

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS ENERGÉTICAS E
NUCLEARES

MUDANÇAS NA MATÉRIA ORGÂNICA (C, N e P) DE SOLOS
SOB AGRICULTURA DE SUBSISTÊNCIA.

VÂNIA DA SILVA FRAGA

RECIFE-PERNAMBUCO-BRASIL
OUTUBRO -2002

MUDANÇAS NA MATÉRIA ORGÂNICA (C, N e P) DE SOLOS
SOB AGRICULTURA DE SUBSISTÊNCIA.

VÂNIA DA SILVA FRAGA

VÂNIA DA SILVA FRAGA

MUDANÇAS NA MATÉRIA ORGÂNICA (C, N e P) DE SOLOS
SOB AGRICULTURA DE SUBSISTÊNCIA.

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares – PROTEN – do Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco, para obtenção do título de Doutor em Ciência. Área de Concentração: Aplicação de Radioisótopos/Fertilidade de Solos.

ORIENTADOR: PROF. DR. IGNÁCIO HERNAN SALCEDO

RECIFE-PERNAMBUCO-BRASIL
OUTUBRO-2002

MUDANÇAS NA MATÉRIA ORGÂNICA (C, N e P) DE SOLOS
SOB AGRICULTURA DE SUBSISTÊNCIA.

Vânia da Silva Fraga

APROVADA EM: 15.10.2002

ORIENTADOR : Prof. Dr. Ignacio Hernán Salcedo

COMISSÃO EXAMINADORA:

Prof. Dr Albericio Pereira de Andrade – CCA/UFPB

Prof. Dr. Rômulo Simões Menezes –DEN/UFPE

Prof^a Dr^a Arminda Saconi Messias –UNICAP

Prof. Dr. Fernando José Freire – DS/UFRPE

Prof. Dr. Ignacio Hernán Salcedo – DEN/UFPE

Visto e permitida a impressão

Coordenador do PROTEN/DEN/UFPE

Ao Professor Ignacio Salcedo, minha gratidão.

À minha filha, Júlia.
Dedico

AGRADECIMENTOS

- À Deus, pela graça da vida...
- Ao Professor Dr. Ignacio Hernán Salcedo, pela incansável orientação.
- Ao Departamento de Energia Nuclear (DEN/UFPE) e ao Curso de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares (PROTEN), pela oportunidade para a realização deste trabalho.
- À CAPES/PICDT/UFPB, pela concessão da bolsa de doutorado.
- Ao InterAmerican Institute for Global Change Research (IAI) e ao CNPq pelo apoio financeiro.
- Aos Professores que participaram do Comitê de Acompanhamento, pelas sugestões que contribuíram com a melhoria da nossa pesquisa:
Prof. Ivandro de França da Silva, DSER/UFPB
Prof. Everardo V. S. B. Sampaio, DEN/UFPE
Prof. Dr. Rômulo Simões C. Menezes, DEN/UFPE.
- Ao Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral pela ajuda na determinação do ^{137}Cs .
- Aos amigos do Laboratório de Radioagronomia (técnicos e estudantes): Clau, Gilberto, Pedrinho, Clarindo, Eduardo, Regina, Sandra, Antônio, Fábio, Tadeu, Luiz e Abene, pela convivência fraterna.
- Aos colegas do Centro de Ciências Agrárias da UFPB, Prof Ivandro, Prof. Albericio, Prof. Iêde e Prof. Leonaldo, pelo apoio e estímulo.
- Aos professores do setor de Química e Fertilidade do DSER./CCA/UFPB pela substituição nas minhas atividades de ensino.
- Aos técnicos do Laboratório de Física de Solo do DSER/CCA/UFPB, Roberval, Sula e Sr. Pelé.
- À Prof^a Márcia Roseane Targino, pela amizade e ajuda.
- À minha mãe, à lembrança do meu pai, aos meus irmãos, pelo constante incentivo e apoio.
- A todos que direta e indiretamente contribuíram com a realização deste sonho.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE FIGURAS.	ix
LISTA DE TABELAS.	x
RESUMO.	xii
ABSTRACT.	xiv
CAPÍTULO 1	
Estimativas de perdas da matéria orgânica de solo sob agricultura de subsistência na região semi-árida.	1
1.1 INTRODUÇÃO.	2
1.2 MATERIAL E MÉTODOS	
1.2.1 Descrições dos locais de estudo.	4
1.2.2 Históricos do uso do solo e critérios para formação dos grupos de uso.	6
1.2.3 Amostragem do solo.	7
1.2.4 Análises químicas e físicas das amostras dos solos.	8
1.2.5 Análise de ¹³⁷ Cs e estimativa da erosão do solo.	9
1.2.6 Análises Estatísticas	10
1.3 RESULTADO E DISCUSSÃO	
1.3.1 Atividades de ¹³⁷ Cs e estimativas de erosão.	11
1.3.2 Efeito do uso do solo sobre os reservatórios orgânicos.	16
1.3.3 Estimativas de perdas de C por erosão e mineralização.	23
1.3.4 Inter-relações entre o C e o P do solo.	24
1.4 CONCLUSÕES.	30
1.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.	31

CAPITULO 2	Página
Frações de C orgânico e disponibilidade de N e P em solos sob agricultura de subsistência.	38
2.1 INTRODUÇÃO	39
2.2 MATERIAL E MÉTODOS	41
2.2.1 Experimento de comparação de métodos.	42
2.2.1.1 Incubação.	42
2.2.1.2 Fração leve da MOS, com densidade $< 1 \text{ kg dm}^{-3}$	43
2.2.1.3 C oxidável com KMnO_4 333 mM e KMnO_4 16,5 mM.	43
2.2.2 Experimento em casa de vegetação.	45
2.2.3 Análise estatística	46
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	
2.3.1 Comparação de métodos.	46
2.3.2 Efeito da intensidade do uso da terra.	55
2.3.3 Ensaio em casa de vegetação.	58
2.4 CONCLUSÕES.	64
2.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.	65
APÊNDICES	71
Apêndice A	72
Apêndice B	73
Apêndice C	74
Apêndice D	75
Apêndice E	76

LISTA DE FIGURAS

No.	Título	Página
1.1	Contribuições relativas dos processos de mineralização e de erosão para as perdas de C, nas comparações entre caatinga preservada e áreas adjacentes com áreas cultivadas degradadas e preservadas.	25
1.2	Relação entre os teores médios (n=4) de P orgânico total e C total nas amostras de solo das camadas de 0-7,5 e 7,5-15 cm das áreas com vegetação nativa.	26
1.3	Relação entre os teores médios (n=4) de P orgânico total e C total nas amostras de solo das camadas de 0-7,5 e 7,5-15 cm das áreas com vegetação nativa.	28
1.4	Relação entre as concentrações médias (n=4) de P orgânico total e P total nas amostras de solo das camadas de 0-7,5 e 7,5-15 cm das áreas com vegetação nativa e das áreas cultivadas..	29
2.1	Concentrações de C associadas à fração leve (densidade < 1kg dm ⁻³) (a), e mineralizadas por incubação durante três dias (b), em 80 amostras de solo retiradas de duas profundidades em áreas cultivadas contíguas com vegetação de caatinga.	49
2.2	Concentrações de C oxidadas por soluções de KMnO ₄ 333 mM (a) e 16,5 mM (b) em 80 amostras de solo retiradas de duas profundidades em áreas cultivadas contíguas com vegetação de caatinga.	51

LISTA DE TABELAS

No	Título	Página
1.1	Localização, classificação dos solos, históricos e cobertura do solo das áreas de estudo.	5
1.2	Atividade média ($\pm$ erro padrão, $n=4$) de ^{137}Cs em amostras da camada de 0-7,5 cm de profundidade, retiradas de áreas adjacentes com vegetação nativa e sob exploração agrícola, com diferentes declividades.	12
1.3	Concentrações médias e estoques de ^{137}Cs em função da intensidade de uso do solo (camada de 0-7,5 cm) e perdas de solo ocorridas em 35 anos e calculadas em relação às áreas com caatinga preservada.	14
1.4	Efeito da intensidade de uso do solo e da profundidade de amostragem nas concentrações médias ($\pm$ erro padrão) de C e N totais e na razão C/N.	17
1.5	Valores médios ($\pm$ erro padrão) de fósforo total (Pt), orgânico (Po), extraído por Mehlich-1 e relação Po/(Pt-Po), em função da intensidade de uso do solo e da profundidade de amostragem.	19
1.6	Atributos físicos e químicos das amostras, agrupadas de acordo com a classificação dos solos e a profundidade de amostragem.	22
2.1	Valores médios ($n=20$) de C orgânico total (Ct), C na fração leve (densidade $< 1 \text{ kg dm}^{-3}$) (C-fl), C-CO ₂ mineralizado em três dias de incubação (C-min3d), C oxidável pelo KMnO ₄ 333 mM (C-ox333) e 16,5 mM (C-ox16), em função do uso do solo e da espessura da camada amostrada.	48
2.2	Efeito da intensidade de uso do solo nos teores de C oxidável pelo KMnO ₄ 16,5 mM (C-ox16), na labilidade do C-ox16 e nos índices de estoque de carbono (IEC), de labilidade (IL) e de manejo do carbono (IMC) do solo.	56

Mudanças na matéria orgânica (C, N e P) de solos sob agricultura de subsistência.

Vânia da Silva Fraga

RESUMO

A produtividade em sistemas agrícolas de subsistência ou de baixos insumos depende do fornecimento de nutrientes provenientes da mineralização da matéria orgânica do solo (MOS). Os poucos resultados disponíveis na literatura têm mostrado declínios na fertilidade de solos sob este sistema de exploração, particularmente nos teores de MOS. Objetivando compreender a natureza e alcance dessa degradação foram selecionados dez locais com áreas contíguas cultivadas e sob vegetação nativa, na mesma posição de encosta, nos estados da Paraíba e Pernambuco. Com base no histórico do uso do solo, observações “in situ”, e concentração do ^{137}Cs , este último utilizado como parâmetro de erosão dos solos, as áreas foram divididas em quatro grupos com distintos níveis de intensidade de uso do solo: Caatinga Preservada (CaatP), Caatinga Raleada (CaatR), Cultivado Preservado (CultP) e Cultivado Degradado (CultD). Na primeira parte do trabalho quantificaram-se os reservatórios orgânicos de C, N e P totais, além das determinações de ^{137}Cs , sob a hipótese de que as variações associadas a mudanças no uso do solo seriam maiores do que a variabilidade dentro dos grupos, possibilitando assim inferências em escala regional. As concentrações de Ct e Nt em CultD foram 50 % menores ($P < 0,05$) do que as encontradas nos solos sob CaatP. Desta perda de C, 43 % foi atribuída ao processo da erosão e 57 % ao processo de mineralização. A relação Po/Pi foi 1,47 sob a CaatP e decresceu para 0,82 sob CultP e CultD ($P < 0,05$). O efeito das mudanças no uso do solo foi mais evidente na profundidade de 0-7,5 cm do que na camada 0-15 cm. Inter-relações entre C e P nas áreas sob caatinga sugeriram que a disponibilidade de P e de água controlam a acumulação de C nesses solos. Na segunda parte do trabalho foram realizados dois experimentos. O primeiro deles constou de uma fase preliminar, exploratória,

na qual foram comparados quatro métodos, visando detectar mudanças na qualidade da MOS. Utilizaram-se 80 amostras que maximizavam a variabilidade em Ct, nas quais foram determinadas as seguintes frações: C contido na fração leve da MOS com densidade $<1 \text{ kg dm}^{-3}$ (C-fl), C-CO₂ produzido em três dias de incubação (C-min3d); C oxidado com KMnO₄ 333 mM (C-ox333) e com 16,5 mM (C-ox16). A única fração que não se correlacionou com o C total foi C-fl. As proporções médias de Ct determinadas como C-min3d, C-ox333 e C-ox16 foram 1,5 %, 24 % e 7,2 %, respectivamente. Na segunda fase, selecionou-se o C-ox16 para análise do total das amostras (n=160). O C-ox16 diminuiu de 1,65 em CaatP para 0,70 g kg⁻¹ em CultD ($P < 0,05$). Entretanto, nessa mesma comparação o declínio em labilidade foi pequeno. Essa labilidade foi definida pela proporção do C-ox16 em relação ao C não oxidado pelo KMnO₄ 16,5 mM e declinou de 10,3 % para 8,5 % com o aumento na intensidade de uso; embora esse declínio representou uma mudança na qualidade da MOS, não foi estatisticamente significativo. Índices de manejo de carbono (IMC), calculados a partir das mudanças nos teores de Ct e na sua labilidade, em relação ao grupo de CaatP (IMC=100), declinaram para 67 % em CaatR e para 47 % em CultD. Essas diminuições foram mais influenciadas pelas mudanças nos teores de Ct que na sua labilidade. O segundo experimento, em casa de vegetação, visou caracterizar o efeito das perdas de MOS em relação à capacidade de suprimento de nutrientes (N e P), utilizando-se 20 amostras com teores de Ct que variaram entre 6,19 e 21,8 g kg⁻¹. O carbono total correlacionou-se significativamente com o N mineralizado em 60 dias (N-min60d) ($r=0,79^{***}$); por sua vez, as variáveis N-min60d e P-Mehlich-1 explicaram 80 % da variação na matéria seca produzida pelo capim buffel (*Cenchrus ciliaris*). A baixa disponibilidade de P associada às perdas de C e N constatadas nesses solos, um regime hídrico desfavorável além de práticas agrícolas inadequadas, na maioria dos casos, impõe severas restrições à recuperação das áreas degradadas através do pousio tradicional.

Changes in organic matter (C, N and P) of soils under subsistence agriculture

Vânia da Silva Fraga

ABSTRACT

Productivities under low input or subsistence agriculture are strongly dependent on nutrient supply from soil organic matter mineralization (SOM). Few results are available and they indicate declines in soil fertility under this agricultural system, particularly in SOM levels. In an attempt to understand the nature and extent of these declines we selected ten sites having cultivated areas adjacent with areas under native vegetation at the same slope position, in the states of Pernambuco and Paraíba. Based on the management history, '*in situ*' observations and ^{137}Cs concentrations to evaluate soil erosion, the areas were divided in four groups having different levels of soil use intensity: Undisturbed Dry Forest (UDF), Disturbed Dry Forest (DDF), Preserved-Cultivated (PC) and Degraded-Cultivated (DC). In the first part of this work we quantified total organic C, N and P, in addition to ^{137}Cs concentrations, under the assumption that changes in organic nutrient contents among land use groups would be greater than the within group variability, thus enabling inferences at a regional scale. Concentrations of C and N in DC were 50% smaller ($P < 0.05$) than those in UDF. Of these losses, 43% were attributed to erosion processes while 57% were related to SOM mineralization. The Po/Pi ratio under UDF was 1.47 and decreased to 0.82 in PC and DC ($P < 0.05$). The effects of changes in land use were greater when considering the 0-7.5 cm layer rather than the 0-15 cm layer. Interrelationships between C and P in the dry forest areas suggested that P availability and water controlled C accumulation in these soils. In the second part of this work two experiments were conducted. The first one included a preliminary phase, comparing four methods in their capacity to detect changes in soil organic matter quality. Eighty samples that maximized the variability in C content of the whole set ($n=160$), were analyzed for: C in the light SOM

fraction (density $< 1 \text{ kg dm}^{-3}$) (C-lf); C-CO₂ produced during three days of incubation (C-min3d); C oxidized with 333 mM (C-ox 333) and 16,5 mM (C-ox16) KMnO₄. The only fraction that did not correlate with total C was C-fl. Average proportions of total C extracted by C-mins3d, C-ox333 and C-ox16 were 1.5 %, 24 % and 7.2 %, respectively. In the second phase, the whole sample set (n=160) was analyzed for C-ox16. This C fraction decreased from 1.65 g kg⁻¹ under UDF to 0.70 in DC ($P < 0.05$). However, the change in SOM lability for the same comparison was small. Lability, defined as the ratio (C-ox16/non-oxidized C)*100, declined from 10.3% to 8.5% with increased land use intensity; although this declines suggested a change in SOM quality, it was not statistically significant. Carbon management indexes (CMI), based on changes in C concentrations and in C lability in comparison with UDF (CMI=100), decreased to 67% in DDF and 47% in DC. These decreases were more related to decreases in C concentrations than in its lability. The second experiment assessed the effect of SOM changes in the nutrient supplying power (N and P), by selecting 20 samples that varied in their C content from 6.19 to 21.8 g kg⁻¹, in a pot experiment. Total C correlated significantly with N mineralized in 60 d (N-min60d) ($r=0.79^{***}$) while N-min60 and P-Mehlich-1 explained 80% of the variation in dry matter production by buffel grass (*Cenchrus ciliaris*). Low P availability, C and N losses, limited water availability and sometimes-inappropriate land management techniques, are considered strong limiting conditions for the recovery of degraded soils by traditional bush fallow techniques.

CAPÍTULO 1

**Estimativas de perdas da matéria orgânica de solos sob agricultura
de subsistência na região semi-árida**

1.1 INTRODUÇÃO

A região semi-árida no NE do Brasil estende-se por uma área de aproximadamente um milhão de km² e tem uma vegetação nativa predominante de floresta espinhosa decídua, localmente conhecida como caatinga (Sampaio, 1995). As áreas com agricultura de subsistência na região criam mosaicos de um a dois ha de terra que mostram vários estádios de crescimento secundário da caatinga (pousio), agricultura de subsistência ou áreas de pastagens. Os solos foram derivados, principalmente, de rochas cristalinas e por esta razão, a variabilidade da vegetação associada aos mosaicos é também acompanhada pela variabilidade do solo, que pode ser observada tanto em curtas (Tiessen & Santos, 1989) como em longas distâncias (Sampaio et al., 1995). O efeito dos vários usos da terra sobre a fertilidade do solo é pouco conhecido, porque não há tradição de experimentos agrícolas clássicos de longa duração (10-20 anos), com tratamentos distribuídos ao acaso, em blocos que controlem a variabilidade do solo e/ou cobertura vegetal.

Devido à pressão do aumento populacional, as culturas são plantadas antes que a fertilidade do solo tenha se recuperado através de um longo período de pousio (Tiessen et al., 1992), o que resulta num declínio mais acentuado dos reservatórios orgânicos de nutrientes (Salcedo et al., 1997). A produtividade da agricultura de subsistência é fortemente dependente dos nutrientes presentes no solo nas formas orgânicas (Tiessen et al, 2001), uma vez que não existem entradas de nutrientes de fontes externas. Decréscimos de 30 % na concentração do C e N orgânico totais e P orgânico em um oxissolo de Araripina-PE, tiveram uma forte influência nos decréscimos na produtividade após seis anos de cultivo. A diminuição nos reservatórios orgânicos foi atribuída ao processo de mineralização, uma vez que devido ao relevo plano admitiu-se que não houve perdas por erosão (Tiessen et al., 1992). Contudo, em regiões com o relevo fortemente ondulado, (a região semi-árida tem 37 % de encostas com 4 a 12 % de

inclinação e 20 % com inclinação maior do que 12 % (SUDENE, 1983)), é razoável esperar que a matéria orgânica também seja perdida por erosão, particularmente nas posições superior e de meia encosta (Silva et al., 1986a; Albuquerque et al., 2001) que, normalmente, são ocupadas com agricultura de subsistência. Avaliar a extensão e o grau de perda da fertilidade do solo sob este sistema é bastante relevante para a região, mas apresenta algumas dificuldades metodológicas. O efeito do cultivo tem sido freqüentemente avaliado, comparando-se áreas contíguas cultivadas e não cultivadas (áreas de referência) (Detwiller, 1986; Davidson & Ackerman, 1993). Porém, as inferências em relação a diferenças significativas e processos envolvidos são limitadas pela ausência de verdadeiras repetições. Além disso, esta metodologia presume que as áreas não cultivadas possuam uma vegetação nativa preservada (Tiessen et al., 1992) e que não tenha sofrido erosão (Ellert & Gregorich, 1996). Esses requisitos são muito restritivos para o uso dessa metodologia na região semi-árida, porque os mosaicos provenientes da agricultura de subsistência raramente contêm áreas com vegetação de caatinga verdadeiramente preservada. Deste modo, embora seja possível encontrar áreas cultivadas ou com pastagem adjacentes com áreas em pousio, a diferença na fertilidade do solo entre essas áreas adjacentes ficará fortemente associada à condição da área com vegetação nativa, o que pode limitar a abrangência dos resultados.

Uma metodologia alternativa, proposta neste trabalho, foi obter “tratamentos” com repetições, dividindo as áreas em quatro grupos com distintos níveis de intensidade de uso do solo, independentemente do par. O agrupamento foi baseado no histórico do uso do solo, em observações “in situ” e em análises de ^{137}Cs . A hipótese foi que as variações nos teores de C, N e P orgânicos, entre grupos, seriam maiores do que dentro dos grupos, possibilitando inferências sobre o efeito das mudanças no uso do solo em escala regional. Desta forma, objetivou-se estimar as variações na MO de solos sob dois sistemas de uso, subdividindo cada sistema em dois grupos de intensidade de uso do solo.

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

1.2.1 Descrições dos locais de estudo

Foram selecionadas dez áreas de estudo distribuídas em cinco municípios de dois estados, Pernambuco e Paraíba. A precipitação média anual nesta região varia entre 500 e 1000 mm; o limite superior é usualmente considerado como o limite da região semi-árida (Sampaio, 1995). Porém, a chuva na região é tão irregular no espaço quanto no tempo (Reddy, 1983) que a média anual é um parâmetro climático de alcance limitado (Sampaio, 1995). As temperaturas médias são de 23 e 27 °C, com variações mensais <5 °C e diárias entre 5-10 °C. Sete a onze meses por ano tem um balanço hídrico negativo (SUDENE, 1985). Sampaio (1995) descreveu, de uma forma geral e sucinta, os solos e a vegetação desta região. Os solos dos locais de estudo incluíram seis Luvisolos Crômicos Órticos litólicos (TCol), dois Neossolos Litólicos eutróficos (RLe), um Luvisolo Crômico Órtico (TCo) e um Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico (PVAe) (Tabela 1.1); as abreviaturas para cada solo foram indicadas entre parênteses (EMBRAPA,1999). A amostragem estendeu-se de Março/98 até Junho/98, durante um período de seca severa que durou dois anos.

Tabela 1.1. Localização, classificação dos solos, históricos e cobertura do solo das áreas de estudo

Município-UF	Local	Coordenadas	Sigla [†]	Históricos das áreas		Cobertura do solo
				Vegetação nativa	Sob exploração agrícola	
				-----anos-----		
Juarez Távora PB	São José 2	35°35,5' W 7°8,5' S	TCol-4	+20, pousio (CaatP) ^{††}	Milho e feijão (+25) (CultD)	Milho e feijão
Juarez Távora PB	São José 1	35°35' W 7°9' S	TCol-5	+20, pousio (CaatP)	Milho e feijão (5) – capim (5) (CultD)	Capim nativo ralo
Alagoa Grande PB	Pirauá	35°37' W 7°3,5' S	PVAe	Não desmatada (CaatP)	+10 (plantio morro abaixo) Milho (3) - pasto (3) – milho (2) (CultD)	Milho
Alagoa Grande PB	Olho D'água	35°38' W 7°8,5' S	TCol-6	+25, pousio (CaatP)	Milho (6) - capim pangola (6) plantio em curva de nível (Cult))	Capim ralo
Alagoa Grande PB	Barro Branco	35°36' W 7°5,5' S	RLe-2	+35, pousio (raleamento muito limitado) (CaatP)	+20 Milho, feijão e fava (3) - Capim (3) (CultP)	Capim nativo ralo Cascalhos e calhaus
Custódia PE	São Boa Ventura	37°50' W 8°10' S	TCo	Não desmatada (CaatP)	Capim buffel (+5) (CultP)	Capim buffel
São João do Cariri-PB	São João do Cariri	36°31,5' W 7°21' S	TCol-1	Não desmatada (raleada) (CaatR)	Capim buffel + algaroba (± 14) (CultD)	Capim ralo Algaroba
Salgado de São Félix 2-PB	Salgado de São Félix2	35°25' W 7°26' S	TCol-2	+6, pousio (CaatR)	Feijão, milho e algodão (3) - capim mimoso (3) (CultD)	Capim ralo
Salgado de São Félix 1- PB	Salgado de São Félix-1	35°26' W 7°26' S	TCol-3	+15, pousio (raleada) (CaatR)	Feijão, milho e algodão (3) - Capim mimoso (2) (CultD)	Capim ralo
Alagoa Grande PB	Alvorada	35°38' W 7°7,5' S	RLe-1	+20, pousio (raleada) (CaatR)	Milho, feijão e fava (+25) (CultP)	Capim nativo ralo Cascalhos/calhaus

[†] TCol = Luvissolo Crômico Órtico lítico; TCo = Luvissolo Crômico Órtico; RLe = Neossolo Litólico eutrófico; PVAe = Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico. ^{††} CaatP = caatinga preservada; CaatR = caatinga raleada; CultD = cultivado degradado; CultP = cultivado preservado.

1.2.2 Histórico do uso do solo e critérios para formação dos grupos de uso

O principal critério para a seleção dos locais foi à presença de duas áreas adjacentes na mesma posição da encosta, uma com vegetação de caatinga ou sob pousio e a outra sob agricultura de subsistência ou pastagem. Foi assumido que uma amostragem feita ao longo de uma transeção de 120-150 m de comprimento dentro de cada área, na mesma posição da encosta, representaria características semelhantes de solo e de paisagem. Assim, a cobertura vegetal e o histórico do uso do solo são os fatores que iriam controlar as diferenças nos reservatórios orgânicos entre áreas vizinhas (Ellert & Gregorich, 1996). Entrevistas com os agricultores forneceram as informações sobre o uso do solo em cada área (Tabela 1.1). O critério de seleção dos locais resultou em históricos de manejos variados, mas foi possível diferenciar dois grupos ou categorias tanto nas áreas sob vegetação nativa quanto nas cultivadas, no que se refere à intensidade de degradação do solo. O primeiro grupo sob caatinga incluiu os seis primeiros locais listados na Tabela 1.1, dois deles com caatinga preservada e quatro com pousio de 20 anos ou mais. Apenas um desses locais (RLe-2), com pousio ao redor de 35 anos, observou-se uma discreta retirada de lenha. Este grupo foi denominado de Caatinga Preservada (CaatP). O segundo grupo foi integrado pelos últimos quatro locais com vegetação nativa (Tabela 1.1) e incluiu três áreas onde tinham ocorrido raleamentos mais intensos e uma com um período de pousio de somente seis anos. Nas áreas raleadas a superfície do solo mostrava sinais de erosão. Este grupo foi denominado Caatinga Raleada (CaatR).

Todos os locais cultivados tinham solos com sinais de erosão, exceto o Luvissole Crômico Órtico (TCO) em Custódia-PE. A erosão também foi menos evidente no Luvissole

Crômico Órtico litólico (TCol-6), que tinha sido cultivado em curva de nível e nos Neossolos Litólicos eutróficos (RLe-1 e 2), que tinham cascalho na superfície (Tabela 1.1). Deste modo, estes quatro locais foram agrupados na categoria Cultivado Preservado (CultP). Os outros seis locais cultivados mostraram sinais de erosão mais intensa sendo o caso mais grave o do Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico (PVAe) que foi cultivado com milho em linhas no sentido da pendente e tinha perdido parte do horizonte Ap. Devido à intensidade dos sinais de erosão destes seis solos eles representaram a situação mais grave de degradação e foram incluídos na categoria Cultivados Degradados (CultD).

1.2.3 Amostragem do solo

O primeiro ponto amostral de cada área ficou distante 20-30 m do limite comum das áreas, e foi seguido de mais quatro pontos, a intervalos de 20 a 30 m dentro de cada área. Posteriormente, foram desconsiderados os resultados da primeira amostra de cada área, a mais próxima da divisa, porque, em alguns dos locais, os conteúdos de matéria orgânica nessas amostras foram intermediários em relação aos valores restantes de cada área, sugerindo um gradiente. Os solos foram amostrados em duas profundidades fixas: 0-7,5 cm e 7,5-15 cm. A maioria dos solos tinha cascalho na superfície e dentro do perfil. Muitos solos estavam extremamente duros, motivo pelo qual para obter-se as amostras foi necessário utilizar uma ferramenta de corte feita de aço (25 x 6 x 0,8 cm). De cada ponto amostral foram retirados dois blocos de solo com 25 cm de comprimento, 12 cm de largura e 7,5 cm de espessura e acondicionados em caixas de papelão.

1.2.4 Análises químicas e físicas das amostras dos solos

Após a separação das raízes e restos vegetais de maior tamanho, foi determinado o peso total de cada amostra. Sub-amostras de solo foram separadas e secas a 105 °C por 24 h para determinação da umidade gravimétrica; o restante do solo foi seco ao ar e passado através de uma peneira de 2 mm, para determinar as massas de terra fina seca ao ar (TFSA) e de cascalhos. O volume total de cada amostra teve que ser estimado, porque não foi possível manter um volume constante em todos os pontos amostrais no campo. Assim, a densidade do solo foi determinada no laboratório em amostras de TFSA: o volume de cascalhos foi calculado a partir de sua massa e uma densidade de partícula de 2,65 Mg m⁻³; o volume de TFSA foi calculado a partir de sua massa e de sua densidade determinada usando o método do cilindro graduado (EMBRAPA, 1997); finalmente, a densidade de solo (sem cascalhos) foi calculada com base na massa de TFSA e do volume total da amostra. A metodologia utilizada para determinar a densidade do solo foi mantida para todas as amostras, inclusive as que não continham pedras. A granulometria da TFSA foi determinada pelo método do hidrômetro (Gee & Bauder, 1986).

O fósforo lábil na TFSA foi extraído com Mehlich-1 (HCl 0,05M + H₂SO₄ 0,0125M) e determinado colorimetricamente (Murphy & Riley, 1962). O NO₃⁻ + NH₄⁺ foram extraídos com KCl 1M e determinados com auto-analisador (EPA, 1971); o pH foi determinado por potenciometria em uma suspensão 1:2,5 solo:água. Sub-amostras passadas por peneira de 0,015 mm foram analisadas quanto aos teores de: carbono orgânico total, por oxidação-difusão (Snyder & Trofymow, 1984); nitrogênio total, por Kjeldahl (Bremner & Mulvaney, 1982); N orgânico por subtração do N mineral do N total; fósforo orgânico total, por ignição e extração

ácida (Walker & Adams, 1958); e fósforo total por digestão com a mistura de ácido sulfúrico e peróxido de hidrogênio (Thomas et al., 1967).

1.2.5 Análise do ^{137}Cs e estimativa da erosão do solo

A determinação da atividade do ^{137}Cs nas amostras da camada superficial foi realizada por espectrometria gama, usando-se um analisador multi-canal com detetor de germânio e contagens acumuladas durante 80000 segundos (Bajracharya et al., 1998). Amostras de TFSA com massas de 1100 ou 2100 g foram acondicionados em béquer Marinelli. A massa menor foi usada para 10 amostras que não tinham TFSA suficiente, devido à grande quantidade de cascalhos. A eficiência de contagem foi determinada separadamente para cada massa, misturando-se uma solução aquosa, com atividade de ^{137}Cs conhecida, a uma amostra de solo de textura média, previamente medida, e que foi recontada após ser seca ao ar e cuidadosamente homogeneizada. Os dados foram expressos em Bq kg^{-1} de solo e não foram corrigidos pelo decaimento radioativo, já que as amostras foram coletadas durante um curto intervalo de tempo comparado com a meia-vida do ^{137}Cs .

Por causa da distribuição homogênea do ‘fallout’ do ^{137}Cs a nível regional e à sua elevada retenção pelos constituintes do solo, mudanças nas concentrações de ^{137}Cs no solo entre diferentes locais, têm sido interpretadas como uma redistribuição do material do solo na paisagem (ex. revisão de Ritchie & McHenry, 1990). Várias equações empíricas ou modelos de complexidade variável têm sido usados para relacionar as diminuições da atividade de ^{137}Cs no solo com as taxas de erosão (Ritchie et al., 1971, Kachanoski & De Jong, 1984; Yang et al., 1998).

Quase a metade do “fallout” total de ^{137}Cs até 1982, ocorreu em 1963 (Ritchie & McHenry, 1990). As estimativas da erosão do solo baseado nos dados do ^{137}Cs foram calculadas assumindo-se uma taxa linear de perda no intervalo de 1963-1998 (35 anos) e uma distribuição constante do ^{137}Cs dentro da camada de 0-7,5 cm. A densidade do solo foi usada para converter as concentrações do ^{137}Cs para estoques (Bq m^{-2}) e para calcular as perdas de solo (como massas e espessuras).

1.2.6 Análises estatísticas

Como as categorias propostas para o uso do solo foram baseadas apenas em informações qualitativas (histórico do uso do solo e observações “in situ”), os dados de ^{137}Cs foram usados como evidência quantitativa adicional visando corroborá-las. As médias de ^{137}Cs foram agrupadas de acordo com essas categorias e calculados os intervalos de confiança aos 90 % (IC-90 %) correspondentes. Uma vez que não houve superposição desses intervalos, considerou-se a existência de quatro níveis de erosão. Para avaliar o efeito da intensidade de uso do solo sobre os reservatórios de nutrientes orgânicos foi usado o procedimento GLM (SAS, 1985), para tratamentos com distintos números de repetições. O teste HSD de Tukey ao nível de $P < 0,05$ foi utilizado para comparação de médias. Devido ao fato dos solos incluídos em cada grupo serem bastante diferentes em alguns de seus atributos, as comparações das propriedades físicas e químicas entre os locais sob caatinga e sob cultivo foram feitas usando-se o teste-t para amostras em par ($P < 0,05$) (Sokal & Rolf, 1995).

1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

1.3.1 Atividades de ^{137}Cs e estimativas de erosão

As atividades de ^{137}Cs foram agrupadas pelas categorias de uso do solo, mas as médias foram mostradas para cada local, porque não há dados regionais publicados sobre este elemento (Tabela 1.2). As atividades nas amostras da camada de 0-7,5 cm ficaram na faixa de 0,42 a 1,15 Bq kg⁻¹ de solo, enquanto nas amostras da camada de 7,5-15 cm não foi detectada a presença de ^{137}Cs . A distribuição da atividade do ^{137}Cs nos solos normalmente mostram um acentuado gradiente negativo com a profundidade (Wallbrink et al., 1999). Este gradiente, associado ao menor fallout de ^{137}Cs no hemisfério Sul do que no Norte (Ritchie & McHenry, 1990), podem justificar a ausência de contagens mensuráveis na camada 7,5-15 cm. As diferenças no fallout entre ambos os hemisférios podem ser exemplificadas pela disparidade entre as atividades na Tabela 1.2 e, por exemplo, a atividade de 30 Bq kg⁻¹ determinada na camada de 0-13 cm de uma área de referência em Ohio-US (Bajracharya et al., 1998). Por outro lado os resultados da Tabela 1.2 foram entre 0,2 e 0,5 da atividade encontrada em solos do sudeste do Brasil (Schuch et al., 1994; Andrello et al., 1997). Em relação ao efeito do relevo, eram esperadas diferenças maiores na atividade do ^{137}Cs entre áreas adjacentes, à medida que as inclinações se tornavam mais íngremes, o que não foi observado (Tabela 1.2).

Tabela 1.2 Atividade média ($\pm$ erro padrão, n=4) de ^{137}Cs em amostras da camada de 0-7,5 cm de profundidade, retiradas de áreas adjacentes com vegetação nativa e sob exploração agrícola, com diferentes declividades.

Solos	Decliv.	Áreas com vegetação nativa		Áreas sob uso agrícola	
		Caatinga preservada	Caatinga raleada	Cultivada preservada	Cultivada degradada
	%	----- Bq kg ⁻¹ solo -----			
TCol-4	27	1,15 (0,12)			0,577 (0,16)
TCol-5	27	1,12 (0,05)			0,432 (0,044)
PVAe	9	0,936 (0,075)			0,459 (0,062)
TCol-6	40	0,835 (0,10)		0,684 (0,058)	
RLe-2	47	1,02 (0,18)		0,871 (0,075)	
TCo	5	0,810 (0,12)		0,736 (0,018)	
TCol-1	3		0,607 (0,25)		0,419 (0,012)
TCol-2	5		0,630 (0,043)		0,548 (0,15)
TCol-3	9		0,752 (0,093)		0,524 (0,10)
RLe-1	32		0,690 (0,14)	0,712 (0,090)	

A concentração média do ^{137}Cs sob CaatP foi a mais alta (Tabela 1.3) e foi usada como uma atividade de referência para uma condição de erosão desconhecida. A escolha de usar uma média de grupo como referência da atividade do ^{137}Cs , ao invés da média de um único local (Tabela 1.2), pareceu uma escolha criteriosa, porque a média de grupo incorporou algum grau de variabilidade regional (Tabela 1.3). O estoque de $98,4 \text{ Bq m}^{-2}$ calculado para CaatP (Tabela 1.3) para uma latitude de aproximadamente 8° S (Tabela 1.1), coincidiu com a tendência de decréscimo do estoque de ^{137}Cs com a diminuição da latitude (Schuch et al., 1994). Estes autores encontraram estoques de ^{137}Cs de 329, 159, 150 e 107 Bq m^{-2} para as latitudes de 28° , 26° , 22° e 13° S , respectivamente.

A concentração do ^{137}Cs sob CaatR foi aproximadamente 30 % menor do que na CaatP (Tabela 1.3). Os agricultores, geralmente, não consideram o corte seletivo de árvores como prejudicial para o ecossistema, mas essa diferença sugere que esta prática pode contribuir com a erosão do solo, provavelmente por causa do surgimento de clareiras dentro das áreas, onde a superfície do solo fica desprotegida. Porém, os pousios em CaatR foram inferiores a 20 anos enquanto o pico do fallout do ^{137}Cs ocorreu 35 anos antes da amostragem, em 1963 (Ritchie & McHenry, 1990). Deste modo, parte da perda do ^{137}Cs pode ter ocorrido durante o período do cultivo anterior, antes do atual pousio. Resultados mais conclusivos relacionados com o efeito do corte de árvores, quantificando, também a intensidade deste raleamento, requereria um maior número de locais com caatinga preservada e/ou com pousios mais longos.

Tabela 1.3 Concentrações médias e estoques de ^{137}Cs em função da intensidade de uso do solo (camada de 0-7,5 cm) e perdas de solo ocorridas em 35 anos e calculadas em relação às áreas com caatinga preservada

[†] Intervalos de confiança ao nível de $P = 0,90$.

Intensidade uso do solo	^{137}Cs	Diminuição relativa	Densidade do solo	Estoque de ^{137}Cs	Perdas de solo	
					Massa	Espessura
	Bq kg ⁻¹	%	kg dm ⁻³	Bq m ⁻²	Mg ha ⁻¹	cm
Caatinga preservada (n=6)	$0,979 \pm 0,12^{\dagger}$	100	1,34	98,4	-	-
Caatinga raleada (n=4)	$0,670 \pm 0,076$	68	1,39	69,8	302	2,2
Cultivada preservada (n=4)	$0,751 \pm 0,097$	77	1,44	81,1	193	1,4
Cultivada degradada (n=6)	$0,493 \pm 0,054$	50	1,43	52,9	496	3,5

A perda de ^{137}Cs no grupo CultP foi similar em intensidade ao grupo CaatR mas foi muito menor do que no CultD (Tabela 1.3). A menor perda de ^{137}Cs no subgrupo CultP, foi encontrada nas áreas onde observou-se a presença de cascalhos sobre a superfície do solo, o que provavelmente ajudou a prevenir ou reduzir a erosão. O plantio feito em curvas de nível e pastagens bem manejadas, também encontradas em CultP, são praticas bem conhecidas para reduzir a erosão do solo.

A maior perda de ^{137}Cs foi observada nas áreas com sobrepastejo ou com cultivos anuais em linha no sentido da pendente, agrupadas em CultD (Tabelas 1.1 e 1.3). As perdas de solo nessa região são causadas por eventos de chuva intensos e freqüentes (ocorrência anual de chuvas de curta duração de 80 mm h^{-1} e uma probabilidade de 10 % de 100 mm de precipitação em 24 h) (Tiessen & Santos, 1989) que ocorrem durante o período chuvoso. A superfície do solo geralmente encontra-se desprotegida devido à excessiva retirada de árvores, corte e queima, sobrepastejo ou solos recentemente abandonados para o pousio; além disto, o relevo fortemente ondulado agrava o grau de erosão (Margolis et al., 1985; Silva et al., 1986b; Silva et al., 1989; Melo Filho & Silva, 1993; Albuquerque et al., 2001).

As taxas anuais de erosão do solo são calculadas pelo uso de equações empíricas ou modelos mais elaborados, comparando-se as atividades do ^{137}Cs em áreas de solos não cultivados ou solos de referência com áreas sob um determinado uso (ex. pastagem ou agricultura) (Ritchie et al., 1971; Kachanoski & De Jong, 1984; Yang et al., 1998). Durante o intervalo de 35 anos considerado no presente trabalho, muitos locais tiveram mudanças freqüentes no uso da terra (Tabela 1.1) que certamente modificaram as taxas de erosão. Além disso, a quantidade e erosividade das chuvas são altamente variáveis no tempo: um monitoramento de oito anos em micro parcelas experimentais, com 5 m de largura e 20 m de

comprimento, e com o solo sem cobertura (6% de declividade) registrou uma perda acumulada de sedimentos de 438 Mg ha^{-1} ; 37 % desta quantidade foi perdida em um único ano e mais 50 % perdidos em três anos diferentes (aproximadamente um terço em cada ano) (Albuquerque et al., 2001). Devidos a esses resultados, as estimativas de perda de solo em CaatR, CultP e CultD foram obtidas como valores integrados para o período de 35 anos (Tabela 3), ao invés de utilizar taxas anuais.

A maior perda de solo ocorreu em CultD, com uma massa estimada de 493 Mg ha^{-1} , que foi equivalente a redistribuição de 3,5 cm de solo (Tabela 1.3). Albuquerque et al (2001) quantificaram uma perda acumulada em 8 anos de 227 Mg ha^{-1} , usando macro parcelas (0,5 – 1ha) sem vegetação de caatinga; assim, parece razoável que em 35 anos (como os resultados na Tabela 1.3) as perdas possam ser , pelo menos, duas vezes maiores.

1.3.2 Efeito do uso do solo sobre os reservatórios orgânicos

O aumento na intensidade de uso do solo produziu um declínio significativo na concentração de C (Tabela 1.4). Nos grupos CaatR e CultP os declínios foram perto de 28 %, em comparação com CaatP; mas, em relação ao CultD a diminuição foi de 50 % (camada 0-7,5 cm). A influência da profundidade da amostragem sobre as mudanças observadas no conteúdo de C foi avaliada pelo agrupamento dos dados das camadas de 0-7,5 e 7,5-15 cm; as concentrações obtidas para a camada de 0-15 cm (Tabela 1.4) foram baseadas na densidade de solo das amostras individuais (Apêndice A). As concentrações de C foram menores quando a espessura da camada de solo aumentou; em termos relativos esse efeito foi maior nos solos sob caatinga, porque o C estava mais estratificado com a profundidade. O efeito do uso do solo

Tabela 1.4 Efeito da intensidade de uso do solo e da profundidade de amostragem nas concentrações médias ($\pm$ erro padrão) de C e N totais e na razão C/N.

Intensidade do uso do solo	Carbono	Nitrogênio	C/N
----- g kg ⁻¹ solo -----			
<u>Camada de 0-7,5 cm</u>			
Caatinga preservada (n=6)	17,8 (0,81) a [†]	1,51 (0,076) a	11,8 a
Caatinga raleada (n=4)	13,2 (1,0) b	1,21 (0,072) b	10,9 a
Cultivada preservada (n=4)	12,6 (0,62) b	1,13 (0,060) bc	11,1 a
Cultivada degradada (n=6)	8,9 (0,37) c	0,94 (0,042) c	9,5 b
<u>Camada de 0-15 cm</u>			
Caatinga preservada (n=6)	13,4 (0,55) a	1,2 (0,060) a	11,4 a
Caatinga raleada (n=4)	10,5 (0,75) b	0,99 (0,052) b	10,6 ab
Cultivada preservada (n=4)	11,0 (0,51) b	0,98 (0,061) b	11,2 a
Cultivada degradada (n=6)	7,8 (0,33) c	0,83 (0,035) b	9,4 b

[†] Médias seguidas da mesma letra na mesma coluna e profundidade de amostragem não diferem significativamente ($P < 0,05$) pelo teste HSD de Tukey.

nas concentrações de C permaneceram significativas ($P<0,05$) quando se considerou a camada 0-15 cm; porém, as mudanças em relação à CaatP diminuíram para 21 % em CaatR e CultP e para 43 % em CultD (Tabela 1.4).

O efeito das mudanças no uso do solo sobre o N orgânico total seguiu a mesma tendência do C (Tabela 1.4), exceto que as concentrações de N entre CultP e CultD não diferiram significativamente ($P<0,05$). A relação C/N decresceu significativamente ($P<0,05$) quando o solo sob caatinga foi degradado pelo cultivo (Tabela 1.4), provavelmente devido aos efeitos combinados de mudanças na qualidade dos aportes orgânicos (Anderson et al., 1989) e as modificações no grau de proteção da matéria orgânica do solo nos agregados (Oades, 1989; Cambardella & Elliot, 1994). Embora dados específicos para a caatinga não estejam disponíveis, a serrapilheira proveniente de florestas decíduas é mais rica em ligninas e polifenóis do que substratos de gramíneas e resíduos de culturas (Loranger et al., 2002; Kögel-Knabner, 2002). As entradas de resíduos orgânicos relativamente mais resistentes à decomposição e a ausência de cultivo justificam a maior relação C/N em CaatP. Por outro lado, substratos de fácil decomposição combinados com o cultivo e processos de erosão, que expõem a matéria orgânica protegida nos agregados, aumentam a atividade dos microrganismos, resultando em uma relação C/N mais estreita sob as áreas CultD.

A concentração de P extraído com Mehlich-1 ficou na faixa de deficiência, independentemente do tipo e uso da terra, e ilustrou a ausência do uso de fertilizantes nas áreas cultivadas (Tabela 1.5). O conteúdo de P total (Pt) também foi relativamente baixo, o que está de acordo com revisões que relatam, de forma geral, as baixas concentrações de Pt nos solos do semi-árido do NE (Sampaio et al., 1995), embora algumas exceções tenham sido observadas (Agbenin & Tiessen, 1994). As concentrações de Pt não foram comparadas estatisticamente,

Tabela 1.5 Valores médios ($\pm$ erro padrão) de fósforo total (Pt), orgânico (Po), extraído por Mehlich-1 e relação Po/(Pt-Po), em função da intensidade de uso do solo e da profundidade de amostragem .

Intensidade de uso do solo	P Mehlich-1	P total	P orgânico total	Po/(Pt-Po)
	----- mg kg ⁻¹ -----			
<u>Camada de 0-7,5 cm</u>				
Caatinga preservada (n=6)	3,01 (0,42)	283 (20)	162 (17)	1,51 (0,19) a [†]
Caatinga raleada (n=4)	3,93 (0,90)	189 (16)	93 (10)	1,04 (0,07) ab
Cultivada preservada (n=4)	2,16 (0,36)	233 (20)	106 (16)	0,82 (0,10) b
Cultivada degradada (n=6)	2,30 (0,32)	212 (19)	95 (11)	0,82 (0,07) b
<u>Camada de 0-15 cm</u>				
Caatinga preservada (n=6)	2,00 (0,26)	267 (19)	140 (14)	1,11 (0,10) a
Caatinga raleada (n=4)	2,50 (0,48)	176 (16)	82 (8)	0,90 (0,06) a
Cultivada preservada (n=4)	1,48 (0,19)	228 (19)	101 (14)	0,76 (0,08) a
Cultivada degradada (n=6)	1,87 (0,22)	199 (18)	93 (11)	0,92 (0,11) a

[†] Médias seguidas da mesma letra na mesma coluna e profundidade de amostragem não diferem significativamente ($P < 0,05$) pelo teste de Tukey.

porque foi assumido que as diferenças na Tabela 1.5 foram consequência do agrupamento de solos com diferentes conteúdos desse elemento, e não o efeito da mudança no uso do solo, desde que não parece ter havido entradas externas de P. A contribuição da erosão para as variações em Pt foram provavelmente limitadas, porque as concentrações variaram apenas ligeiramente quando a espessura da camada aumentou de 0-7,5 para 0-15 cm (Tabela 1.5). Deste modo, a perda de um a dois centímetros da camada superficial do solo teria um efeito menor sobre o conteúdo de Pt na camada de 0-7,5 cm, quando retirada de uma área erodida.

Mudanças no P orgânico (Po) entre usos do solo foram semelhantes às do Pt (Tabela 1.5). Porém, enquanto a diferença no Pt entre CultD e CaatP foi de 25 %, a diferença em Po aumentou para 41 %, ficando próxima das mudanças observadas para C e N nessa mesma comparação de usos de solo (camada 0-7,5 cm) (Tabela 1.4). Tiessen et al. (1992) também observaram mudanças devido ao cultivo, que foram similares para C, N e Po. Para remover o efeito no Po das variações em Pt entre os grupos, a relação $Po/(Pt-Po)$ (ou Po/Pi) foi usada como um indicador de mudanças na qualidade do reservatório de P (Tabela 1.5). Na camada de 0-7,5 cm em CaatP, o Po foi 1,5 vezes maior do que Pi; em CaatR o Po foi igual ao Pi e nas áreas cultivadas o Pi ficou sendo a forma prevalecente de P no solo. As modificações nas quantidades relativas de Po e Pi foram também observadas em um Oxissolo sob caatinga (Tiessen et al., 1992). Estes autores também notaram que após um longo pousio, a relação Po/Pi retornou para valores que foram similares com os das áreas não cultivadas.

Mudanças na relação Po/Pi entre os grupos de uso do solo não foram mais significativas ($P < 0,05$) quando foi considerada a camada de 0-15 cm (Tabela 1.5). Isto ocorreu porque, sob CaatP, o Po foi mais estratificado em profundidade do que o Pt (a relação média de Po/Pt foi

0,52 na camada 0-7,5 cm e 0,44 na de 7,5-15 cm), de modo que a mistura com a camada de 7,5 a 15 cm decresceu a relação de Po:Pi de 1,47 para 1,11. Deste modo, de forma semelhante ao encontrado para C e N, uma camada superficial mais fina de solo foi mais adequada para evidenciar a dinâmica do P inorgânico e orgânico nestes solos.

Os efeitos da intensidade do uso do solo nos reservatórios orgânicos puderam ser evidenciados, apesar das diferenças entre os solos dentro de cada grupo, porém limitaram a análise desses efeitos em outras propriedades físicas e químicas. As mudanças em algumas dessas propriedades se tornaram mais evidentes quando os solos foram agrupados pelo critério de classificação e uso do solo e comparados usando-se o teste-t para amostras em par (Tabela 1.6). A erosão aumentou o conteúdo médio de areia dos Luvisolos Crômicos Órticos litólicos (TCol), particularmente no TCol-3 e TCol-5 (Apêndice A). Embora o aumento no conteúdo de areia possa explicar o decréscimo na CTC dos TCol, esse decréscimo foi provavelmente, agravado pela perda de MOS, discutida anteriormente. A influência da MOS na CTC destes solos foi ilustrada com os resultados do PVAe: a erosão neste solo resultou na amostragem de 0-7,5 cm, da parte superior do horizonte B, com o conseguinte aumento de quase 20 % na fração fina (decrécimo em areia, Tabela 1.6). Apesar disto, a CTC mostrou ligeiro decréscimo, por conta da perda de COS (57 %, Apêndice B).

O cultivo e a erosão produziram um decréscimo significativo no Pt nos solos TCol, mas foi limitado para dois dos seis locais, TCol-3 e TCol-5 (Apêndice C); estes foram os dois locais onde o Pt foi estratificado com a profundidade e a erosão foi severa.

Tabela 1.6 Atributos físicos e químicos das amostras, agrupadas de acordo com a classificação dos solos e a profundidade de amostragem.

Solos	Uso do solo	Densidade do solo	Cascalhos	Areia	pH (H ₂ O)	H+Al	CTC	P total
		(kg dm ⁻³)	(%)	(%)		- - (mmol _(c) kg ⁻¹)	- - (mg kg ⁻¹)	
<u>Camada de 0-7.5 cm</u>								
RLe	Caatinga	1,33	8,1	65	4,7	1,25	23,7	238
(n=2)	Cultivo	1,40	9,4	68	4,9	1,00	21,5	215
TCol	Caatinga	1,35**	6,3	54**	5,2	0,96	43,8**	264**
(n=6)	Cultivo	1,42	5,4	60	5,3	0,67	38,7	223
TCo	Caatinga	1,51	0	71	4,6	2,00	18,7	153
(n=1)	Cultivo	1,55	0	78	4,9	1,00	28,5	152
PVAe	Caatinga	1,29	0	68	4,9	2,00	19,8	241
(n=1)	Cultivo	1,40	0	49	4,6	1,50	17,8	285
<u>Camada de 0-15 cm</u>								
RLe	Caatinga	1,36	9,9	65	4,9	2,13	24,4	230
(n=2)	Cultivo	1,42	10,3	67	4,9	2,25	21,3	214
TCol	Caatinga	1,37**	5,1	54*	5,2	1,56	43,0	243*
(n=6)	Cultivo	1,42	5,0	58	5,3	0,81	41,9	211
TCo	Caatinga	1,55	0	70	4,6	3,38	19,0	143
(n=1)	Cultivo	1,58	0	75	5,1	1,50	22,4	144
PVAe	Caatinga	1,34	0	64	4,8	2,50	17,0	247
(n=1)	Cultivo	1,42	0	55	4,6	1,63	16,7	266

**, * Indicam diferenças significativas ao nível de 5 % e 10 % de probabilidade, respectivamente, para comparação de médias em par pelo teste-t. Médias para solos com n=1 não foram comparadas.

1.3.3. Estimativas de perdas de C por erosão e mineralização

As perdas de solo apresentadas na Tabela 1.3 foram usadas para estimar a quantidade de C redistribuído na paisagem através da erosão (Gregorich et al., 1998) ou efetivamente perdido como C-CO₂ por mineralização (Ritchie & Rasmussen, 2000). Usando a comparação entre CultD e CaatP como um exemplo, inicialmente foi calculada a quantidade de C que seria perdida de CaatP com uma erosão de 3,5 cm da sua camada superficial (Tabela 1.3). Uma amostra tirada da camada de 0-7,5 cm após essa erosão, iria incluir 4 cm da camada original mais 3,5 cm da camada seguinte e sua concentração de C seria uma média ponderada de ambas as espessuras e suas correspondentes concentrações de C (assumindo uma concentração constante de C em cada camada). As concentrações de C na camada de 7,5-15 cm, que não estão explícitas na Tabela 1.4, pode ser calculada desta mesma tabela, já que as mudanças na densidade aparente entre as camadas de solo foram muito pequenas (ex.: para CaatP é 9,6 mg kg⁻¹ C) (Tabela 1.6).

O resultado da concentração de C para o exemplo acima foi estimado como $[17,8(4/7,5) + 9,6(3,5/7,5)] = 13,97 \text{ g kg}^{-1}$. Este resultado é 3,83 g kg⁻¹ C mais baixo do que em CaatP e representa o declínio associado com a perda da camada de 3,5 cm de solo. A diferença entre o valor estimado de 13,97 g kg⁻¹ C e o experimentalmente determinado de 8,91 g kg⁻¹ C em CultD, representa um decréscimo adicional de 5,06 g kg⁻¹ C, associado com a mineralização da MOS. Assim, 43 % do decréscimo de C total foi devido a redistribuição do solo e 57 % ao processo de mineralização.

A limitação desta estimativa fica por conta da suposição de que a concentração de C nos solos sob CultD e CaatP seriam semelhantes se CultD não tivesse sido cultivado. Como os

grupos de uso do solo combinaram diferentes tipos de solo, esta suposição não parece inteiramente aplicável. Para superar esta limitação, esses cálculos foram repetidos de forma independente para cada local em CaatP (primeiros seis locais da Tabela 1.1) comparando-os com as respectivas áreas adjacentes, que eram três áreas sob cultivo degradadas (TCol-4, TCol-5 e PVAe) e três cultivadas preservadas TCol-6, RLe-2 e TCo). Nestas comparações parece razoável assumir concentrações semelhantes de C nas áreas adjacentes antes do solo ser cultivado. As perdas da camada superior dos solos foram baseadas nas diferenças das concentrações de ^{137}Cs entre áreas adjacentes de cada local (Tabela 1.2), convertendo para estoque de ^{137}Cs com base nas densidades de solo (Tabela 1.3). As três áreas cultivadas degradadas perderam mais do que 40 % do C em relação às áreas correspondentes preservadas, principalmente através da erosão em dois casos (Figura 1.1). Contrariamente, a perda de C nas áreas cultivadas preservadas foram menores do que 30 % e em dois deles a mineralização da matéria orgânica foi o principal processo envolvido.

1.3.4. Inter-relações entre o C e o P do solo

A relação média C:Po considerando todas as amostras foi 125:1 e bastante variável ($n=160$, C.V.= 47 %). Esta variabilidade limitou a análise das mudanças em C:Po entre as categorias de uso do solo, como feita para a relação C/N (Tabela 1.4). A variabilidade maior da relação C:Po do que da relação C:N (C.V. 20 %, não mostrado) tem sido relatada por outros autores (Duxbury et al., 1989; Stevenson, 1994). O fósforo e o C orgânicos foram significativamente relacionados apenas quando foram consideradas amostras sob caatinga (Figura 1.2). Para ambas as camadas, uma função exponencial ajustou melhor os dados do que

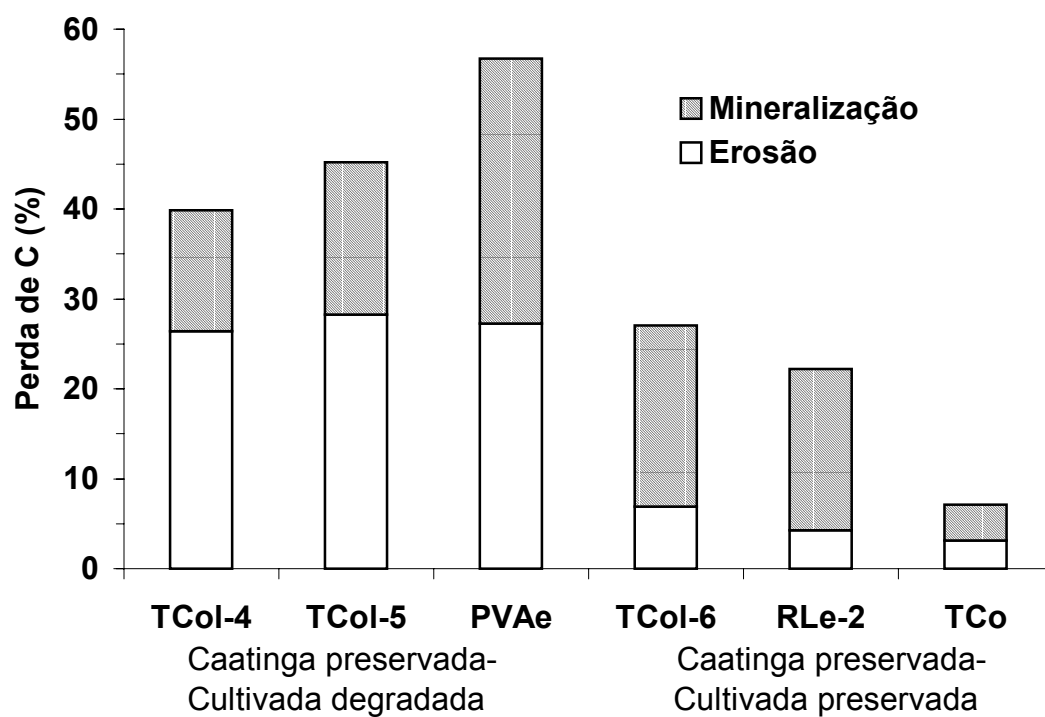


Figura 1.1 Contribuições relativas dos processos de mineralização e de erosão para as perdas de C, nas comparações entre caatinga preservada e áreas adjacentes com áreas cultivadas degradadas e preservadas.

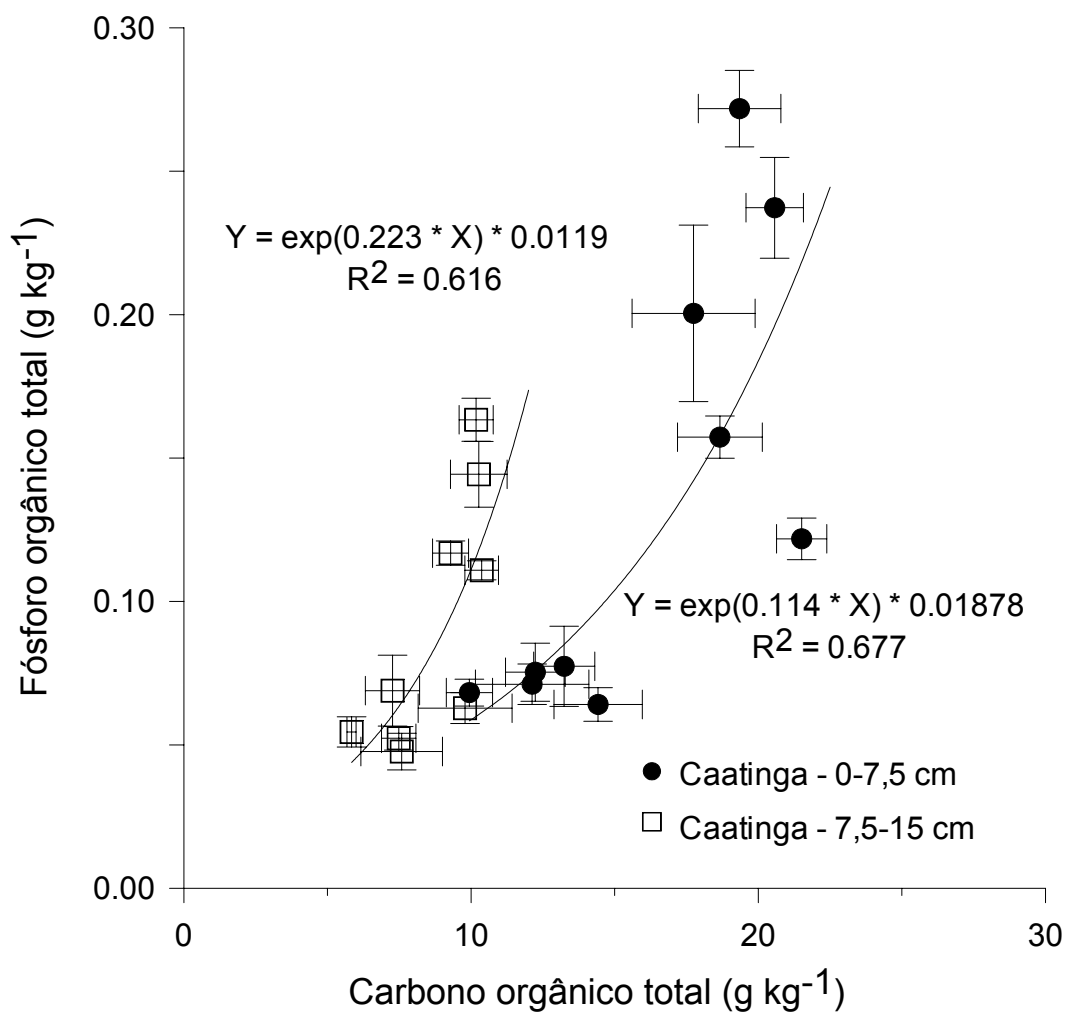


Figura 1.2 Relação entre os teores médios (n=4) de P orgânico total e C total, nas amostras de solo das camadas de 0-7,5 e 7,5-15 cm das áreas com vegetação nativa. Linhas horizontais e verticais indicam o erro padrão da média

uma função linear, com base na magnitude dos valores de R^2 . Além disso, as intercessões das funções exponenciais ficaram mais próximas da origem dos eixos que as da equação linear. Uma relação C:Po relativamente estreita de 96:1 correspondeu a uma concentração de C de 22 g kg^{-1} de solo, e aumentou para 167:1 com o decréscimo do C para 10 g kg^{-1} de solo (camada de 0-7,5 cm). Isto indica que matéria orgânica torna-se relativamente mais empobrecida em Po à medida que decresce o conteúdo de C no solo.

Isto ocorre porque as relações entre C e Pt (Figura 1.3) e Po e Pt (Figura 1.4) não são lineares. O controle linear do Pt sobre a acumulação de carbono foi anteriormente relatado (Walker & Adams, 1958; Brossard & Laurent, 1992; Tate & Salcedo, 1988). Porém, no presente trabalho uma função exponencial inversa ajustou-se melhor aos dados (Figura 1.3). A faixa de concentração de Pt em Brossard & Laurent (1992) foi muito semelhante à mostrada na Figura 1.3, mas a faixa de concentração do C total foi quase duas vezes maior. Os solos em Brossard & Laurent (1992) estavam localizados na região tropical úmida, e os do presente trabalho na região semi-árida: é possível hipotetizar que, à medida que o Pt se tornou menos limitante, os aumentos em C total tenderam a se estabilizar porque outro fator, provavelmente a água, começou a controlar a acumulação de C (Figura 1.3).

As relações sumarizadas nas Figuras 1.2 e 1.3 ficaram em evidência somente quando as amostras das áreas cultivadas foram desconsideradas. Provavelmente isto ocorreu devido à maior estratificação do C com a profundidade do que o Pt ou o Po. Assim, as perdas de C nas áreas cultivadas, devidas à erosão, aumentaram a variabilidade das relações C:Po e C:Pt.

Contrariamente, os dados de Po e Pt para ambas as camadas e usos do solo, menos estratificados com a profundidade, foram ajustados por uma função exponencial (Figura 1.4). Esta tendência exponencial contrastou com a relação linear encontrada por Walker & Adams

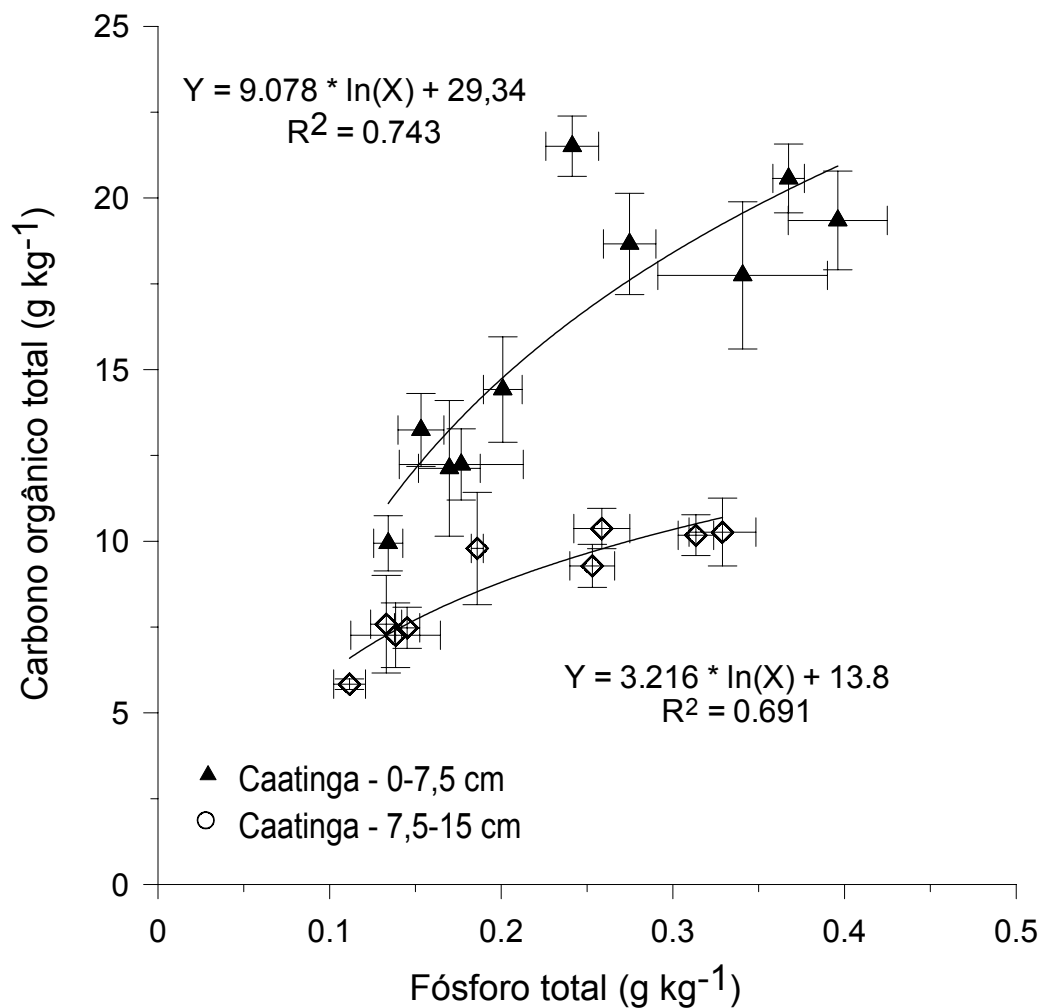


Figura 1.3 Relação entre os teores médios (n=4) de fósforo orgânico total e carbono total nas amostras de solo das camadas de 0-7,5 e 7,5-15 cm das áreas com vegetação nativa. Linhas horizontais e verticais indicam o erro padrão da média

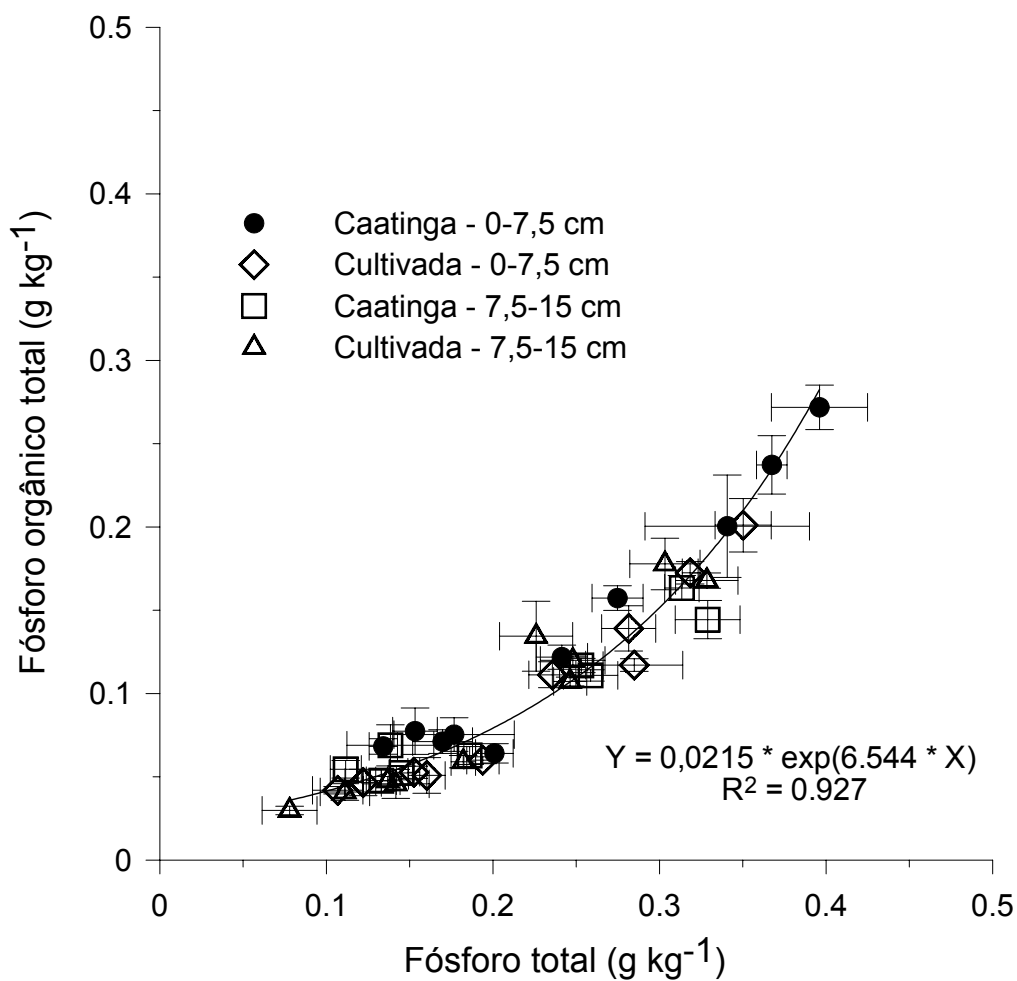


Figura 1.4 Relação entre as concentrações médias (n=4) de P orgânico total e P total nas amostras de solo das camadas de 0-7,5 e 7,5-15 cm das áreas com vegetação nativa e das áreas cultivadas. Linhas horizontais e verticais indicam o erro padrão da média

(1958) para estas variáveis, e foi oposta ao que era esperado; já que o Po é parte do reservatório da matéria orgânica, interpretou-se que o controle do Pt sobre a acumulação do Po deveria ter a mesma tendência que o Pt sobre a acumulação do C. Embora nenhuma evidência experimental esteja disponível, uma possível explicação para a tendência exponencial na Figura 1.4, seria a hipótese de que, quando o Pt tornasse menos limitante, a serrapilheira da caatinga torna-se relativamente enriquecida em P. Ao mesmo tempo, uma vez que o crescimento da vegetação permanece limitado pela baixa disponibilidade de água, a produção da serrapilheira também mantém-se baixa, o que por sua vez limita a acumulação de C no solo. Esta variação na composição da serrapilheira devido à disponibilidade de nutrientes no solo foi, também, encontrada em uma floresta tropical distrófica (Tiessen et al., 1994).

1.4 CONCLUSÕES

O histórico dos locais, as observações *in situ* e a atividade do ^{137}Cs , permitiram uma interpretação mais abrangente da situação de degradação de solos sob agricultura de subsistência. Os grupos baseados nesses critérios de intensidade de uso do solo mostraram o efeito da agricultura de subsistência na diminuição dos reservatórios de C e N. Essas diminuições não guardaram relação com a declividade das encostas amostradas. Foram observadas também, transformações de formas orgânicas de P para formas inorgânicas, que não resultaram em aumentos de P extraível por Mehlich-1. O corte seletivo de árvores foi mais prejudicial para a conservação da MOS do que pastagens bem manejadas, o cultivo em curva de nível ou ainda, o cultivo do solo com a superfície coberta com cascalhos. As perdas de C e

N na categoria cultivada degradada em relação à caatinga preservada foram maiores de 40 % e, principalmente, causadas pelo processo de erosão. Na categoria cultivada preservada as perdas foram menores do que 30 % e ocorreram, principalmente, através da mineralização da MOS. Os dados de ^{137}Cs permitiram as estimativas das perdas pelos processos de erosão e mineralização. O corte da vegetação nativa aumenta a mineralização de Po, mas isto não resultou no aumento de P extraível por Mehlich-1. Algumas das perdas de MOS observadas foram muito elevadas, para um sistema agrícola baseado na recuperação da fertilidade do solo pelo pousio tradicional. É possível concluir que a combinação dessas perdas com solos particularmente deficientes em P e restrições na disponibilidade de água, reduzirão significativamente as taxas de recuperação da fertilidade do solo ou até poderão deixar essas áreas numa condição de degradação permanente.

1.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agbenin, J.O. & Tiessen, H. Phosphorus transformations in a toposequence of Lithosols and Cambisols from semi-arid northeastern Brazil. *Geoderma*, 62: 345-362, 1994.
- Albuquerque, A.W.; Lombardi Neto, F. & Srinivasan, V.S. Efeito do desmatamento da caatinga sobre as perdas de solo e água de um Luvisolo em Sumé (PB). *R. Bras. Ci. Solo*, 25:121-128, 2001.
- Anderson, J.M.; Flanagan, P.W. ; Caswell, E.; Coleman, D.C.; Cuevas, E. ; Freckman, D.W.; Jones J.A.; Lavelle, P. & Vitousek, P. Biological processes regulating organic matter dynamics in tropical soils. In: Coleman, D.C. ed. *Dynamics of Soil Organic Matter in Tropical Ecosystems*, NifTAL Project, Univ. of Hawaii. 1989. p. 97-122.

Andrello,.; C.R. Appoloni, A.C ; Parreira, P.S.; Coimbra, M.M. & Guimarães, M.F.

Determinação da erosão/sedimentação do solo por meio de medida da concentração de ^{137}Cs . 4th. Meeting on Nuclear Applications (IV ENEN). Proceedings... CD-ROM. Ago, 1997, Poço de Caldas, MG, Brasil.

Bajracharya, R.M.; LAL, R. & Kimble, J.M. Use of radioactive fallout cesium-137 to estimate soil erosion on three farms in west central Ohio. *Soil Science*, 163:133-141, 1998.

Bremner, J.M. & Mulvaney, C.S. Nitrogen-total. In: Page, A.L.; Miller, R.H. & Keeney, D.R. eds. *Methods of soil analysis. Chemical and microbiological properties. Part 2*. Madison, ASA-SSSA, 1982, p. 595-624.

Brossard, M. & Laurent, J.Y. Le phosphore dans les vertisols de la Martinique (Petites Antilles). Relations avec la matière organique. *Cah. Orstom, sér. Pédol.*, 27:109-119, 1992.

Cambardella, C.A. & Elliott, E.T. Carbon and nitrogen dynamics of soil organic matter fractions from cultivated grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:123-130, 1994

Davidson, E.A. & Ackerman, I.L. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry*, 20:161-193, 1993.

Detwiller, R.P. Land use change and the global carbon cycle: the role of tropical soils. *Biogeochemistry*, 2:67-93, 1986.

Duxbury, J.M. & Scott Smith, M.; Doran, J.W.; Jordan, C.; Szott, L. & Vance, E. Soil organic matter as a source and a sink of plant nutrients. In: Coleman, D.C.; Oades, J.M. & Uehara, G. eds. *Dynamic of Soil Roganic Matter in Tropical Ecosystems*, NifTAL Project, Univ. of Hawaii, 1989. p. 33-67.

- Ellert, B.H. & Gregorich, E.G. Storage of Carbon, Nitrogen and Phosphorus in cultivated and adjacent forested soils of Ontario. *J. Soil Sci.* 161, No 9: 587-603. 1996;
- EMBRAPA. Manual de Métodos de Análise de Solo. (In Portuguese). (2nd ed.), Centro Nacional de Pesquisa de Solo, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Rio de Janeiro – RJ. 1997.
- EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. (In Portuguese). Serviço de Produção de Informação, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Brasília – DF. 1999.
- EPA. Methods for chemical analysis of waters and wastes. Environmental Protection Agency. Cincinnati - Ohio. 1971.
- Gee, G.W. & Bauder, J.W. Particle-size analysis.. In: Klute A. Methods of soil analysis. Part 1. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI. 1986. p. 383-411.
- Gregorich, E. G.; Greer, K. J.; Anderson, D. W. & Liang, B. C. Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects. *Soil Tillage Research* 47:291-302. 1998.
- Kachanoski, R.G., & De Jong, E. Predicting the temporal relationship between soil cesium-137 and erosion rate. *J. Environ. Qual.* 13:301-304. 1984.
- Kögel-Knabner, I. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 34:139-162. 2002.
- Loranger, G.; Ponge, J.F.; Imbert, D. & Lavelle, P. Leaf decomposition in two semi-evergreen tropical forests: influence of litter quality. *Biol. Fert. Soils* 35:247-252. 2002.

- Margolis, E. ; Silva, A.B. & Jacques, F.O. Determinação dos fatores da equação universal de perda de solo para as condições de Caruaru (PE). R. Bras. Ci. Solo, 9:165-169, 1985
- Melo Filho, J.F. & Silva, J.R.C. Erosão, teor de água no solo e produtividade do milho em plantio direto e preparo convencional de um Podzólico Vermelho-Amarelo no Ceará. R. Bras. Ci. Solo, 17:291-297, 1993.
- Murphy, J. & Riley, J.P.A. A modified simple solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal. Chim. Acta, 27:31-36, 1962.
- Oades, J.M. An introduction to organic matter in mineral soils. P. 89-159. *In* J.B.Dixon and S.B. Weed (eds.) Minerals in the soil environment. 2nd ed. SSSA Book Ser. No. 1. SSSA, Madison, WI. 1989.
- Reddy, S.J. Climatic classification: the semiarid tropics and its environment – a review. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 18:823-847, 1983.
- Ritchie, J. C. & McHenry, J. R. Application of Radioactive Fallout Cesium-137 for Measuring Soil Erosion and Sediment Accumulation Rates and Patterns: A Review. Journal Environ. Qual., 19:215-233, 1990.
- Ritchie, J. C.; McHenry, J. R.; Gill, A.C. & Hawks, P.H. Distribution of cesium-137 in a small watershed in northern Mississippi. *In*: Proc. Third National Symposium on Radioecology. Conf-710-501, Oak Ridge, TN. U.S. Atomic Energy Comm., Washington, DC. p.129-132. 1971.
- Ritchie, J.C. & Rasmussen, P.E. Application of (137)cesium to estimate erosion rates for understanding soil carbon loss on long-term experiments at Pendleton, Oregon. Land degradation and development, 11:75-81, 2000.

- Salcedo, I. H.; Tiessen, H. & Sampaio, E. V. S. B. Nutrient availability in soil samples from shifting cultivation sites in the semi-arid Caatinga of NE Brazil. *Agricult. Ecosyst. Environ.* 65, 177-186. 1997.
- Sampaio, E.V.S.B. ; Salcedo, I.H. & Silva, F.B.R. Fertilidade dos solos do semi-árido. In: Pereira, J.R. & Faria, C.M.B. eds. *Fertilizantes: Insumo básico para a agricultura e combate à fome*. Petrolina, Embrapa/Cpatsa/Sbcs, 1995. p. 51-69.
- Sampaio, E.V.S.B. Overview of the Brazilian Caatinga. In: Bullock, S.H., Mooney, H.A. & Medina, E. eds. *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press, Cambridge, 1995. p. 35-63.
- SAS Institute. *SAS User's guide: Statistics*. 5th. Ed. SAS Inst., Cary, NC. 1985
- Schuch, L.A.; Nordemann, D.J.R. & Barreto, W.O. Natural and artificial radionuclides in soils from Parana State, Brazil. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 177:39-49, 1994.
- Silva, I.F.; Andrade, A. P. & Campos Filho, O. R. Erodibilidade de seis solos do semi-árido paraibano obtida com chuva simulada e método nomográfico. *R. Bras. Ci. Solo*, 10:283-287, 1986a.
- Silva, I.F.; Andrade, A. P.; Campos Filho, O. R. & Oliveira, F. A. P. Efeito de diferentes coberturas vegetais e de práticas conservacionistas no controle da erosão. *R. Bras. Ci. Solo*, 10:289-292, 1986b.
- Silva, I.F.; Campos Filho, O.R.; Andrade, A.P.; Coêlho, E.A.C. & Diniz, E.J. Influência do cultivo isolado e do consórcio sobre as perdas de solo e água numa terra roxa estruturada. *R. Bras. Ci. Solo*, 13:111-115, 1989.

- Snyder, J. D. & Trofymow, J. A. A rapid accurate wet oxidation diffusion procedure for determining organic and inorganic carbon in plant and soil samples. In Comm. Soil Sci. Plant Anal. 15(5),587-597, 1984.
- Sokal, R.R. & Rolf, F.J. Biometry. 3rd ed. W.H. Freeman and Co. N.Y. 1995. 885 p.
- Stevenson, F.J. Humus Chemistry, Genesis, Composition, Reactions. J. Wiley & Sons, N.Y. 1994, 496 p.
- SUDENE. Relatório de manejo e conservação de solos no nordeste Brasileiro (1982/83), Leprun S.C. ed. (In Portuguese). Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste, Recife (PE), Brasil. 1983.
- SUDENE. Recursos naturais do Nordeste; investigação e potencial (sumário das atividades). (In Portuguese). Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste, Recife (PE), Brasil. 1985.
- Tate, K.R. & Salcedo, I.H. Phosphorus control of soil organic matter accumulation and cycling. Biogeochemistry 5:99-107, 1988.
- Thomas, R.L.; Sheard, R.W. & Moyer, J.R. Comparison of conventional and automated procedures for nitrogen, phosphorus and potassium analysis of plant material using single digest. Agron. J. 59:240-243. 1967.
- Tiessen, H.; Cuevas, E. & Chacon, P. The role of soil organic matter stability in soil fertility and agricultural potential. Nature, 371:783-785. 1994

- Tiessen, H., Salcedo, I. H. & Sampaio, E. V. S. B. Nutrient and soil organic matter dynamics under shifting cultivation in semi-arid North-Eastern Brazil. *Agricult. Ecosyst. Environ.*, 39:139-151.1992.
- Tiessen, H.; Sampaio, E.V.S.B. & Salcedo, I.H. Organic matter turnover and management in low input agriculture of NE Brazil. *Nutrient cycling in agroecosystems* 61:99-103. 2001. ou 2001.
- Tiessen, H. & Santos, M.C.D. Variability of C, N and P content of a tropical semi-arid soil as affected by soil genesis, erosion and land clearing. *Plant Soil*, 119: 337-341. 1989.
- Walker, T. W. & Adams, A. F. R. Studies on soil organic matter: I. Influence of phosphorus content of parent materials on accumulations of carbon, nitrogen, sulfur, and organic phosphorus in grassland soils. *Soil Science*, 85(6): 307-318. 1958.
- Wallbrink, P.J.; Murray, A.S. & Olley, J.M. Relating suspended sediment to its original soil depth using fallout radionuclides. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63:369-378, 1999.
- Yang, H.; Chang, O.; Du, M.; Minami, K. & Hatta, T. Quantitative model of soil erosion rates using ¹³⁷Cs for uncultivated soil. *Soil Science* 163:248-257. 1998.

CAPÍTULO 2

Frações de C orgânico e disponibilidade de N e P em solos sob agricultura de subsistência

2.1 INTRODUÇÃO

A produtividade em sistemas agrícolas de subsistência depende do fornecimento de nutrientes provenientes da mineralização da matéria orgânica do solo (MOS). No Capítulo 1 foram constatadas perdas significativas de MOS quando áreas sob vegetação nativa foram incorporadas ao sistema produtivo de baixos insumos. No presente Capítulo será avaliada a relação entre as perdas de MOS e suas mudanças em qualidade, assim como no seu potencial de fornecimento de nutrientes.

Muitos trabalhos sugerindo métodos para a identificação de um ou mais reservatórios da MOS têm sido publicados (Duxbury, et al., 1989; Oades, 1989; Lefroy et al., 1993; Blair et al., 1995; Shang & Tiessen, 1997). Entre os métodos biológicos, a incubação de solos permite uma expressão direta da atividade microbiana relacionada com a disponibilidade de C e oferece condições para que ocorram interações entre os componentes químicos, físicos e biológicos do solo. Uma das limitações desta metodologia está associada aos longos períodos de incubação que tem sido tradicionalmente utilizados, 14 a 160 dias (Keeney, 1982; Álvares & Alvarez, 2000, Alves et al., 1999). Franzluebbbers et al. (1996) mostraram que o fluxo de CO₂ durante o primeiro dia após o re-umedecimento do solo seco, relacionou-se com o C da biomassa microbiana do solo e com o C e o N potencialmente mineralizáveis, em oito solos do Texas. Posteriormente, encontraram uma alta correlação entre o CO₂ liberado em um e em três dias, o que melhorou a precisão dos resultados devido à maior quantidade de CO₂ liberado em três dias (2,5 vezes mais) (Franzluebbbers et al., 2000).

Entre os métodos químicos, a oxidação parcial do carbono orgânico também tem sido usada para fracionar o carbono em relação à sua labilidade. A quantidade de C oxidado

utilizando diferentes concentrações de KMnO_4 , juntamente com o conteúdo de carbono total do solo, foram usados para monitorar mudanças na qualidade da matéria orgânica do solo em função do tempo e do manejo (Lefroy et al., 1993, Blair, et al., 1995, Shang & Tiessen, 1997). O método baseia-se na hipótese de que a ação oxidativa de uma solução de KMnO_4 333 mM sobre o carbono orgânico do solo é comparável à ação enzimática originada da atividade microbiana (Loginow et al., 1987 citados por Lefroy et al., 1993).

O fracionamento da MOS por métodos físicos, entre eles sua separação por líquidos de diferentes densidades (entre 1,6 e 2,4 kg dm^{-3}) é outra ferramenta utilizada para determinar matéria orgânica leve e quantificar frações da matéria orgânica com grau variável de associação com a fração mineral (Cambardella & Elliott, 1994; Besnar et al., 1996; Shang & Tiessen, 1997; Feller & Beare, 1997; Six et al., 2000 e Alvarez & Alvarez, 2000). Cada uma dessas frações tem distintas taxas de renovação em função da sua labilidade (Christensen, 1992).

Na maioria dos casos, as metodologias utilizadas no fracionamento físico da MOS são muito trabalhosas e demoradas, de difícil aplicação em condições de rotina. Uma das metodologias mais simples, proposta por Alvarez & Alvarez (2000), utilizou solo < 0,5 mm e duas soluções com densidades de 1,5 e 2,0 kg dm^{-3} , determinando três frações de C: leve, pesada e média. A fração leve da MOS é composta de resíduos de plantas parcialmente decompostos ou frescos e que não estão fortemente associados com os minerais do solo. Em solos de regiões temperadas as concentrações de C e de N na fração leve foram variáveis e dependeram da composição do material das plantas do qual a fração leve foi derivada (Theng et al., 1989). Pela sua característica de maior labilidade, a fração leve é indicadora do

reservatório de N disponível às plantas tanto em solos de regiões temperadas como tropicais, especialmente se a relação C/N é baixa (Sollins et al., 1984).

Embora existam numerosas referências relacionadas ao uso de técnicas de fracionamento de MOS, ainda são muito limitados os dados para solos da região semi-árida tropical (Sampaio et al., 1995 e Alves et al., 1999). Por esses motivos, o objetivo geral deste trabalho foi relacionar as variações em C total com frações de C extraídas por quatro métodos e com a capacidade de suprimento de N e P. Os objetivos específicos foram: a) quantificar frações de C que permitam monitorar as mudanças na qualidade da matéria orgânica do solo, através de métodos químicos, físicos e biológicos, e, b) determinar o potencial de suprimento de N e P.

2.2. MATERIAL E MÉTODOS

No presente trabalho foram utilizadas as mesmas amostras de solo referidas no Capítulo 1. O principal critério para a seleção dos locais de amostragem foi a presença de uma área sob vegetação de caatinga, contígua de uma área sob agricultura de subsistência ou pastagem. A declividade dos locais variou de 3 % a 47 %. Os solos dos locais de estudo incluíram seis Luvisolos Crômicos Órticos litólicos (TCol), dois Neossolos Litólicos eutróficos (RLe), um Luvisolo Crômico Órtico (TCO) e um Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico (PVAe). Maiores detalhes da amostragem foram incluídos no Capítulo 1. As amostras (n = 160) foram separadas em dois sub-grupos, não excludentes entre si e utilizadas em dois experimentos.

2.2.1 Experimento de comparação de métodos

Constou de duas fases: numa fase preliminar, exploratória, compararam-se quatro métodos na sua capacidade de detectar mudanças na qualidade da MOS. Com essa finalidade foram utilizadas amostras com o maior e o menor teor de C de cada combinação local-uso-profundidade ($2 \times 10 \times 2 \times 2 = 80$), visando maximizar a variabilidade nos teores de C total. Com base nos resultados do estudo preliminar, na segunda fase foi selecionado um dos métodos, com o qual foram analisadas todas as amostras ($n=160$). Os métodos foram os seguintes:

2.2.1.1 Incubação

Massas de solo ($<2\text{mm}$), variando entre 94 a 118 g, foram acondicionadas em copos plásticos de 200 mL de capacidade previamente marcados para definir um volume de 80 cm^3 . O solo, nos copos, foi umedecido com água deionizada em quantidade equivalente a 40 % do espaço poroso e colocado em frasco hermeticamente fechado, contendo um recipiente com 10 mL de NaOH 1M, para captação do CO_2 liberado e outro com 10 mL de H_2O deionizada, para a manutenção da umidade do ar dentro do frasco. O CO_2 liberado após três dias de incubação (Franzluebbers et al., 2000) foi quantificado por titulação potenciométrica (Sampaio & Salcedo, 1982).

2.2.1.2 Fração leve da MOS, com densidade $< 1 \text{ kg dm}^{-3}$

Amostras de 50 g de solo (fração $< 2 \text{ mm}$) foram passadas por peneira de 0,5 mm, com a ajuda de um almofariz. Em seguida, esse material foi colocado em uma peneira de 0,053 mm e lavado com água de torneira até que a mesma saísse limpa, indicando que as frações argila e silte tinham sido lavadas da amostra. O material retido na peneira foi colocado em um reservatório de PVC de 25 cm de altura e 7,5 cm de diâmetro, adaptado com uma entrada de água na parte média e uma saída na parte superior. Após colocar água no reservatório, procedeu-se à separação do material leve por flotação, após um ou mais ciclos de agitação com bastão de vidro e sedimentação. Quando a suspensão parecia límpida, permitia-se a entrada lenta de água até que o material em flotação saísse pela saída superior. Este material recolhido em uma tela de 0,053 mm foi lavado com água deionizada, seco em estufa a 60°C e pesado. As frações leves separadas das amostras de solo do ensaio em casa de vegetação, foram analisadas quanto aos teores de C, N, e P, com a mesma metodologia utilizada para o material vegetal.

2.2.1.3 C oxidável com KMnO_4 333 mM e KMnO_4 16,5 mM

As amostras de solo ($< 0,5 \text{ mm}$, $n=80$) foram pesadas em tubos plásticos de centrífuga, de 40 mL de capacidade, com tampa de rosca. A quantidade de solo em cada tubo foi calculada para conter 15 mg de C (Blair et al., 1995). Após a adição de 25 mL de KMnO_4 333 mM, a suspensão foi agitada por uma hora. Para cada 20 amostras foram preparados dois brancos,

tratados de forma semelhante às amostras, mas sem colocar solo nos tubos. Após centrifugação, 1 mL do sobrenadante foi diluído para 250 mL com água deionizada, a absorbância lida em espectrofotômetro a 565 nm, e os resultados comparados com uma curva-padrão. A mudança na concentração de KMnO_4 entre as amostras e a média dos brancos foi usada para estimar a quantidade de carbono oxidado (C-ox333), admitindo-se que 1 milimol de MnO_4^- é consumido na oxidação de 0,75 milimoles ou 9 mg de carbono (Blair et al., 1995).

Todo o procedimento descrito foi repetido utilizando-se uma solução de KMnO_4 16,5 mM e uma curva-padrão diluída. A concentração de 16,5 mM para a solução de KMnO_4 foi definida a partir dos resultados de mineralização de C e N em colunas de lixiviação com solos do semi-árido, obtidos por Alves et al. (1999). A extrapolação dos resultados de Alves et al. (1999) para os solos do presente estudo será justificada juntamente com a discussão dos resultados do experimento em casa de vegetação.

As concentrações de C oxidável pelo KMnO_4 16,5 mM (C-ox16) nas 160 amostras foram utilizadas para calcular os índices sugeridos por Blair et al. (1995), segundo as seguintes expressões:

$$\text{Índice de Estoque de C (IEC)} = C_t(i)/C_t(\text{ref})$$

onde (ref) se refere à caatinga preservada e (i) pode ser área de caatinga raleada, cultivada preservada ou cultivada degradada.

$$\text{Índice de Labilidade (IL)} = \text{fração lábil (i)}/\text{fração lábil (ref)}$$

onde a fração lábil = $C\text{-ox16}/(C_t - C\text{-ox16})$

$$\text{Índice de Manejo de C (IMC)} = \text{IEC} * \text{IL} * 100$$

2.2.2 Experimento em casa de vegetação

Constou de um ensaio em vasos em casa de vegetação com um sub-grupo de 20 amostras que apresentava um gradiente no teor de C total, entre 6,19 e 21,8 g kg⁻¹ solo, escolhidas independentemente de uso e profundidade.

Sub-amostras foram analisadas quanto aos teores de: bases trocáveis mediante extração com NH₄Cl 1M não tamponado e determinação por espectrofotometria de absorção atômica; acidez trocável por extração com KCl 1M e titulação, N mineral (NO₃ + NH₄) por extração com KCl 1M e determinação em auto-analisador Technicon (EPA, 1971); P extraível por Mehlich-1 e determinação por colorimetria (Murphy & Riley, 1962). O pH foi determinado por potenciometria, em suspensão 1:2,5 solo:água.

Massas variáveis (590 a 714 g) de solo (<2 mm) foram acondicionadas em vasos de PVC até um volume fixo de 500 cm³. O solo foi umedecido com água deionizada em quantidade equivalente a 50 % do espaço poroso. Em cada vaso foram plantadas cinquenta sementes de capim buffel (*Cenchrus ciliaris*) desbastando-se para 10 plantas por vaso, uma semana após a germinação. A umidade do solo foi ajustada diariamente mediante pesagens e adição de água deionizada.

Decorridos 60 dias do plantio colheram-se as partes aéreas mais as raízes, que foram secas em estufa à 60 °C, por 48 horas, pesadas, moídas e digeridas, para determinação do N total por Kjeldahl (Bremner & Mulvaney, 1982) e P total por digestão com uma mistura de ácido sulfúrico e peróxido de hidrogênio (Thomas et al., 1967) e determinação por colorimetria (Murphy & Riley, 1962). Foi tirada uma sub-amostra de solo de cada vaso, após o cultivo, para

determinação do N mineral (NO_3^- e NH_4^+), mediante extração com KCl 1M e determinação em auto-analisador Technicon (EPA, 1971).

O nitrogênio orgânico mineralizado durante os 60 dias do experimento (N_{min60d}) foi calculado subtraindo-se do N absorvido pelo capim buffel (parte aérea + raiz) o N mineral no solo antes do cultivo e somando-se o N mineral que ficou no solo após a colheita. A contribuição do N contido nas sementes foi muito pequena por conta do baixo teor (0,6 % N) e do baixo peso de cada semente, e por esses motivos não foi considerada no cômputo de N_{min60d} .

2.2.3 Análises estatísticas

O experimento de comparação de métodos foi analisado por regressão realizando-se testes de homogeneidade de inclinações e análise de covariância (Sokal & Rohlf, 1995) utilizando-se o procedimento GLM (SAS, 1985). O efeito do uso do solo (caatinga vs cultivado) nas frações de C foi analisado pelo teste-t para médias em par, e o efeito da intensidade do uso foi analisado pelo procedimento GLM. Os resultados de casa de vegetação foram analisados por correlação e regressão múltipla (SAS, 1985).

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1 Comparação de métodos

O valor médio de carbono na fração leve (C-fl, dens. $< 1 \text{ kg dm}^{-3}$) foi $0,583 \text{ g C kg}^{-1}$ solo, nas áreas sob caatinga e diminuiu para $0,479 \text{ g C kg}^{-1}$ solo ($P < 0,01$) nas áreas sob

cultivo (Tabela 2.1). Os teores diminuíram quando se considerou a camada de 0-15 cm (Tabela 2.1), devido à estratificação da fração leve em profundidade, mas manteve uma diferença significativa em função do uso do solo.

Não foram calculadas percentagens de C-fl em relação ao Ct (Tabela 2.1) porque C-fl não mostrou relação com o Ct do solo (Figura 2.1a). A ausência de relação entre Ct e C-fl não era esperada, uma vez que C-fl é uma fração intermediária entre a matéria orgânica aportada pelos resíduos vegetais e a MOS humificada. Essa falta de relação não pode ser atribuída a oscilações sazonais da fração leve (Theng et al., 1989, Medeiros, 1999) uma vez que o período de amostragem foi relativamente curto (3 meses) e ficou inserido num período de quase dois anos de seca severa. É possível que essa falta de relação esteja relacionada com a forma de separar a fração nas etapas anteriores à flotação.

O estoque médio de matéria seca (MS) da fração leve nas áreas de caatinga (0-15 cm) foi 314 g m⁻², enquanto nas cultivadas degradadas foi 270 g m⁻² (dados não mostrados). Esses estoques foram menores que o valor de 431 g m⁻² de MS de fração leve (média anual) encontrado por Medeiros (1999), sob vegetação de caatinga hipoxerófila no semi-árido de Pernambuco, usando a mesma metodologia. Em condições de vegetação nativa, parte dessa fração encontra-se dentro dos agregados, relativamente protegida das perdas por mineralização e erosão (Oades, 1989; Cambardela & Elliott, 1994). Após cultivo, a fração leve é perdida mais rapidamente que a fração pesada (Dalal & Mayer, 1986; Magid & Kjaergaard, 2001) e, por esse motivo, poderia ser utilizada como um índice adicional de matéria orgânica lábil.

Tabela 2.1 Valores médios (n=20) de C orgânico total (Ct), C na fração leve (dens.< 1 kg dm⁻³) (C-fl), C-CO₂ mineralizado em três dias de incubação (C-min3d), C oxidável pelo KMnO₄ 333 mM (C-ox333) e 16,5 mM (C-ox16), em função do uso do solo e da espessura da camada amostrada

Uso do solo	Prof.	Ct	C-fl	C-min3d	C-ox333	C-ox16
	cm	-----g kg ⁻¹ solo-----				
Caatinga	0 - 7,5	16,1	0,583	0,248 (1,5%) [†]	4,35 (26%)	1,32 (8,5%)
Cultivo	0 - 7,5	10,4	0,479	0,170 (1,6%)	2,56 (25%)	0,700 (6,7%)
Valor- <i>P</i> [‡]		< 0,01	<0,01	< 0,01 (n.s.)	<0,01(n.s.)	<0,01(<0,01)
Caatinga	0 –15	12,29	0,471	0,191 (1,6%)	3,03 (25%)	0,908 (7.4%)
Cultivo	0 –15	8,80	0,371	0,131 (1,5%)	2,01 (23%)	0,578 (6,6%)
Valor- <i>P</i>		< 0,01	<0,01	< 0,01 (n.s.)	0,012 (n.s.)	<0,01(0,036)

[†] Percentagem das frações em relação ao C total, entre parênteses.

[‡] Probabilidade do teste-t para médias em par (n=10) na comparação dos teores; entre parêntese a comparação das percentagens após transformação arco-seno [$\text{asen}\sqrt{(p_i)}$]; n.s.= diferenças não significativas ao nível de $P<0,05$.

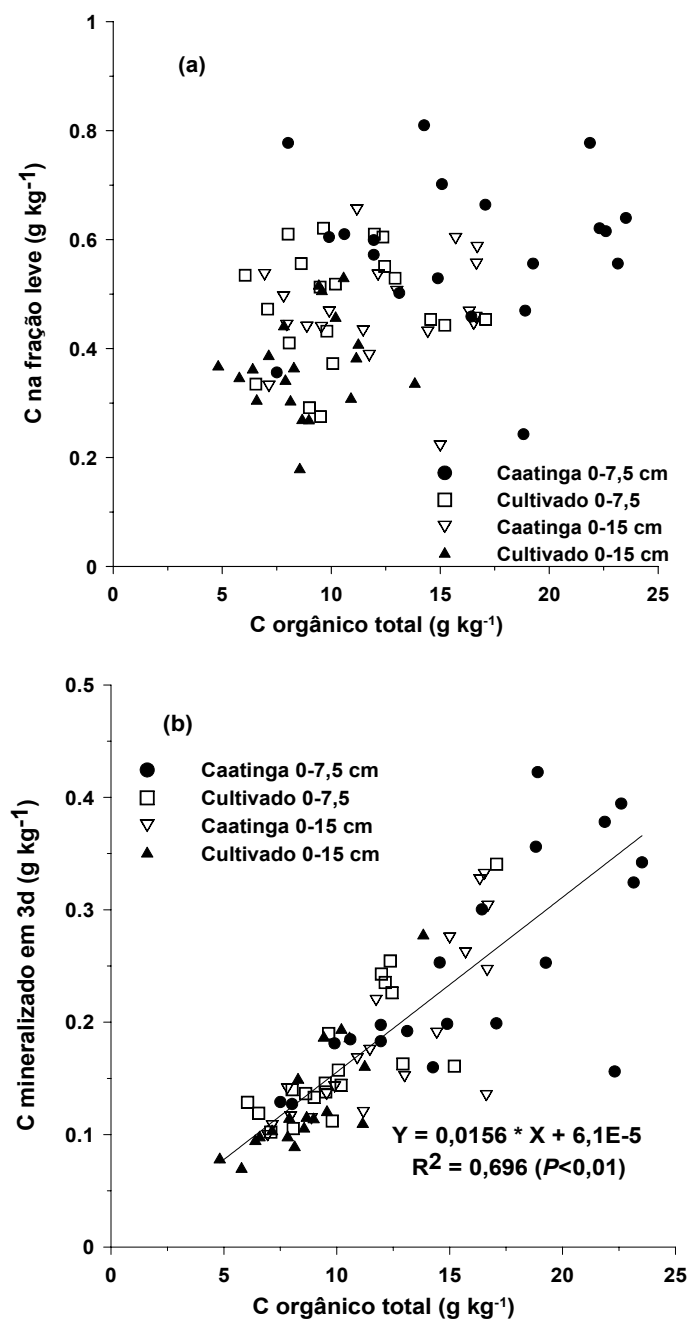


Figura 2.1 Concentrações de C associadas à fração leve (densidade $< 1 \text{ kg dm}^{-3}$) (a), e mineralizadas por incubação durante três dias (b), em 80 amostras de solo retiradas de duas profundidades em áreas cultivadas, contíguas com vegetação de caatinga

Os teores médios de C, N e P, determinados na MS da fração leve nas amostras de solo utilizadas em casa de vegetação (n=20, dados não mostrados), foram 282 ($\pm 9,5$ e.p.), 11,6 ($\pm 0,59$ e.p.) e 0,813 ($\pm 0,044$ e.p.) mg g⁻¹ MS de fração leve, respectivamente. Esses teores resultaram numa relação C:N:P de 243:10:0,7, que indica uma matéria orgânica parcialmente decomposta. O nitrogênio e o P associados à fração leve constituem uma reserva importante de nutrientes, sobretudo por conta dos baixos conteúdos de N e de P desses solos. A partir dos estoques de fração leve na camada de 0-15 cm e dos teores médios de N e de P, calculou-se que as áreas de caatinga mantinham 3,6 e 0,25 g m⁻² desses nutrientes, respectivamente. Esses estoques representam em torno de 26 % do N e 9 % do P contido na biomassa aérea do milho em fim de ciclo, desenvolvendo-se em solo dessa região (Dr. R. Menezes, comunicação pessoal).

O carbono mineralizado em três dias (C-min3d), o oxidado por KMnO₄ 333 mM (C-ox333) e por 16,5 mM (C-ox16) relacionaram-se significativamente com o Ct do solo. As inclinações e interseções das quatro combinações uso x profundidade foram semelhantes dentro de cada método (teste de homogeneidade de inclinações e análise de covariância), e por esse motivo foi ajustada uma única função de regressão por método, para todos os dados (Figuras 2.1b, 2.2a e 2.2b).

Durante os três dias de incubação foram mineralizados, em média, 16 mg C g⁻¹ Ct (Figura 2.1b). O valor da interseção nessa equação não diferiu significativamente de zero ($P < 0,05$). A quantificação do C-CO₂ produzido após três dias de incubação, a partir de amostras secas, isto é, sem pré-incubação, foi proposta como teste rápido para prever o C e o N mineralizados em um período mais longo (24 dias) (Franzluebbers et al., 2000).

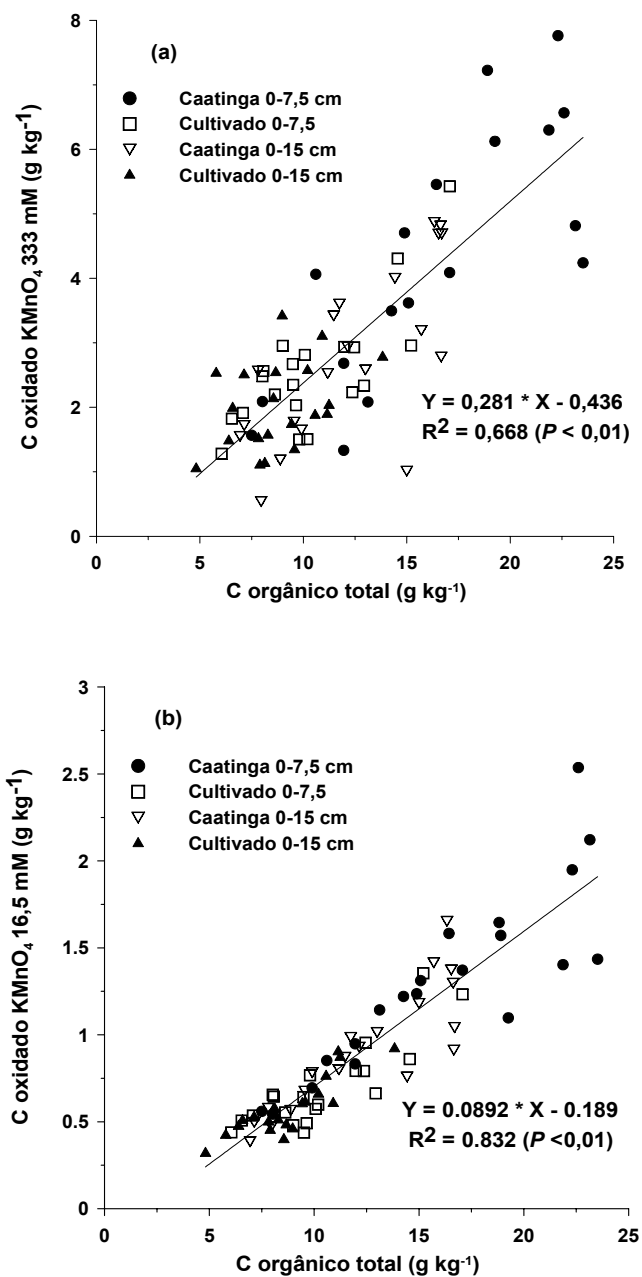


Figura 2.2 Concentrações de C oxidadas por soluções de KMnO_4 333 mM (a) e 16,5 mM (b) em 80 amostras de solo retiradas de duas profundidades em áreas cultivadas, contíguas com vegetação de caatinga

O pulso de CO_2 na fase inicial de incubações de solo tem sido observado por vários autores e atribuído à morte dos microrganismos devido à secagem e quebra de agregados (Sorensen, 1974; Cambardella & Elliott 1994), ao choque osmótico após o re-umedecimento (Kieft., et al 1987) e ao crescimento de nova biomassa que se desenvolve a partir dos produtos celulares de fácil decomposição da biomassa morta (Jenkinson, 1966). A razão $\text{C-min3d} / \text{Ct}$ oscilou entre 5,4 e 25 mg C/g Ct , sendo, portanto, possível que o C- CO_2 se tenha originado da morte e decomposição de parte da biomassa microbiana, que em solos do semi-árido representa de 5 a 57 mg C/g Ct (Sampaio et al., 1993).

A mineralização média de 16 mg C/g Ct (Figura 1b) foi aproximadamente 80 % maior que a encontrada em solos do Texas (9 mg C/g Ct ; Franzluebbbers et al., 2000), embora os teores de COS das amostras de ambas regiões tivessem a mesma faixa de variação: 6,3 a 17,4 g kg^{-1} para Texas e 6,2 a 21,8 g kg^{-1} para o presente trabalho e, as incubações tenham sido realizadas à mesma temperatura ($\approx 25^\circ\text{C}$). Essa diferença em C-min3d pode estar relacionada com as diferenças nos regimes térmicos, que afetam a composição da matéria orgânica do solo (Powlson & Jenkinson, 1976). Na comparação das razões C-min3d/Ct de quatro regiões, o aumento da temperatura resultou em uma razão maior, sugerindo que solos em regiões de clima quente tinham matéria orgânica com maior proporção de compostos de rápida mineralização (Franzluebbbers et al., 2000).

A proporção de C-min3d em relação ao Ct foi de aproximadamente 1,5 %, independente da origem das amostras (Tabela 2.1). Assim, C-min3d comportou-se como uma fração que pode ser utilizada para acompanhar mudanças no uso do solo em substituição ao Ct , embora represente uma pequena fração deste último. Por outro lado, a constância da proporção

C-min3d/Ct indica que não houve mudanças na qualidade da MOS medida por C-min3d com o uso do solo ou a profundidade da camada amostrada.

Semelhantemente ao observado para C-min3d, houve uma estreita relação na variação das concentrações de C-ox333 e Ct (Figura 2.2a), independente da origem da amostra, sendo que, em todos os casos, em torno de 25 % do Ct foi oxidado pelo permanganato 333 mM (Tabela 2.1). A solução de KMnO_4 333 mM oxidou em média $282 \text{ mg C g}^{-1} \text{ Ct}$, como indica a equação na Figura 2.1b; o valor da interseção nessa equação não diferiu significativamente de zero ($P < 0,05$). Esta fração de Ct tem sido denominada de C lábil (Lefroy et al., 1993; Blair et al., 1995). Proporções semelhantes ou maiores de C oxidável em relação ao Ct foram encontradas por vários pesquisadores que utilizaram essa solução: entre 14 e 25 % em Ustalfs da região semi-árida da Austrália (Lefroy et al., 1993); 16 a 21 % em Udult da região úmida de Pernambuco-BR e 17 a 27 % em três tipos de solos da Austrália (Blair et al., 1995); e 50 % em Ustox da região semi-árida de Pernambuco-BR (Shang & Tiessen, 1997). A solução de KMnO_4 333 mM também foi utilizada para determinação do N liberado junto com a oxidação do C. Valores entre 37 e 42 % do N total foram encontrados em solos de cerrado no Brasil (Westerhof et al., 1998).

As variações na concentração de C-ox333 do solo entre as áreas de caatinga e sob cultivo acompanharam as variações de Ct, isto é, variaram as quantidades, mas não a qualidade, representada pelas percentagens (Tabela 2.1). Neste subgrupo de amostras estavam representadas áreas sob cultivo que tinham perdido entre 30 e 50 % do C total, em relação às áreas sob caatinga (Tabela 1.4, Capítulo 1) e, por isso, esperava-se um decréscimo na proporção de C lábil nos solos degradados (Blair et al., 1995). Essa ausência de modificações na fração lábil levou a duas hipóteses: a primeira seria admitir que o poder oxidativo da

solução 333 mM foi muito elevado para estes solos e assim oxidou uma fração de C mais resistente, mascarando as variações da fração lábil; ou, a segunda, seria admitir que estes solos não possuem uma proporção significativa de C mais resistente à decomposição (Tiessen et al., 1994), como a que tem sido determinada em solos de clima temperado (Trumbore, 1993).

Shang & Tiessen (1997) sugeriram a necessidade de uma solução mais diluída para quantificar mudanças na qualidade da matéria orgânica em solos tropicais, propondo KMnO_4 33 mM para oxidar a fração lábil. Utilizando esta solução, o C lábil quantificado num solo Ustox da região semi-árida, mencionado no parágrafo anterior, variou entre 20 e 25 % do C_t . Esses valores foram muito próximos daqueles obtidos no presente trabalho com a solução 333 mM (Tabela 2.1).

Devido à relativa arbitrariedade na escolha das concentrações de permanganato e, por conseguinte, do tamanho do reservatório que é definido como C lábil, utilizou-se o valor de C mineralizado em um período de tempo definido, como referência para ajustar a concentração de oxidante mais adequada. Inicialmente, considerou-se que os componentes lábeis são decompostos num prazo de semanas até um ano (Theng et al., 1989). Por outro lado, limitações na disponibilidade de água na região semi-árida restringem o crescimento das culturas a um período de 3 a 5 meses; este seria o intervalo durante o qual a fração lábil contribuiria com o fornecimento de nutrientes. Testes preliminares mostraram que o C oxidado por uma solução de KMnO_4 16,5 mM foi a que mais se aproximou do C mineralizado, durante cinco meses, em solos da mesma região (Alves et al., 1999), motivo pelo qual foi a concentração escolhida para representar o C lábil nesses solos.

Essa solução oxidou em média 89 mg C g⁻¹ Ct (Figura 2b) e a interseção não diferiu significativamente de zero ($P < 0,05$). Diferentemente do C-min3d e C-ox333, a percentagem de C-ox16 em relação ao Ct diminuiu significativamente ($P < 0,01$), de 8,5 % sob caatinga para 6,7 % sob cultivo (Tabela 2.1). Isto representou uma diminuição de 17 % na proporção de C lábil com o cultivo. Entretanto, o significado desta diminuição em qualidade com relação ao fornecimento de nutrientes precisa ainda ser avaliado.

2.3.2 Efeito da intensidade do uso da terra

A separação das áreas em duas categorias, caatinga ou cultivada, não representou fielmente a situação no campo. Por esse motivo, utilizou-se o critério de agrupamento de áreas explicado no Capítulo 1, que foi baseado no histórico, observações “in situ” e atividades de ¹³⁷Cs (n=160). Para avaliar as mudanças na quantidade e qualidade do COS entre esses grupos escolheu-se a fração C-ox16. Esta foi a única metodologia que, no teste preliminar com um menor número de amostras e somente duas categoria de uso (caatinga e cultivado), mostrou variações na qualidade do COS (Tabela 2.1).

As concentrações de C-ox16 foram diferentes ($P < 0,05$) quando se considerou a subdivisão das áreas pela intensidade do uso do solo (Tabela 2.2). As concentrações foram mais elevadas sob CaatP, 1,65 g kg⁻¹, do que nos outros grupos, que diminuíram de 1,12 g kg⁻¹ sob CaatR até 0,698 g kg⁻¹ em CultD (Apêndice D). A tendência foi semelhante quando se considerou a camada 0-15 cm, mas as diferenças foram significativas somente entre CaatP e os três grupos restantes.

Tabela 2.2 Efeito da intensidade de uso do solo nos teores de C oxidável pelo KMnO_4 (C-ox16), na labilidade do C-ox16 e nos índices de estoque de carbono (IEC), de labilidade (IL) e de manejo do carbono (IMC) do solo

Intensidade de uso do solo	C-ox16	Labilidade [†] C-ox16	IEC [†]	IL [†]	IMC [†]
	----- g.kg ⁻¹ -----	%			%
<u>Camada de 0-7,5 cm</u>					
Caatinga preservada (n=6)	1,65 (0,10) ‡a	10,3 (0,51)a	1,0	1,0	100
Caatinga raleada (n=4)	1,12 (0,09)b	9,33 (0,46)a	0,74 (0,068)‡	0,90 (0,12)	67 (11)
Cultivada preservada (n=4)	1,00 (0,12)bc	8,44 (0,84)a	0,71 (0,047)	0,84 (0,13)	60 (10)
Cultivada degradada (n=6)	0,698 (0,04)c	8,52 (0,46)a	0,50 (0,031)	0,83 (0,086)	42 (5)
<u>Camada de 0-15 cm</u>					
Caatinga preservada (n=6)	1,20 (0,081)a	9,99 (0,71)a	1,0	1,0	100
Caatinga raleada (n=4)	0,871 (0,065)b	9,16 (0,39)a	0,77 (0,063)	0,94 (0,13)	72 (11)
Cultivada preservada (n=4)	0,816 (0,079)b	8,00 (0,63)a	0,80 (0,049)	0,84 (0,14)	67 (10)
Cultivada degradada (n=6)	0,594 (0,036)b	8,37 (0,44)a	0,57 (0,030)	0,86 (0,091)	49 (6)

[†] Labilidade = $\text{C-ox16}/(\text{C total} - \text{C-ox16})$. $\text{IEC} = \text{C total}_{(i)}/\text{C total}_{(\text{ref})}$; $\text{IL} = \text{labilidade}_{(i)}/\text{labilidade}_{(\text{ref})}$; $\text{IMC} = \text{IEC} \cdot \text{IL} \cdot 100$, onde $_{(\text{ref})}$ é caatinga preservada e $_{(i)}$ é área de caatinga raleada, cultivada preservada ou cultivada degradada. ‡ Valores entre parênteses são os erros padrão das médias.

Médias na coluna seguidas da mesma letra para cada profundidade não diferem estatisticamente ($P < 0,05$) pelo teste de Tukey

As variações em C-ox16 foram muito semelhantes às observadas para Ct, nas duas camadas amostradas (Tabela 1.4, Capítulo 1). Essa semelhança resultou em variações mínimas na labilidade da fração C-ox16 (Tabela 2.2), que foi calculada como C-ox16/C não oxidado (Blair et al., 1995). Assim, C-ox16 representa a quantidade de C lábil, enquanto sua relação ao C não oxidado representa a qualidade ou labilidade do Ct.

A ausência de diferenças significativas na labilidade entre as diferentes intensidades de uso do solo (Tabela 2.2) contrasta com a diferença significativa na percentagem de C-ox16 entre áreas sob caatinga e sob cultivo (Tabela 2.1). A labilidade resultou em valores pouco superiores que a percentagem de C-ox16, porque esta última foi calculada em relação ao Ct e não em relação ao C não oxidado. Entretanto, a causa principal para o resultado estatístico divergente em relação a esses dois índices, provavelmente, decorreu da forma de análise estatística. Na Tabela 2.1 utilizou-se teste-t para áreas em par (n=10), enquanto na Tabela 2.2 as áreas foram agrupadas por intensidade de uso do solo, independentemente do par, o que aumentou o erro experimental na análise da variância.

Blair et al. (1995) propuseram um único índice, denominado de índice de manejo de carbono, para integrar as variações em quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo, entre áreas contíguas, uma de referência e a outra sob exploração agrícola. Visando obter resultados de aplicação mais geral, no presente trabalho esses índices foram utilizados na comparação das intensidades de uso do solo, tomando como referência as seis áreas agrupadas sob CaatP (Tabela 2.2). O índice de estoque (IEC), calculado com base nos resultados da Tabela 1.4, Capítulo 1, diminuiu com a intensidade do uso do solo, por causa das perdas de matéria orgânica com o aumento na degradação dos solos, independentemente da profundidade amostrada (Capítulo 1).

O índice de labilidade (IL) indicou a variação na labilidade (qualidade) do Ct dos grupos CaatR, CultP ou CultD, em relação à referência CaatP. De forma geral IL diminuiu com o aumento na intensidade de uso do solo, mas a elevada variabilidade associada ao cálculo deste índice (propagação de erros), não permitiu concluir quanto à relevância dessas diferenças (Tabela 2.2). O índice de manejo de carbono (IMC) combinou as variações em quantidade (IEC) e qualidade (IL) do COS e também diminuiu com o aumento na intensidade do uso do solo, principalmente pelas variações em IEC (Tabela 2.2).

De forma geral, o grupo CultD mostrou um nível de degradação maior que os grupos CultP ou CaatR, considerando-se C-ox16, IEC, IL ou IMC, na camada de 0-7,5 cm. Estes dois últimos grupos, por sua vez, diferiram das áreas sob CaatP. Assim, estes resultados corroboraram as observações iniciais em relação aos quatro níveis de intensidade de uso propostos. As tendências dos resultados com base nesses grupos são de natureza geral, em termos regionais, o que amplia o uso dos índices sugeridos por Blair et al. (1995), que ficava restrito à comparação de áreas adjacentes.

2.3.3 Ensaio em casa de vegetação

O gradiente nos teores de C das amostras escolhidas, de 6,19 a 21,8 g kg⁻¹, resultou numa variação considerável na produção de matéria seca pelo capim buffel (*Cenchrus ciliaris*) (Tabela 2.3). As massas de N e P absorvidos pelo capim foram expressas por massa de solo, para facilitar as comparações com as concentrações desses nutrientes disponíveis no solo. As amostras foram ordenadas pelos teores crescentes de Nt, para facilitar a comparação com os teores de N absorvido (Nabs) ou de N mineralizado (Nmin). Nabs e Nmin foram fortemente

Tabela 2.3 Atributos das amostras de solo utilizadas no experimento em casa de vegetação, incluindo o N mineral inicial (Nini), o C extraído pelo KMnO_4 16,5 mM (C-ox16), o N e P contidos na fração leve, e os valores médios (n=3) de produção de matéria seca (MS), N absorvido (Nabs), N mineralizado (Nmin) e P absorvido (Pabs) durante 60 dias, por plantas de capim buffel.

No.	Atributos das amostras				C-ox16		Fração leve		Casa de Vegetação			
	Ct	Nt	P	Nini			N	P	MS	Nabs	Nmin	Pabs
	- - -g kg ⁻¹ - - -	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	g kg ⁻¹	% [†]		mg kg ⁻¹ solo		g vaso ⁻¹	- - - -mg kg ⁻¹ solo - - - -		
1	7,1	0,68	5,1	10,2	0,536	7,6	15,5	1,03	2,64	18,4	9,74	1,93
2	6,2	0,73	1,6	10,4	0,397	6,4	16,4	1,39	0,63	9,4	0,46	0,47
3	9,0	0,76	2,7	12,3	0,480	5,3	14,5	0,88	2,76	22,8	11,6	2,65
4	8,1	0,77	3,0	6,91	0,507	6,3	8,3	0,67	1,08	13,8	8,22	0,78
5	8,0	0,86	2,9	3,61	0,544	6,8	24,2	1,56	1,88	12,3	10,0	1,29
6	9,5	0,86	3,2	15,0	0,619	6,5	15,8	1,80	4,02	31,3	18,0	2,80
7	12,0	0,98	2,6	6,51	0,949	7,9	22,7	1,34	1,17	18,4	12,8	0,71
8	10,1	1,01	3,1	10,5	0,574	5,7	16,8	1,24	3,08	20,8	11,5	2,26
9	15,0	1,09	3,4	10,6	1,703	11,4	21,5	1,12	0,89	27,4	19,3	0,84
10	13,1	1,12	3,6	16,3	1,248	9,5	11,4	0,89	3,62	37,4	22,5	1,73
11	12,5	1,17	8,5	19,8	0,955	7,7	37,1	2,95	5,22	53,3	35,0	11,19
12	13,8	1,18	4,2	10,5	1,337	9,7	23,7	1,24	4,40	48,9	39,8	3,54
13	13,2	1,23	8,6	11,9	1,143	8,7	23,2	2,42	4,52	41,7	31,7	8,21
14	12,4	1,30	3,9	15,9	0,792	6,4	28,5	2,65	2,48	24,6	10,5	1,88
15	19,0	1,55	3,2	12,8	1,646	8,7	13,2	0,83	3,69	48,8	38,6	3,57
16	20,1	1,56	5,5	11,9	1,248	6,2	34,0	2,11	4,54	52,1	42,8	4,65
17	17,1	1,60	4,4	4,92	1,233	7,2	16,2	1,46	4,40	45,4	42,3	6,78
18	21,8	1,70	7,6	11,3	1,307	6,0	25,3	1,05	7,28	107	96,8	13,25
19	18,0	1,72	5,5	18,7	1,652	9,4	26,6	1,73	4,28	41,2	25,4	5,44
20	21,0	1,86	4,7	16,9	1,926	9,2	26,0	1,43	3,90	46,7	32,7	5,02

[†] Percentagem de C-ox16 em relação ao Ct do solo.

relacionadas ($r = 0,98^{***}$, Tabela 2.4); a diferença entre elas é que o Nmin não tem a influência do N inicial presente no solo antes da semeadura (Nini), como ocorre no Nabs. A participação do Nini no Nabs foi elevada (de 50 a 100 %) nas amostras com baixos teores de C orgânico, mas foi diminuindo (10 a 40 %) quando os teores de C orgânico aumentaram (Tabela 2.1). Apesar dessa participação elevada do Nini no Nabs, a correlação entre ambas variáveis não foi significativa ($r = 0,21$, Tabela 2.4). Sampaio et al. (1995) também não encontraram relação entre essas duas variáveis, em 10 amostras de solos do semi-árido de PE.

Embora a correlação entre Nt e Nabs tenha sido significativa ($r=0,73^{***}$, Tabela 2.4), pode-se observar que, em muitos casos, variações em Nabs não coincidiram com a ordem crescente de Nt (Tabela 2.3). A falta de coincidência, na maioria dos casos, foi causada pela disponibilidade de P, que controlou o Nabs e a produção de matéria seca (MS). As amostras 1 e 2 exemplificaram esse fato, uma vez que com teores de Nt muito semelhantes, as diferenças em P Mehlich-1 determinaram valores de Nabs e MS contrastantes; o valor P Mehlich-1 de 1,6 mg kg⁻¹ limitou fortemente a produção de MS. Os níveis de P extraível (Mehlich-1) desses solos ficaram na faixa de deficiência de P (IPA, 1998).

Por outro lado, as amostras 1 e 16 exemplificaram o controle de Nt na produção de MS. Essas amostras tiveram valores de P Mehlich-1 semelhantes, mas o Nabs aumentou de 18,4 mg kg⁻¹ na amostra 1 para 52,1 mg kg⁻¹ na amostra 16, devido ao aumento em Nt. Dados de K, Ca e Mg não tiveram influência na produção de MS, devido ao suprimento adequado desses nutrientes nestes tipos de solos (Apêndice E).

O único valor baixo de MS que não parece ter sido controlado pelo P ou pelo N do solo foi observado na amostra 9. Comparando-se as amostras 9 e 10, as concentrações

Tabela 2.4 Coeficientes de correlação simples entre variáveis selecionadas do experimento em casa de vegetação (n=20)[†]

	C total	N total	P Mehlich-1	C-ox333	C-ox16	C-min3d	C-fl	N-fl	P-fl	MS	Nabs	Pabs	Nini	Nmin
C total	1,00	0,95***	0,44**	0,81***	0,87***	0,90***	ns	ns	ns	0,65***	0,80***	0,57***	ns	0,79***
N total		1,00	0,46**	0,78***	0,83***	0,83***	ns	0,46**	ns	0,65***	0,73***	0,59***	ns	0,70***
P Mehlich -1			1,00	ns	ns	ns	ns	0,59***	0,56***	0,75***	0,67***	0,87***	0,64***	0,62***
C-ox333				1,00	0,80***	0,68***	ns	ns	ns	0,53**	0,61***	ns	ns	0,59***
C-ox16					1,00	0,74***	ns	ns	ns	ns	0,57***	ns	ns	0,54***
C-min3d						1,00	ns	ns	ns	0,56***	0,68***	0,44**	ns	0,69***
C-fl							1,00	0,89***	0,68***	ns	ns	ns	ns	ns
N-fl								1,00	0,77**	ns	ns	0,51**	ns	ns
P-fl									1,00	ns	ns	ns	0,52**	ns
MS										1,00	0,89***	0,88***	ns	0,85***
Nabs											1,00	0,89***	ns	0,98***
Pabs												1,00	ns	0,83***
Nini													1,00	ns
Nmin														1,00

[†] Abreviaturas: C-ox333 e C ox16 = C oxidado pela solução de KMnO₄ 333 e 16,5 mM; C min3d = C-CO₂ mineralizado em três dias de incubação; fl = nutriente na fração leve ($d < 1 \text{ kg dm}^{-3}$); MS = matéria seca; abs = nutriente contido na planta; Nini = N mineral no solo antes da semeadura e Nmin = N mineralizado em 60 dias.

, * Significativo ao nível de 5 e 1 %, respectivamente.

desses nutrientes no solo foram semelhantes; no entanto, a MS na amostra 9 foi de 0,98 mg kg⁻¹ enquanto na amostra 10 foi de 3,62 mg kg⁻¹. A amostra 9 teve a relação C:N mais ampla, 15:1, e a maior proporção de C-ox16, 11,4 %, o que sugere condições de imobilização. Observando-se o Nmin ao invés do Nabs, para retirar o efeito do Nini, percebe-se que houve imobilização de N e, muito maior ainda, imobilização de P. Talvez a imobilização de N não foi tão acentuada quanto a de P, pelo fato do N na fração leve, na amostra 9, ter sido praticamente o dobro da amostra 10. Por comparação com valores igualmente baixos de Pabs, em outras amostras, o P parece ter sido quem mais limitou a produção de matéria seca na amostra 9.

De forma geral, as maiores produções de MS e os maiores valores de Nabs foram observados nas amostras com teores de Nt maiores que 1,10 mg kg⁻¹ e, dentro desse grupo, nas amostras com P Mehlich-1 maior que 4 mg kg⁻¹. Entretanto, das quatro maiores produções de MS, três ocorreram com P Mehlich-1 maior que 7,5 mg kg⁻¹.

Resultados de regressão múltipla confirmaram o controle de P e N na produção de MS (Tabela 2.5). A melhor variável para representar o suprimento de N foi o Nmin combinada com P-Mehlich-1 ($R^2 = 0,80^{***}$). As variáveis Ct, Nt, C-min3d e C-ox333 foram equivalentes em explicar a variação na produção de MS, mas somente foram significativas no modelo à $P = 0,05$ (Tabela 2.5). Já as variáveis C-ox16 e N-fl não atingiram significância no modelo à $P = 0,05$ (Tabela 2.5). A concentração de P-fl no solo foi testada em substituição ao P Mehlich-1 no modelo de regressão com MS e, o resultado significativo (Tabela 2.5) sugere que esta fonte pode ter contribuído para a nutrição do capim buffel.

Uma outra análise dos resultados em casa de vegetação refere-se ao cálculo da taxa de mineralização média de C. Este parâmetro foi calculado a partir do Nmin, utilizando-se

Tabela 2.5 Produção de matéria seca (MS) em função de duas variáveis relacionadas com fósforo, combinadas com sete variáveis relacionadas com o fornecimento de nitrogênio

y	x ₁	x ₂ [†]	b ₀	b ₁	b ₂	R ²
MS (g/vaso)	P-Mehlich-I (mg kg ⁻¹)	Ct (mg.g ⁻¹)	-0,675ns	0,497***	0,138**	0,69***
		Nt (mg.kg ⁻¹)	-0,900ns	0,493***	0,0018**	0,68***
		C-ox333 (mg.kg ⁻¹)	-0,443ns	0,565***	0,372**	0,68***
		C-ox16 (mg.kg ⁻¹)	0,057ns	0,594***	0,653ns	0,59***
		Cmin3d (mg kg ⁻¹)	-0,517ns	0,549***	0,0323**	0,68***
		N-fl (mg kg ⁻¹)	0,664ns	0,676***	-0,0135ns	0,57***
		Nmin (mg kg ⁻¹)	0,683ns	0,313***	0,049**	0,80***
	P-fl (mg kg ⁻¹)	Nmin (mg kg ⁻¹)	-2,74**	0,210***	0,136***	0,82***

[†] Ct e Nt = C e N totais; C-ox333 e C ox16 = C oxidado pela solução de KMnO₄ 333 e 16,5 mM; Cmin3d = C-CO₂ mineralizado em três dias de incubação; N-fl = N na fração leve (d < 1 kg dm⁻³); MS = matéria seca; e Nmin = N mineralizado em 60 dias.

uma relação C:N de 12:1, que foi determinada em experimento de incubação e lixiviação em colunas, com medidas simultâneas de C e N mineralizados (Alves et al., 1999). Esta conversão resultou em um valor médio de 2,1 % do Ct do solo mineralizado nos 60 dias, admitindo-se que a presença de plantas em ativo crescimento não produziu um efeito de ‘priming’ na mineralização da MOS. O mesmo cálculo foi realizado com dados de ensaio em vasos publicados por Sampaio et al. (1995) para dez solos do semi-árido de Pernambuco, obtendo-se um valor de 2,6 % de Ct do solo mineralizado, também em 60 dias. Em experimento independente, em colunas com os mesmos solos utilizados por Sampaio et al (1995), a proporção de Ct mineralizado durante 60 dias foi também de 2,2 % do Ct (Alves et al., 1999). A semelhança das proporções médias de C mineralizado em 60 dias quantificadas nos três experimentos, que representaram 20 solos da região semi-árida, permitiu que o valor de 4,8% do Ct mineralizado após 140 dias de incubação (Alves et al., 1999) fosse utilizado como uma referência de C lábil. Esta percentagem foi obtida num período de tempo semelhante à permanência das culturas de subsistência na região semi-árida e, a quantidade de C oxidado pelo KMnO_4 16,5 mM foi a que mais se aproximou dessa fração lábil.

2.4 CONCLUSÕES

O único método que possibilitou evidenciar mudanças na qualidade da matéria orgânica em função do uso do solo, foi a oxidação química do COS com KMnO_4 16,5 mM. Entretanto, essas mudanças em qualidade foram mínimas quando comparadas com as perdas intensas em quantidade de COS, relatadas no Capítulo 1. Essa tendência foi claramente mostrada pelos

índices de estoque e labilidade. Esses resultados indicam que o tema de C lábil e qualidade do COS, em solos do semi-árido, precisa ainda ser mais pesquisado.

O fornecimento de N a partir de amostras com um gradiente na concentração de COS, foi proporcional a esse gradiente unicamente nas amostras que tinham concentração de P-Mehlich-1 superior a 4 mg kg^{-1} . Portanto, áreas degradadas deficientes em P onde ocorreram perdas significativas de C e N, quando deixadas em pousio, dificilmente conseguirão recuperar os níveis de fertilidade inicial, sem adição de alguma fonte de P.

O nitrogênio e o P contido na MOP representaram uma fração potencialmente disponível no curto período de dois meses, ressaltando a importância de manter-se aportes de resíduos orgânicos ao solo, incluindo-se os aportes sub-superficiais provenientes das raízes, no manejo destes solos.

2.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alvarez, R. & Alvarez, C.R. Soil organic matter pools and their associations with carbon mineralization kinetics. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64:184-189. 2000.
- Alves, G. D. ; Sampaio, E. V. S. B.; Salcedo, I. H. & Silva, V.M. Potencial de Mineralização de N e de C em vinte solos de Pernambuco. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 23:245-256. 1999.
- Besnard, E.; Chenu, C. ; Balesdent, J. ; Puget, P. & Arrouays, D. Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation. *European J. Soil Science*, 47:495-503. 1996.

- Blair, G. J.; Lefroy, R. D. B. & Lisle, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index. *Australian Journal of Agricultural Research* 46, 1459-66. 1995.
- Bremner, J.M. & Mulvaney, C.S. Nitrogen-total. In: Page, A.L.; Miller, R.H. & Keeney, D.R. eds. *Methods of soil analysis. Chemical and microbiological properties. Part 2.* Madison, ASA-SSSA, 1982. p. 595-624.
- Cambardella, C. A. & Elliott, E.T. Carbon and nitrogen dynamics of soil organic matter fractions from cultivated grassland soils.. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:123-130. 1994.
- Christensen, B.R. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Adv. Soil Sci.*, 20:2-90. 1992.
- Dalal, R. C. & Mayer, R. J. Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in Southern Queensland. IV. Loss of organic carbon from different density fractions. *Aust. J. Soil Res.* 24:293-300. 1986.
- Duxbury, J.M.; Scott Smith, M. ; Doran, J.W.; Szott, L. & Vance, E. Soil organic matter as a source and a sink of plant nutrients. In: Coleman, D.C.; Oades, J.M & Uehara, G. eds. *Dynamics of Soil Organic Matter in Tropical Ecosystems*, NifTAL Project, Univ. of Hawaii, 1989. p. 36-67.
- EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Methods for chemical analysis of waters and wastes*, Cincinnati, EPA, 1971, 312 p.
- Feller, C. & Beare, M.H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma*, 79:69-116. 1997.

- Franzluebbers, A.J.; Haney, R.L. ; Hons, F.M. & Zuberer, D.A. Determination of microbial biomass and nitrogen mineralization following rewetting of dried soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60:1133-1139. 1996.
- Franzluebbers, A. J.; Haney, R.L. ; Honeycutt, C.W.; Schomberg, H.H & Hons, F.M. Flush of Carbon Dioxide Following Rewetting of Dried Soil Relates to Active Organic Pools. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:613-623. 2000.
- IPA. Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária. Recomendação de Adubação para o estado de Pernambuco (2ª aproximação), Coord. por Francisco José de Cavalcanti. Recife, ilust. 1998. 198p.
- Jenkinson, D.S. Studies on the decomposition of plant material in soil: II. Partial sterilization of soil and the soil biomass. *J. Soil Sci.* 17:280-302. 1966.
- Keeney, D.R. Nitrogen-availability indices. In: Page, A.L. et al. (eds.), *Methods of Soil Analysis. Part 2, Agron. Monogr. 9.* ASA and SSSA, Madison, Wi. 1982. p. 711-733.
- Kieft, L.T.; Soroker, E. & Firestone, M.K. Microbial biomass response to a rapid increase in water potential when dry soil is wetted. *Soil Biol. Biochem.* 19:119-126. 1987.
- Lefroy, R. D. B.; Blair, G. J. & Strong, W. M. Changes in soil organic matter with cropping as measured by organic carbon fractions and ¹³C natural isotope abundance. *Plant and Soil* 155/156, 399-402. 1993.
- Magid. J. & Kjaergaard, C. Recovering decomposing plant residues from the particulate soil organic matter fraction: size versus density separation. *Biol Fertil Soils*, 33:252-257. 2001.
- Medeiros, E. V. Variação sazonal na biomassa de raízes finas sob vegetação da caatinga. Recife, Universidade Federal de Pernambuco, 1999. 48 p. (Tese de Mestrado).

- Murphy, J. & Riley, J.P.A. A modified simple solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, 27:31-36, 1962.
- Oades, J.M. An introduction to organic matter in mineral soils. In: Dixon, J.B. & Weed, S.B.L. eds. *Minerals in soil environments*. 2nd ed. SSSA Book Ser. No. 1. SSSA, Madison, WI. 1989. p. 89-159.
- Powlson, D.S. & Jenkinson, D.S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil: II. Gamma irradiation, autoclaving, air-drying and fumigation. *Soil Biol. Biochem.* 8:179-188. 1976.
- Salcedo, I. H.; Sampaio, E.V.S.B. & Araújo, M.S.B. Mudanças no C, N e P. do solo causadas por queimadas. *Congresso Brasileiro de Ciência do Solo*, 24. Goiás, Vol I, p. 177, Resumos. 1993.
- Sampaio, E.V.S.B & Salcedo, I.H. Efeito da adição de nitrogênio e palha-¹⁴C na liberação de CO₂ e formação de biomassa microbiana em latossolo vermelho amarelo. *Rev. Bras. Ci. Solo*, 6:177-181. 1982.
- Sampaio, E.V.S.B.; Salcedo, I.H. ; Silva, V.M. & Alves, G.D. Capacidade de Suprimento de N e resposta à fertilização de 20 solos de Pernambuco. *R. Bras. Ci. Solo*, 20:269-279. 1995.
- Sampaio, E.V.S.B.; Salcedo, I.H.; Araújo, M.S.B. & Silva, V.M. Carbono, nitrogênio e fósforo na biomassa microbiana de 20 solos de Pernambuco. *XXIV Congresso Brasileiro de Cioência do Solo*, Goiânia-GO, julho 1993. p. 265-266.
- SAS Institute. *SAS User's guide: Statistics*. 5th. Ed. SAS Inst., Cary, NC. 1985
- Shang, C.& Tiessen, H. Organic matter lability in a tropical Oxisol: evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, density, and magnetic fractionations. *J. Soil Sci.* 11:795-807. 1997.

- Six, J.; Paustian, K.; Elliott, E.T. & Combrink, C. Soil structure and organic matter: I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64:681-689. 2000.
- Snyder, J. D. & Trofymow, J. A. A rapid accurate wet oxidation diffusion procedure for determining organic and inorganic carbon in plant and soil samples. In *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 15(5),587-597. 1984.
- Sokal, R.R. & Rolf, F.J. *Biometry*. 3rd ed. W.H. Freeman and Co. N.Y. 1995. 885 p.
- Sollins, P.; Spycher, G. & Glassman, C.A. Net nitrogen mineralization from light- and heavy-fraction forest soil organic matter. *Soil Biol. and Biochem.*, 16:31-38. 1984.
- Sorensen, L.H. Rate of decomposition of organic matter in soil as influenced by repeated air drying-rewetting and repeated addition of organic material. *Soil Biol. Biochem.* 6:287-292. 1974.
- Theng, B. K. G.; Tate, K.R.; Sollins, P.; Moris, N.; Nadkarni, R. & Tate, R. L. III. Constituents of organic matter in temperate and tropical soils. In: Coleman, D.C.; Oades, J. M. & Uehara, G. eds. *Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems*. NifTAL Project, University of Hawaii at Manoa, 1989. p. 5-32.
- Thomas, R.L.; Sheard, R.W. & Moyer, J.R. Comparison of conventional and automated procedures for nitrogen, phosphorus and potassium analysis of plant material using single digest. *Agron. J.* 59:240-243. 1967.
- Tiessen, H.; Cuevas, E. & Chacon, P. The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. *Nature*, 371:783-785. 1994.

- Tiessen, H.; Salcedo, I. H. & Sampaio, E.V.S.B. Nutrient and soil organic matter dynamics under shifting cultivation in semi-arid northeastern Brazil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 38:139-151. 1992.
- Tiessen, H. & Santos, M.C.D. Variability of C, N and P content of a tropical semiarid soil affected by soil genesis, erosion and land clearing. *Plant Soil*, 119:337-341. 1989.
- Trumbore, S.E. 1993. Comparison of carbon dynamics in tropical and temperate soils using radiocarbon measurements. *Global Biogeochem. Cycles*, 7:275-290.
- Walker, T.W. & Adams, A.F.R. Studies on soil organic matter: I. Influence of phosphorus content of parent materials on accumulations of carbon, nitrogen, sulfur, and organic phosphorus in grassland soils. *Soil Science*, 85(6): 307-318. 1958.
- Westerhof, R; Vilela, L.; Ayarza, M. & Zech, W. Land use effects on labile N extracted with permanganate and the nitrogen management index in the Cerrado region of Brazil. *Biol Fertil Soils*, 27:353-357. 1998.

APÊNDICE

Apêndice A. Atributos físicos de amostras de solos da região semi-árida do nordeste do Brasil, agrupadas de acordo com o manejo, profundidade de amostragem e a classificação dos solos

Uso do solo	Propriedades	Profundidade	Solos									
			TCo	TCol1	TCol2	TCol3	TCol4	TCol5	TCol6	RLe1	RLe2	PVAe
		cm										
Caatinga	Dens. solo (kg dm ⁻³)	0-7,5	1,51	1,34	1,47	1,40	1,31	1,29	1,28	1,32	1,33	1,29
	Cascalho (%)		0,0	2,4	4,6	7,5	6,3	10,4	6,8	6,9	9,2	0,0
	Areia (g kg ⁻¹)		734	636	538	527	618	458	440	644	663	682
	Silte (g kg ⁻¹)		191	236	325	362	240	333	292	214	231	138
	Argila (g kg ⁻¹)		76	127	137	111	142	209	268	142	105	180
Cultivado	Dens. solo (kg dm ⁻³)	0-7,5	1,55	1,40	1,51	1,52	1,38	1,38	1,36	1,44	1,36	1,40
	Cascalho (%)		0,0	10,1	3,8	1,6	8,4	5,4	3,1	6,6	12,1	0,0
	Areia (g kg ⁻¹)		781	651	580	628	650	621	436	696	663	491
	Silte (g kg ⁻¹)		155	237	324	291	204	226	266	181	215	209
	Argila (g kg ⁻¹)		64	112	97	81	145	153	298	123	122	299
Caatinga	Dens. solo (kg dm ⁻³)	0-15	1,55	1,33	1,48	1,42	1,34	1,34	1,29	1,35	1,37	1,34
	Cascalho (%)		0,0	1,3	3,4	7,5	7,2	6,5	4,8	9,0	10,8	0,0
	Areia (g kg ⁻¹)		749	614	519	490	613	510	486	638	661	641
	Silte (g kg ⁻¹)		198	239	333	378	242	294	244	214	234	141
	Argila (g kg ⁻¹)		78	147	148	132	145	196	269	147	105	218
Cultivado	Dens. solo (kg dm ⁻³)	0-15	1,58	1,38	1,51	1,55	1,37	1,38	1,36	1,44	1,39	1,42
	Cascalho (%)		0,0	8,9	4,5	1,8	7,5	4,6	2,5	8,3	12,2	0,0
	Areia (g kg ⁻¹)		751	622	564	603	614	594	474	677	665	545
	Silte (g kg ⁻¹)		187	239	320	315	217	246	243	192	211	178
	Argila (g kg ⁻¹)		62	139	117	82	169	160	284	131	124	277

Apêndice B Atributos químicos de amostras de solos da região semi-árida do nordeste do Brasil, agrupadas de acordo com o manejo,

Uso do solo	Propriedades	Profundidade	Solos									
			TC ₀	TC ₀₁	TC ₀₂	TC ₀₃	TC ₀₄	TC ₀₅	TC ₀₆	RL _{e1}	RL _{e2}	PVA _e
		cm										
Caatinga	pH	0-7,5	4,6	5,0	5,6	5,3	4,7	5,0	5,5	4,9	4,6	4,9
	H+Al (mmolc kg ⁻¹)		2,0	1,0	0,3	0,3	2,8	1,3	0,8	1,0	1,5	2,0
	Ca (mmolc kg ⁻¹)		9,4	37,8	26,5	23,6	17,0	29,3	40,7	17,0	11,3	11,3
	Mg (mmolc kg ⁻¹)		2,3	15,5	7,3	3,2	5,6	8,1	12,6	5,6	2,7	2,7
	K (mmolc kg ⁻¹)		4,2	4,8	4,7	4,2	4,0	0,62	2,8	2,4	3,9	3,1
	Na (mmolc kg ⁻¹)		0,75	1,2	1,4	1,3	2,0	1,2	1,1	0,96	0,96	0,75
	CTC (mmolc kg ⁻¹)		18,7	60,4	40,1	32,5	31,5	40,5	57,9	27,0	20,4	19,8
Cultivado	pH	0-7,5	4,9	5,2	5,8	4,8	5,1	5,3	5,5	5,1	4,8	4,6
	H+Al (mmolc kg ⁻¹)		1,0	0,5	0,5	0,8	0,5	0,8	1,0	0,5	1,5	1,5
	Ca (mmolc kg ⁻¹)		17,0	26,5	34,1	16,1	22,7	26,5	28,4	16,1	12,3	9,4
	Mg (mmolc kg ⁻¹)		4,4	11,8	14,7	2,9	6,4	10,6	7,7	3,6	3,0	3,0
	K (mmolc kg ⁻¹)		3,6	2,3	2,0	1,7	1,6	2,0	1,3	1,3	2,1	3,1
	Na (mmolc kg ⁻¹)		2,6	0,85	1,9	0,75	2,6	1,3	1,3	1,4	1,3	0,85
	CTC (mmolc kg ⁻¹)		28,5	42,0	53,2	22,2	33,8	41,1	39,7	22,8	20,2	17,8
Caatinga	pH	0-15	4,6	5,1	5,5	5,0	4,9	5,1	5,5	5,0	4,8	4,8
	H+Al (mmolc kg ⁻¹)		3,4	0,9	0,5	3,0	2,9	1,3	0,9	0,9	3,4	2,5
	Ca (mmolc kg ⁻¹)		6,3	35,0	27,9	17,9	13,7	26,9	38,3	17,9	8,2	8,2
	Mg (mmolc kg ⁻¹)		2,1	16,2	8,3	3,5	7,1	8,9	14,0	6,5	2,7	2,3
	K (mmolc kg ⁻¹)		5,9	3,7	3,2	4,8	2,2	1,8	3,3	3,1	4,0	3,2
	Na (mmolc kg ⁻¹)		1,3	1,2	4,9	1,3	1,5	1,5	1,3	1,1	1,2	0,75
	CTC (mmolc kg ⁻¹)		19,0	56,9	44,8	30,6	27,4	40,4	57,8	29,5	19,4	17,0
Cultivado	pH	0-15	5,1	5,3	5,8	5,1	5,2	5,3	5,2	4,9	4,8	4,6
	H+Al (mmolc kg ⁻¹)		1,5	0,8	0,5	0,8	1,0	1,0	0,9	1,3	3,3	1,6
	Ca (mmolc kg ⁻¹)		12,3	28,8	41,6	20,8	20,3	28,4	27,4	15,6	9,1	8,9
	Mg (mmolc kg ⁻¹)		4,2	13,2	19,4	3,9	6,0	11,0	7,1	3,8	3,1	3,0
	K (mmolc kg ⁻¹)		2,5	1,6	3,4	1,7	1,7	1,8	1,4	1,5	2,4	2,6
	Na (mmolc kg ⁻¹)		1,9	1,5	0,97	0,91	1,7	1,1	1,0	1,1	1,5	0,64
	CTC (mmolc kg ⁻¹)		22,4	45,9	65,9	28,0	30,8	43,2	37,8	23,2	19,4	16,7

Apêndice C. Valores médios (n=4) dos teores de C, N, Po, Pt, P-Mehlich-1 e relação Po/Pi em função do manejo e da profundidade de dez solos da região semi-árida do nordeste do Brasil.

Uso do solo	Propriedades	Profundidade	Solos									
			TCo	TCol1	TCol2	TCol3	TCol4	TCol5	TCol6	RLe2	RLe1	PVAe
		cm										
Caatinga	C (g kg ⁻¹)	0-7,5	13,24	12,13	9,94	12,24	17,75	19,35	20,57	14,42	18,66	21,51
	N (g kg ⁻¹)		1,012	1,195	0,956	1,162	1,532	1,817	1,796	1,208	1,530	1,724
	Po (mg kg ⁻¹)		0,077	0,071	0,068	0,075	0,200	0,272	0,237	0,064	0,157	0,122
	Pt (mg kg ⁻¹)		0,153	0,170	0,134	0,152	0,341	0,378	0,367	0,201	0,275	0,241
	P-Mehlich-1 (mg kg ⁻¹)		2,413	2,598	2,441	7,775	3,595	4,499	1,771	1,059	2,903	4,727
	Po/Pi		1,289	0,744	1,088	0,985	1,495	2,623	2,146	0,474	1,359	1,062
	C (g kg ⁻¹)	0-15	10,33	9,80	7,88	9,71	12,81	14,62	15,34	12,04	14,41	15,15
	N (g kg ⁻¹)		0,821	0,922	0,847	0,928	1,150	1,499	1,441	0,945	1,244	1,331
	Po (mg kg ⁻¹)		0,062	0,062	0,061	0,072	0,193	0,206	0,200	0,063	0,134	0,119
	Pt (mg kg ⁻¹)		0,143	0,157	0,123	0,157	0,319	0,361	0,340	0,193	0,266	0,247
	P-Mehlich-1 (mg kg ⁻¹)		2,112	1,873	1,592	4,434	2,776	2,462	1,147	0,732	2,114	2,742
	Po/Pi		0,799	0,655	1,040	0,903	1,537	1,369	1,513	0,492	1,017	0,944
Cultivado	C (g kg ⁻¹)	0-7,5	12,25	7,76	7,40	7,72	11,30	10,57	14,96	11,20	11,92	9,30
	N (g kg ⁻¹)		0,991	0,865	0,755	0,850	1,127	1,204	1,456	0,991	1,089	0,842
	Po (mg kg ⁻¹)		0,053	0,051	0,047	0,042	0,172	0,139	0,201	0,060	0,111	0,117
	Pt (mg kg ⁻¹)		0,152	0,160	0,122	0,107	0,318	0,282	0,350	0,194	0,236	0,285
	P-Mehlich-1 (mg kg ⁻¹)		2,480	1,495	3,046	3,237	3,097	1,779	2,691	0,659	2,805	1,133
	Po/Pi		0,535	0,465	0,656	0,722	1,198	1,080	1,352	0,460	0,913	0,776
	C (g kg ⁻¹)	0-15	11,47	7,480	6,420	5,86	9,290	8,67	12,14	10,41	9,83	9,15
	N (g kg ⁻¹)		0,884	0,788	0,666	0,665	0,979	1,010	1,294	0,790	0,962	0,869
	Po (mg kg ⁻¹)		0,050	0,048	0,044	0,036	0,175	0,137	0,184	0,059	0,109	0,119
	Pt (mg kg ⁻¹)		0,144	0,151	0,117	0,092	0,311	0,254	0,339	0,188	0,241	0,266
	P-Mehlich-1 (mg kg ⁻¹)		1,984	1,428	1,883	2,987	1,886	1,704	1,467	0,680	1,792	1,327
	Po/Pi		0,541	0,469	0,608	0,771	1,311	1,477	1,192	0,468	0,837	0,872

Apêndice D. Teores de carbono oxidável pelo KMnO_4 16,5 mM (C-ox16), Índice de estoque de carbono (IEC), de labilidade (IL) e de manejo de carbono (IMC) em relação ao uso e profundidade de dez solos da região semi-árida do nordeste do Brasil

Uso do solo	Propriedades	Profundidade	Solos									
			TC _o	TC _{ol1}	TC _{ol2}	TC _{ol3}	TC _{ol4}	TC _{ol5}	TC _{ol6}	RLe1	RLe2	PVA _e
		cm										
Caatinga Cultivado	Cox-16 (g kg ⁻¹)	0-7,5	1.295	1.102	0.754	1.147	1.807	1.924	2.088	1.461	1.276	1.503
	Cox-16 (g kg ⁻¹)		1.109	0.659	0.581	0.701	0.837	0.805	1.487	0.859	0.530	0.606
	IEC		0.925	0.640	0.744	0.631	0.637	0.546	0.727	0.639	0.776	0.432
	IL		0.918	0.928	1.038	0.966	0.706	0.747	0.977	0.914	0.511	0.928
	IMC (%)		85.0	59.4	77.2	61.0	44.9	40.8	71.0	58.4	39.7	40.1
Caatinga Cultivado	Cox-16 (g kg ⁻¹)	0-15	0.995	0.840	0.624	0.887	1.383	1.414	1.433	1.131	0.954	1.021
	Cox-16 (g kg ⁻¹)		0.853	0.621	0.489	0.498	0.683	0.647	1.123	0.666	0.622	0.628
	IEC		1.110	0.763	0.815	0.604	0.725	0.593	0.792	0.682	0.864	0.604
	IL		0.754	0.966	0.958	0.923	0.656	0.754	0.989	0.854	0.739	1.020
	IMC (%)		83.7	73.7	78.1	55.7	47.6	44.7	78.3	58.2	63.8	61.6

Apêndice E. Atributos das vinte amostras de solos selecionados para o experimento de casa de vegetação.

Número	pH	Ca	Mg	K
		-----mmol.c.kg ⁻¹ ----		

1	6,66	39,8	5,90	4,14
2	6,37	117	61,4	1,19
3	5,96	19,6	4,40	3,00
4	6,19	42,2	21,7	3,92
5	6,55	29,4	8,60	6,93
6	6,28	25,8	4,50	3,78
7	5,16	16,1	6,00	3,54
8	5,56	29,8	11,2	1,94
9	6,50	44,3	9,30	5,37
10	5,15	18,2	5,40	5,04
11	5,60	39,5	14,0	3,31
12	5,09	18,9	5,60	3,78
13	4,91	20,9	5,90	3,13
14	6,07	74,3	30,6	2,85
15	6,22	118,2	13,4	5,04
16	5,95	43,6	12,4	2,57
17	6,40	65,0	15,9	2,71
18	4,39	16,6	3,70	3,93
19	6,50	73,5	28,7	4,01
20	6,63	35,5	32,1	3,97