

The text that follows is a REPRINT
O texto que segue é uma SEPARATA

Please cite as:

Favor citar como:

Fearnside, P.M. & N. Leal Filho 2022. Solo e desenvolvimento na Amazônia: Lições do projeto dinâmica biológica de fragmentos florestais. p. 107-134. In: Fearnside, P.M. (ed.) *Destruição e Conservação da Floresta Amazônica*. Editora do INPA, Manaus. 356 p.

ISBN: 978-85-211-0193-2.

Copyright: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)

The original publication is available from:
A publicação original está disponível de:

<https://bit.ly/3Bw8lnU>
<http://philip.inpa.gov.br>

Esta é uma tradução de:

Fearnside, P.M. & N. Leal Filho. 2001. Soil and development in Amazonia: Lessons from the Biological Dynamics of Forest Fragments Project. p. 291-312 In: R.O. Bierregaard, C. Gascon, T.E. Lovejoy & R. Mesquita (Eds.) *Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, E.U.A. 478 p.

CAPÍTULO 7

Solo e desenvolvimento na Amazônia: Lições do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Forestais

Philip M. Fearnside & Niwton Leal Filho

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA
Av. André Araújo, 2936 – CEP: 69.067-375, Manaus, Amazonas, Brasil.
E-mail: pmfearn@inpa.gov.br

Tradução de:

Fearnside, P.M. & N. Leal Filho. 2001. Soil and development in Amazonia: Lessons from the Biological Dynamics of Forest Fragments Project. p. 291-312 In: R.O. Bierregaard, C. Gascon, T.E. Lovejoy & R. Mesquita (Eds.) *Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, E.U.A. 478 p.

RESUMO

A análise dos solos de uma área de 1.000 km², onde estão localizadas as reservas do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF) (aproximadamente 80 km ao norte de Manaus, Amazonas), fornece informações detalhadas, essenciais aos planos de desenvolvimento sugeridos por agências governamentais, como por exemplo, o zoneamento econômico-ecológico da região, atualmente sendo realizado pelo governo brasileiro. O solo nas reservas é típico de vastas áreas da Amazônia brasileira, sujeitas a uma ameaça crescente de desmatamento objetivando a implantação de atividades agrícolas e pecuárias. Estes solos, ácidos e de baixa fertilidade, possuem níveis tóxicos de alumínio e limitações impostas pela topografia, sendo ainda extremamente argilosos e com elevada capacidade de retenção hídrica. Assim, o potencial agrícola pode ser considerado baixo e, diante das alterações nos padrões do uso do solo na região, são extremamente negativas as perspectivas de manutenção da capacidade de resiliência do ecossistema natural. O solo sob a floresta indica o tipo de impacto ambiental esperado ao converterem-se estas áreas para pastagens e outros usos, inclua-se aqui o potencial para liberação de gases de efeito estufa (que depende da biomassa da floresta, uma característica relacionada com a distribuição de vegetação natural e com a potencialidade dos solos para o desenvolvimento vegetal) e os efeitos negativos da criação de fragmentos florestais e da mudança climática sobre a floresta. Os resultados sugerem que áreas como esta produziram pouco se convertidas para agricultura ou pecuária, e tornam claro que os usos que mantenham a cobertura florestal intacta seriam preferíveis. O valor dos serviços ambientais fornecidos pela floresta original ultrapassa em muito os lucros que podem ser esperados da agricultura ou da pecuária.

INTRODUÇÃO

Relevância dos solos para o planejamento

A qualidade do solo é obviamente um parâmetro fundamental na definição do potencial de produção e sustentabilidade de

qualquer área agrícola. Quando se decide incentivar atividades agrícolas em áreas com solos inadequados a este propósito, pode se esperar o fracasso das colheitas. Na Amazônia, freqüentemente, decisões sobre a ocupação de vastas áreas de terra são tomadas sem que haja o mínimo de informação necessária sobre a qualidade das terras disponíveis. Por exemplo, quando o Projeto POLONOROESTE abriu Rondônia ao assentamento por meio de um programa de desenvolvimento regional financiado pelo Banco Mundial, centrado ao redor da pavimentação da rodovia BR-364 (Cuiabá-Porto Velho), a informação sobre solos disponível para Rondônia (Brasil, Projeto RADAMBRASIL, 1978: Vol. 16) baseava-se em apenas 85 amostras de solo.

Evento similar ocorre hoje nas proximidades das reservas do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF): em 24 de junho de 1997, o presidente Fernando Henrique Cardoso anunciou em seu programa de rádio semanal "Palavra do Presidente" que seis milhões de hectares (ha) ao longo da rodovia BR-174 (Manaus-Caracarái) seriam abertos ao assentamento, e sugeriu que a área cultivada seria "tão colossal que duplicaria a produção agrícola nacional" (de Cássia, 1997). Apesar do provável exagero em relação à produção esperada e à área a ser ocupada, a intenção de iniciar um grande programa de assentamento na rodovia BR-174 parece ser real. O anúncio do programa de assentamento na BR-174 veio de surpresa, já que a pavimentação da rodovia (em 1996 e 1997) havia sido apresentada como um corte cirúrgico pela floresta, permitindo à cidade de Manaus incrementar o comércio com a Venezuela e ter acesso aos portos daquele país.

Antes do anúncio do projeto agrícola da BR-174, não havia sido realizado nenhum estudo sobre o potencial agrônômico dos solos, muito menos uma avaliação do provável impacto ambiental. Assim, como para a maior parte da Amazônia brasileira, as informações sobre as características dos solos usadas nos planos de desenvolvimento são essencialmente limitadas aos resultados do Projeto RADAMBRASIL que, no início dos

anos setenta, mapeou o solo, a vegetação e outras características com base em imagens do radar aerotransportado de perscruta lateral (SLAR) (Brasil, Projeto RADAMBRASIL, 1976: Vol. 10, 1978: Vol. 18). As imagens originais foram obtidas em uma escala de 1:250.000 e as imagens publicadas em uma escala de 1:1.000.000. Áreas com aspecto semelhante foram agrupadas na mesma unidade de classificação, ocorrendo uma posterior visita de verificação no campo para caracterizar a vegetação e os solos em muitas destas unidades. A área da BR-174 foi identificada pelo governo do Estado do Amazonas como uma prioridade para zoneamento econômico-ecológico (Pinheiro, 1997).

A porção do BR-174 a ser aberta para agricultura está localizada sobre o Escudo das Guianas, e, portanto, pode se esperar que seja mais fértil do que os solos de origem sedimentar que ocorrem nas áreas das reservas do PDBFF. No entanto, o Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra (MST) invadiu recentemente algumas fazendas no Distrito Agropecuário da SUFRAMA (Superintendência da Zona Franca de Manaus), onde também se localizam as fazendas que abrigam as reservas sendo estudadas pelo PDBFF, elevando assim a possibilidade de que algumas destas possam ser utilizadas no futuro para o assentamento de pequenos agricultores (Pacífico, 1997).

Classificação de solos

As reservas de PDBFF estão situadas a 80 km ao norte de Manaus (2°30'S, 60°O), distribuindo-se por várias fazendas que englobam uma área de 20 × 50 km (1.000 km²). A altitude local é de aproximadamente 50-100 m acima do nível médio do mar; a temperatura média anual em Manaus é 26,7°C e a pluviosidade média anual (média de 30 anos) é de 2.186 mm, com uma estação seca de três meses que dura de julho a setembro (Lovejoy & Bierregaard, 1990). A área onde estão localizadas as reservas do PDBFF apresenta características ambientais que podem ser consideradas típicas para a Amazônia central.

Os mapas do RADAMBRASIL classificam os solos das reservas do PDBFF como

Latossolos Amarelos Álicos, similares aos "Allic Haplorthoxes" (Oxisols) na taxonomia de solos dos EUA e "Ferralsols Haplic ou Xanthic" no sistema FAO/UNESCO (veja Beinroth, 1975). A classificação como um Latossolo⁽¹⁾ relacionasse ao tipo de minerais de argila presente no solo. As quantias relativas, presentes na fração argilas, de minerais como silicato (caolinita), ferro (goetita) e alumínio (gibbsite) determinam a estabilidade estrutural, a fertilidade natural e o efeito da aplicação de fertilizantes (Sombroek, 1966: 73).

Os Latossolos são os solos mais comuns na bacia amazônica, cobrindo 220 milhões de ha, ou 45,5% de sua área total (inclusive áreas fora do Brasil); a maioria da área restante está coberta por solos classificados como Podzólicos (como o Podzólico Vermelho-Amarelo da nomenclatura brasileira), cobrindo 142 milhões de ha ou 29,4% de sua área (Cochrane & Sánchez, 1982: 152). Os Latossolos distinguem-se dos Podzólicos por não apresentarem uma elevação no conteúdo de argila nas camadas mais profundas do solo; comparado ao horizonte A, os Podzólicos têm cerca de 20% a mais no conteúdo de argila no horizonte sub-superficial (horizonte B) (E.U.A., Department of Agriculture, Soil Survey Staff, 1975). De forma generalizada, os Podzólicos são considerados menos apropriados que os Latossolos para a agricultura mecanizada devido à suscetibilidade à compactação e à sua ocorrência freqüente em áreas de topografia acidentada (Sánchez, 1977: 539). No entanto, o amplo espectro de características envolvidas por esses grandes grupos de solos (como ilustrado, por exemplo, pelos resultados do presente estudo) indica a necessidade de cautela na aplicação de tais generalizações nas decisões específicas de manejo dos solos (veja Fearnside, 1984).

O Latossolo Amarelo e o Podzólico vermelho-amarelo (Oxissolo e Ultissolo) freqüentemente ocorrem em proximidade íntima na Amazônia, além de existir uma intergradação muito próxima entre eles (Sombroek, 1966: 68). Perfis de solos analisados nas proximidades do local do estudo confirmam isto (Ranzani, 1980, Chauvel, 1982). No entanto, já que Latossolos e Podzólicos se assemelham em relação a acidez e baixa fertilidade, sendo indistinguíveis sem que haja informação

sobre diferenças no conteúdo de argila encontrado no horizonte B (que está fora da zona das raízes da maioria das culturas agrícolas), as diferenças taxonômicas entre eles geralmente têm pouca relevância para a agricultura na forma praticada na Amazônia.

As reservas do PDBFF ficam situadas a aproximadamente 50 km ao sul do limite do Escudo das Guianas (a hidrelétrica de Balbina fica situada no limite do Escudo). Sendo assim, as reservas estão dentro da bacia delimitada pelos Escudos Brasileiro e das Guianas. Esta bacia ocupa aproximadamente $1,2 \times 10^6$ km² no Brasil, ou aproximadamente 25% dos 5×10^6 km² da Amazônia Legal brasileira. Os solos são derivados de depósitos sedimentares do fundo de um mar raso que ocupou o centro da bacia amazônica durante o Terciário (Falesi, 1974; Jordan, 1985), compondo a Formação Alter do Chão (antigamente chamada de Formação Barreiras). Os solos derivados destes sedimentos foram expostos ao clima tropical ao longo de grande parte dos 60 milhões de anos, desde que a região foi drenada pelo efeito da elevação dos Andes; com isso, a maioria dos nutrientes dos solos foi perdida por lixiviação (Sombroek, 1984). Solos mais jovens, tais como aqueles derivados de pedras ígneas no Escudo das Guianas e no Escudo Brasileiro, têm fertilidade mais alta que os da área do PDBFF, embora eles também estejam longe de ser classificados como férteis para agricultura.

Os processos históricos gerais envolvidos na origem dos solos estão estreitamente associados com sua fertilidade global. No caso do solo da área do PDBFF, esta história elimina a possibilidade de ocorrência de solos de alta fertilidade, com exceção de pequenas manchas de terra preta de índio (solo antropogênico originário da ação de populações indígenas) que não foram encontradas na área do projeto. No entanto, uma grande variação em algumas características dos solos pode ser observada dentro de determinada área, como é o caso das reservas de PDBFF, consideradas como uma superfície com características uniformes de solo na escala utilizada pelo levantamento do Projeto RADAMBRASIL, o nível máximo de detalhe considerado atualmente nas decisões originadas do planejamento de

uso da terra na Amazônia brasileira; na realidade, nem mesmo este nível de detalhe é considerado quando são tomadas muitas destas decisões. Talvez o exemplo mais gritante deste fato seja o desprezo completo dos mapas de solo demonstrado quando da tomada de decisão, por parte do governo, sobre a localização dos assentamentos em áreas pouco promissoras para agricultura em Rondônia (Fearnside, 1986a).

Variabilidade dos solos

O levantamento de solos na área do PDBFF oferece uma oportunidade única para avaliar a variabilidade em escala fina dos solos amazônicos e o potencial significado desta variabilidade para os planos de desenvolvimento. Pode-se esperar que a variabilidade em escala fina afete o sucesso de empreendimentos agrícolas e as características da vegetação natural, tanto influenciando a ocorrências das espécies arbóreas (e, portanto, outras formas de vida), assim como o nível de estresse ao qual se submetem as árvores quando isoladas em fragmentos florestais.

A variabilidade nas características originais do solo, entre outros fatores, é um elemento chave na determinação da capacidade de suporte humano de determinada região (Fearnside, 1986b). Na área de colonização da rodovia Transamazônica, por exemplo, os solos variam de níveis de fertilidade semelhantes a aqueles encontrados na área do PDBFF até níveis consideravelmente mais elevados em áreas de terra roxa (Alfisol), assim como em muitas das manchas menores de terra preta do índio (Fearnside, 1984). A ocorrência de manchas férteis de solos, até mesmo em pequenas áreas, é importante no sucesso da agricultura dos colonos, assim como é a habilidade dos agricultores em localizar estas manchas através da identificação das espécies florestais indicadoras que sobre elas crescem (Moran, 1981).

Zoneamento econômico-ecológico

A constituição brasileira de 1988 exige o estabelecimento e a observância do zoneamento econômico-ecológico do país nas decisões

sobre uso da terra. Esta exigência foi apoiada pela bancada ambientalista composta por delegados constituintes, sendo entendida como um grande passo na redução das probabilidades de ocorrência de impactos ambientais excessivos, como aqueles que resultam dos planos de desenvolvimento que implicam em desmatamentos nas áreas de Florestas Tropicais. No entanto, a questão do zoneamento logo se tornou controversa, com os Governos estaduais implementando o zoneamento principalmente como um meio para “abrir” novas áreas para o desenvolvimento, ao invés de adotá-lo como ferramenta para conter os excessos cometidos em nome desse pretenso desenvolvimento (veja Fearnside & Barbosa, 1996, para exemplos de Roraima).

Após a constituição de outubro de 1988, estabeleceu-se uma contenda interinstitucional pelo controle do processo de zoneamento a nível federal; os principais interessados eram o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a Empresa Brasileiro de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), e o Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT) (Régis, 1989). O assunto foi resolvido por um decreto presidencial em 1991, que apontou como responsável a Secretaria de Assuntos Estratégicos (SAE), antigo Serviço Nacional de Informações (SNI): uma agência de informação interna envolvida em muitas ações polêmicas. Esta decisão institucional pode afetar, potencialmente, tanto a prioridade dada às preocupações ambientais como o grau de participação popular no processo de zoneamento.

A metodologia a ser utilizada no zoneamento foi motivo de muitas controvérsias. Uma série de mapas com informações gerais foi preparada em uma escala de 1:2,5 milhões, usando os dados do levantamento RADAMBRASIL; a coleta de dados novos não foi empreendida para estes “mapas diagnósticos”, mas alguma outra coleta de dados adicionais está prevista em projetos de zoneamento desenvolvidos por alguns Governos estaduais. Os projetos de zoneamento e o fortalecimento das agências estaduais que começaram a realizá-los está sendo feito com a ajuda do Programa Piloto para a Conservação das Florestas Tropicais

do Brasil (PPG-7), com verbas administradas pelo Banco Mundial.

Aumentar o nível de detalhe dos dados sobre características como vegetação e solos é, obviamente, importante para aumentar o grau de confiança nas conclusões do zoneamento. Além disso, é importante alcançar um melhor entendimento de como evoluir da escala dos mapas gerais de zoneamento para uma variação em escala fina existente ao nível do solo, onde as ações acontecem de fato.

Uma abordagem proposta para interpretar as informações sobre solos em conjunto com aquelas sobre vegetação, topografia e outras características refere-se as “unidades de terra” (Sombroek, 1966; veja Sombroek *et al.*, 2000). Unidades de terra usam conjuntos destes caracteres que coocorrem naturalmente como a base para definir as categorias nas quais a paisagem é dividida para propósitos de planejamento.

Importância das propriedades do solo

Textura do solo

Uma das características mais importantes do solo é a sua textura, definida principalmente pela proporção das frações de areia e argila. Solos muito arenosos podem ser prejudiciais ao crescimento das plantas, devido a sua baixa capacidade de retenção de cátions (moléculas de carga positiva como Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ , necessárias ao desenvolvimento vegetal). Assim, nestes solos, os cátions são facilmente perdidos por lixiviação, resultando em um solo estéril. Além disso, os solos arenosos possuem uma baixa capacidade de retenção de água, expondo os vegetais ao estresse hídrico durante os períodos mais secos. Os solos argilosos apresentam maior capacidade de retenção catiônica, principalmente porque o conteúdo de argila é positivamente correlacionado com a matéria orgânica. A fração argila em si também retém os cátions, independente de seu conteúdo de matéria orgânica. A matéria orgânica é especialmente importante para definir a capacidade de troca catiônica (CTC) em solos com minerais de argila de baixa atividade, tais como os Latossolos e Podzólicos da

Amazônia (Lenthe, 1991: 121). A capacidade de troca catiônica é uma estimativa do número dos sítios de carga negativa presentes na superfície das moléculas de argila e de húmus; estes sítios podem ser ocupados por elementos necessários à nutrição das plantas (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+) ou por íons que competem com estes em solos ácidos (H^+ , Al^{3+} e Fe^{2+} , apesar de que, somente os dois primeiros são incluídos na CTC).

A fração argila também retém melhor a água nos poros existentes na matriz do solo. No entanto, solos argilosos que apresentam uma proporção elevada de microporos podem apresentar obstáculos ao desenvolvimento vegetal, já que nestes a remoção da água requer um esforço muito grande por parte da planta (*i.e.*, a água exige uma tensão superior a 15 atmosferas (atm) para ser removida). A proporção de água retida com tensão acima de 15 atm em solos muito argilosos pode representar até 30% de seu peso, porém, desempenha um papel importante: aumenta a estabilidade da matéria orgânica, contribuindo com a relação positiva entre o conteúdo de argila e a matéria orgânica (Bennema, 1977: 35). A relação entre os teores de argila e o crescimento das plantas pode ser afetada pela concentração de íons de alumínio, que são tóxicos para a maioria das plantas quando em altas concentrações.

Os solos álicos argilosos (com alto teor de alumínio), comuns na Amazônia, apresentam uma forte correlação positiva entre

o conteúdo de argila e de alumínio. Assim, como a presença da argila beneficia o desenvolvimento das plantas, pode-se esperar uma associação positiva entre os níveis de alumínio e o desenvolvimento vegetal, embora o efeito do alumínio por si só seja negativo.

Solos extremamente argilosos podem impor um impedimento físico ao crescimento das raízes dos vegetais. Por exemplo, para o plantio de citros são preferíveis solos que apresentem certa porcentagem de areia em detrimento daqueles extremamente argilosos. Para o cacau, os melhores solos têm 30-40% de argila, 50% de areia, e 10-20% de silte (Smyth, 1966 citados por Alvim, 1977: 289). Os vários efeitos de conteúdo de argila sobre o crescimento das plantas podem ser resumidos em diagramas de alças causais (Fig. 1), onde o sinal na ponta da seta indica a direção da mudança na quantidade do fator localizado à frente da seta, dado um aumento na quantidade do fator localizado na extremidade oposta.

O conteúdo de argila do solo superficial relaciona-se diretamente à suscetibilidade do solo à erosão, especialmente a erosão laminar (veja Fearnside, 1980). A argila, sendo composta por partículas de dimensões menores, é transportada mais facilmente pelo escoamento superficial da água do que as partículas mais grosseiras como a areia. Um conteúdo elevado de argila pode tornar o solo menos permeável, propiciando assim maiores volumes de água transportados por

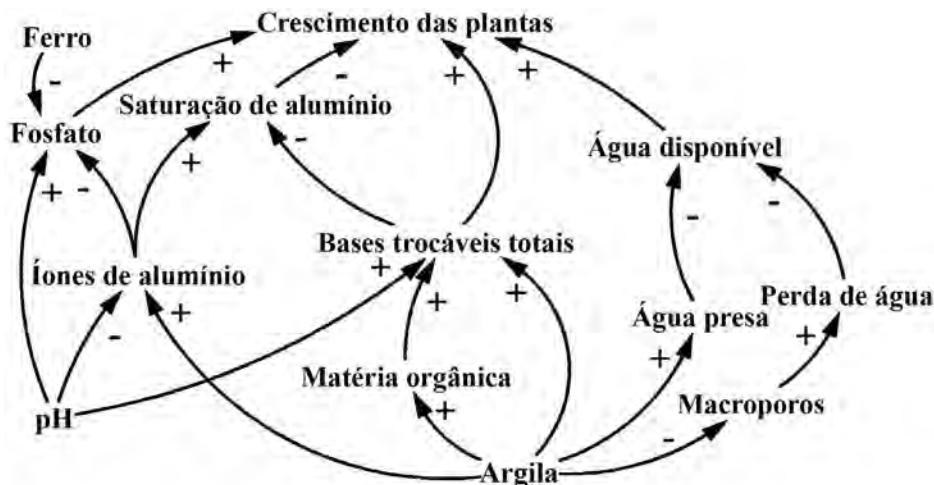


Figura 1. Relações entre o conteúdo de argila no solo e pH com o crescimento de plantas.

escoamento superficial para uma mesma quantidade de chuva. Porém, em solos argilosos com elevado nível de agregação, tais como os existentes na área do PDBFF, a drenagem pode ser boa, apesar do elevado conteúdo de argila. Em Latossolos Amarelos típicos (Oxisols), os agregados de solo não estão cobertos ou forrados por membranas de silicato de argila, o que os torna pouco sujeitos à formação de voçorocas (Sombroek, 1966: 77). Latossolos com baixo conteúdo de ferro (uma característica indicada pela cor amarelada dos solos das reservas do PDBFF) são os mais suscetíveis à deterioração da camada de solo superficial quando, sob a agricultura, são expostos ao sol e a chuva. Neste cenário, eles se tornam mais suscetíveis à erosão, já que, a sua superfície fica impermeável e o escoamento superficial, por conseguinte, aumenta (Bennema, 1977: 35).

Capacidade de água disponível

A capacidade de água “disponível”, também conhecida como “água disponível”, mede a quantidade de água que o solo pode conter na forma aproveitável pelas raízes das plantas. Ela é calculada como a diferença entre a capacidade de campo (conteúdo de umidade total do solo depois de permitido escoar, pela força de gravidade, o excesso de água de um solo) e o ponto de murcha (o conteúdo de umidade sob o qual as plantas murcham e não se recuperam quando novamente umedecidas) (Young, 1976: 40). A água não pode ser absorvida dos microporos do solo se a pressão exigida para isso supera aquela que pode ser exercida pelo sistema radicular das plantas. A capacidade de campo é determinada a 0,33 bares de tensão, e o ponto de murcha em 15 bares.

A capacidade de água disponível calculada por este procedimento padrão possui um significado restrito por várias razões. Em primeiro lugar, a habilidade das plantas em extrair água do solo varia entre espécies, diferindo do girassol, a planta considerada como padrão pelos pedólogos. Uma segunda razão é que o valor de 0,33 bares de pressão, usado como padrão na determinação da capacidade de campo, subestima a capacidade de retenção de água: acredita-se que 0,1

bares seja mais apropriada, o que significa que o método padrão conduz a uma subestimativa da capacidade de água disponível em aproximadamente 35% (Sánchez, 1976: 111). Uma terceira razão é que a amostra ideal para estimar a água disponível deve ser constituída de perfis intactos de solo, retirados da lateral da trincheira. De outra forma, o resultado obtido utilizando material seco e fragmentado de amostras de solo tradicionais (como no presente estudo) dá apenas uma indicação destes parâmetros no campo.

Existem Algumas indicações de que a capacidade de água disponível pode representar um obstáculo ao uso de água pela floresta em solos semelhantes aos das reservas do PDBFF. Um estudo de perfis não deformados na “Bacia Modelo” do INPA (30 km ao sudoeste das reservas do PDBFF) indicou que, enquanto 60% do volume do solo coletado a 10 cm de profundidade é composto por poros, somente 17% da água contida nestes poros estão disponíveis às plantas, enquanto que 50% são constituídos por água indisponível e 33% são perdidos por escoamento a uma pressão menor que 0,33 bares (Ferreira, 1997: 168).

Fósforo

O fósforo (P) é um elemento limitante para a produção agrícola e de pastagens na Amazônia brasileira. Por exemplo, adubação com P é o elemento chave para o aumento do desenvolvimento das gramíneas forrageiras no receituário técnico formulado pela EMBRAPA (por exemplo, Koster *et al.*, 1977; Serrão *et al.*, 1979). O nível de fósforo é baixo em praticamente todos os solos na Amazônia brasileira, incluindo solos relativamente férteis, tais como a terra roxa (Alfissolo), que ocorrem em áreas de assentamento ao longo de partes da rodovia Transamazônica no Pará e da rodovia BR-364 em Rondônia (veja Fearnside, 1984, 1986b). Além disso, não são boas as perspectivas de se manter grandes extensões de áreas agrícolas na dependência de fertilizantes fosfatados na Amazônia, devido às exíguas jazidas de rochas de fosfato existentes no Brasil e no mundo; praticamente todas as modestas jazidas deste mineral localizadas no Brasil ficam situadas fora da Amazônia (veja Beisiegel &

de Souza, 1986; de Lima, 1976; Fearnside, 1997a,b, 1998a; Fenster & León, 1979).

Na realidade é o fósforo disponível (PO_4 , na verdade o anion H_2PO_4^-), em lugar de P total, que se relaciona diretamente com o crescimento das plantas. A disponibilidade de fósforo em Latossolos geralmente é muito baixa, em razão de que a maior parte deste elemento se encontra em compostos altamente insolúveis de Fe e de Al (Kamprath, 1973a: 139). Normalmente, a disponibilidade de fósforo na agricultura é representada pelos teores de anidrido fosfórico (P_2O_5); considerando análises feitas com o extrator Carolina do Norte (HCl de 0,05 N e H_2SO_4 de 0,025 N) que é o padrão utilizado no Brasil. Assim, considera-se que um miliequivalente (m.e.) de $\text{PO}_4^{3-}/100$ g de solo seco corresponde a 103 partes por milhão (ppm) de P ou 23,7 mg de $\text{P}_2\text{O}_5/100$ g de solo seco (por exemplo, Vieira, 1975: 451-453). Um m.e./100 g de solo seco é igual a um centimol de carga positiva por quilograma ($\text{cmol}(+)/\text{kg}$ solo seco). Embora o P total obviamente limite à quantidade de fósforo disponível que pode estar presente no solo, outras características e processos ao nível do solo determinam na realidade o fósforo disponível em relação ao fósforo total. Valores de pH abaixo de 5,5 são geralmente associados com uma redução marcante na disponibilidade de fósforo (Young, 1976: 299). Carbono orgânico e Fe_2O_3 são ambos relacionados positivamente com o fósforo disponível (P_2O_5) em latossolos brasileiros (Bennema, 1977: 43). Considerando que carbono e ferro estão associados com alto conteúdo de argila, a estrutura granulométrica do solo está relacionada com o crescimento de plantas através do fósforo, assim como através de outros nutrientes e da disponibilidade de água. Micorrizas desempenham um papel importante na mobilização de P em formas disponíveis (St. John, 1985). Considerando a elevada diversidade de espécies arbóreas amazônicas, associações com micorrizas foram encontradas em muitas das poucas espécies até agora estudadas (St. John, 1980).

pH, alumínio e cations

Poucas informações existem sobre a resposta de espécies arbóreas amazônicas em relação às diferentes características do solo.

Uma exceção importante é o caso do cacau, uma espécie amazônica nativa de grande importância econômica e muito pesquisada, em comparação com outras espécies. É notável que, embora a maioria das espécies amazônicas aparentemente seja altamente tolerante aos solos muito ácidos, o pH do solo (reação do solo) é o melhor preditor de rendimentos do cacau (Hardy, 1961; veja Fearnside, 1986b). Sob condições ácidas, que prevalecem na maioria dos solos amazônicos, o pH do solo é, aparentemente, o único fator importante afetando o rendimento de muitas culturas, tais como o milho (veja Fearnside, 1986b). Na Amazônia, o pH do solo no momento do plantio depende menos do pH original do solo do que da qualidade da queimada utilizada pelo agricultor para preparar a terra para o plantio (Fearnside, 1986b). Na Figura 1 estão incluídas as relações do pH do solo com o crescimento das plantas.

A capacidade de troca catiônica dos solos ricos em ferro e óxidos de alumínio (como os das reservas do PDBFF) depende do pH (Young, 1976: 95). Além disso, o pH baixo eleva as concentrações de íons que são tóxicos ou inúteis para as plantas (Fe^{2+} , Al^{3+} e H^+) e que ocupam um número significativo dos poucos sítios de ligação que existem nos componentes do solo. O termo “saturação de bases” se refere à porcentagem de sítios ocupados por cátions essenciais, ou bases trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ , a soma dos quais informa a quantidade de “bases trocáveis totais”). A capacidade de troca catiônica normalmente é calculada como bases trocáveis totais + Al^{3+} + H^+ , em unidades de m.e./100 g de solo seco (Guimarães *et al.*, 1970: 85). A capacidade de troca catiônica, bases trocáveis totais e saturação de bases são, na prática, freqüentemente calculadas sem considerar os teores de Na^+ (por exemplo, Young, 1976: 426-429), porém, os resultados são pouco alterados, já que os íons de sódio normalmente estão presentes em quantidades constantemente baixas (aproximadamente 0,01 m.e./100 g de solo seco).

A importância do pH baixo na agricultura deve-se a sua relação íntima com íons de alumínio tóxicos (Al^{3+}). A concentração de íons de alumínio normalmente tem uma

relação logarítmica negativa com o pH (veja Fearnside, 1984; Sánchez, 1976: 225). Em geral, acredita-se que a saturação de alumínio, e não a concentração absoluta de íons de alumínio, seja mais estreitamente relacionada ao crescimento das plantas (Primavesi, 1981: 100). A saturação de alumínio pode ser calculada de dois modos, incluindo ou não a acidez trocável (H^+). Incluindo o H^+ , a soma de $Al^{3+} + H^+$ é dividida pelo total de bases trocáveis mais Al^{3+} e H^+ , e o resultado expressado em forma de porcentagem (Sánchez, 1976: 224). O mesmo resultado pode ser encontrado subtraindo-se de 100% os teores encontrados para a saturação de bases. Fazendo com que seja possível a utilização de um ou outro destes índices na análise das relações com o crescimento das plantas, quando assim definido. No Brasil, no entanto, a saturação de alumínio normalmente é calculada sem H^+ . Assim, a fórmula usualmente empregada considera o Al^{3+} dividido pela soma das bases trocáveis + Al^{3+} , expresso em forma de porcentagem (Brasil, SNLCS-EMBRAPA, 1979). A saturação de alumínio, calculada desta forma, alcançando um valor maior de 25%, indica que os solos são impróprios para o plantio de cacau (Alvim, 1977: 291).

As culturas agrícolas variam muito na sua sensibilidade à toxidez do alumínio: em termos de saturação de alumínio com H^+ , o milho pode tolerar até 60% de saturação, enquanto o sorgo sofre restrições em níveis muito mais baixos (Sánchez, 1976: 231). A presença de íons de Alumínio afeta negativamente a produtividade do solo, pois promovem a fixação do fósforo em formas indisponíveis (Kamprath, 1973b: 127). A toxidez de alumínio, em parte, se reflete negativamente na absorção de fósforo, já que o alumínio tende a acumular-se nas raízes impedindo a absorção e translocação do P e Ca para a parte aérea da planta (Sánchez, 1976: 231). A presença de alumínio na solução do solo não só depende do pH, mas também do conteúdo de matéria orgânica no solo: A presença de íons de alumínio diminui na medida em que a matéria orgânica aumenta e forma complexos fortemente estáveis com o alumínio (Sánchez, 1976: 226).

A diferença entre o pH medido em cloreto de potássio (KCl) e aquele medido em água, ou “delta pH”, indica o estado da carga elétrica de um sistema óxido (um solo no qual partículas de argila inteiras consistem em óxidos de ferro e alumínio, ou alofanos, ou um solo no qual películas estáveis destes óxidos recobrem as partículas de silicato) (Sánchez, 1976: 140-141). Se o pH em KCl é menor que o pH em água (delta pH é negativo: o caso habitual), então há uma carga negativa líquida (capacidade de troca catiônica). Por outro lado, se o inverso é verdadeiro, há uma carga positiva líquida (capacidade de troca aniônica). A magnitude da carga afeta o pH do solo no ponto isoeletrico, ou seja, no “ponto zero de carga”, isso, por seu turno, determina a capacidade de troca catiônica (CTC) a um dado nível de pH do solo.⁽²⁾ O conteúdo de matéria orgânica do solo influencia fortemente estas relações e a CTC resultante (Bennema, 1977: 39; Sánchez, 1976: 146). O delta pH é frequentemente usado como um indicador do conteúdo de matéria orgânica. Se pH em KCl é mais alto que pH em H_2O (delta pH é positivo), então a matéria orgânica é baixa. O delta pH normalmente é associado positivamente com a relação C/N em solos amazônicos, especialmente quando são comparados solos com grandes diferenças em delta pH (Tanaka *et al.*, 1984: 55).

Nitrogênio

Tradicionalmente, considera-se que a deficiência de nitrogênio no solo é o principal fator limitante para a agricultura tropical (National Academy of Sciences, 1972: 8; Webster & Wilson, 1980: 220). As leguminosas arbóreas podem fixar nitrogênio com a ajuda de bactérias simbióticas, fato que, provavelmente, representa para os membros desta superfamília uma vantagem competitiva em relação às espécies de famílias que não possuem esta capacidade. Isto explica, em parte, o fato de que as leguminosas formam um grupo abundante nas reservas do PDBFF, embora não cheguem a representar uma das famílias dominante: Burseraceae, Sapotaceae e Lecythidaceae são mais comuns (Rankin-de-Merona *et al.*, 1990:

574). Em um modelo desenvolvido pelo projeto BIONTE (Biomassa e Nutrientes) para a “Bacia Modelo” do INPA (situada sobre o mesmo tipo de solo e a aproximadamente 30 km ao sul das reservas do PDBFF), assumiu-se que o N era um fator limitante para o desenvolvimento da floresta como um todo (Biot *et al.*, 1997: 284). Nas reservas do PDBFF, o N total foi positivamente correlacionado com a biomassa da floresta (Laurance *et al.*, 1999).

Sollins (1998: 23), revisou a literatura referente à relação entre as características dos solos e a composição das Florestas Tropicais de terras baixas, sugerindo que os caracteres pedológicos a afetam. Em ordem decrescente de importância estas características seriam: disponibilidade de P, toxicidade de Al, profundidade do lençol freático, quantidade e arranjo de poros de tamanhos diferentes, disponibilidade de cátions de metais básicos, micronutrientes (por exemplo, B, Zn) e N. O nitrogênio é listado por último na ordem de importância porque a maioria dos solos tropicais em terras baixas é relativamente rica em N. Por outro lado, estudos feitos em florestas montanas tropicais na Venezuela, Jamaica e Havaí encontraram relações entre o nitrogênio, a ocorrência e o crescimento das árvores (Tanner *et al.*, 1998). As pesquisas sobre Florestas Montanas tropicais podem ser consideradas mais avançadas do que aquelas realizadas em florestas de terras baixas, já que alguns estudos em florestas montanas incluem experimentos com manipulação de variáveis em lugar de confiar exclusivamente em correlações. Tanner *et al.* (1998), especulam que muitas florestas de terras baixas estejam limitadas pelo P, enquanto muitas florestas montanas estejam limitadas pelo N.

Zinco

A deficiência de zinco pode representar um problema para crescimento das plantas. Ela pode ser causada pela fixação do zinco em sesquióxidos cristalinos (Bennema, 1977: 36), já que a presença dos sesquióxidos (Fe_2O_3 e Al_2O_3) caracteriza os Latossolos (Oxisols). A solubilidade de zinco apresenta uma relação exponencial negativa com relação ao pH

(valores de pH representam o expoente), aumentando rapidamente com valores de pH do solo abaixo de 5 (Coelho & Verlengia, 1972: 58). Valores críticos de zinco na agricultura se encontram entre 1 e 2 ppm quando extraído com HCl em 1 N (Cox, 1973a: 183).

Manganês

O manganês é um micronutriente requerido em pequenas quantidades pelas plantas (Young, 1976: 291). Porém, a níveis altos é tóxico e, assim como a toxicidade de alumínio, pode inibir o crescimento das plantas. A disponibilidade de Mg para plantas é estreitamente ligada ao pH, com solubilidade mais alta em níveis baixos de pH. A toxicidade de manganês é um problema comum para a produção de legumes nos solos ácidos brasileiros (Cox, 1973a: 87).

Outros elementos

A discussão acima foi restrita aos elementos que, acredita-se, podem limitar o crescimento da floresta e o sucesso das atividades agropecuárias implantadas em solos como aqueles existentes na área das reservas do PDBFF. O conjunto de dados sobre os solos das reservas do PDBFF inclui ainda informações sobre enxofre e cobre. Não foram analisados boro, molibdênio e cloro. O potássio total não foi analisado: esta medida normalmente não é correlacionada com o desenvolvimento das plantas e, assim sendo, foi considerada uma informação apenas de interesse acadêmico (Cox, 1973b: 162).

O LEVANTAMENTO DE SOLOS DO PDBFF

Resenha do conjunto de dados

O conjunto de dados contém informações obtidas de 1.693 amostras superficiais de solos retiradas em locais sobre floresta nas reservas do PDBFF (entre as quais, 272 são amostras adicionais obtidas em datas posteriores), 41 perfis de solo e 1.693 amostras de densidade do solo. Estes dados permitem investigar a variação em escala fina de uma maneira que não seria possível na escala dos mapas de solo disponíveis nos

levantamentos do Projeto RADAMBRASIL, usados frequentemente no zoneamento e em outras decisões de planejamento sobre o uso do solo. Os dados de solos do PDBFF indicam variabilidade significativa dentro de uma área considerada homogênea em relação às características do solo nos mapas do RADAMBRASIL. As diferenças observadas entre locais amostrados nas reservas do PDBFF são suficientes para prever certo impacto negativo sobre a agricultura, caso estas áreas (ou áreas semelhantes) sejam desmatadas e plantadas. É provável que estas diferenças também afetem a distribuição das espécies arbóreas na floresta, assim como, a suscetibilidade da floresta ao estresse hídrico, caso fosse exposta a uma variabilidade climática significativa (por exemplo, a variabilidade provocada pelo fenômeno El Niño), aos efeitos do microclima característico das bordas de fragmentos, aos efeitos das mudanças climáticas esperadas em função do efeito estufa e da redução da precipitação provocada pela diminuição na evapotranspiração da floresta.

Métodos de campo

Amostras superficiais (0-20 cm) foram obtidas com a utilização de um trado de solo do tipo parafuso, cada amostra individual foi composta por 15 subamostras retiradas aleatoriamente no interior de uma parcela quadrangular de 20 m × 20 m. As parcelas foram delimitadas com o uso de estacas permanentes (cano de PVC com etiqueta de alumínio numerado), localizadas em seus vértices, permitindo assim que os mesmos locais sejam localizados em estudos posteriores.

Uma amostra de densidade do solo foi coletada no centro de cada parcela. Para isso, foram utilizados cilindros volumétricos com 20 cm de comprimento e 6,9 cm de diâmetro. O cilindro ajustasse à extremidade de um trado e é introduzido no solo batendo-se com um peso móvel que desliza pela sua haste metálica. Uma vez introduzido no solo, o cilindro era retirado cavando-se ao seu redor com uma cavadeira, tomando-se os devidos cuidados para que o cilindro de solo fosse retirado intacto (evitando-se que

o cilindro fosse puxado para cima). O solo foi retirado batendo-se o dorso de um facão contra o lado exterior do cilindro metálico.

As amostras foram armazenadas em sacos plásticos duplos para serem transportadas e pesadas no laboratório. Uma amostra do perfil do solo (1,5 m de profundidade) foi coletada no centro de um subconjunto de parcelas, com o uso de um “trado holandês”. Cada perfil foi composto por oito amostras representando diferentes profundidades, as primeiras sete amostras representaram camadas de 20 cm de espessura, correspondendo a uma profundidade total de 1,4 m, enquanto a última amostra representou uma camada de 10 cm de profundidades (totalizando 1,5 m de profundidade). As amostras foram depositadas sobre uma lona plástica estendida ao lado do ponto amostrado, permitindo a caracterização dos horizontes (em relação à cor, textura e plasticidade) segundo a metodologia sugerida por Vieira & Vieira (1983: 60-81). As amostras foram armazenadas separadamente em sacos plásticos para serem transportadas para o laboratório. A localização dos perfis no campo foi identificada com piquetes de tubos de PVC com etiquetas de alumínio numeradas.

Métodos de laboratório

Preparação de amostras, cor do solo, textura e Consistência

No laboratório, as amostras superficiais e de perfis foram classificadas no estado úmido em relação à cor (usando uma cartela de cores na escala Munsell), a consistência (viscosidade e plasticidade) e a textura. Estas descrições seguiram os métodos de Vieira & Vieira (1983: 60-81).

As amostras submetidas às análises químicas sofreram uma secagem prévia em um secador solar, seguido de 24 horas de exposição em uma estufa elétrica a 105°C. Depois desta secagem, fragmentos de carvão encontrados nas amostras foram coletados manualmente, pesados e armazenados. As amostras secas foram então moídas manualmente (usando uma tábua e um rolo de maçã), passadas por peneiras de malha de 20 mm e

posteriormente de 2 mm. As pedras e concreções lateríticas encontradas foram separadas, pesadas e registradas.

Uma subamostra de 300 g de solo seco foi armazenada em recipiente de vidro em uma coleção de referência (soloteca). Subamostras adicionais de 300 g foram preparadas para os laboratórios de solos do INPA (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas) e CENA (Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba, São Paulo). Análises granulométricas, densidade, carbono orgânico, capacidade de água disponível e pH em H₂O e KCl foram realizadas no INPA; N total, C total, Al³⁺, H⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, PO₄³⁻, Cu, Fe, Zn⁺, Mn²⁺ foram feitas no CENA. Os resultados de textura obtidos no INPA foram conferidos comparando-se os resultados de 10 amostras aleatoriamente escolhidas que foram também analisados pelo laboratório de solos da EMBRAPA em Manaus; nenhuma diferença significativa foi encontrada (O laboratório do CENA enviou 10 amostras a cada dois meses para um, entre um grupo de laboratórios brasileiros associados, para obter uma checagem independente em suas análises químicas).

Textura do solo

A análise granulométrica utilizou o método da pipeta (Brasil, SNLCS-EMBRAPA, 1979) e considerou quatro frações: areia grossa (diâmetro de 0,2-2,0 mm), areia fina (diâmetro de 0,05-0,2 mm), silte (diâmetro de 0,002-0,05 mm) e argila (diâmetro < 0,002 mm) (Vieira & Vieira, 1983: 68). As dimensões definidas para cada classe de partículas correspondem aos padrões do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos, em lugar daqueles adotados pela Sociedade Internacional de Ciência do Solo.

A fração argila foi determinada diluindo o solo em solução de NaOH e utilizando um agitador elétrico. A mistura foi então colocada em um cilindro de sedimentação (cilindro graduado) de 1 litro e agitada, através de inversões sucessivas, antes de permitir a sedimentação em repouso. Após um período de tempo que é determinado a partir de uma

tabela, que depende da temperatura (por exemplo, 3 horas e 33 minutos para 25°C), utilizando-se uma pipeta, uma amostra de 25 ml foi retirada a uma profundidade de 5 cm. Antes da pesagem, o material coletado foi depositado em um recipiente previamente tarado e colocado para secar em uma estufa elétrica a 105°C.

A areia total (fração grossa + fina) foi determinada passando o solo por uma peneira com uma malha de 0,053 mm, seguido por lavagem, secagem em estufa e pesagem. Este material foi então separado em uma peneira com malha de 0,2 mm. A areia fina foi pesada e a areia grossa determinada por diferença do peso da areia total. O silte foi determinado por diferença do peso da amostra total da soma das outras três frações (areia fina, areia grossa e argila).

Densidade do solo

As amostras volumétricas foram colocadas para secar até peso constante em uma estufa elétrica a 105°C. Raízes finas e carvão foram imediatamente removidos destas amostras após a determinação do peso seco. As raízes foram então lavadas, secas na estufa e pesadas. O carvão foi armazenado após a obtenção de seu peso.

Carbono orgânico e matéria orgânica

O método Walkley-Black modificado foi adotado nas análises desenvolvidas no INPA, nele, as medidas volumétricas são feitas com utilização de bicromato de potássio e titulação com sulfato ferroso. O método (Walkley & Black, 1934) incluiu as modificações empregadas pela EMBRAPA. A matéria orgânica é estimada multiplicando-se o resultado obtido pela constante 1,72 (Brasil, SNLCS-EMBRAPA, 1979), uma prática comum (Young, 1976: 102). A relação C/N é encontrada dividindo-se o carbono orgânico (Walkley-Black) pelo nitrogênio total.

Capacidade de água disponível

A capacidade de campo e o ponto de murcha foram indiretamente determinados com a utilização de um aparato com membrana de pressão (Soil Moisture Equipment Co., Santa

Barbara, California, E.U.A.). A capacidade de campo corresponde ao conteúdo de umidade mantido sob uma sucção de 0,33 bares e o ponto de murcha correspondente ao valor de 15bares (1 bar = 0.9869 atmosferas). A diferença na quantidade de água retida pelo solo entre estes dois pontos define a capacidade de água disponível. O conteúdo de umidade e a capacidade de água disponível são expressos como porcentagens obtidas através do peso da água sobre o peso da amostra em base seca (Klar, 1984: 71). Note que, seguindo o procedimento padrão, o solo foi seco e peneirado antes de ser colocado nos anéis distribuídos sobre a chapa de pressão, assim alterando a sua estrutura.

pH em água e KCl

A reação do solo (pH) em H₂O destilada e em solução de KCl de 1 N foi estimada com a utilização de um equipamento apropriado (pH-metro). A proporção entre a quantidade de solo seco na estufa e a quantidade de água ou solução de KCl utilizada é de 1:1 em uma base volumétrica (20 ml de solo para 20 ml de água ou solução). Outros trabalhos sobre solos tropicais determinaram que a reação do solo aumenta em aproximadamente 0,3 unidades de pH em amostras secas, quando comparado às condições de campo; o pH não é afetado desde que o solo seja armazenado seco (Gillman & Murtha, 1983).

Macro e micronutrientes

A metodologia empregada no CENA para determinação dos micronutrientes foi descrita por Zagatto *et al.* (1981) e Jorgensen (1977). As amostras foram digeridas seguindo a metodologia da EMBRAPA: 0,0025 N de HCl e 0,005 N de H₂SO₄ (Brasil, SNLCS-EMBRAPA, 1979). K⁺ foi medido através de espectrofotometria de emissão atômica em uma chama de ar e acetileno, usando um equipamento Perkin-Elmer AAS 306; Al³⁺, Ca²⁺, Cu, Fe, Mg²⁺, Mn²⁺, Na⁺ e Zn⁺ por espectrometria de absorção atômica com plasma induzido em argônio, usando um espectrômetro computadorizado (espectrômetro de leitura direta Jarell-Ash Plasma Atomcomp), e S (como sulfato de bário) através de turbidimetria, usando um sistema

de injeção de fluxo. PO₄³⁻ foi determinado em um autoanalisador utilizando o método de azul molibdênio (Jorgensen, 1977: 10).

Nitrogênio total

O nitrogênio total foi determinado pelo método de digestão de Kjeldahl, usando uma mistura de H₂O₂, Li₂SO₄ e H₂SO₄ concentrado para digerir a matéria orgânica e transformar o nitrogênio contido na amostra em NH₄⁺ (Parkinson & Allen, 1975). O destilado foi titulado com H₂SO₄.

Carbono total (%C)

O carbono total (%C) foi determinado no CENA pelo “método a seco” que converte as formas de carbono do solo em CO₂ através da combustão às 1.100°C. O gás é então enviado a uma célula de cloreto de sódio padrão onde é detectada a diferença de condutividade elétrica entre esta solução e uma solução carbonatada com CO₂, sendo o resultado expresso em miligramas de carbono (Cerri *et al.*, 1990).

RESUMO DOS RESULTADOS

Os resultados apresentados aqui são restritos aos 54 ha nãocontíguos nos quais inventários das espécies arbóreas foram desenvolvidos no âmbito do projeto PDBFF. Na área das reservas não foi constatada a presença dos melhores tipos de solos amazônicos: solos antropogênicos (terra preta do índio) e Alfisols (terra roxa estruturada), nem dos piores tipos, tais como os solos formados por depósitos de areia branca (Podzols ou Spodosols), que ocorrem sob a vegetação de campina. Não obstante, os dados indicam uma variação significativa em qualidade do solo apesar da uniformidade relatada nos mapas gerais de solo. A Tabela 1 apresenta as estatísticas descritivas sobre as médias por hectare.

Tabela 1. Variação em propriedades de solo nas reservas do PDBFF (0-20 cm) (estatísticas descritivas das médias dos locais)

Categoria	Caraterística do solo	Unidades	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	N
CARÁTERISTICAS GRANULOMÉTRICAS							
	Argila	%	54,7	13,5	18,0	68,8	54
	Silte	%	21,2	4,3	8,3	32,5	54
	Areia fina	%	5,6	3,9	1,3	18,1	54
	Areia grossa	%	18,5	12,5	4,4	56,6	54
ÁGUA DISPONÍVEL							
	Conteúdo de umidade a 1/3 barra	% H ₂ O por peso	31,8	6,8	13,0	41,2	45
	Conteúdo de umidade a 15 barras	% H ₂ O por peso	24,3	5,8	9,1	31,9	45
	Capacidade de água disponível	% H ₂ O por peso	7,6	2,0	3,3	12,0	45
TOPOGRAFIA							
	Declive	%	10,8	8,9	1,4	38,7	36
CARBONO							
	Matéria orgânica	%	2,1	0,7	0,8	3,3	50
	C orgânico (Walkley- Black)	%	1,6	0,3	0,8	2,2	40
	C total	%	1,96	0,45	1,27	3,07	51
	Razão C/N	Sem dimensão	9,9	1,6	8,4	17,0	38
REAÇÃO DO SOLO							
	pH em H ₂ O	Unidades de pH	4,0	0,3	3,4	4,4	53
	pH em KCl	Unidades de pH	3,8	0,2	3,2	4,3	53
	Delta pH	Unidades de pH	-0,3	0,1	-0,5	0,0	53
NUTRIENTES PRIMÁRIOS							
	N (total)	%	0,16	0,03	0,10	0,21	38
	PO ₄ ³⁻	m.e./100 g de solo seco (cmol(+)/kg solo seco)	0,030	0,005	0,022	0,041	38
	K ⁺	m.e./100 g de solo seco (cmol(+)/kg solo seco)	0,060	0,011	0,032	0,077	38
NUTRIENTES SECUNDÁRIOS							
	Ca ²⁺	m.e./100 g de solo seco (cmol(+)/kg solo seco)	0,058	0,026	0,015	0,131	38
	Mg ²⁺	m.e./100 g de solo seco (cmol(+)/kg solo seco)	0,076	0,031	0,013	0,125	38
	Na ⁺	m.e./100 g de solo seco (cmol(+)/kg solo seco)	0,052	0,018	0,026	0,106	18
	S	ppm (mg/kg)	13,0	1,4	10,6	15,0	13
MICRONUTRIENTES							
	Cu	ppm (mg/kg)	0,33	0,12	0,10	0,54	24
	Fe	ppm (mg/kg)	137	31	77	185	24
	Zn	ppm (mg/kg)	1,48	0,78	0,61	2,99	24
	Mn	ppm (mg/kg)	1,81	0,49	0,87	2,49	24
OUTROS ÍONES							
	Al ³⁺	m.e./100 g de solo seco (cmol(+)/kg solo seco)	1,63	0,29	1,03	2,22	38
	Saturação de Al com H ⁺ , com Na ⁺	% de CTC	89,4	1,0	86,3	90,5	18
	Saturação de Al com H ⁺ , sem Na ⁺	% de CTC - Na ⁺	92,4	1,7	87,8	96,2	38
	Saturação de Al sem H ⁺ , com Na ⁺	% de sat. de bases + Al ³⁺	85,2	1,2	82,4	86,5	18
	Saturação de Al sem H ⁺ , sem Na ⁺	% de sat. de bases + Al ³⁺	89,5	2,2	84,3	94,4	38
	H ⁺	m.e./100 g de solo seco (cmol(+)/kg solo seco)	0,70	0,12	0,39	0,85	38

Tabela 1. Continuação

Categoria	Caraterística do solo	Unidades	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	N
MEDIDAS DOS CATIONS							
	Capacidade de troca catiônica (com Na ⁺)	m.e./100 g de solo seco (cmol(+)/kg solo seco)	2,7	0,2	2,5	3,0	18
	Capacidade de troca catiônica (sem Na ⁺)	m.e./100 g de solo seco (cmol(+)/kg solo seco)	2,5	0,4	1,7	3,3	38
	CTC de argila (sem Na ⁺)	m.e./100 g de solo seco (cmol(+)/kg solo seco)	5,1	1,6	3,7	10,5	38
	CTC de Argila (sem Na ⁺) com correção de C	m.e./100 g de solo seco (cmol(+)/kg solo seco)	14,4	1,7	10,9	18,2	38
	Bases trocáveis totais (com Na ⁺)	m.e./100 g de solo seco (cmol(+)/kg solo seco)	0,3	0,0	0,2	0,4	18
	Bases trocáveis totais (sem Na ⁺)	m.e./100 g de solo seco (cmol(+)/kg solo seco)	0,2	0,1	0,1	0,3	38
	Saturação de bases (com Na ⁺)	% de CTC	10,6	1,0	9,5	13,7	18
	Saturação de bases (sem Na ⁺)	% de CTC	7,6	1,7	3,8	12,2	38

O conteúdo de argila (valor médio: 54,7%) apresenta uma ampla variação, de 18,0-68,8%; como o conteúdo de argila é estreitamente ligado a vários indicadores de fertilidade do solo, o nível de fertilidade em geral também varia substancialmente. O solo médio poderia ser classificado como aquele ocupando o ponto central da “categoria de solos argilosos” (Vieira & Vieira, 1983: 68). O solo apresenta uma porcentagem significativa de partículas do tamanho de silte (valor médio = 21,2%), fazendo com que difira de alguns solos amazônicos, onde as partículas são concentradas nas frações de areia e argila, com pequena proporção das partículas de tamanho intermediário. Porém, é possível que a dispersão incompleta de agregados de argila possa resultar em uma abundância aparente de partículas de silte quando, na realidade, esta classe de tamanho está presente em quantias muito menores (Thierry Desjardins, comunicação pessoal, 1998). Assim, para efeito de análise estatística, estas duas classes de partículas foram agrupadas em uma só.

O relevo da área pode ser considerado ondulando, com um declive médio de 10,8%. Uma parte da área, com declives íngremes, além de não indicada para a agricultura mecanizada, apresenta-se propensa a sofrer fenômenos erosivos. As classificações propostas sobre a capacidade de uso da terra consideram sem limitações declives de 0-2%, ligeiramente limitados aqueles entre 2-8%, moderadamente limitados aqueles entre 8-30% e muito limitados aqueles >30% (Benites, 1994:

215). Dos 373 pontos com medidas de declive no conjunto de dados usado no atual estudo, 57,1% não apresentaram nenhuma limitação por estes critérios, 23,6% apresentaram limitação reduzida, 23,1% apresentaram limitação moderada e 2,7% apresentaram limitação severa. Além disso, a razão argila/areia de 2,6 (ou 3,1 considerando argila + silte) nas reservas do PDBFF pode ser considerada um impedimento à mecanização, pois, o valor máximo desta relação considerado apropriado é 2,0 (Vieira & Vieira, 1983: 123). No entanto, esta classificação de limitações à mecanização baseada no conteúdo de argila representa uma média para todo Brasil; W. Sombroek (comunicação pessoal, 1998), acredita que os Latossolos amarelos na Amazônia tais como os que ocorrem nas reservas do PDBFF, poderiam se sujeitar à mecanização, mesmo apresentando conteúdos de argila mais elevados que os recomendados por esta classificação.

O solo é bastante ácido, com um pH médio em água de 4,0 (variação: 3,4-4,4). Porém, não se deve esquecer que, para a agricultura, não é o nível de nutrientes no solo sob a floresta que importa, mas sim o nível que estará presente após a floresta ser derrubada e queimada. Especialmente no caso de pH, os valores se elevam dependendo da qualidade da queimada (Fearnside, 1986b).

O delta pH (valor médio: -0,3) apresenta uma carga negativa líquida, indicando a existência de capacidade de troca catiônica. Isto também confirma a existência de um nível

razoável de matéria orgânica no solo, considerando os padrões de solos agrícolas tropicais.

A saturação de alumínio (excluindo H^+), com um valor médio de 92,4%, é sem dúvida elevada, enquanto a saturação de bases (sem Na^+) é baixa, com um valor médio de apenas 7,6%. Valores de saturação de Al (sem H^+) < 50% são classificados como baixos e > 50% são classificados como altos (Vieira & Vieira, 1983: 144).

O carbono total apresentou um valor médio de 1,96%. O carbono orgânico, determinado pelo método Walkley-Black modificado, teve um valor médio de 1,58%. A matéria orgânica apresentou um valor médio de 2,72%. Apesar destes valores sejam baixos para solos agrícolas, eles podem ser considerados comuns nos solos típicos da Amazônia.

Os níveis de N total podem ser considerados moderados, com um valor médio de 0,16%; valores inferiores a 0,1% são considerados “baixos”, podendo-se prever uma provável reposta à fertilização em culturas agrícolas, enquanto valores de 0,1-0,2% ocupam uma faixa “moderada” onde estas respostas ainda são de ocorrência possível (Young, 1976: 291). A relação C/N (valor médio: 9,9) indica uma quantidade razoável, mas não ideal, de nitrogênio disponível às plantas (valores acima de 15 indicam quantidades baixas de N nas formas disponíveis).

Os níveis de fosfato são muito reduzidos (valor médio de PO_4^{3-} : 0,030 m.e./100 g de solo seco). A quantidade de PO_4^{3-} pode ser considerada “insuficiente” para espécies agrícolas em níveis < 0,097 m.e./100 g de solo seco (equivalente a < 2,30 m.e. de P_2O_5 /100 g de solo seco); níveis “regulares” de PO_4^{3-} variam entre 0,097-0,253 m.e./100 g de solo seco (equivalente a 2,30-6,00 m.e. de P_2O_5 /100 g de solo seco), enquanto um “solo bom” apresenta > 0,253 m.e. de PO_4^{3-} /100 g de solo seco (> 6,00 m.e. de P_2O_5 /100 g de solo seco) (Vieira & Vieira, 1983: 144).

O nível de potássio trocável (K^+) é reduzido, com um valor médio de 0,06 m.e./100 g de solo seco; valores abaixo de 0,2 m.e./100 g de solo seco são considerados baixos, podendo-se esperar uma resposta das culturas agrícolas

à sua aplicação (Young, 1976: 291). Um sistema de avaliação de capacidade de uso da terra adotado no Brasil (Vieira & Vieira, 1983: 144) classifica níveis de K^+ < 0,11 m.e./100 g de solo seco como “insuficientes”, 0,11-0,37 como “regulares” e > 0,37 como “bons”. Considera-se que o nível mínimo absoluto exigido por culturas agrícolas é 0,10 m.e./100 g de solo seco (Boyer, 1972: 102).

Entre os nutrientes essenciais, potássio é o que apresenta maior demanda pelos vegetais cultivados (Webster & Wilson, 1980: 74). Assim, provavelmente a deficiência de potássio trocável afetará o crescimento das plantas nestes solos.

As concentrações de íons de cálcio são muito reduzidas (valor médio: 0,058 m.e./100 g de solo seco). Para culturas agrícolas, < 1,50 m.e./100 g de solo seco é considerada “insuficiente”, 1,50-3,50 m.e./100 g de solo seco é considerada “regular” e > 3,50 m.e./100 g de solo seco “bom” (Vieira & Vieira, 1983: 144).

As concentrações de íons de magnésio são baixas (valor médio: 0,076 m.e./100 g de solo seco). Na agricultura, < 0,50 m.e./100 g de solo seco é considerado “insuficiente”, 0,50-1,00 m.e./100 g de solo seco “regular” e > 1,00 m.e./100 g de solo seco “bom” (Vieira & Vieira, 1983: 144).

A capacidade de troca catiônica (expressa como o CTC de argila) é muito baixa, com um valor médio de 14,4 m.e./100 g de argila depois de corrigida para carbono. Com a correção para carbono (considera-se que cada 1% de carbono corresponde a 4,5 m.e. de CTC), uma CTC de 24 m.e./100 g de argila representa a linha divisória entre as atividades “baixa” e “alta” de argila (Vieira & Vieira, 1983: 38). O valor de 24 m.e./100 g de argila é considerado baixo para solos agrícolas (Benites, 1994: 231).

Considera-se a saturação básica > 50% como indicativo de alta fertilidade, desde que a CTC do solo seja > 24 m.e./100 g de solo; saturação básica < 50% indica fertilidade moderada, como no caso destes solos (Benites, 1994: 215; também veja Vieira & Vieira, 1983: 46). O valor médio de 7,6%

(sem Na^+) na área de estudo é obviamente baixo, como também é o valor máximo de 12,2%. Os níveis de Na^+ encontrados parecem ser estranhamente elevados (média: 0,052 m.e./100 g de solo seco); combinado com valores muito baixos de Ca^{2+} (média: 0,058 m.e./100 g de solo seco), neste caso, o Na^+ faz uma contribuição relativamente maior do que normalmente esperado para a troca de bases. Porém, devido a um conjunto muito menos completo de dados relativos ao Na^+ , nas análises estatísticas as medidas catiônicas utilizadas excluíram o sódio.

As relações entre as características dos solos no conjunto de dados obtidos para a área do PDBFF foram calculadas para bases trocáveis totais, matéria orgânica, íons de alumínio e capacidade de água disponível (Tabela 2). Algumas das outras relações apresentadas na Figura 1, apesar de representarem generalidades conhecidas, não emergem como regressões significativas no conjunto de dados do PDBFF. O conteúdo de bases trocáveis totais não foi predito significativamente melhor com a inclusão do pH (ou $\log_{10}\text{pH}$) na regressão, embora se reconheça que valores de pH mais elevados sejam associados com maiores quantidades de cátions como Ca^{2+} e Mg^{2+} (veja Fearnside, 1986b). A quantidade de fosfato não se relacionou significativamente a pH, Al^{3+} e Fe no conjunto de dados.

LIÇÕES PARA O DESENVOLVIMENTO

Potencial agrícola

O conhecimento adquirido no estudo desenvolvido na área do PDBFF ultrapassa em muito o nível de conhecimento que estaria normalmente disponível para as decisões referentes ao zoneamento do restante da Amazônia. Se não pudermos propor recomendações bem fundamentadas para esta área específica, torna-se óbvio que de forma alguma poderemos esperar sugestões bem fundamentadas para a vasta maioria das outras áreas amazônicas.

Existem opiniões divergentes sobre o nível de fertilidade adequado que deveria ser adotado na definição do uso agrícola ou florestal

BASES TROCÁVEIS TOTAIS (sem Na^+)	$\text{BTT} = 1,86 \times 10^{-3} \text{ AS} + 3,88 \times 10^{-2} \text{ MO} - 5,20 \times 10^{-2}$ ($p < 0,00001$, $r^2=0,84$, $n=38$) onde: BTT = bases trocáveis totais (sem Na^+) (m.e./100g de terra seca ou cmol(+)/kg solo seco) AS = Argila + silte (%) MO = Matéria orgânica (%)
	$\text{MO} = 2,13 \times 10^{-2} \text{ AS} + 1,12$ ($p < 0,00001$, $r^2=0,73$, $n=38$) ^a onde: MO = Matéria orgânica (%) AS = Argila + silte (%)
ÍONS DE ALUMÍNIO	$\text{Al}^{3+} = 7,66 \times 10^{-3} \text{ AS} - 7,70 \times 10^{-1} \log_{10} \text{pH} + 5,64$ ($p < 0,00001$, $r^2=0,78$, $n=38$) onde: $\text{Al}^{3+} = \text{Al}^{3+}$ (m.e./100g solo seco ou cmol(+)/kg solo seco) AS = Argila + silte (%) pH = pH na água (pH units)
	$\text{CAD} = 5,24 \times 10^{-2} \text{ AS} + 3,66$ ($p < 0,01$, $r^2 = 0,43$, $n=45$) onde: AS = Argila + silte (%) CAD = Capacidade de água disponível (%H ₂ O por peso)

a.) Com eliminação de um dado isolado fora da faixa dos demais (um "outlier").

Tabela 2. Relações entre parâmetros de solo

de determinada área. Os dados deixam claro que a fertilidade do solo é baixa, e que existem significativos obstáculos à implantação da agricultura nesta área, como por exemplo, os níveis tóxicos de alumínio. O conjunto de obstáculos existentes levou alguns autores a concluir que solos como estes não deveriam ser usados para agricultura. Irion (1978: 519), por exemplo, conclui que, nos solos da formação Barreiras (ou Alter do Chão), como aqueles que ocorrem nas reservas do PDBFF, o cultivo "extensivo é impossível, já que a qualidade do solo é inadequada. Qualquer cultivo, com a finalidade de exportação de produtos agrícolas resultaria em um esgotamento do solo dentro de poucos anos, tornando-o assim agriculturalmente inaproveitável durante muitas décadas". Van Wambeke (1978: 233), adverte contra o potencial de "destruição irreversível de solos e a criação de desertos inférteis". Por outro lado, Serrão & Homma (1993: 287), avaliando o mesmo cenário, concluem que 70% das terras na Amazônia brasileira são "apropriadas para produção de cultivos", e afirmam que "regiões com baixa fertilidade e solos ácidos não foram transformadas em desertos, como alguns previram.... Ao contrário, tais regiões têm se mostrado muito dinâmicas em termos de desenvolvimento agrícola" (Serrão & Homma, 1993: 288). É questionável se estas regiões podem

ser descritas como “muito dinâmicas” e, certamente, a situação observada nas fazendas, sobre as quais situam-se as reservas do PDBFF, não pode ser classificada de dinâmica.

Por muito tempo, a Amazônia em geral e, particularmente, o Estado do Amazonas, era protegido do desmatamento por obstáculos que incluíam solos pobres, doenças humanas (particularmente a malária) e dificuldade de acesso a partir das partes densamente povoadas do Brasil. Entretanto, a doença não representa mais o obstáculo que foi no passado; por exemplo, se hoje a abertura de novas áreas exigissem o mesmo nível de sacrifício de vidas, como ocorreu durante abertura da estrada de ferro Madeira-Mamoré em Rondônia no começo do século XX, então a ameaça de desmatamento seria reduzida. As dificuldades de acesso também estão sendo rapidamente superadas: muitos colonos migraram diretamente de Rondônia para Roraima, evitando assim o Estado do Amazonas, através do qual passaram, um fenômeno que se explica tanto pelos solos de melhor qualidade que ocorrem no Escudo das Guianas em Roraima, como pela indução criada pelo governo de Roraima. A pavimentação da rodovia BR-319, que une Rondônia a Manaus, abrirá as comportas para o fluxo migratório de colonos para a Amazônia central, inclusive para a área que abrange as reservas do PDBFF.

O que acontece quando se desmata uma área com as características daquela onde estão estabelecidas as reservas do PDBFF depende de qual é o uso da terra implantado. Algumas opções são melhores que outras sob o ponto de vista de maximizar a sustentabilidade e minimizar o impacto ambiental. Por exemplo, sistemas agroflorestais ou cultivos consorciados que incluam espécies arbóreas são, em muitos aspectos, melhores que culturas anuais ou pastagens. No entanto, existem limitações severas para uso generalizado de sistemas agroflorestais nas vastas áreas de terras degradadas já criadas na região amazônica, sem considerar a criação de novas áreas degradadas, ainda mais amplas, se o processo de desmatamento fosse apoiado na convicção de que a adoção de sistemas agroflorestais poderia resolver

os problemas de produção para sustentar a população humana (Fearnside, 1998b).

O discurso político que envolve o anúncio de novos assentamentos na Amazônia invariavelmente é repleto de imagens da prosperidade permanente que emanam dos sistemas agrícolas a serem implantados nas áreas desmatadas. No entanto, as decisões governamentais de cortar a floresta e implantar assentamentos agrícolas em áreas com solos como os das reservas do PDBFF, que são típicos de vastas áreas da Amazônia, implicam em duas coisas: ou o governo está disposto a prover ou subsidiar com pesadas contribuições regulares o uso eterno de fertilizantes (um cenário altamente improvável), ou aceita a responsabilidade de converter a floresta em uma paisagem de pastagens degradadas e capoeiras.

Infelizmente, esta responsabilidade frequentemente não é assumida quando se recorre à utilização de alarmes metafóricos, onde se repete monotonamente que a agricultura ou pecuária serão sustentáveis através da adoção de um “manejo adequado”, implicando que a responsabilidade sobre um eventual fracasso futuro do projeto deverá ser imputada aos fazendeiros, por não terem adotado um “manejo adequado”.

É improvável que duas das principais culturas atualmente em moda na Amazônia tenham êxito em áreas como aquelas onde se localizam as reservas de PDBFF. Uma delas é o dendê (por exemplo, Smith *et al.*, 1995). Que apresenta uma rápida e significativa redução na produção potencial de óleo em áreas como a de Manaus, que sofre uma estação seca bastante severa. Na Amazônia brasileira, duas áreas que apresentam condições climáticas ótimas para dendê localizam-se nas proximidades a Belém (Pará) e Tefé (Amazonas), apesar das plantações na área de Belém sofrerem os efeitos de uma doença que provoca o amarelamento dos brotos (Fearnside, 1990). Além disso, como a maioria dos custos/área de estabelecimento e manutenção das culturas agrícolas, independe do seu rendimento, as plantações localizadas em áreas subótimas tornam-se não competitivas.

Outra cultura agrícola que assume figura de realce no discurso atual envolvendo o desenvolvimento amazônico é a soja. Infelizmente, os benefícios sociais desta cultura são reduzidos quando se considera a população local, além de requerer mecanização e demandar pesados investimentos de capital e utilização de defensivos químicos. Embora a mecanização em áreas como a que é objeto do atual estudo não seja impossível, sua utilização seria ainda contra produtora devido à topografia ondulada do terreno e ao elevado conteúdo de argila presente no solo.

A baixa fertilidade do solo pode ser compensada pela aplicação de fertilizantes. Porém, Existem sérias dúvidas sobre racionalidade de se difundir um modelo de agricultura baseado em um consumo intenso de fertilizantes em grandes áreas na Amazônia. O melhor exemplo dos riscos envolvidos é a história da “tecnologia de Yurimaguas” desenvolvida para cultivo contínuo na Amazônia peruana (Sánchez *et al.*, 1982; veja Fearnside, 1987, 1988; Walker *et al.*, 1987). Apesar de uma longa lista de subsídios, que variavam desde o fornecimento de substâncias químicas até as análises de solo e apoio técnico grátis aos 24 agricultores, este pacote de manejo envolvendo uma grande quantidade insumos e custos elevados não obteve aceitação popular na região. Os limites impostos pelos recursos físicos, como jazidas de fosfatos indisponíveis, além de restrições financeiras e institucionais, fazem com que o uso difundido de tais sistemas seja improvável (veja Fearnside, 1997a).

O uso intensivo de fertilizantes representa apenas uma das soluções para superar as limitações impostas pela baixa fertilidade do solo. É necessário considerar as perspectivas de mudanças no potencial agrícolas destas áreas caso ocorram outros tipos de avanços técnicos. Por exemplo, um progresso recente foi o desenvolvimento de plantas transgênicas capazes de superar as limitações impostas pela saturação de alumínio (Barinaga, 1997; de la Fuente *et al.*, 1997). Não seria inconcebível que as limitações impostas pela carência de fósforo pudessem ser superadas através do desenvolvimento de culturas agrícolas capazes de associar-se com micorrizas

apropriadas. As limitações, devidas a carência de nitrogênio no solo para várias culturas não leguminosas, podem ser superadas pela existência de relações pseudossimbióticas dos vegetais com vários tipos de bactérias fixadoras de nitrogênio, uma área de pesquisa que vem alcançado avanços significativos no Brasil através do trabalho de Johanna Döbereiner (por exemplo, Döbereiner, 1992).

No entanto, ainda hoje, a manutenção da agricultura e pecuária em vastas áreas da Amazônia é impossibilitada por limitações de mercado, carência de jazidas de fosfatos e necessidade investimento financeiro elevado. Assim sendo, não devemos contar com uma “solução tecnológica” para solucionar os problemas de sustentabilidade, pelo menos até o dia quando os avanços tecnológicos em questão sejam alcançados de fato. “Não se deve contar com os pintos antes que eles sejam chocados” é um princípio de precaução, uma regra básica universal que deve ser considerada antes de assumir os riscos de qualquer tipo de aventura. Além disso, convém considerar os custos ambientais envolvidos na perda da floresta, custos que não se alteram significativamente, seja a agricultura implantada produtiva ou não (veja Fearnside, 1997a).

Os solos na área de estudo são indiscutivelmente inférteis: os indicadores da fertilidade do solo como pH, capacidade de troca catiônica, bases trocáveis totais e PO_4^{3-} são baixos, enquanto a saturação de alumínio é alta. Sob estas circunstâncias, a decisão lógica seria a de manter estas áreas em floresta e não utilizá-las em usos do solo de baixa produtividade e de curto prazo. Mas até que ponto a situação seria diferente caso os solos fossem mais produtivos? Em que ponto a qualidade do solo faria com que valesse a pena sacrificar a floresta? Não há nenhuma resposta simples a estas perguntas. Uma tomada de decisões racional requer a avaliação de ambos: do valor da produção agrícola da área que pode ser esperada realisticamente e do custo ambiental envolvido pela destruição da floresta. Assim, que lição podemos retirar ao constatar a infertilidade dos solos e o fracasso da implantação da pecuária extensivas nestas áreas?

Acreditamos que a lição principal vem da constatação de que os lucros obtidos da conversão, para agricultura ou pecuária, de áreas como aquelas onde estão situadas as reservas do PDBFF, são mínimos quando comparados com o verdadeiro valor dos serviços ambientais prestados pela floresta intacta. Mesmo considerando que o retorno financeiro a ser obtido futuramente através do fornecimento desses serviços, por parte de países como o Brasil, seja subestimado, o retorno financeiro da agricultura ou da pecuária também será insignificante quando comparado com os valores que, de fato, poderiam ser obtidos (Fearnside, 1997c).

Perspectivas de resiliência

As correlações observadas entre várias características do solo seguem padrões gerais consistente com outros estudos sobre solos tropicais. Estas correlações (Figura 1 e Tabela 2) indicam algumas das prováveis mudanças que resultariam das intervenções humanas na floresta: exploração seletiva de madeira, criação de bordas através da fragmentação da floresta e remoção da floresta para implantação da agricultura ou pecuária.

No caso da exploração madeireira, as mudanças normalmente observadas incluem a compactação do solo ao longo as trilhas dos tratores utilizados no transporte da madeira (Veríssimo *et al.*, 1992), exportação de nutrientes através da biomassa removida (Ferraz *et al.*, 1997) e remoção de cátions presentes no solo através da lixiviação e do escoamento superficial (Jonkers & Schmidt, 1984).

A remoção por completo da cobertura florestal provoca impacto significativo sobre os estoques de nutrientes e na estrutura do solo (veja revisão em Fearnside, 1986b). As características do solo importantes para o desenvolvimento das plantas modificam-se simultaneamente: na medida em que se ajustam a um novo equilíbrio, os fatores tenderão a manter, entre um e outro, as mesmas relações observadas anteriormente no solo sob a floresta. As queimadas elevam o pH e contribuem com nutrientes para o solo, entretanto, o cultivo agrícola normalmente implica em perdas de matéria orgânica e de argila que, gradualmente, reduzem a capacidade do solo de reter os

cátions. Mudanças provocadas pela perda de matéria orgânica e pelo aumento da compactação do solo podem ser revertidas adotando-se períodos de pousio. Entretanto, até que ponto a sua capacidade em recuperar o solo e regenerar a floresta compensaria os impactos do desmatamento constitui foco importante de debate. Infelizmente, a possibilidade teórica de recuperação de áreas abandonadas por décadas, ou até mesmo séculos, tem pouca relevância diante das perdas reais produzidas pelo avanço contínuo do desmatamento na região.

O termo “resiliência” encontra-se em evidência nas discussões sobre o desenvolvimento amazônico, referindo-se à habilidade de um sistema em recuperar suas características originais após a ocorrência de determinado distúrbio (por exemplo, Smith *et al.*, 1995). Os solos das reservas do PDBFF seriam resilientes a ponto de recuperar suas características originais após serem convertidos para pastagens degradadas? Existem razões bem consistentes para duvidar desta capacidade. Entre elas incluem-se os originalmente baixos níveis de nutrientes essenciais, que seriam esgotados em curto prazo. Entre as mudanças que ocorrem normalmente pode-se prever a perda de argila e de carbono, junto com os cátions a eles associados. O carbono pode ser repostado pela vegetação desenvolvida em pousios prolongados, mas, na prática, pode-se duvidar que os solos seriam deixados em pousio por períodos suficientes para que isto aconteça (Fearnside, 1996a).

Diferentes pessoas analisando o mesmo conjunto de dados podem chegar a conclusões radicalmente diferentes. Serrão *et al.* (1996: 8), por exemplo, consideram que a regeneração da floresta secundária (capoeira) em pastagens abandonadas indica que “o ecossistema florestal amazônico é bastante resiliente aos usos atuais”, embora outros discordem. Por exemplo, Fearnside & Guimarães (1996).

Distribuição da vegetação natural

Em grande escala, a relação entre o solo, espécies arbóreas e biomassa torna-se evidente, cite-se aqui a diferença entre a vegetação de baixa densidade das campinas e campinaranas que ocorrem sobre solos de areia branca

na área de Manaus, e a vegetação com elevada biomassa que ocorre sobre solos argilosos nos platôs elevados encontrados nas reservas do PDBFF. Entre solos que apresentam maior semelhança, como aqueles encontrados no conjunto de reservas do PDBFF, as diferenças são sutis, mas de existência provável.

Estudos desenvolvidos em várias partes dos trópicos indicam a existência de relações entre ocorrência de espécies arbóreas e características dos solos. Uma revisão (Sollins, 1998) em 18 estudos desenvolvidos em Florestas Tropicais de terras baixas, mostrou que a existência de relações entre a ocorrência de determinadas espécies e o regime de drenagem do solo é comum. Um caso importante é o estudo de Lescure & Boulet (1985) em 16,8 há de floresta na Guiana Francesa, indicando que a presença de 69% das espécies arbóreas se relaciona às condições de drenagem do solo.

Em somente três, entre os 18 estudos revisados por Sollins (1998), foram observadas relações de ocorrência de espécies arbóreas e propriedades químicas do solo: Ashton & Hall (1992) encontraram relações com P e cátions em Sarawak e Brunei; Clark *et al.* (1995) encontraram relações com P, Al e pH na Costa Rica, e Van Schaik & Mirmanto (1985) apontaram uma relação com pH na ilha de Sumatra. Os três estudos que detectaram relações com propriedades químicas foram aqueles com as maiores amplitudes referentes a indicadores químicos de fertilidade (as variáveis independentes). Sollins (1998) acredita que a amplitude limitada de fertilidade do solo dentro das áreas nas quais foram desenvolvidos os estudos relacionando a ocorrência de espécies às propriedades químicas é uma razão fundamental para o fracasso na demonstração da existência de relações significativas. Outros ruídos, que interferem na constatação de resultados positivos sobre a existência de correlações, incluem a ocorrência de variação sazonal em alguns indicadores chaves do nível de fertilidade, especialmente o fósforo disponível, cátions e pH. Cite-se que ambas as restrições se aplicam ao conjunto de dados do PDBFF.

Pode-se esperar que a fertilidade e as características hídricas dos solos sejam

relacionadas à sobrevivência de plântulas e às taxas de crescimento das árvores adultas. A associação de espécies com solos pode ser demonstrada através da biomassa florestal, quando espécies caracterizadas por apresentar indivíduos de grande porte são encontradas sobre determinado tipo de solo. Qualquer efeito do solo sobre a ocorrência de espécies emergentes de grande porte poderia influenciar significativamente a distribuição de biomassa na floresta, já que grande parte da biomassa da floresta se concentra frequentemente em apenas alguns destes grandes indivíduos (Brown *et al.*, 1995; Clark & Clark, 1995). Independente do efeito específico sobre a distribuição das espécies, pode-se esperar que o efeito da fertilidade do solo no desenvolvimento vegetal se traduza por uma associação positiva com a biomassa florestal. Uma análise de ordenação da distribuição da biomassa com relação aos solos nas reservas de PDBFF indica que 53% da variância na biomassa é explicada pela existência de um gradiente relacionado ao conteúdo de argila (associado positivamente aos níveis de N total, C orgânico, bases trocáveis, K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Al^{3+} , H^+ e capacidade de troca catiônica) (Laurance *et al.*, 1999).

Potencial de liberação dos gases de efeito estufa

A enorme quantidade de carbono nos solos e na biomassa das florestas na Amazônia deve-se ao elevado estoque deste elemento armazenado por hectare nas vastas áreas cobertas pela floresta amazônica que ainda são mantidas intactas. A liberação, a partir deste estoque, tem contribuído significativamente para o efeito estufa, em razão das taxas atuais de desmatamento (Fearnside, 1996b, 1997d), enquanto, o grande estoque remanescente sugere uma importância ainda maior das ações que evitem novas emissões no futuro (Fearnside, 1997c). A conversão definitiva de cada hectare de floresta para outros tipos de uso do solo em um cenário definitivo pode liberar aproximadamente 8,5 t de carbono do solo para a atmosfera, considerando a camada até 8 m de profundidade ao longo de 15 anos, ou 7,4 t C/ha para uma profundidade de 1 m (Fearnside & Barbosa, 1998).

A variabilidade espacial em escala fina na distribuição de carbono do solo, observada neste estudo, sugere a existência de uma quantidade significativa de incerteza inerente aos estudos sobre alterações no estoque de carbono do solo baseado em “cronosequências”, pois os efeitos de uso do solo (como pastagem) são deduzidos de comparações entre amostras coletadas quase simultaneamente em vários locais com diferentes histórias de uso (veja Fearnside & Barbosa, 1998). Porém, diferenças significativas entre estas áreas poderiam ocorrer devido à variação espacial natural e não em função do uso do solo.

Resposta provável da floresta à fragmentação

Os estudos desenvolvidos na área do PDBFF forneceram evidências inegáveis sobre o fato de que a criação de bordas resulta em um aumento da mortalidade de árvores localizadas nas proximidades destas áreas (Laurance *et al.*, 1998; Lovejoy *et al.*, 1984). Estas bordas apresentam um ar mais seco que aquele encontrado no interior da floresta (Kapos, 1989; Kapos *et al.*, 1993). O aumento na mortalidade de árvores nas proximidades das bordas provoca um “colapso de biomassa”, liberando o carbono para a atmosfera (Laurance *et al.*, 1997).

É provável que algumas características dos solos desempenhem um papel importante na mortalidade de árvores sob estas condições de estresse. Pode-se esperar que solos com maiores quantidades de areia retenham menos água, produzindo maior estresse hídrico na vegetação localizada sob o ambiente mais seco nas proximidades das bordas. No entanto, solos arenosos são associados aos fundos de vale, nos quais se espera a ocorrência de um volume adicional de água no solo, quando comparados aos locais mais altos.

Resposta provável da floresta à mudança climática

Atualmente, podem ser previstas, ou mesmo constatadas variações e mudanças climáticas de vários tipos. O fenômeno conhecido como “El Niño/Oscilação do sul”, ocorre periodicamente há milênios e tem se

tornado mais freqüente após 1976 (Nicholls *et al.*, 1996). Ele resulta em secas prolongadas (de Souza *et al.*, 2000) que podem ter impacto significativo sobre a floresta amazônica (Tian *et al.*, 1998). Espécies arbóreas especializadas em áreas mais úmidas são particularmente vulneráveis ao estresse provocado pela falta de água. Por exemplo, na Ilha de Barro Colorado, Panamá, tais espécies sofreram uma mortalidade extremamente elevada durante o evento El Niño de 1982-1983 (Hubbell & Foster, 1990: 531).

Evidências arqueológicas sugerem que incêndios catastróficos ocorreram na Amazônia, sempre em sincronia com eventos El Niño, quatro vezes durante os últimos 2.000 anos: 1.500, 1.000, 700 e 400 anos antes do presente (Meggers, 1994). A ação humana poderia fazer com que eventos El Niño menos intensos, tais como os que ocorreram em 1982-1983 e em 1997-1998, assumam proporções catastróficas (Barbosa & Fearnside, 2000). Sabe-se que os eventos menos intensos são muito mais freqüentes do que aqueles de grande intensidade, entretanto, seus efeitos podem se tornar mais agudos quando somados aos efeitos previstos das mudanças climáticas, como a redução de chuva provocada pela redução da evapotranspiração causada pelo desmatamento continuado (Lean *et al.*, 1996; Salati & Vose, 1984) e ao efeito das alterações na temperatura média e na distribuição de chuva causada pelo efeito estufa (veja Fearnside, 1995). Embora não exista a expectativa de que estas alterações produzam, por si só, reduções radicais na precipitação pluviométrica, seus efeitos são ampliados pela variabilidade natural, como aquela causada pelo fenômeno El Niño, por perturbações promovidas pela exploração madeireira e pela criação de áreas de bordas em fragmentos. A exploração madeireira está aumentando rapidamente nas florestas amazônicas, criando áreas abertas e mais inflamáveis devido ao acúmulo de combustível representado pelos resíduos florestais e por árvores mortas acidentalmente durante a exploração (Uhl & Buschbacher, 1985; Uhl & Kauffman, 1990). O avanço contínuo das frentes de assentamentos e desmatamento na região significa que, atualmente, existem mais oportunidades para que

ocorram incêndios descontrolados nas florestas adjacentes às áreas de cultivo (Nepstad *et al.*, 1999). Os efeitos das ações citadas anteriormente somam-se aos provocados pela variabilidade e mudança climática, criando um sinergismo que aumenta o risco de propagação de incêndios na floresta intacta.

Os solos desempenham um papel importante no tipo de resposta da floresta aos distúrbios provocados por estes eventos. Assim, pode-se prever que as árvores estabelecidas em solos com baixa disponibilidade de água, como é o caso daquelas sobre estresse hídrico relacionado às áreas de bordas, sejam aquelas que apresentem maior probabilidade de sucumbirem durante os eventos extremos.

CONCLUSÃO

Os solos das reservas do PDBFF podem ser considerados típicos para vastas áreas da Amazônia brasileira que, provavelmente, sofrerão uma pressão crescente de desmatamento.

Estes solos apresentam baixa fertilidade, são ácidos e têm níveis elevados de íons tóxicos de alumínio. Eles também apresentam limitações para o estabelecimento da agricultura devido sua topografia ondulada, elevado conteúdo de argila e baixa capacidade de disponibilidade hídrica. Os resultados das análises de solos indicam que eles produziriam pouco se convertidos para a agricultura ou pecuária, e apontam para a necessidade de priorizar a adoção de usos que mantenham a cobertura florestal intacta.

Embora os serviços ambientais prestados pela floresta intacta não gerem atualmente nenhum rendimento financeiro, o valor potencial destes serviços excede em muito os lucros que podem ser esperados da agricultura ou pecuária implantada após o corte da floresta.

NOTAS

(1) O critério utilizado para a definição de Latossolos estabelece que o horizonte B deve ser “latossólico”, ao invés de “textural” (*i.e.*, argiloso). O critério que

identifica o “caráter latossólico” no sistema de classificação de solo brasileiro assume que a relação dos óxidos de silício e de alumínio ($\text{SiO}_2:\text{Al}_2\text{O}_3$) apresente um valor menor que dois (veja Sombroek, 1966: 69). Valores abaixo de dois geralmente indicam que os minerais de silicato de argila apresentam uma estrutura com distribuição regular de átomos em um razão de 1:1 (Sombroek, 1966: 80). A relação refere-se ao número de lâminas de tetraedro de silício e lâminas de octaedro de alumínio que formam a fração argila, e é um dos determinantes primários das propriedades do barro (Young, 1976: 73). A quantidade mais baixa de silicatos nestes solos, quando comparada à estrutura formada por uma relação de 2:1, é uma consequência da remoção de silício do perfil do solo (junto com a maioria dos minerais intemperizados, incluindo nutrientes importantes para plantas) ao longo de milhões de anos de lixiviação. Na ausência de dados analíticos sobre SiO_2 e Al_2O_3 , a mineralogia da argila dos horizontes subsuperficiais (que são pobres em matéria orgânica) pode ser deduzida da capacidade de troca catiônica (CTC) apresentada pela fração argila que é calculada como o CTC do solo dividida pela porcentagem de argila, multiplicado por 100; valores abaixo do limite de 16-20 m.e./100 g de argila indicam a ausência de minerais de argila apresentando a relação 2:1 (Young, 1976: 95-96).

(2) O pH dos extratos usados nas análises de laboratório afeta os valores obtidos para os cátions que compõe o CTC e, como as determinações normalmente não são feitas nos valores de pH do solo original, os resultados obtidos representam somente um índice relacionado ao valor verdadeiro da CTC. No Brasil, os extratos usados para as determinações são tamponados a um pH 7,0 (Brasil, SNLCS-EMBRAPA, 1979). Valores para CTC determinados ao nível do pH do solo (CTC efetivo) é muito mais baixo que os obtidos, seja a um pH 7,0 ou a um pH 8,2, padrão utilizado às vezes nos Estados Unidos (Sánchez, 1976: 150-151).

AGRADECIMENTOS

As coletas de campo foram feitas por Irene Tosi Ahmad, Celso Paulo de Azevedo, Ronaldo Gomes Chaves, Fernando Moreira Fernandes, Jorge Gouveia, Marcelo Vilela Galo, Michael Keller, Evaldo Moreira Filho, Manuel Jesus Barros Nogueira, Fernando José Alves Rodrigues, Joel Costa Souza, Wilson Roberto Spironello. A preparação das amostras foi executada por Félix Almeida, Raimundo Matos. As análises de solo executadas no INPA eram feitas por Rosinéia Gomes da Silva, Newton Falcão e Eduardo White Martins. Takashi Murooka coordenou análises no Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA), em Piracicaba, São Paulo. O laboratório de solos da EMBRAPA em Manaus analisou amostras para comparação com os resultados granulométricos do INPA. Susan G. Laurance e William F. Laurance ajudaram com codificando e conferência de dados. Thierry Desjardins, Wim Sombroek, Ed Tanner, Summer Wilson, e dois revisores anônimos fizeram comentários sobre o manuscrito. Apoio financeiro foi provido através de WWF-US e a Smithsonian Institution, pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA PPIs 5-3150 e 1-3160) e o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq AIs 350230/97-98 e 523980/96-5). Agradeço a Yale University Press pela permissão de publicar esta tradução de um trabalho em inglês em R.O. Bierregaard, C. Gascon, T.E. Lovejoy & A.A. dos Santos (Eds.) *Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest* (Fearnside & Leal Filho, 2001).

LITERATURA CITADA

- Alvim, P. de T. 1977. Cacao. p. 279-313 In: P. de T. Alvim & T.T. Kozłowski (eds.) *Ecophysiology of Tropical Crops*. Academic Press, New York, E.U.A. 502 p.
- Ashton, P.S. & P. Hall. 1992. Comparisons of structure among mixed dipterocarp forests of north-western Borneo. *Journal of Ecology* 80: 459-481.
- Barbosa, R.I. & P.M. Fearnside. 2000. As lições do fogo. *Ciência Hoje* 27(157): 35-39.
- Barinaga, M. 1997. Making plants aluminum tolerant. *Science* 276: 1.497.
- Beinroth, F.H. 1975. Relationships between U.S. soil taxonomy, the Brazilian system, and FAO/UNESCO soil units. In E. Bornemisza & A. Alvarado (eds.) *Soil Management in Tropical America: Proceedings of a Seminar held at CIAT, Cali, Colombia, February 10-14, 1974*, p. 97-108. North Carolina State University, Soil Science Department, Raleigh, North Carolina, E.U.A. 565 p.
- Beisiegel, W. de R. & W.O. de Souza. 1986. Reservas de fosfatos - Panorama nacional e mundial. p. 55-67 In: Instituto Brasileiro de Fósforo (IBRAFOS) *III Encontro Nacional de Rocha Fosfática, Brasília, 16-18/06/86*. IBRAFOS, Brasília, DF 463 p.
- Benites, J.R. 1994. Bases de datos de recursos de suelos. p. 207-231 In: Tratado de Cooperación Amazonica (TCA). *Zonificación Ecológica-Económica: Instrumento para la Conservación y el Desarrollo Sostenible de los Recursos de la Amazonia*. TCA Secretaria Pro Tempore, Lima, Peru. 382 p.
- Bennema, J. 1977. Soils. p. 29-55 In: P. de T. Alvim & T.T. Kozłowski (Eds.) *Ecophysiology of Tropical Crops*. Academic Press, New York, E.U.A. 502 p.
- Biot, Y., V. Brilhante, J. Veloso, J. Ferraz, N. Leal Filho, N. Higuchi, S. Ferreira & T. Desjardins. 1997. INFORM - O model florestal do INPA. p. 271-318 In: N. Higuchi, J.B.S. Ferraz, L. Antony, F. Luizão, R. Luizão, Y. Biot, I. Hunter, J. Proctor & S. Ross (Eds.) *Bionte: Biomassa e Nutrientes Florestais. Relatório Final*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Amazonas. 345 p.
- Boyer, J. 1972. Soil potassium. p. 102-135 In: *Soils of the Humid Tropics*. National Academy of Sciences, Washington, D.C., E.U.A. 219 p.
- Brasil, Projeto RADAMBRASIL. 1973-1982. *Levantamento de Recursos Naturais*. Ministério das Minas e Energia, Departamento de Produção Mineral (DNPM), Rio de Janeiro, RJ. 27 Vols.
- Brasil, SNLCS-EMBRAPA. 1979. *Manual de Métodos de Análise de Solo. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos-Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (SNLCS-EMBRAPA)*, Rio de Janeiro, RJ. Paginação irregular.
- Brown, I.F., L.A. Martinelli, W.W. Thomas, M.Z. Moreira, C.A. Ferreira & R.A. Victoria. 1995. Uncertainty in the biomass of Amazonian forests: An example from Rondônia, Brazil. *Forest Ecology and Management* 75: 175-189.
- Cerri, C.C., B.P. Eduardo & M.C. Piccolo. 1990. *Métodos de Análises em Matéria Orgânica do Solo*. Centro de Energia Nuclear na Agricultura/Universidade de São Paulo (CENA/USP), Piracicaba, São Paulo, SP. 78 p. 33.

- Chauvel, A. 1982. Os latossolos amarelos, álicos, argilosos dentro dos ecossistemas das bacias experimentais do INPA e da região vizinha. *Acta Amazonica* 12(3): 38-47.
- Clark, D.A., D.B. Clark, R. Sandoval M. & M.V. Castro C. 1995. Edaphic and human effects on landscape-scale distributions of tropical rain-forest palms. *Ecology* 76: 2.581-2.594.
- Clark, D.B. & D.A. Clark. 1995. Abundance, growth and mortality of very large trees in Neotropical lowland rain forest. *Forest Ecology and Management* 80: 235-244.
- Cochrane, T.T. & P.A. Sánchez. 1982. Land resources, soils and their management in the Amazon region: A state of knowledge report. p. 137-209 In S.B. Hecht (Ed.) *Amazonia: Agriculture and Land Use Research*. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT). Cali, Colômbia. 428 p.
- Coelho, F.S. & F. Verlengia. 1972. *Fertilidade do Solo*. Instituto Campineiro de Ensino Agrícola. Campinas, São Paulo, SP 384 p.
- Cox, F.R. 1973a. Micronutrients. p. 182-197 In: P.A. Sánchez (ed.) *A Review of Soils Research in Tropical Latin America*. North Carolina State University, Soil Science Department, Raleigh, North Carolina, E.U.A. 197 p.
- Cox, F.R. 1973b. Potassium. p. 162-178 In: P.A. Sánchez (ed.) *A Review of Soils Research in Tropical Latin America*. North Carolina State University, Soil Science Department, Raleigh, North Carolina, E.U.A. 197 p.
- de Cássia, R. 1997. "BR-174: FHC anuncia abertura de nova fronteira agrícola no Norte". *Amazonas em Tempo* [Mauá], 25 de junho de 1997, p. A-4.
- de la Fuente, J.M., V. Ramírez-Rodríguez, J.L. Cabrera-Ponce & L. Herrera-Estrella. 1997. Aluminum tolerance in transgenic plants by alteration of citrate synthesis. *Science* 276: 1.566-1.568.
- de Lima, J.M.G. 1976. *Perfil Analítico dos Fertilizantes Fosfatados*. Ministério das Minas e Energia, Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM) Boletim No. 39. DNPM, Brasília, DF. 55 p.
- de Souza, E.B., M.T. Kayano, J. Tota, L. Pezzi, G. Fisch & C. Nobre. 2000. On the influence of the El Niño, La Niña and Atlantic dipole pattern on the Amazonian rainfall during 1960-1998. *Acta Amazonica* 30(2): 305-318.
- Döbereiner, J. 1992. Recent changes in concepts of plant bacteria interactions: Endophytic N₂ fixing bacteria. *Ciência e Cultura* 44: 310-313.
- E.U.A., Department of Agriculture, Soil Survey Staff. 1975. *Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. Soil Conservation Service, Washington, DC., E.U.A. 754 p.
- Falesi, I.C. 1974. Soils of the Brazilian Amazon. p. 201-229 In: C. Wagley (Ed.) *Man in the Amazon*. University Presses of Florida, Gainesville, Florida, E.U.A. 329 p.
- Fearnside, P.M. 1980. A previsão de perdas através de erosão do solo sob vários usos de terra na área de colonização da Rodovia Transamazônica. *Acta Amazonica* 10(3): 505-511.
- Fearnside, P.M. 1984. Initial soil quality conditions on the Transamazon Highway of Brazil and their simulation in models for estimating human carrying capacity. *Tropical Ecology* 25(1): 1-21.
- Fearnside, P.M. 1986a. Settlement in Rondônia and the token role of science and technology in Brazil's Amazonian development planning. *Interciencia* 11(5): 229-236.
- Fearnside, P.M. 1986b. *Human Carrying Capacity of the Brazilian Rainforest*. Columbia University Press, New York, E.U.A. 293 p.
- Fearnside, P.M. 1987. Rethinking continuous cultivation in Amazonia. *BioScience* 37(3): 209-214.
- Fearnside, P.M. 1988. Yurimaguas reply. *BioScience* 38(8): 525-527.
- Fearnside, P.M. 1990. Predominant land uses in the Brazilian Amazon. p. 235-251 In: A.B. Anderson (Ed.) *Alternatives to Deforestation: Towards Sustainable Use of the Amazon Rain Forest*. Columbia University Press, New York, E.U.A. 281 p.
- Fearnside, P.M. 1995. Potential impacts of climatic change on natural forests and forestry in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 78: 51-70.
- Fearnside, P.M. 1996a. Amazonian deforestation and global warming: Carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon forest. *Forest Ecology and Management* 80(1-3): 21-34.
- Fearnside, P.M. 1996b. Amazonia and global warming: Annual balance of greenhouse gas emissions from land-use change in Brazil's Amazon region. p. 606-617 In: J. Levine (Ed.) *Biomass Burning and Global Change. Volume 2: Biomass Burning in South America, Southeast Asia and Temperate and Boreal Ecosystems and the Oil Fires of Kuwait*. MIT Press, Cambridge, Massachusetts, E.U.A. 902 p.
- Fearnside, P.M. 1997a. Limiting factors for development of agriculture and ranching in Brazilian Amazonia. *Revista Brasileira de Biologia* 57(4): 531-549.
- Fearnside, P.M. 1997b. Human carrying capacity estimation in Brazilian Amazonia as a basis for sustainable development. *Environmental Conservation* 24(3): 271-282.
- Fearnside, P.M. 1997c. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. *Ecological Economics* 20(1): 53-70.

- Fearnside, P.M. 1997d. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: Net committed emissions. *Climatic Change* 35(3): 321-360.
- Fearnside, P.M. 1998a. Phosphorus and Human Carrying Capacity in Brazilian Amazonia. p. 94-108 In: J.P. Lynch & J. Deikman (Eds.) *Phosphorus in Plant Biology: Regulatory Roles in Molecular, Cellular, Organismic, and Ecosystem Processes*. American Society of Plant Physiologists, Rockville, Maryland, E.U.A. 401 p.
- Fearnside, P.M. 1998b. Sistemas agroflorestais na política de desenvolvimento na Amazônia brasileira: Papel e limites como uso para áreas degradadas. p. 293-312 In: C. Gascon & P. Moutinho (Eds.) *Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, AM. 373 p.
- Fearnside, P.M. & R.I. Barbosa. 1996. The Cotingo Dam as a test of Brazil's system for evaluating proposed developments in Amazonia. *Environmental Management* 20(5): 631-648.
- Fearnside, P.M. & R.I. Barbosa. 1998. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 108(1-2): 147-166.
- Fearnside, P.M. & W.M. Guimarães. 1996. Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 80(1-3): 35-46.
- Fearnside, P.M. & N. Leal Filho. 2001. Soil and development in Amazonia: Lessons from the Biological Dynamics of Forest Fragments Project. p. 291-312 In: R.O. Bierregaard, C. Gascon, T.E. Lovejoy & R. Mesquita (Eds.) *Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, E.U.A. 478 p.
- Fenster, W.E. & L.A. León. 1979. Management of phosphorus fertilization in establishing and maintaining improved pastures on acid, infertile soils of tropical America. p. 109-122 In: P.A. Sánchez & L.E. Tergas (Eds.) *Pasture Production in Acid Soils of the Tropics: Proceedings of a Seminar held at CIAT, Cali, Colombia, April 17-21, 1978*, CIAT Series 03 EG-05. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), Cali, Colômbia. 488 p.
- Ferraz, J., N. Higuchi, J. dos Santos, Y. Biot, F. Marques, K. Baker, R. Baker, I. Hunter & J. Proctor. 1997. Distribuição de nutrientes nas árvores e exportação de nutrientes pela exploração seletiva de madeira. p. 133-149 In: N. Higuchi, J.B.S. Ferraz, L. Antony, F. Luizão, R. Luizão, Y. Biot, I. Hunter, J. Proctor & S. Ross (Eds.) *Bionte: Biomassa e Nutrientes Florestais. Relatório Final*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, AM. 345 p.
- Ferreira, S.J.F. 1997. Efeitos da exploração seletiva de madeira sobre a hidrologia e hidroquímica do solo. p. 151-169 In: N. Higuchi, J.B.S. Ferraz, L. Antony, F. Luizão, R. Luizão, Y. Biot, I. Hunter, J. Proctor & S. Ross (Eds.) *Bionte: Biomassa e Nutrientes Florestais. Relatório Final*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, AM. 345 p.
- Gillman, G.P. & G.G. Murtha. 1983. Effects of sample handling on some chemical properties in soils from high rainfall coastal North Queensland. *Australian Journal of Soil Research* 21: 67-72.
- Guimarães, G. de A., J.B. Bastos & E. de C. Lopes. 1970. Métodos de análise física, química e instrumental de solos. *Instituto de Pesquisas e Experimentação Agropecuárias do Norte (IPEAN), Série: Química de Solos* 1(1): 1-108.
- Hardy, F. 1961. *Manual de Cacao*. Instituto Interamericano de Ciências Agrícolas (IICA), Turrialba, Costa Rica.
- Hubbell, S.P. & R.B. Foster. 1990. Structure, dynamics, and equilibrium status of old-growth forest on Barro Colorado Island. p. 522-541 In: A.H. Gentry (Ed.) *Four Neotropical Forests*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, E.U.A. 627 p.
- Irion, G. 1978. Soil infertility in the Amazonian rain forest. *Naturwissenschaften* 65: 515-519.
- Jonkers, W.B.J. & P. Schmidt. 1984. Ecology and timber production in tropical rainforest in Suriname. *Interciencia* 9(5): 290-297.
- Jordan, C. 1985. Soils of the Amazon rainforest. p. 83-94 In: G.T. Prance & T.E. Lovejoy (Eds.) *Key Environments: Amazonia*. Pergamon Press, Oxford, Reino Unido. 442 p.
- Jorgensen, S.S. 1977. *Guia Analítico: Metodologia Utilizada para Análises Químicas de Rotina*. Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA), Piracicaba, São Paulo, SP. 24 p.
- Kamprath, E.J. 1973a. Phosphorus. p. 138-161 In: P.A. Sánchez (ed.) *A Review of Soils Research in Tropical Latin America*. North Carolina State University, Soil Science Department, Raleigh, North Carolina, E.U.A. 197 p.
- Kamprath, E.J. 1973b. Soil acidity and liming. p. 126-137 In: P.A. Sánchez (ed.) *A Review of Soils Research in Tropical Latin America*. North Carolina State University, Soil Science Department, Raleigh, North Carolina, E.U.A. 197 p.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5: 173-185.
- Kapos, V., G. Ganade, E. Matusi & R.L. Victoria. 1993. Delta ¹³C as an I dicator of edge effects in tropical rainforest reserves. *Journal of Ecology* 81: 425-432.
- Klar, A.E. 1984. *A Água no Sistema Solo-Planta-Atmosfera*. Nobel, São Paulo, SP. 408 p.

- Koster, H.W., E.J.A. Khan & R.P. Bosshart. 1977. *Programa e Resultados Preliminares dos Estudos de Pastagens na Região de Paragominas, Pará, e nordeste de Mato Grosso junho 1975-dezembro 1976*. Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia (SUDAM), Convênio SUDAM/Instituto de Pesquisas IRI, Belém, Pará.
- Laurance, W.F., P.M. Fearnside, S.G. Laurance, P. Delamonica, T.E. Lovejoy, J.M. Rankin-de-Merona, J.Q. Chambers & C. Gascon. 1999. Relationship between soils on Amazon forest biomass: A landscape-scale study. *Forest Ecology and Management* 118(1-3): 127-138.
- Laurance, W.F., L.V. Ferreira, J.M. Rankin-de Merona & S.G. Laurance. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79(6): 2.032-2.040.
- Laurance, W.F., S.G. Laurance, L.V. Ferreira, J.M. Rankin-de-Merona, C. Gascon & T.E. Lovejoy. 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science* 278: 1.117-1.118.
- Lean, J., C.B. Bunton, C.A. Nobre & P.R. Rowntree. 1996. The simulated impact of Amazonian deforestation on climate using measured ABRACOS vegetation characteristics. p. 549-576 In: J.H.C. Gash, C.A. Nobre, J.M. Roberts & R.L. Victoria (Eds.) *Amazonian Deforestation and Climate*. Wiley, Chichester, Reino Unido. 611 p.
- Lescure, J.P. & R. Boulet. 1985. Relationships between soil and vegetation in a tropical rain forest in French Guiana. *Biotropica* 17(2): 155-164.
- Lenthe, H.R. 1991. Methods for monitoring organic matter in soil. p. 119-129 In: Studies on the Utilization and Conservation of Soil in the Eastern Amazon Region. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), Eschborn, Alemanha. 281 p.
- Lovejoy, T.E. & R.O. Bierregaard, Jr. 1990. Central Amazonian forests and the Minimum Critical Size of Ecosystems Project. p. 60-71 In: A.H. Gentry (Ed.) *Four Neotropical Forests*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, E.U.A. 627 p.
- Lovejoy, T.E., J.M. Rankin, R.O. Bierregaard, Jr., K.S. Brown, Jr., L.H. Emmons & M.E. van der Voort. 1984. Ecosystem decay of Amazon forest remnants. p. 295-325 In: M.H. Nitecki (Ed.). *Extinctions*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, E.U.A.
- Meggers, B.J. 1994. Archeological evidence for the impact of mega-Niño events on Amazonia during the past two millenia. *Climatic Change* 28(1-2): 321-338.
- Moran, E.F. 1981. *Developing the Amazon*. Indiana University Press, Bloomington, Indiana, E.U.A. 292 p.
- National Academy of Sciences. 1972. *Soils of the Humid Tropics*. National Academy of Sciences, Washington, D.C., E.U.A. 219 p.
- Nepstad, D.C., A.G. Moreira & A.A. Alencar. 1999. *Flames in the Rain Forest: Origins, Impacts and Alternatives to Amazonian Fire*. Pilot Program to Conserve the Brazilian Rain Forest, Brasília, DF. 161 p.
- Nicholls, N. & 98 outros. 1996. Observed climate variability and change. p. 133-192 In: Houghton, J.T., L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg & K. Maskell (Eds.). *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 572 p.
- Pacífico, C. 1997. "Distrito Agropecuário: ZF-9, o ramal dos iludidos". *Amazonas em Tempo* [Mauaus], 01 de junho de 1997, p. A-4.
- Parkinson, J.A. & S.E. Allen. 1975. A wet oxidation procedure suitable for the determination of nitrogen and mineral nutrients in biological material. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 6: 1-11.
- Pinheiro, R. 1997. "Zoneamento econômico-ecológico: Sudeste e nordeste do AM têm maior potencial econômico". *Amazonas em Tempo* [Mauaus], 26 de setembro de 1997, p. B-2. Primavesi, A. 1981. *O Manejo Ecológico do Solo: Agricultura em Regiões Tropicais*, 3a Ed. Nobel, São Paulo, SP. 541 p.
- Rankin-de-Merona, J.M., R.W. Hutchings H. & T.E. Lovejoy. 1990. Tree mortality and recruitment over a five-year period in undisturbed upland rainforest of the central Amazon. p. 573-584 In: A.H. Gentry (Ed.) *Four Neotropical Forests*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, E.U.A. 627 p.
- Ranzani, G. 1980. Identificação e caracterização de alguns solos da Estação Experimental de Silvicultura Tropical do INPA. *Acta Amazônica* 10: 7-41.
- Régis, M. 1989. "IBGE e Embrapa divergem sobre melhor ocupação para Amazônia". *Jornal do Brasil* [Rio de Janeiro] 09 de julho de 1989, Caderno 1, p. 17.
- Salati, E. and P.B. Vose. 1984. Amazon Basin: A system in equilibrium. *Science* 225: 129-138.
- Sánchez, P.A. 1976. *Properties and Management of Soils in the Tropics*. Wiley-Interscience, New York, E.U.A. 618 p.
- Sánchez, P.A. 1977. Advances in the management of OXISOLS and ULTISOLS in tropical South America. p. 535-566 In: *Proceedings of the International Seminar on Soil Environment and Fertility Management in Intensive Agriculture, Tokyo, Japan*. Society of the Science of Soil and Manure, Tokyo, Japão.
- Sánchez, P.A., D.E. Bandy, J.H. Villachica & J.J. Nicholaides, III. 1982. Amazon basin soils: Management for continuous crop production. *Science* 216: 821-827.
- Serrão, E.A.S., I.C. Falesi, J.B. da Viegua & J.F. Teixeira Neto. 1979. Productivity of cultivated pastures on low fertility soils in the Amazon of Brazil. p. 195-225 In: P.A. Sánchez & L.E. Tergas (Eds.) *Pasture*

- Production in Acid Soils of the Tropics: Proceedings of a Seminar held at CIAT, Cali, Colombia, April 17-21, 1978.* CIAT Series 03 EG-05. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), Cali, Colômbia. 488 p.
- Serrão, E.A.S. & A.K.O. Homma. 1993. Brazil. p. 265-351 In: National Research Council, Committee on Sustainable Agriculture and the Environment in the Humid Tropics, Board on Agriculture and Board on Science and Technology for International Development. *Sustainable Agriculture and the Environment in the Humid Tropics*. National Academy Press, Washington, D.C., E.U.A. 702 p.
- Serrão, E.A.S., D. Nepstad & R. Walker. 1996. Upland agricultural and forestry development in the Amazon: Sustainability, criticality and resilience. *Ecological Economics* 18(1): 3-13.
- Smith, N.J.H., E.A.S. Serrão, P. de T. Alvim & Í.C. Falesi. 1995. *Amazonia: Resiliency and Dynamism of the Land and its People*. United Nations University Press, Tokyo, Japão. 253 p.
- Smyth, A.J. 1966. The selection of soils for cacao. FAO Soils Bulletin No. 5. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Itália.
- Sollins, P. 1998. Factors influencing species composition in tropical lowland rain forest: Does soil matter? *Ecology* 79(1): 23-30.
- Sombroek, W.G. 1966. *Amazon Soils: A Reconnaissance of the Soils of the Brazilian Amazon Region*. Centre for Agricultural Publications and Documentation, Wageningen, Países Baixos. 292 p.
- Sombroek, W.G. 1984. Soils of the Amazon region. p. 521-535 In: H. Sioli (ed.) *The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty River and its Basin*. Dr. W. Junk, Dordrecht, Países Baixos. 763 p.
- Sombroek, W.G., P.M. Fearnside & M. Cravo. 2000. Geographic assessment of carbon stored in Amazonian terrestrial ecosystems and their soils in particular. p. 375-389. In: R. Lal, J.M. Kimble & B.A. Stewart (Eds). *Global Climate Change and Tropical Ecosystems*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, E.U.A. 438 p.
- St. John, T.V. 1980. Uma lista de espécies de plantas tropicais brasileiras naturalmente infectadas com micorriza vesiculararbuscular. *Acta Amazonica* 10(1): 229-234.
- St. John, T.V. 1985. Mycorrhizae. p. 277-283 In: G.T. Prance & T.E. Lovejoy (Eds.) *Key Environments: Amazonia*. Pergamon Press, Oxford, Reino Unido 442 p.
- Tanaka, A., T. Sakuma, N. Okagawa, H. Imai & S. Ogata. 1984. *Agro-Ecological Condition of the Oxisol-Ultisol Area of the Amazon River System*. Faculty of Agriculture, Hokkaido University, Sapporo, Japão. 101 p.
- Tanner, E.V.J., P.M. Vitousek & E. Cuevas. 1998. Experimental investigation of nutrient limitation of forest growth on wet tropical mountains. *Ecology* 79(1): 10-22.
- Tian, H., J.M. Mellilo, D.W. Kicklighter, A.D. McGuire, J.V.K. Helfrich III, B. Moore III & C. V"or"osmarty. 1998. Effect of interannual climate variability on carbon storage in Amazonian ecosystems. *Nature* 396: 664-667.
- Uhl, C. & R. Buschbacher. 1985. A disturbing synergism between cattle-ranch burning practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. *Biotropica* 17(4): 265-268.
- Uhl, C. & J.B. Kauffman. 1990. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the Eastern Amazon. *Ecology* 71(2): 437-449.
- Van Schaik, C.P. & E. Mirmanto. 1985. Spatial variation in the structure and litterfall of Sumatran rainforest. *Biotropica* 17: 196-205.
- Van Wambeke, A. 1978. Properties and potentials of soils in the Amazon Basin. *Interciencia* 3(4): 233-241.
- Veríssimo, A., P. Barreto, M. Matos, R. Tarifa & C. Uhl. 1992. Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: The case of Paragominas. *Forest Ecology and Management* 55: 169-199.
- Vieira, L.S. 1975. *Manual da Ciência do Solo*. Editora Agronômica Ceres, São Paulo, SP. 464 p.
- Vieira, L.S. & M.N.F. Vieira. 1983. *Manual de Morfologia e Classificação de Solos*. Editora Agronômica Ceres, São Paulo, SP. 319 p.
- Walker, B.H., P. Lavelle & W. Weischet. 1987. Yurimaguas technology. *BioScience* 37(9): 638-640.
- Walkley, A. & I.A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37: 29-38.
- Webster C.C. & P.N. Wilson. 1980. *Agriculture in the Tropics, 2nd. ed.* Longman, London, Reino Unido. 640 p.
- Young, A. 1976. *Tropical Soils and Soil Survey*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 468 p.
- Zagatto, E.A.C., A.C. Jacintho, B.F. Reis, F.J. Krug, F.H. Bergamin, L.C.R. Pessenda, S. Moratti & M.F. Gine. 1981. *Manual de Análises de Plantas e Águas Empregando Sistemas de Injeção de Fluxo*. Centro de Energia Nuclear na Agricultura/Universidade de São Paulo (CENA/USP), Piracicaba, São Paulo, SP. 45 p.