macro-invertebrados concentradas nas primeiras camadas do solo (Harada e Bandeira, 1994; Sharon *et al.*, 2001; Barros *et al.*, 2002; Barros *et al.*, 2003; Barros *et al.*, 2004; Tapia-Coral, 2004), sendo que na camada de 10-20 cm foram encontrados indivíduos praticamente na floresta (Tapia-Coral, 2004). Percebe-se ainda, pelo padrão de distribuição dos dois grupos funcionais mais abundantes que há uma boa estruturação vertical da floresta, e que o reflorestamento 2 se mostra próximo desse padrão, ao contrário do reflorestamento 1 (Figura 9).

Os resultados do levantamento de macrofauna ilustram a importância dos reflorestamentos, que fornecem maior cobertura, melhores condições microclimáticas e disponibilidade de matéria orgânica, condições favoráveis para o estabelecimento da diversidade de macro-invertebrados do solo em áreas anteriormente degradadas. O aumento da diversidade da fauna do solo observado ao longo do gradiente estudado permite inferir que as áreas em processo de restauração estão direcionando-se para o padrão dos ecossistemas naturais, sendo que o reflorestamento 2 apresenta um estágio mais avançado, se comparado com o reflorestamento 1.

5.3 Regeneração Natural

Pesquisas têm mostrado que o papel das florestas plantadas é, essencialmente, melhorar as condições de solo e o microclima para favorecer os processos naturais de regeneração (Durigan *et al.*, 2004). O estudo da regeneração natural de espécies arbóreas e arbustivas ocorrentes em áreas degradadas é um passo importante para se conhecer as diferentes espécies que podem compor determinada vegetação (Calegario *et al.*, 1993), uma vez que a regeneração forma um conjunto de indivíduos capazes de serem recrutados para estágios superiores (Silva *et al.*, 2007).

O levantamento da regeneração natural no entorno da UHE Balbina mostrou baixa diversidade de espécies na área degradada, e nos dois reflorestamento (RF1, RF2). A baixa riqueza de espécies observada nessas áreas pode estar associada ao fato de que poucas espécies são responsáveis pela grande maioria dos indivíduos amostrados (Rodrigues *et al.*, 2004; Ferreira *et al.*, 2009). Diferentemente da floresta, que apresentou poucas espécies abundantes e muitas espécies localmente raras, ou pouco abundantes. Outra possível explicação é o fato de que em áreas degradadas na Amazônia onde a colonização inicial é caracterizada pela dominância de *Vismia*, a regeneração de espécies de estágios sucessionais mais avançados poderia ser inibida (Williamson *et al.*, 1998; Mesquita *et al.*, 2001). Sendo que as espécies *Vismia brasiliensis* e *Vismia cayennensis* foram abundantes nestas três áreas.

Em vários estudos de regeneração natural, a família Leguminosae tem grande participação na riqueza de espécies (Gama *et al.*, 2002; Rodrigues *et al.*, 2004; Rayol *et al.*, 2006; Ferreira *et al.*, 2010). Rayol e colaboradores (2006), em um levantamento da regeneração natural em florestas secundárias no Pará, aos 17 e 18 anos de abandono, apresentou valores de riqueza parecidos com o reflorestamento 2, e *Vismia guianensis* foi a espécie mais frequente e abundante. Ferreira *et al.* (2010), em um inventário da regeneração em área de empréstimo de hidrelétrica, encontrou a família Piperaceae como uma das que apresentou maior abundância, e devido unicamente a uma única espécie, *Piper aduncum*, assim como constatado no presente estudo.

Souza e Batista (2004) em levantamento da regeneração natural em áreas reflorestadas à margem de reservatório de hidrelétrica, encontraram valores parecidos ao encontrado no reflorestamento 1. Eles inferiram que a baixa diversidade encontrada está fortemente relacionada com o número reduzido de espécies inicialmente plantadas. Esse fato foi corroborado por Rodrigues e colaboradores (2009), e também pode ser uma das razões da

menor diversidade do reflorestamento 1 em relação ao reflorestamento 2, haja vista que o RF2 teve uma maior riqueza de espécies no seu plantio inicial (Tabela 1).

Outra explicação para o reflorestamento 2 apresentar melhores condições que o reflorestamento 1, é a maior assistência e manutenção silvicultural à que o reflorestamento 2 foi submetido. Enquanto o reflorestamento 1 era assistido anualmente, o reflorestamento 2 era assistido semestralmente. No reflorestamento 2 houve ainda a introdução de espécies leguminosas arbustivas (Tabela 1) que proporcionaram rápida cobertura do solo e consequente proteção contra processos erosivos, e que posteriormente serviram como adubo verde para a área, incorporando matéria orgânica e nitrogênio ao solo. Madsen e Larsen (1997) perceberam que as condições de crescimento durante as fases iniciais do estabelecimento de plantios são cruciais para o sucesso da regeneração, reforçando, para a silvicultura, a importância de se criar condições favoráveis para o crescimento e desenvolvimento dos plantios nessa fase.

O reflorestamento 1 apresentou um agravante que foi a infestação por puerária, que associada aos outros fatores apresentados, contribuiu para que o RF1 se mostrasse mais próximo à área degradada do que à floresta nativa, como é o caso do reflorestamento 2. Na fase de estabelecimento e crescimento inicial da regeneração, as plantas invasoras podem causar alta mortalidade e comprometer a recuperação de áreas degradadas (Botelho e Davide, 2002).

Diante do exposto, sugere-se que o reflorestamento 1, que está em um estágio inferior, precisa de tratamentos silviculturais mais contantes. O reflorestamento 2 necessita apenas de ser submetido às ações de enriquecimento, pois, ao contrário do padrão apresentado pela macrofauna do solo, este ainda está muito aquém do patamar da floresta, com relação à diversidade da regeneração natural. Depois disso, o procedimento adotado até o presente momento pode ser invertido, e maior atenção deve ser direcionada ao reflorestamento 1, com ações silviculturais intensas que acelerem o seu processo sucessional.

Contudo, ainda assim, a restauração florestal foi uma decisão acertada para as áreas de empréstimo da Usina Hidrelétrica de Balbina ao invés do simples isolamento e abandono. O uso da regeneração natural como método de recuperação, ao exigir menos mão-de-obra e insumos, se comparado à operação de plantio, tem custos significativamente menores, porém, tal processo transcorreria mais lentamente (Jardim *et al.*, 1997; Botelho e Davide, 2002), como pode ser observado pelas condições em que a área controle ainda se encontra.

De forma geral os reflorestamentos avaliados apresentaram evidente evolução estrutural, o que permite inferir que estes tendem a se aproximar da floresta e, por conseqüência, a atingir o sucesso da restauração florestal. No entanto, isto é apenas uma tendência e precisa ser confirmada por meio de monitoramento (Rodrigues *et al.*, 2004). Apesar dos estudos recentes, o monitoramento de longo prazo das florestas restauradas, em seus diferentes modelos e paisagens ainda é necessário (Holl, 2007), e as experiências de restauração bem sucedidas devem ser devidamente estudadas e divulgadas (Palmer *et al.*, 2006).

5.4 Seleção dos indicadores

Entre as variáveis que seguiram o gradiente categórico, resistência à penetração e taxa de infiltração básica não responderam aos gradientes contínuos. Uma ressalva precisa ser feita aos parâmetros resistência à penetração e $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, pois ambos apresentaram relação, ainda que fraca, com os dois gradientes contínuos.

O potássio respondeu ao gradiente de regeneração natural. Isso pode ser explicado pelo fato da decomposição de resíduos vegetais ser uma importante fonte de entrada de potássio (Ferreira *et al.*, 2001). Esse fato pode ser corroborado pela alta correlação do potássio, com a matéria orgânica do solo e a cobertura do dossel ($r_s > 0,70$) (Tabela 9), variáveis que retratam a cobertura da área pela vegetação.

A capacidade de troca catiônica efetiva foi o único parâmetro que não seguiu o gradiente categórico, mas respondeu ao gradiente de macrofauna. Isto pode ter ocorrido devido à melhoria das propriedades químicas do solo por causa da adubação e calagem dos plantios, sendo mais um fator condicionante para o aumento da abundância da macrofauna. Esse favorecimento dos fatores químicos sobre a macrofauna foi encontrado também por Barros *et al.* (2002); Merlim *et al.* (2005) e Lima *et al.* (2010).

Em decorrência da elevada correlação entre as variáveis químicas do solo, o pH em água e a matéria orgânica foram selecionados também em função de serem mais facilmente obtidos que os outros parâmetros colineares a eles. A determinação do pH em água, além de ser de grande valia, representa um método simples, prático, econômico (Ronquim, 2010) e de fácil interpretação. O nitrogênio, apesar de ser um parâmetro importante, foi excluído devido ao seu método tradicional de determinação “Kjeldahl”. Este método abrange a fase de digestão, destilação e titulação, passos que exigem muita experiência para serem obtidos e que tornam o processo difícil, oneroso e demorado.

Densidade do solo, matéria orgânica e cobertura de dossel foram os únicos parâmetros que reconheceram os três gradientes propostos, podendo ser considerados os melhores indicadores de qualidade de solo analisados no presente trabalho, para avaliar os projetos de restauração florestal realizados no entorno da UHE Balbina. A análise da Figura 11 corrobora essa constatação, pois estes parâmetros conseguem separar as quatro áreas de amostragem, considerando os dois gradientes contínuos.

Outra vantagem desses parâmetros escolhidos é a facilidade de coleta e análise que estes apresentam. Apenas a matéria orgânica do solo é um pouco mais complicada, pois envolve análise de laboratório, o que exige gasto de reagentes e mão de obra um pouco mais especializada. Todavia, existe o método de determinação da matéria orgânica por via seca, uma opção bem mais rápida e barata, e ainda sem a produção de resíduos químicos, inerente aos métodos de via úmida. Verlengia e Gargantini (1968) compararam o método de via seca com métodos de via úmida e encontraram coeficientes de correlação superiores à 98%.

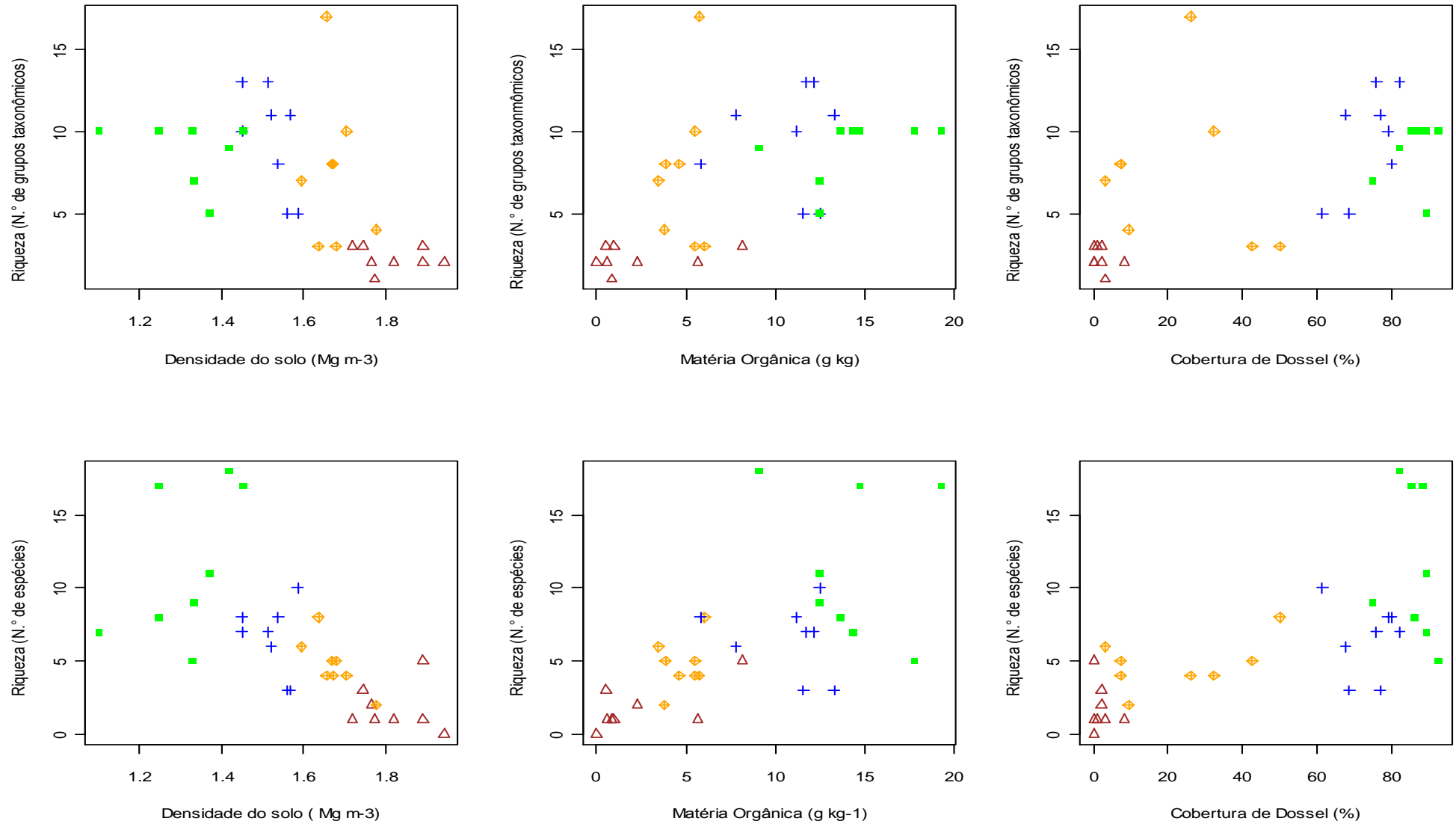


Figura 11. Gráficos dos indicadores selecionados contrapostos ao gradiente referente à macrofauna do solo (em cima) e à regeneração natural (em baixo). triângulo marrom: área controle; losango laranja: reflorestamento 1; cruz azul: reflorestamento 2; quadrado cheio verde: área referêcia.

6. CONCLUSÕES

Avaliando os plantios de restauração florestal estabelecidos no entorno da UHE Balbina, com base nos parâmetros físico-químicos do solo, cobertura de dossel, macrofauna do solo e regeneração natural, pode-se concluir que o Reflorestamento 2 (RF2), em termos de qualidade do solo e estrutura da vegetação, está em uma condição superior ao Reflorestamento 1 (RF1), reflexo das ações iniciais de restauração a que foram submetidos.

Com base no gradiente categórico, os parâmetros mais sensíveis para distinguir os quatro tratamentos foram densidade do solo, resistência do solo à penetração de raízes, taxa de infiltração, matéria orgânica do solo, nitrogênio, potássio e cobertura do dossel. Com base no gradiente de macrofauna do solo, os melhores parâmetros para separar as diferentes áreas de amostragem foram densidade, matéria orgânica, cobertura de dossel e capacidade de troca catiônica efetiva. No caso do gradiente de regeneração natural, os melhores parâmetros foram densidade do solo, matéria orgânica, cobertura de dossel e potássio. Com isso, os melhores parâmetros para avaliar os projetos de restauração florestal do entorno da UHE Balbina, selecionados como bons indicadores, foram densidade do solo, matéria orgânica do solo e cobertura de dossel.

7. CONSIDERAÇÕES GERAIS

O Reflorestamento 1 necessita maior assistência silvicultural, por isso, sugere-se que este seja submetido a um plantio de espécies leguminosas que sirvam como adubação de cobertura e proteção do solo, propiciando melhorias das condições físicas e químicas do solo. Como o Reflorestamento 2 possui condições mais próximas à floresta, porém insuficientes para que seja considerada uma área autossustentável, é sugerido um plantio de enriquecimento com espécies secundárias tardias e clímax.

A metodologia adotada no presente trabalho, com áreas selecionadas de forma a propiciar um gradiente de restauração, onde medições, amostragens e análises foram realizadas de forma padronizada, se mostrou adequada para selecionar bons indicadores. Agora, é necessário que tanto a metodologia adotada quanto os indicadores aqui selecionados sejam testados em outros locais e condições para que possam ser validados, além de suprir as lacunas que ainda persistem acerca deste tema. Recomenda-se ainda, que estes estudos abordem, idealmente, maior número de réplicas, apesar de saber que projetos de restauração florestal são poucos e de pequena extensão, devido ao seu elevado custo, principalmente na Amazônia. Outro desafio é o estabelecimento de valores de referência para os indicadores selecionados, em cada etapa do monitoramento de projetos de restauração florestal.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Addiscott, T. M.; Thomas, D. 2000. Tillage, mineralization and leaching: phosphate. *Soil Tillage Research*, v. 53, p. 255-273.
- Almeida, R.O.P.O.; Sánchez, L.E. 2005. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação de desempenho. *Revista Árvore*, v.29, n.1, p. 47-54.
- Alonso, L. E.; Agosti, D. 2000. Biodiversity studies and monitoring: An overview. In: Agosti, D.; Majer, J. D. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Washington: Smithsonian Institution, p. 1-8.
- Alves, M. C.; Suzuki, L. G. A. S.; Suzuki, L. E. A. S. 2007. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo Vermelho Distrófico em recuperação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, p. 617-625.
- Anderson, J.M.; Ingran, J.S. 1993. *Tropical biology and fertility, a handbook of methods*. 2a ed. Wallingford: Commonwealth Agricultural Bureau. 221 pp.
- APG II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. *Botanical Journal of the Linnean Society* v. 141, p. 399-436.
- Aquino, A. M.; Ricci, M. S.; Pinheiro, A. S. 2000. Avaliação da macrofauna do solo em café orgânico e convencional utilizando um método modificado do TSBF. In: Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas. Santa Maria. *Resumos...* Santa Maria: SBCS, 3p. CD ROM.
- Aragão, D. V.; Carvalho, C. J. R.; Kato, O. R.; Araújo, C. M.; Santos, M. T. P.; Mourão Júnior, M. 2012. Avaliação de indicadores de qualidade do solo sob alternativas de recuperação do solo no Nordeste Paraense. *Acta Amazônica*, v. 42, p. 11-18.
- Araújo, A. S. F.; Monteiro, R. T. R. 2007. Indicadores biológicos de qualidade do solo. *Bioscience Journal*, v. 23, n. 3, p. 66-75.
- Araújo, R.; Goedert, W. J.; Lacerda, M. P. C. 2007. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob cerrado nativo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, p. 1099-1108.
- Arshad, M.A.; Lowery, B.; Grossman, R. 1996. Physical test for monitoring soil quality. In: Doran, J.W.; JONES, A.J. (Eds) *Methods for assessing soil quality*. Madison, Soil Science Society of America, p.123-141.
- Arshad, M. A.; Martin, S. 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 88. p. 153-160.
- Asperti, L. M. 2001. Monitoramento e avaliação de um repovoamento e florestal implantado com espécies nativas no entorno de uma várzea em Santa Cruz das Palmeiras (SP). Dissertação de Mestrado, Universidade de Guarulhos, Guarulhos. São Paulo. 84 pp.
- Bandeira, A. G.; Harada, A. Y. 1998. Densidade e distribuição vertical de macroinvertebrados em solos argilosos e arenosos na Amazônia Central. *Acta Amazônica*, v.28, p.191-204.

- Barros, E.; Pashanasi, B.; Constantino, R.; Lavelle, P. 2002. Effects of land-use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. *Biology and Fertility of Soils*, v.35, p. 338-347.
- Barros, E.; Neves, A.; Blanchart E.; Fernandes, E.C.M.; Wandelli, E.; Lavelle, P. 2003. Soil macrofauna community of Amazonian Agroforestry Systems. *Pedobiologia*, v. 47, p. 267-274.
- Barros, E.; Grimaldi, M.; Sarrazin, M.; Chauvel A.; Mitja D.; Desjardins T.; Lavelle P. 2004. Soil physical degradation and changes in macrofaunal communities in Central Amazon. *Applied Soil Ecology*, v. 2, p. 157–168.
- Bayer, C.; Mielniczuk, J. 2008. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: Santos, G. A.; Silva, L. S.; Canellas, L. P.; Camargo, F. A. O. (Eds). *Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais*. 2.ed. Porto Alegre, Metrópole, p.7-18.
- Beck, L. & Gasparotto, L. 2000. Soil fauna and litter decomposition in primary and secondary forest and a mixed culture system in Amazonia. *Shift Project ENV 052. Final Report 1996-1999*. Karlsruhe, 291 p.
- Beltrame, L. F. C.; Gondim, L. A. P.; Taylor, F. C. 1981. Estrutura e compactação na permeabilidade de solos do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 5, p. 145-149.
- Bengough, A. G.; Mullins, C. E. 1990. Mechanical impedance to root growth: A review of experimental techniques and root growth responses. *Journal Soil Science*, v. 41, p. 341-358.
- Bernardo, S. 1989. Manual de irrigação. 5.ed. Viçosa: UFV, Imprensa Universitária, 596 pp.
- Bignell, D.; Constantino, R.; Csuzdi, C.; Karyanto, A.; Konaté, S.; Louzada, J. N. C.; Susilo, F. X.; Tondon, J. E.; Zanetti, R. 2010. Macrofauna. In: Moreira, F. M. S.; Huising, J.; Bignell, D. E (Eds). *Manual de Biologia dos Solos Tropicais. Amostragem e Caracterização da Biodiversidade*. Lavras: UFLA. v.1, 368pp.
- Botelho, S. A.; Davide, A. C. 2002. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In: *Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas*. Belo Horizonte. Palestras. Belo Horizonte: SOBRADE/UFLA.
- Brancalion, P. H. S.; Rodrigues, R. R.; Gandolfi, S.; Kageyama, P. Y.; Nave, A. G.; Gandara, F. B.; Barbosa, L. M.; Tabarelli, M. 2010. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. *Revista Árvore*, v.34, n.3, p.455-470.
- Bronick, C. J.; Lal, R.; 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, v. 124, p. 3-22.
- Brosek, S.; Mulder, A. J.; B, Gruba, P. ; Mulder, P.; Blońska, B.; Lasota, J.; Pacanowski, P.; Wanic, T.; Zwydak, M. 2010. Development of soil quality indices for natural forest habitats of lowlands and uplands in Poland and its application in silviculture: project description. *19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World*, Austrália.
- Busscher, W. J.; Bauer, P. J.; Camp, C. R.; Sojka, R. E. 1997. Correction of cone index for soil water content differences in a coastal plain soil. *Soil Tillage Research*, v. 43, p. 205-217.

Cadavid, L. F.; El-Sharkawy, M. A.; Acosta, A.; Sánchez, T. 1998. Long-term effects of mulch, fertilization and tillage on cassava grown in sandy soils in northern Colombia. *Field Crops Research*, v. 57, p. 45-56.

Cairns, J. 2002. Rationale for restoration. *In: Perrow, M. R.; Davy, A. J.(Eds.) Handbook of ecological restoration, Principles of restoration*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, v. 1, p. 10-23.

Calegário, N.; Souza, A. L.; Marangon, L. C.; Silva, A. F. 1993. Parâmetros florísticos e fitossociológicos da regeneração natural de espécies arbóreas nativas no sub-bosque de povoamentos de *Eucalyptus* sp. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 17, p. 19-29.

Camargo, O. A.; Moniz, A. C.; Jorge, J. A.; Valadares, J. M. A. S. 2009. *Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agrônomo de Campinas*. Boletim técnico, 106, Instituto Agrônomo, Secretaria de Agricultura e Abastecimento, Governo do Estado de São Paulo, São Paulo. 77 pp.

Campos, F. S.; Alves, M. C. 2006. Resistência à penetração de um solo em recuperação sob sistemas agrosilvopastoris. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.10, p.759–764.

Cardoso, E. L.; Silva, M. L. N.; Curi, N.; Ferreira, M. M.; Freitas, D. A. F. 2011. Qualidade química e física do solo sob vegetação arbórea nativa e pastagens no Pantanal Sul-Mato-Grossense. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 35, p. 613-622.

Carneiro, M. A. C.; Souza, E. D.; Reis, E. F.; Pereira, H. S.; Azevedo, W. R. 2009. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, p. 147-157.

Carpenedo, V.; Mielniczuk, J. 1990. Estado de agregação e qualidade de agregados de Latossolo Roxo submetidos a diferentes sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 14, p. 99-105.

Carvalho, A. J. A.; Souza, E. H.; Marques, C. T. S.; Gama, E. V. S.; Nacif, P. G. S. 2007. Caracterização física dos solos dos quintais agroflorestais e cultivos monotípicos na região de Amargosa, Bahia. *Revista Brasileira de Agroecologia*, v.2, p. 941-944.

Cattanio, J. H.; Kuehne, R.; Vlek, P. L. G. 2008. Organic material decomposition and nutrient dynamics in a mulch system enriched with leguminous trees in the amazon. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, p. 1073-1086.

Chauvel, A.; Lucas, Y.; Boulet, R. 1987. On the genesis of the soil mantle of the region of Manaus, Central Amazonia, Brazil. *Experientia*. 43: 234-241.

- Choi, Y. D. 2007. Restoration Ecology to the Future: A Call for New Paradigm. *Restoration Ecology*, v. 15, p. 351-353.
- Cichota, R.; Jong van Lier, Q.; Rojas, L. C. A. 2003. Variabilidade espacial da taxa de infiltração em Argissolo Vermelho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, p. 789-798.
- Cochrane, T.T.; Sanchez, L.G.; Azevedo, L.G.; Porras, J.H.; Garver, C.L. 1985. *Land in Tropical America*. CIAT, Cali, Colombia, Embrapa/CPAC, Planaltina, DF, Brasil. 3 vols e mapas.
- Conceição, P. C.; Amado, T. J. C.; Mielniczuk, J.; Spagnollo, E. 2005. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 29, p. 777-788.
- Costa, A. M.; Souza, M. A. S.; Silva Junior, A. M.; Falqueto, R. J.; Borges, E. N. 2003. Influência da cobertura vegetal na densidade de três solos da cerrado. In: *Anais. II Simpósio Regional de Geografia*. Universidade Federal de Uberlândia– MG.
- Crawley, M. J. 2007. *The R Book*. Imperial College London at Silwood Park, United Kingdom, 951 pp.
- Cunha, T. J. F.; Madari, B. E.; Canellas, L. P.; Ribeiro, L. P.; Benites, V. M.; Santos, G. A. 2009. Soil Organic Matter and fertility of anthropogenic dark earths (Terra Preta de Índio) In the Brazilian Amazon basin. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, p. 85-93.
- Dale, V. H.; Beyeler, S. C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, v.1, p. 3-10.
- Davidson, E.A.; Araujo, A.C.; Artaxo, P.; Balch, J.K.; Brown, I.F.; Bustamante, M.M.C.; Coe, M.T.; DeFries, R.S.; Keller, M.; Longo, M.; Munger, J.W.; Schroeder, W.; Soares-Filho, B.S.; Souza Jr, C.M.; Wofsy, S.C. 2012. Amazon basin in transition. *Nature*, v. 481, p. 321-328.
- Decaens, T.; Lavelle, P.; Jaen, J. J.; Escobar, G.; Rippstein, G. 1994. Impact of land management on soil macrofauna in the Oriental Llanos of Colombia. *European Journal Soil Biology*, v. 30, p. 157-168.
- DEGRAD-Inpe, 2012. Mapeamento da degradação florestal na Amazônia brasileira. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/degrad/> Acessado em 02/03/2012.
- Dias Filho, M. B. 1998. Pastagens cultivadas na Amazônia oriental brasileira: processos e causas de degradação e estratégias de recuperação. In: Dias, L. E.; Mello, J. W. V. (Eds.) *Recuperação de áreas degradadas*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas. p. 135-147.
- Dias, L. E.; Griffith J. J. 1998. Conceituação e caracterização de áreas degradadas. In: Dias, L. E.; Mello, J. W. V. (Eds.) *Recuperação de áreas degradadas*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas. p.1-7.

Dobson, A.P.; Bradshaw, A.D.; Baker, A.J.M. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science*, v. 277, p. 515-522.

Doran, J. W.; Parkin, T. B. 1994. Defining and assessing soil quality. In: Doran, J. W.; Coleman, D. C.; Bezdicek, D. F.; Stewart, B. A. (Eds.) *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison: Soil Science Society of America. Special Publication, 35. p. 3-21.

Doran, J. W.; Parkin, T. B. 1996. Quantitative indicators of soil quality. In: Doran, J. W.; Jones, A. J. (Eds.) *Methods for assessing soil quality*. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA. Special Publication, 49. p.25-38.

Doran, J. W.; Sarrantonio, M.; Liebig, M.A. 1996. Soil health and sustainability. *Adv. Agron.* 56: p. 1-54.

Doran, J. W. 1997. Soil quality and sustainability. In: *Congresso Brasileiro de Ciência do Solo*, 26 - Rio de Janeiro. Anais. Rio de Janeiro: SBCS, CD-ROM.

Doran, J. W.; Zeiss, M. R. 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, v. 15. p. 3-11.

Durigan, G.; Melo, A. C. G.; Contieir, W. A.; Nakata, H. 2004. Regeneração natural da vegetação de cerrado sob florestas plantadas com espécies nativas e exóticas. In: Durigan, G; Villas-Boas, O. (Orgs). *Pesquisa em conservação e recuperação Ambiental no Oeste Paulista*. Resultados da Cooperação Brasil/Japão. Instituto Florestal/SMA, SP, p. 349-362.

Eletronorte, Consórcio Monasa/Enge-Rio. 1997. *Memória Técnica, Usina Hidrelétrica Balbina*. Diretoria de Engenharia-DE, Superintendência de Projeto-EE, Centrais Elétricas do Norte do Brasil, Brasília, Distrito Federal.

Embrapa. 1997. *Manual de Métodos de Análises de Solo*. Centro Nacional de Pesquisas de Solos – CNPS. Rio de Janeiro. 212 pp.

Embrapa. 1999. *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. Brasília. 370 pp.

Embrapa. 2006. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2. ed. Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 306 pp.

Feitosa, G. S.; Graça, P. M. L. de A.; Fearnside, P. M. 2007. Estimativa da zona de deplecionamento da hidrelétrica de Balbina por técnica de sensoriamento remoto. *XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Anais... Florianópolis, INPE, p. 6713-6720.

Ferraz, J; Ohta, S; Salles, P. C. 1998. Distribuição dos solos ao longo de dois transectos em floresta primária ao Norte de Manaus (AM). In: Higuchi, N.; Campos, M. A. A.; Sampaio, P. T. B.; Santos, J. (Eds). *Pesquisas Florestais para a Conservação da Floresta e Reabilitação de Áreas Degradadas da Amazônia*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Manaus, Amazonas. 110-143.

Ferreira Júnior, W. G.; Schaefer, C. E. G. R; Silva, A. F. 2009. Uma visão pedogeomorfológica sobre as formações florestais da Mata Atlântica. In: Martins, S. V. (Ed.) *Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil*. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa. p. 109-142.

- Ferreira, M. J.; Pereira, I. M.; Botelho, S. A.; Mello, C. R. 2009. Avaliação da regeneração natural em nascentes perturbadas no município de Lavras, MG. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 19, p. 109-129.
- Ferreira, S. J. F.; Crestana, S.; Luizão, F. J.; Miranda, S. A. F. 2001. Nutrientes no solo em Floresta de Terra Firme cortada seletivamente na Amazônia Central. *Acta Amazônica*, v. 31, p. 381-396.
- Ferreira, W. C.; Botelho, S. A.; Davide, A. C.; Faria, J. M. R.; Ferreira, D. F. 2010. Regeneração natural como indicador de recuperação de área degradada a jusante da Usina Hidrelétrica de Camargos, MG. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.34, p.651-660.
- Filho, J. T.; Barbosa, G. M. C.; Ribon, A. A. 2010. Physical properties of Dystrophic Red Latossol (Oxisol) under different agricultural uses. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, p. 925-933.
- Franchini, J. C.; Malavolta, E.; Miyazawa, M.; Pavan, M. A. 1999. Alterações químicas em solos ácidos após a aplicação de resíduos vegetais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 23, p. :533-542.
- Füher, E. 2000. Forest functions, ecosystem stability and management. *Forest Ecology and Management*, v. 132, p. 29-38.
- Gama, J. R. V.; Botelho, S. A.; Bentes-Gama, M. M. 2002. Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário amazônico. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.26, p.559-566.
- Gardi, C.; Tomaselli, M.; Parisi, V.; Petraglia, A.; Santini, C. 2002. Soil quality indicators and biodiversity in northern Italian permanent grasslands. *European Journal of Soil Biology*, v. 38. p. 103-110.
- Gerard, C. J.; Sexton, P.; Shaw, G. 1982. Physical factors influencing soil strength and root growth. *Agronomy Journal*, v.74, p.875-879.
- Gil-Sotres, F.; Trasar-Cepeda, C.; Leirós, M. C.; Seoane, S. 2005. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 37 p. 877-887.
- Glaser, B.; Lehmann, J. Zech, W. 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soil in the tropics with charcoal: A review. *Biology Fertility Soils*, v. 35, p. 219-230.
- Gregorich, E. G.; Carter, M. R.; Angers, D. A.; Monreal, C. M.; Ellert, B. H. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Canadian Journal of Soil Science*, p. 367-375.
- Guariz, H. R.; Campanharo, W. A.; Picoli, M. H. S.; Cecílio, R. A.; Holanda, M. P. 2009. Variação da umidade e da densidade do solo sob diferentes coberturas vegetais. *Anais XIV SBSR*, Natal, Brasil, INPE, p. 7709-7716.
- Guilherme, F. A. G. 200. Efeitos da cobertura de dossel na densidade e estatura de gramíneas e da regeneração natural de plantas lenhosas em Mata de Galeria, Brasília-DF. *Cerne*, v.6, p. 60-66.

- Harada, A. Y.; Bandeira, A. G. 1994. Estratificação e densidade de invertebrados em solo arenoso sob floresta primária e plantios arbóreos na Amazônia Central durante a estação seca. *Acta Amazonica*, Manaus, v. 24, p. 103-118.
- Henderson, G. S.; Hammer, R. D.; Grigal, D. F. 1990. Can Measurable soil properties be integrated into a framework for characterizing forest productivity? In: Gessel, S. P.; Lacate, D. S.; Weetman, G. F.; Powers, R. F. (Eds.), *Proceedings of the 7th North American Forest Soils Conference on Sustained Productivity of Forest Soils*. University of British Columbia, Faculty of Forestry, Vancouver, BC, p. 137-154.
- Henderson, G. S. 1995. Soil organic matter: a link between forest management and productivity. In: McFee, W.W., Kelly, J.M. (Eds.), *Proceedings of the 8th North American Forest Soils Conference on Carbon Forms and Functions in Forest Soils*. *Soil Science Society of America*, Madison, WI, p. 419-435.
- Herrick, J. E.; Whitford, W. G. 1995. Assessing the quality of rangeland soils: challenges and opportunities. *Journal Soil Water Conservacion*, v. 50. p. 237-242.
- Herrick, J. E. 2000. Soil quality: an indicator of sustainable land management? *Applied Soil Ecology*, v. 15. p. 75-83.
- Herrick, J. E.; Jones, T. L. 2002. A dynamic cone penetrometer for measuring soil penetration resistance. *Soil Science Society American Journal*, v. 66, p. 1320-1324.
- Heuscher, S. A.; Brandt, C. C.; Jardine, P. M. 2005. Using soil physical and chemical properties to estimate bulk density. *Soil Science Society American Journal*, v. 69, p. 51-56.
- Hilley, D. 1982. *Introduction to soil physics*. Academic Press, San Diego, CA.
- Hobbs, R.J.; Harris, J.A. 2001. Restoration ecology: repairing the Earth ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*, v. 9, p. 239-246.
- Hobbs, R. J. 2004. Restoration ecology; the challenge of social values and expectations. *Frontiers in Ecology and the Environment* v. 2, p. 43-44.
- Höfer, H.; Hanagarth, W.; Garcia, M.; Martius, C.; Franklin, E.; Rombke, J.; Beck, L. 2001. Structure and function of soil fauna communities in Amazonian anthropogenic and natural ecosystems. *European Journal Soil Biology*, v. 37, p. 1-7.
- Holl, K.D., 2007. Old field vegetation succession in the Neotropics. In: Cramer, V.A.; Hobbs, R.J. (Eds.). *Old Fields*. Island Press, Washington, p. 93-117.
- Jackson, L.; Lopoukhine, N.; Hillyard, D. 1995. Ecological restoration: a definition and comments. *Restoration Ecology*, v.3, n.2, p. 71-75.
- Jardim, F. C. S.; Araújo, M. M.; Oliveira, F. A. 1997. Estrutura e sucessão em florestas secundárias no município de Benevide, Pará. *Boletim da Faculdade de Ciências Agrárias*, Belém, v. 28, p. 63-80.
- Johnson, D. W. 1985. Forest nutrient cycles as affected by climate, species composition, stand age and intensive harvesting. IEA/ ENFOR Report v. 1, 15 pp.

- Johnson, D. L.; Ambrose, S. H.; Basset, T. J.; Bowen, M. L.; Crummey, D. E.; Isaacson, J. S.; Johnson, D. N.; Lamb., P.; Saul, M.; Winter-Nelson, A. E. 1997. Meanings of environment terms. *Journal of Environment Quality*, v. 26. p. 581-589.
- Johnson, C. M.; Vieira, I. C. G.; Zarin, D. J.; Frizano, T.; Johnson, A. H. 2001. Carbon and nutrient storage in primary and secondary Forest in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management*, v. 147, p. 245-252.
- Jordan, C. F. 1987. Soils of the Amazon Rainforest. In: Whitmore, T. C.; Prance, G. T. (Eds.). Biogeography and Quaternary history in tropical latin America. *Oxford University Press*, Oxford. 83-94.
- Kageyama, P. Y.; Castro, C. F.; Carpanezzi, A. A. 1989. Implantação de matas ciliares: estratégias para auxiliar a sucessão secundária. In: *Simpósio sobre Mata Ciliar*. São Paulo. Anais... Campinas: Fundação Cargill, p. 130-143.
- Kageyama, P.; Gandara, F. B. 2000. Recuperação de áreas ciliares. In: Rodrigues, R. R.; Leitão-Filho, H. F. (Eds.) *Matas Ciliares: Conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP. p. 249-269.
- Karlen, D. L.; Musbach, M. J.; Doran, J. W.; Cline, R. G.; Harris, R. F.; Schuman, G. F. 1997. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, 61. p. 4-10.
- Klein, V. A.; Libardi, P. L.; Silva, A. P. 1998. Resistência mecânica do solo à penetração sob diferentes condições de densidade e teor de água. *Engenharia Agrícola, Jaboticabal*, v.18, p.45-54.
- Lake, P.S. 2001. On the maturing of restoration: linking ecological research and restoration. *Ecological Management and Restoration*, v. 2, p. 110-115.
- Lamb, D., Erskine, P., Parrotta, J.A., 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, v. 310. p. 1628–1632.
- Lampurlanés, J.; Cantero-Martinez, C. 2003. Soil bulk density and penetration resistance under different tillage and crop management systems and their relationship with barley root growth. *Agronomy Journal*, v. 95, p. 526-536.
- Laurance, W.F., 2008. Can carbon trading save vanishing forests? *BioScience*, v. 58, p. 286-287.
- Lavelle, P.; Blanchart, E.; Martin, A.; Spain, A.V.; Martin, S. 1992. The impact of soil fauna on the properties of soils in the humid tropics. In: Sanchez, P.A.; Lal, R. (Eds). *Myths and science of soils of the tropics*. (SSSA special publication) SSSA, Madison, p. 157–185.
- Lavelle, P.; Dangerfield, M.; Fragoso, C. 1994. The relationship between soil macrofauna and tropical soil fertility. In: Swift, M. J.; Wooper, P. (Eds). *Tropical Soil Biology and Fertility*. Jhon Wiley Sayce. New York. p. 137-169.
- Lavelle, P. 1997. Faunal activities and soil processes: adaptative strategies that determine ecosystem function. *Advances Ecological Research*, v. 27; p. 93-132.
- Lavelle, P.; Bignell, D.; Lepage, M.; Wolters, V.; Roger, P.; Ineson, P.; Heal, O. W.; Dhillinn, S. 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal Soil Biology*, New Jersey, v. 33, p. 159-193.

- Lehmann, J.; Silva, J. R.; Steiner, C.; Nehls, T.; Zech, W.; Glaser, B. 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: Fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant Soil*, v. 249, p. 343-357.
- Lemmon, P.E., 1957. A new instrument for measuring forest overstory density. *Journal of Forestry* v. 55(3), p. 667-669.
- Lima, C. A. G.; Solans, A. P. 1999. Variabilidade espacial da infiltração de água no solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 34, p. 2311-2320.
- Lima, S. S.; Aquino, A. M.; Leite, L. F. C.; Velásquez, E.; Lavelle, P. 2010. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 45, p. 322-331.
- Longino, J. I.; Coddington, J. A.; Colwell, R. K. 2002. The ant fauna of a tropical rainforest: Estimating species richness three different ways. *Ecology*, v. 83, p. 689-702.
- Luizao, F.J.; 1989. Litter production and mineral element input to the forest floor in a Central Amazonian Forest. *Geojournal*. 19(4): 407-417.
- Luizão, F. J. 1995. Ecological Studies in Contrasting Forest Types in Central Amazonia. Ph.D thesis. University of Stirling, Stirling, United Kingdom. 288 pp.
- Luizão, F.J. 2007. Ciclos de nutrientes na Amazônia: respostas às mudanças ambientais e climáticas. *Ciência e Cultura*. 59: 31-36.
- Macedo, A. C. 1993. *Revegetação: matas ciliares e de proteção ambiental*. São Paulo: Fundação Florestal/SMA. 27 pp.
- Madsen, P.; Larsen, J. B. 1997. Natural regeneration of beech (*Fagus sylvatica* L.) with respect to canopy density, soil moisture and soil carbon content. *Forest Ecology and Management*, v. 97, p. 95-105.
- Manoliadis, O. G. 2002. Development of ecological indicators – a metodologia framework usina comprimisse programming. *Ecological Indicators*, v.2. p. 169-176.
- Markewitz, D.; Davidson, E. A.; Moutinho, P.; Nepstad, D. C. 2004. Nutrient loss land redistribution after forest clearing on a highly weathered soil in Amazonia. *Ecological Applications*. v. 14, p. 177-199.
- Martins, S. V. 2001. *Recuperação de matas ciliares*. Viçosa: Aprenda Fácil/Centro de Produções Técnicas. 146 pp.

- McCune, B.; Grace, J.B. 2002. *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design, USA. 300 pp.
- McGrath, D.A.; Smith, C.K.; Gholz, H.L.; Oliveira, F.D. 2001 Effects of land-use change on soil nutrient dynamics in Amazonia. *Ecosystems*, v. 4, p. 625-645.
- Melloni, R.; Melloni, E. G. P.; Alvarenga, M. I. N.; Vieira, F. B. M. 2008. Avaliação da qualidade de solos sob diferentes coberturas florestais e de pastagem no sul de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, n.6. p. 2461-2470.
- Melo, A. C. G. 2004. *Reflorestamentos de restauração de matas ciliares: Análise estrutural e métodos de monitoramento no Médio Vale do Paranapanema (SP)*. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo. 151 pp.
- Melo, A. C. G.; Durigan, G. 2007. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, n. 73, p. 101-111.
- Melo, A. C. G.; Miranda, D. L. C.; Durigan, G. 2007. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. *Revista. Árvore*, v.31, n.2, p.321-328.
- Mendonça, E. S.; Matos, E. S. 2005. Matéria orgânica do solo; métodos de análises. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 107 pp.
- Merlim, A. O.; Guerra, J. G. M.; Junqueira, R. M.; Aquino, A. M. 2005. Soil macrofauna in cover crops of figs grown under organic management. *Scientia Agricola*, v. 62, p.57-61.
- Mesquita, R.C.G.; Ickes, K.; Ganade, G.; Williamson, G.B. 2001. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. *Journal of Ecology*, v. 89, p. 528–537.
- Meurer, E. J. 2006. Fundamentos de química do solo. 3.ed. Porto Alegre, Evangraf, 285p.
- Mielniczuk, J. 1999. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: Santos, G. A.; Camargo, F. A. O. (Eds). Fundamentos da matéria orgânica do solo. Ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre, Genesis, p.1-8.
- Monteiro, A. L. S.; Souza Jr., C. M.; Barreto, P. G.; Pantoja, F. L. S; Gerwing, J. J. 2004. Impactos da exploração madeireira e do fogo em florestas de transição da Amazônia Legal. *Scientia Forestalis*, v. 65, p. 11-21.
- Moreira, A.; Malavolta, E. 2004. Dinâmica da matéria orgânica e da biomassa microbiana em solo submetido a diferentes sistemas de manejo na Amazônia Ocidental. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 39, p. 1103-1110.
- Moreira, A.; Fageria, N. K. 2009. Soil Chemical Attributes of Amazonas State, Brazil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 40, p. 2912-2925.
- Naime, J. M.; Junior, J. F.; Rabelo, L. M.; Vaz, C. M. P. 2006. Penetrômetro dinâmico automatizado – Versão eletrônica. São Carlos, Embrapa Instrumentação Agropecuária, Boletim Técnico, 79.

- Nambiar, E. K. S. 1997. Sustained productivity of forests as a continuing challenge to soil science. *Soil Science Society American Journal*, v.60, p. 1629-1642.
- Nappo, M. E.; Fontes, M. A. L.; Oliveira Filho, A. T. de. 1999. Suficiência amostral e análise do tamanho de parcelas para o estudo da regeneração natural do sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Benthams, em área minerada, em Poços de Caldas, MG. *Revista Árvore*, Viçosa MG, v. 23, n. 4. p. 443-453.
- Nappo, M. E.; Griffith, J. J.; Martins, S. V.; Marco Júnior, P. de; Souza, A. L. de; Oliveira Filho, A. T. de. 2004. Dinâmica da estrutura fitossociológica da regeneração natural em sub-bosque de *Mimosa scabrella* Benthams em área minerada, em Poços de Caldas, MG. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v. 28, n. 6. p. 811-829.
- Nappo, M. E.; Griffith, J. J.; Martins, S. V.; Marco Júnio, P. de; Souza, A. L. de; Oliveira Filho, A. T. 2005. Dinâmica da estrutura diamétrica da regeneração natural de espécies arbóreas e arbustivas no sub-bosque de povoamento puro de *Mimosa Scabrella* Benthams, em área minerada, em Poços de Caldas-MG. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v. 29, n. 1. p. 35-46.
- Netto, I. T. P.; Kato, E.; Goedert, W. J. 2009. Atributos físicos e químicos de um latossolo vermelho amarelo sob pastagens com diferentes históricos de uso. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, p. 1441-1448.
- Noss, R.F. 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management*, v.115, p. 135-146.
- Paixão, F. J. R.; 2, Andrade, A. R. S.; Azevedo, C. A. V.; Silva, J. M.; Costa, T. L.; Feitosa, R. M. 2004. Estimativa da Infiltração da água no solo através de modelos empíricos e funções não lineares. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, v. 5, 11 p.
- Palmer, M.A.; Falk, D.A.; Zedler, J.B. 2006. Ecological theory and restoration ecology. In: Falk, D.A.; Palmer, M.A.; Zedler, J.B. (Eds.) *Foundations of Restoration Ecology*. Island Press, Washington, pp. 1–10.
- Panachuki, E. 2003. Infiltração de água no solo e erosão hídrica, sob chuva simulada, em sistema de integração agricultura-pecuária. *Dissertação de Mestrado*. Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Campus de Dourados, UFMS. 67 p.
- Paul, M.; Catterall, C. P.; Pollard, P. C.; Kanowski, J. 2010. Recovery of soil properties and functions in different rainforest restoration pathways. *Forest Ecology and Management*, v. 259, p. 2083–2092.
- Pellens, R.; Garay, I. 1999. Edaphic macroarthropod communities in fast-growing plantations of *Eucalyptus grandis* Hill ex Maid (Myrtaceae) and *Acacia mangium* Wild (Leguminosae) in Brazil. *European Journal of Soil Biology*, v. 35, p. 77-89.
- Pinto, F.R. 2008. *Estimativa dos estoques de biomassa e nutrientes em florestas secundárias na Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado, INPA, AM. 161 pp.
- Powers, R. F.; Tiarks, A. E.; Boyle, J. R. 1998. Assessing soil quality: practicable standards for sustainable forest productivity in the United States. In: Adams, M. B.; Ramakrishna, K.; Davidson, E. A. (Eds.), *The Contribution of Soil Science to the Development and Implementation*

of Criterial and Indicators of Sustainable Forest Management. *Soil Science Society of America*, Special Publication, v. 53, p. 53-80.

Prado, R. M.; Roque, G. G.; Souza, Z. M. 2002. Sistemas de preparo e resistência à penetração e densidade de um Latossolo Vermelho eutrófico em cultivo intensivo e pousio. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.7, p.1795-1801.

Prata, E. M. B.; Pinto, S. A. F.; Assis, M. A. 2011. Fitossociologia e distribuição de espécies arbóreas em uma floresta ribeirinha secundária no Município de Rio Claro, SP, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 34, p. 159-168.

R Development Core Team (2008). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*. Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

Rayol, B. P.; Silva, M. F. F.; Alvino, F. O. 2006. Dinâmica da regeneração natural de florestas secundárias no município de Capitão Poço, Pará, Brasil. *Amazônia: Ciência & Desenvolvimento*, Belém, v. 2, p. 93-110.

Reinert, D. J. 1998. Recuperação de solos em sistemas agropastoris. In: Dias, E. L.; Mello, J. W. V. (Eds.). *Recuperação de áreas degradadas*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas. p. 1-7.

Reinert, D. J.; Reichert, J. M.; Silva, V. R. 2001. Propriedades físicas dos solos em sistemas de plantio direto irrigado. In: Carlesso, R.; Petry, M. T.; Rosa, G. M.; Ceretta, C. A. Irrigação por aspersão no Rio Grande do Sul. Santa Maria, Palloti, 156 pp.

Riley, H.; Pommeresche, R.; Eltun, R.; Hansen, S.; Korsath, A. 2008. Soil structure, organic matter and earthworm activity in a comparison of cropping systems with contrasting tillage, rotations, fertilizer levels and manure use. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 124, p. 275–284.

Rodrigues, T. E. Solos da Amazônia. In: Alvarez, V. V. H.; Fontes, L. E. F.; Fontes, M. P. F. 1996. *O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado*. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.19-60.

Rodrigues, R.R.; Gandolfi, S. 1998. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: Dias, L. E.; Melo, J. W. V (Eds). *Recuperação de Áreas Degradadas*. Viçosa, Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas. p. 203-215.

Rodrigues, R.R.; Gandolfi, S. 2000. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de formações ciliares In: Rodrigues, R.R.; Leitão Filho, H.F. (Eds.) *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Universidade de São Paulo/Fapesp. p. 235-247.

Rodrigues, R. R.; Martins, S. V.; Barros, L. C. 2004. Tropical Rain Forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 190, p. 323–333.

Rodrigues, R. R.; Lima, R. A. F.; Gandolfi, S.; Nave, A. G. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, v. 142. p. 1242–1251.

Rollet, B. 1969. La regeneration naturelle em foret dense humide sempervirente de plaine de la Guyane Venezuelienne. *Bois For. Trop.*, v. 124, p. 19-38.

Ronquim, C. C. 2010. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento*. Embrapa Monitoramento por Satélite, Campinas, SP. 26 pp.

Roscoe, R.; Boddey, R. M.; Salton, J. C. 2006. (Ed.). Sistema de manejo e matéria orgânica no solo. In: Roscoe, R.; Mercante, F. M.; Salton, J. C. (Ed.). Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: modelagem matemática e métodos auxiliares. Dourados, Embrapa Agropecuária Oeste, p.17-42.

Ruehlmann, J; Körschens, M. 2009. Calculating the Effect of Soil Organic Matter Concentration on Soil Bulk Density. *Soil Science Society American Journal*, v. 73, p. 876-885.

Ruiz-Jaen, M. C.; Aide, T. M. 2005. Restoration Success: How Is It Being Measured? *Restoration Ecology*, vol. 13, n. 3, p. 569-577.

Salomão, R. P.; Rosa, N. A.; Morais, K. A. C. 2007. Dinâmica da regeneração natural da árvores em áreas mineradas na Amazônia. *Boletim Museu Pará Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, Belém, v. 2, n. 2. p. 85-139.

Sanchez, P.A.; Cochrane, T.T. 1980. Soils constraints in relation to major farming systems of tropical America. *International Rice Research Institute*. Los Banos. p.106-139.

Sanchez, P. A.; Villachica, J. H.; Band, D. E. 1983. Soil fertility dynamics after clearing a tropical rainforest in Peru. *Soil Science Society American Journal*, Madison, v. 47, p. 1171-1178.

Santos, R. D.; Lemos, R. C.; Santos, H. G.; Ker, J. C.; Anjos, L. H. C. 2005. *Manual de descrição e coleta de solos no campo*. 5 ed. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência de Solo, 92 pp.

Scoti, M. S. V.; Araújo, M. M.; Wendler, C. F.; Longui, S. J. 2011. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de floresta estacional decidual. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 21, n. 3, p. 459-472.

Schjonning, P., Elmholt, S., Christensen, B. T., 2004. Soil quality management-synthesis. In: Schjonning, P., Elmholt, S., Christensen, B. T. (Eds.) *Managing Soil Quality: Challenges in Modern Agriculture*. CAB International, 368 pp.

Schoenholtz, S. H.; Van Miegroet, H., Burger, J. A. 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, v. 138, p. 335-356.

Secretaria de Estado do Meio Ambiente. 2011. Monitoramento de áreas em recuperação: subsídios à seleção de indicadores para avaliar o sucesso da restauração ecológica. Uehara, T. H. K; Gandara, F. B. (Orgs.) São Paulo; Cadernos da Mata Ciliar - N. 4, 68 pp. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/mataciliar/>>.

Sharon, R.; Degani, G.; Warburg, M. 2001. Comparing the soil macro-fauna in two oak-wood forests: does community structure differ under similar ambient conditions? *Pedobiologia*, v. 45, p. 355-366.

Silva, W. C.; Marangon, L. C.; Ferreira, R. L. C.; Feliciano, A. L. P.; Costa, R. F. 2007. Estudo da regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de Floresta Ombrófila Densa, Mata das Galinhas, no município de Catende, Zona da Mata Sul de Pernambuco. *Ciência florestal*, Santa Maria, v.17, p. 321-331.

Silveira, E. R. 2001. *Recuperação da mata ciliar do córrego Tarumã (Tarumã, SP): aspectos ambientais de quatro modelos florestais dez anos após o plantio*. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo. 82 pp.

Siqueira, L. P. 2002. *Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil*. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo. 116 pp.

Slan, R. 2005. The importance of forest disturbance for the recruitment of large arborescent palm *Attalea maripa* in a seasonally dry Amazonian forest. *Biota Neotropica*, v. 5, p. 35-41.

Soares, M. R.; Alleoni, L. R. F.; Vidal-Torrado, P.; Cooper, M. 2005. Mineralogy and ion exchange properties of the particle size fractions of some Brazilian soils in tropical humid areas. *Geoderma*, v. 125, p. 355-367.

Society for Ecological Restoration International Science e Policy Working Group. 2004. *The SER international Primer on Ecological Restoration*, version 2. www.ser.org

Souza, A. L.; Schettino, S.; Jesus, R. M.; Vale, A. B. 2002. Dinâmica da regeneração natural em uma Floresta Ombrófila Densa Secundária, após corte de cipós, Reserva Natural da Companhia Vale do Rio Doce S. A., estado do Espírito Santo, Brasil. *Revista Árvore*, v. 26, p. 411-419.

Souza, F. M. 2000. *Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da regeneração natural em áreas restauradas*. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo. 69 pp.

Souza, F. M.; Batista, J. L. F. 2004. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and Management*, v. 191. p. 185-200.

Souza, E. D.; Carneiro, M. A. C.; Paulino, H. B.; Silva, C. A.; Buzetti, S. 2006. Alterações nas frações do C em um Neossolo Quartzarênico submetido a diferentes sistemas de uso do solo. *Acta Scientiarum Agronomy*, v. 28, p. 323-329.

Stenberg, B. 1999. Monitoring soil quality of arable land: Microbiological indicators. *Soil Plant Science*, v. 49. p. 1-24.

Stolf, R. 1991. Teoria e teste experimental de fórmulas de transformação dos dados de penetrômetro de impacto em resistência do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v.15, p.229-235.

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

- Suganuma, M. S.; Torezan, J. M. D.; Cavalheiro, A. L.; Vanzela, A. L. L.; Benato, T. 2008. Comparando metodologias para avaliar a cobertura do dossel e a luminosidade no sub-bosque de um reflorestamento e uma floresta madura. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.32, p. 377-385.
- Tapia-Coral, S. C.; Luizão, F.; Wandelli, E. 1999. Macrofauna da liteira em sistemas agroflorestais sobre pastagens abandonadas na Amazônia central. *Acta Amazônica*, v. 29, p. 477-495.
- Tapia-Coral, S. C. 2004. Macro-invertebrados do solo e estoques de carbono e nutrientes em diferentes tipos de vegetação de terra firme na Amazônia peruana. Tese de Doutorado, INPA, Manaus, 134 pp.
- Taylor, H. M.; Roberson, G. M.; Parker Jr., J. J. 1966. Soil strength-root penetration relations for medium-to coarse-textured soil materials. *Soil Science*, v.102, p. 18-22.
- Tormena, C. A.; Roloff, G.; SÁ, J. C. M. 1998. Propriedades físicas do solo sob plantio direto influenciadas por calagem, preparo inicial e tráfego. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 22, p. 301-309.
- USDA. 2001. *Soil quality test kit guide*. Natural Resources Conservation Service. Washington, 1999. 88 pp.
- Vaz, C. M. P.; Hopmans, J. W. 2001. Simultaneous measurement of soil penetration resistance and water content with a combined penetrometer-TDR moisture probe. *Soil Science Society of America Journal*, v. 65, p. 4-12.
- Veloso, H. P., Rangel Filho, A. L. R.; Lima, J.C.A. 1991. *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. IBGE, Rio de Janeiro. 124 pp.
- Verlentia, F.; Gargantini, H. 1968. Determinação de matéria orgânica em solos – estudos comparativo de métodos. *Bragantia, Boletim Científico do Instituto Agrônomo*, v. 27, p. 257-265.
- Vieira, D. C. M.; Gandolfi, S. 2006. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. *Revista Brasileira de Botânica*, v.29, p.541-554.
- Vohland, K.; Schroth, G. 1999. Distribution patterns of the litter macrofauna in agroforestry and monoculture plantations in central Amazonia as affected by plant species and management. *Applied Soil Ecology*, v.13, p.57-68.
- Williamson, G.B.; Mesquita, R.C.G.; Ickes, K. 1998. Estratégias de colonização de árvores pioneiras nos Neotrópicos. In: Gascon, C.; Moutinho, P. (Eds.) *Floresta amazônica: dinâmica, regeneração e manejo*. INPA, Manaus, pp. 131-144.
- Young, T. P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biology Conservation*, v. 92. p. 73-83.