

Impacto da conversão floresta - pastagem nos estoques e na dinâmica do carbono e substâncias húmicas do solo no bioma Amazônico

Edson Alves de ARAÚJO¹, João Carlos KER², Eduardo de Sá MENDONÇA³, Ivo Ribeiro da SILVA⁴, Erika Karla OLIVEIRA⁵

RESUMO

O presente estudo avaliou as consequências do desmatamento e a utilização do solo com *Brachiaria brizantha* em relação ao estoque e dinâmica de C e frações húmicas em duas floresta-pastagem no Acre. A primeira localizada sequências município de Rio Branco em área de Floresta Aberta com bambu e palmeira e duas pastagens de *B. brizantha* de 3 e 10 anos com predomínio de Argissolo Vermelho-Amarelo alítico plíntico. O segundo situado no município de Senador Guiomard em área de Floresta Densa e pastagem de *B. brizantha* de 20 anos em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico. Em cada local foram coletadas, em triplicata, amostras de solos nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm. Nestas amostras foram avaliadas as características físico-químicas, o C das substâncias húmicas e da matéria orgânica leve, e a composição isotópica do solo e das respectivas frações orgânicas até 1 m de profundidade, determinando o percentual de C derivado da pastagem e da floresta. Houve incremento nos estoques de C do solo e nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ do solo com o tempo de utilização da pastagem, em ambas as sucessões. A porcentagem de C derivado de pastagem foi expressiva na camada superficial do sistema com 20 anos de uso, com proporções que chegaram a 70% do C total. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ para os ácidos húmicos variaram de -12,19 a -17,57 ‰, indicando maior proporção de C derivado da pastagem. A estabilidade estrutural da MOS, inferida pela relação humina com as frações ácido fúlvico e ácido húmico (HUM/FAF+FAH), tenderam a diminuir nos ecossistemas de pastagem quando comparada com as florestas naturais.

PALAVRAS-CHAVE: Amazônia Ocidental, mudanças de uso da terra, *Brachiaria brizantha* cv Marandu, abundância natural do ^{13}C .

Impact of forest-pasture conversion on stocks and dynamics of soil carbon and humic substances in the Amazon

ABSTRACT

This study evaluates the impacts of converting natural Amazonian forests in Brazil to pasture dominated by *Brachiaria brizantha* concerning to C dynamics and humic fractions in two soil chronosequences in the Acre State, Brazil. The first site, dominated by Plinthic Red Yellow Argissols (Ultisols), is located in the municipality of Rio Branco and comprises an area of bamboo- and palm-dominated open forest with two *B. brizantha* pastures of 3 and 10 years old. The second site, dominated by a dystrophic Red Yellow Latosol (Oxisol), is located in the municipality of Senador Guiomard and comprises an area of dense forest and a 20-year old *B. brizantha* pasture. In each site soil samples were collected in triplicate at depths of 0-5, 5-10, 10-20 and 20-40 cm. Samples were evaluated for physical and chemical characteristics, C of humic substances and light organic matter, and the isotopic composition of soil and its organic fractions to 1 m depth, determining the percentage of C derived of both grassland and forest. There were increases in stocks of soil C and $\delta^{13}\text{C}$ soil with the time of grazing in both sites. The percentage of C derived from pasture was much higher in the surface layer of the Senador Guiomard site following 20 years of grazing, with proportions that reached 70% of the total C. $\delta^{13}\text{C}$ values for the humic acids ranged from -12.19 to -17.57 ‰, indicating a higher proportion of C derived from pasture. The MOS structural stability inferred by the relationship of the humin with both fulvic acid and humic acid fractions (HUM / FAF + FAH) tended to decrease in grassland ecosystems when compared with native forests.

KEYWORDS: Western Amazon, land use changes, *Brachiaria brizantha* cv Marandu, natural abundance of ^{13}C .

¹ Secretaria de Estado de Agropecuária do Acre - SEAP/AC. earaujo.ac@gmail.com

² Universidade Federal de Viçosa – UFV. jcker@ufv.br

³ Universidade Federal de Viçosa – UFV. esmjplia@gmail.com

⁴ Universidade Federal de Viçosa – UFV. ivosilva@ufv.br

⁵ Universidade Federal de Viçosa - UFV. erikakaoli@yahoo.com.br

INTRODUÇÃO

A Amazônia Legal, cuja área é de 5,2 milhões de km², possuía até 2007 uma área cumulativa desmatada correspondente a 691.123 km², o equivalente a cerca de 17,2% de toda a floresta Amazônica brasileira. Cerca de 80% da área desmatada tem sido utilizada com pastagens plantadas e estima-se que metade desta área esteja degradada e, em alguns casos, abandonadas (Dias-Filho e Andrade, 2006).

O Estado do Acre, localizado na porção ocidental da Amazônia, possui área territorial de aproximadamente 164.220 km², o equivalente a 4% da área da Amazônica brasileira e a 1,9% do território nacional e apresenta cerca de 11,7 % (19.200 km²) de sua área total desflorestada (INPE, 2008). O desmatamento tem se concentrado principalmente nos municípios da região Leste do Estado. Do total desmatado, até 2004, em torno de 81 % (13.352 km²) eram utilizados com pastagens (Oliveira *et al.*, 2006). A gramínea forrageira mais utilizada tem sido a *Brachiaria brizantha* cv Marandu (Dias-Filho e Andrade, 2006).

A conversão de áreas de floresta amazônica em pastagem resulta em mudanças na quantidade e qualidade da biomassa aérea (Fearnside e Barbosa, 1998), nas características físicas e químicas do solo (Pereira *et al.*, 2000; Longo e Espíndola, 2000; Makewitz *et al.*, 2004) e na emissão de gases de efeito estufa durante as operações de queima da floresta e, ou das pastagens (Fearnside, 2002). Com a introdução da pastagem os estoques de C no solo podem decrescer nos primeiros anos da implantação, e aumentar nos anos seguintes, até atingir valores próximos ou superiores aos existentes antes da conversão (Feigl *et al.*, 1995; Melo, 2003; Salimon *et al.*, 2007). Em menor proporção, alguns trabalhos têm constatado decréscimo no conteúdo de matéria orgânica do solo com o tempo de conversão floresta-agricultura (Desjardins *et al.*, 1994; García-Oliva *et al.*, 1994; Veldkamp, 1994). Este fato se deve a rápida mineralização do C biodegradável proveniente da floresta e de fatores que influenciam a taxa de mineralização do carbono orgânico e conseqüentemente relacionados à atividade biológica do solo, como propriedades do ecossistema (temperatura, presença ou ausência de bases trocáveis e drenagem), mecanismos físicos de proteção de agregados do solo, recalcitrância bioquímica e duração da exposição (Volkoff e Cerri, 1981; Bernoux *et al.*, 1999; Koutika *et al.*, 1999, 2000). A diferenciação das fontes de C derivada da floresta e da pastagem pode ser efetuada com o emprego de técnicas isotópicas baseadas na abundância natural do ¹³C (Bernoux *et al.*, 1998a). Grande parte das espécies de plantas em florestas tropicais possui ciclo fotossintético do tipo C3. As gramíneas possuem ciclo fotossintético do tipo C4. As plantas do tipo C4 discriminam menos e são mais enriquecidas em ¹³C, sendo que os valores de $\delta^{13}\text{C}$ situam-se entre - 6 ‰ e - 19 ‰ (em média - 13 ‰); as de tipo C3 discriminam mais e SÃO

mais empobrecidas em ¹³C cujos valores oscilam entre - 20 ‰ e - 34 ‰ (em média - 27 ‰) (Smith e Epstein, 1971). Esta diferença tem sido utilizada para estudar as modificações na relação isotópica do C do solo decorrente da alteração da cobertura florestal amazônica (Moraes *et al.*, 1996; Bernoux *et al.*, 1999; Desjardins *et al.*, 2004).

A substituição de sistemas florestais naturais por ecossistemas de pastagens na Amazônia altera também a distribuição das frações humificadas do solo (Fernandes *et al.*, 1999). Apesar disso, na Amazônia, poucos são os trabalhos que evidenciam as alterações da composição isotópica do C nas substâncias húmicas do solo decorrentes de mudanças de uso da terra. Investigações dessa natureza têm sido realizadas em solos de origem vulcânica (Hiradate *et al.*, 2004), em solos do continente africano (Piccolo *et al.*, 2005; Spaccini *et al.*, 2006), em sedimentos de rio (Bernardes *et al.*, 2004) e como auxiliar na datação da matéria orgânica do solo e da fração húmica (Gouveia e Pessenda, 1999).

O objetivo deste trabalho foi avaliar o impacto da conversão da floresta amazônica em pastagem no conteúdo e na dinâmica das frações da matéria orgânica do solo para distintos pedoambientes da região Leste do Acre.

MATERIAL E MÉTODOS

LOCAIS DE ESTUDO

A área de estudo localiza-se na região leste do Acre, nos municípios de Rio Branco e Senador Guiomard. No município de Rio Branco, o trabalho foi realizado na Fazenda Batista na altura do km 50 da rodovia Transacreaana (Coordenadas UTM: 19L, N 583653 E 8896150). No local predominam Argissolos Vermelho-Amarelos plínticos em associação com Plintossolos. Em geral, apresentam solum raso a pouco profundo, imperfeitamente drenados a mal drenados e, por vezes, com argila de atividade alta e fertilidade natural variável (eutróficos, epieutróficos e distróficos) (Brasil, 1976; Acre, 2006). A vegetação dominante é do tipo Floresta Tropical Aberta, com ocorrência freqüente de bambus (Acre, 2006). O relevo varia de suave ondulado a ondulado. A média anual da precipitação pluviométrica varia de 1.877 a 1.982 mm e a temperatura média anual é de 25° C (Acre, 2006).

A sucessão estudada inclui a floresta original (FA) e duas pastagens de *B. brizantha*, implantadas há 3 e 10 anos (P3A e P10A, respectivamente). A primeira foi implantada em 2001 após derrubada e queima da floresta; não foi utilizado corretivo ou adubo. A segunda em 1994; não foi utilizado corretivo ou adubo; a área foi queimada após o desmate (1994) e novamente em 1999 (cinco anos depois). O braquiarião (*B. brizantha*) foi semeado simultaneamente com a puerária (*Pueraria phaseoloides*). Observou-se a ocorrência de plantas

invasoras como o assa-peixe (*Vernonia spp.*), jurubeba (*Solanum crinitum*), malva (*Urena lobata*), e tiririca (*Cyperus spp.*).

No município de Senador Guiomard, o estudo foi conduzido na Fazenda Ouro Verde, distante 10 km da sede do município (Coordenadas UTM: 19L, N 8871114, E 641824). No local, predominam Latossolos Vermelho-Amarelo, em geral, cauliniticos, distróficos, profundos, bem drenados em ambientes de relevo plano a suave ondulado (Brasil, 1976; Acre, 2006). A floresta nativa predominante é a do tipo Floresta Tropical Densa (Acre, 2006). A precipitação pluviométrica e a temperatura média anual são similares as da região de Rio Branco. As áreas estudadas incluem a floresta original (FB) e uma pastagem de *B. brizantha* de 20 anos (P20B), implantada em 1984; em que não foi realizada queima nos últimos 10 anos; não foi gradeada e não se utilizou corretivo, nem fertilizante. A mesma apresenta pouca infestação por plantas invasoras.

AMOSTRAGEM DO SOLO E MÉTODOS ANALÍTICOS

Em cada ambiente (FA, P3A, P10A, FB e P20B) foram abertas três minitrincheiras de 1 m de profundidade, distanciadas aproximadamente 500 m uma da outra e retiradas amostras de aproximadamente 1 kg de solo nas profundidades de 0-5; 5-10; 10-20 e 20-40 cm da superfície. As amostras foram secas ao ar e peneiradas. A fração inferior a 2 mm foi submetida as seguintes análises físicas e químicas (Embrapa, 1997): pH em água (relação solo: solução 1:2,5); teores de cálcio, magnésio e alumínio trocáveis, extraídos com solução de KCl 1 mol L⁻¹, sendo quantificados por espectrofotometria de absorção atômica, e o Al³⁺ por titulação com solução NaOH 0,025 mol L⁻¹; potássio trocável extraído com solução de HCl 0,05 mol L⁻¹ e quantificado por fotometria de chama; fósforo disponível, extraído com solução de HCl 0,05 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹ (Mehlich-1) e determinado por colorimetria. A densidade do solo foi determinada por meio do método do anel de Kopeck (Embrapa, 1997) com três repetições para cada profundidade. Para a camada de 20-40 cm a densidade foi estimada por meio de equações lineares múltiplas que relacionam teor de argila, C e pH (Bernoux *et al.*, 1998b; Melo, 2003).

A extração e fracionamento químico das frações ácidos húmicos (FAH), ácidos fúlvicos (FAF) e humina (HUM) foi realizada conforme metodologia preconizada pela Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas - IHSS (Swift, 1996). Neste caso pesou-se 1 g de TFSa passado previamente em almofariz, e colocado em tubos de centrífuga juntamente com 10 mL de NaOH 0,1 mol L⁻¹. Em seguida, agitou-se por 1 hora a 12 rpm em agitador horizontal e colocado em repouso por 12 horas. Decorrido esse tempo, centrifugou-se a 3000 g por 20 minutos. Transferiu-se o sobrenadante para béquer de 50 mL. Esse procedimento foi repetido por mais três vezes, excetuando a centrifugação e o tempo de descanso

de um dia para o outro, deixando-se em descanso por 1 hora. O precipitado obtido, que inclui a fração HUM, foi transferido para tubos de digestão e seco em estufa a 45°C. O conteúdo do sobrenadante teve seu pH ajustado para um valor inferior a 2,0 (entre 1,5 a 1,8) com H₂SO₄ concentrado, com o propósito de precipitar a fração AH. Deixou-se a suspensão em repouso por 18 horas, separando-se, então, a FAH da fração solúvel (FAF) por centrifugação (3000 rpm por 10 minutos). A fração AF foi transferida para balão volumétrico de 50 mL, completando-se seu volume com água destilada. Ao precipitado (FAH), adicionaram-se 30 mL de NaOH 0,1 mol L⁻¹, agitando e deixando em repouso por 1 hora. Depois, o precipitado redissolvido foi transferido para balão volumétrico de 50 mL, completando-se o volume com água destilada. Na determinação do C orgânico contido no solo e nas frações húmicas (FAF, FAH e HUM), utilizou-se o método da dicromatometria, com aquecimento externo, conforme Yeomans e Bremner (1988). Para a determinação do nitrogênio das frações húmicas (HUM, FAF e AH) utilizou-se os produtos do fracionamento acima, conforme adaptações de Bremner e Mulvaney (1982) e Tedesco *et al.* (1995). A fração leve da matéria orgânica (MOL) foi extraída por densimetria em água (Anderson e Ingram, 1993). A quantificação de C foi realizada por combustão a seco em analisador elementar (CHNS, Perkin Elmer, Optima 2400) em razão de não ter se obtido material orgânico suficiente (principalmente a maiores profundidades) para ser utilizada na análise.

Os estoques de C para cada profundidade foram obtidos multiplicando-se o teor de C (g kg⁻¹), pela densidade do solo (kg m⁻³) e pela espessura h (m) e os resultados expressos em Mg ha⁻¹.

Para análise isotópica sub-amostras de solo até 1 m de profundidade (0-5, 5-10, 10-20, 20-40, 40-60 e 60-10 cm) e das frações da MOS foram maceradas em almofariz de ágata até granulometria de pó. A razão isotópica ¹³C/¹²C das amostras foi determinada em espectrômetro de massa de razão isotópica (ANCA-GSL, Sercon, UK), no Laboratório de Isótopos Estáveis do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa (UFV).

A abundância natural de C foi expressa em δ¹³C em partes por mil (‰), usando como referência o padrão internacional PDB (Pee Dee Belemnita), de acordo com a seguinte equação:

$$\delta^{13}C = \left(\frac{R_{amostra} - R_{padrão}}{R_{padrão}} \right) \times 1000,$$

Em que: R_{amostra} é a razão isotópica ¹³C/¹²C da amostra e R_{padrão} é a razão isotópica ¹³C/¹²C do padrão certificado internacional.

A participação do C remanescente da floresta (Cf) e o introduzido pela pastagem (Cp) na MOS e nas substâncias húmicas, foram calculados conforme as equações abaixo:

$$Cp(\%) = \frac{\delta - \delta_0}{\delta_c - \delta_0} \times 100$$

$$Cf(\%) = 100 - Cp$$

Em que: $\delta = \delta^{13}C$ da amostra de solo sob pastagem; $\delta_c =$ valor de $\delta^{13}C$ da planta *C4 B. brizantha* (- 13 ‰); $\delta_0 =$ valor de $\delta^{13}C$ do solo sob floresta.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E QUÍMICAS DOS AMBIENTES ESTUDADOS

Os solos dos ambientes de floresta (FA e FB) diferiram entre si principalmente quanto ao teor de C orgânico, quanto à textura e em termos de fertilidade (Tabela 1). Tanto o ambiente de floresta (FA) como as pastagens (P3A e P10A), pertencentes à primeira sucessão, apresentam maiores proporções da fração silte. Esta característica é marcante em alguns solos do Acre que tiveram os processos de pedogênese diminuídos em virtude da natureza pelítica do material de origem sedimentar (argilitos

e siltitos) (Brasil, 1976) e de evidências atuais de clima árido no passado, tais como a ocorrência de veios de gipsita (gesso) e material carbonático da Formação Solimões (Kronberg e Benchimol, 1992; Latrubesse e Iriondo, 1994).

Os teores de P disponível e C orgânico foram baixos e concentram-se principalmente nos primeiros centímetros da superfície (0-5 cm). Isso sugere que os maiores valores de somas de bases (SB) e P disponível são devidos ao processo de ciclagem de nutrientes favorecidos pela serapilheira e raízes. Esse fato é corroborado pela correlação positiva e significativa encontrada entre o C e SB ($r = 0,76$, $p < 0,05$, $n = 20$) e C e P ($r = 0,80$, $p < 0,05$, $n = 20$). Isso sugere que a MOS é a principal variável que controla os teores de P e bases trocáveis nesses ecossistemas.

Destaca-se o teor mais elevado de P no ambiente P10A (13 mg dm⁻³). Como essa pastagem encontra-se em ambiente de solos que ficam encharcados boa parte do ano, além do processo de compactação, isso cria uma zona de redução (com cores acinzentadas) em superfície, podendo favorecer o acúmulo de matéria orgânica e a liberação de P ligado ao ferro (Ponnamperuma, 1972; Lima *et al.*, 2005).

Os solos sob floresta primária apresentaram maior acidez ativa do que nas áreas de pastagens, provavelmente pelo efeito da adição de cinzas ao solo no processo de conversão (derruba e queima) da floresta em pastagem. No processo de

Tabela 1 - Principais características físicas e químicas dos solos dos ecossistemas

Prof.	Areia	Silte	Argila	pH	SB	Al ³⁺	C	V	P	Ds
----- cm -----	----- g kg ⁻¹ -----			H ₂ O	----- cmol _c .kg ⁻¹ -----		g kg ⁻¹	%	mg dm ⁻³	kg dm ⁻³
Sequência 1 – município de Rio Branco; Floresta (FA) – Argissolo Vermelho-Amarelo alítico plíntico										
0-5	270	510	210	5,4	5,1	0,5	17,00	52	5	1,09
5-10	250	550	200	5,4	2,7	0,4	9,93	40	2	1,22
10-20	260	530	210	5,3	2,2	0,4	7,97	32	2	1,35
20-40	230	500	280	5,0	2,9	1,4	7,18	29	6	1,20
Valor médio	253	523	225	5,3	3,2	0,7	10,52	38	4	1,22
Pastagem de 3 anos (P3A)										
0-5	140	610	250	6,0	8,2	0,3	15,34	68	4	1,17
5-10	130	640	230	5,7	5,4	0,4	9,04	54	2	1,37
10-20	150	570	280	5,4	4,3	0,9	6,71	46	1	1,38
20-40	150	540	310	5,1	3,1	1,9	4,96	29	1	1,25
Valor médio	143	590	268	5,6	5,3	0,9	9,01	49	2	1,29
Pastagem de 10 anos (P10A)										
0-5	310	500	200	7,1	11,8	0,2	32,05	89	13	1,31
5-10	320	510	180	7,2	8,9	0,1	16,52	86	6	1,42
10-20	300	490	210	6,6	8,3	0,5	6,76	75	3	1,44
20-40	180	350	470	6,0	13,6	3,3	6,64	66	2	1,18
Valor médio	278	463	265	6,7	10,7	1,0	15,49	79	6	1,34

Tabela 1 - Continuação

Prof.	Areia	Siite	Argila	pH	SB	Al ³⁺	C	V	P	Ds
----- cm -----	----- g kg ⁻¹ -----			H ₂ O	----- cmol _c .kg ⁻¹ -----		g kg ⁻¹	%	mg dm ⁻³	kg dm ⁻³
Sequência 2 – município de Senador Guiomard ;Floresta (FB) – Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico										
0-5	590	170	240	4,6	1,4	0,6	30,98	18	2	1,21
5-10	520	170	310	4,2	0,8	1,3	17,77	10	2	1,17
10-20	440	170	390	4,2	0,5	1,6	12,98	6	1	1,33
20-40	430	180	390	4,3	0,3	1,8	9,51	4	1	1,18
Valor médio	495	173	333	4,3	0,8	1,3	17,81	10	2	1,22
Pastagem de 20 anos (P20B)										
0-5	560	150	290	4,6	1,5	0,9	33,19	16	3	1,4
5-10	500	150	350	4,4	0,8	1,2	14,23	9	1	1,43
10-20	450	150	400	4,4	0,5	1,4	11,57	5	1	1,3
20-40	420	130	440	4,4	0,1	1,2	9,52	1	0	1,22
Valor médio	483	145	370	4,5	0,7	1,2	17,13	8	1	1,34

Notação: SB = soma de bases; Al³⁺ = alumínio trocável; C = carbono orgânico; V = saturação de bases (SB + H+Al); P = fósforo; Ds = densidade do solo.

queima antropogênica da floresta são disponibilizados para o solo e atmosfera quantidades consideráveis de C e nutrientes provenientes da queima da biomassa acima e abaixo do solo (Kauffman *et al.*, 1995; Markewitz *et al.*, 2004). Durante o processo de encharcamento do solo, nos ecossistemas da sucessão FA-P3A-P10A, possivelmente, ocorrem mudanças substanciais, tais como: a depleção de O₂, NO₃; formação de Fe²⁺, Mn²⁺ e H₂S, dentre outros, os quais requerem H⁺ durante estes processos, fazendo com que ocorra incremento nos valores de pH (Ponnamperuma, 1972; Stevenson e Cole, 1999; Lima *et al.*, 2005).

As maiores proporções de C orgânico para o ambiente de mata FB sugerem estar associado ao tipo de cobertura florestal (floresta densa), a posição na paisagem (em locais de relevo plano e, portanto de maior estabilidade), maior interação da MOS com minerais de argila, com a distrofia (V < 50%) e baixo conteúdo de P disponível do meio e toxidez por alumínio, fatores que favorecem o acúmulo de matéria orgânica no solo. O incremento de C em superfície nos ecossistemas de pastagem são decorrentes da decomposição de resíduos da parte aérea e do sistema radicular da gramínea (Bernoux *et al.*, 1999; Koutika *et al.*, 1999, 2000).

A densidade do solo de ambas as sucessões tende a aumentar em profundidade e com a idade da pastagem, principalmente nos primeiros 20 cm da superfície, sendo mais acentuado na sucessão FB-P20B, com percentuais de aumento na pastagem de 20 e 26% para as camadas de 0-5 e 5-10 cm, respectivamente. Esse incremento deve estar relacionado com o pisoteio do gado (Muller *et al.*, 2001, 2004), a exposição do solo a ciclos de umedecimento e secagem (Araújo *et al.*, 2004), a formação de camada selante e o encrostamento do solo em

superfície devido ao impacto direto das gotas de chuva e do pisoteio do gado (Lado e Ben-Hur, 2004).

ESTOQUES DE CARBONO NO SOLO

Os estoques de C no solo variaram de 4,77 a 22,86 Mg ha⁻¹ até 40 cm da superfície (Figura 1). Os maiores estoques totais encontram-se em ambiente de pastagem mais antiga (P10A e P20B), devido ao acúmulo de matéria orgânica à superfície e em profundidade. O ecossistema de pastagem P3A teve decréscimo nos estoques totais de C equivalente a 6,5 Mg ha⁻¹. Esse resultado deve estar relacionado ao menor aporte de C proveniente das pastagens nos primeiros anos de implantação, além do aumento das perdas de C por intermédio das queimadas (Longo e Espíndola, 2000).

Em Latossolos da Amazônia Central, Desjardins *et al.* (2004) encontraram estoques de C superiores aos do presente estudo, em camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm, o conteúdo de C foi de 4,9, 2,7 e 1,9 kg m⁻², respectivamente, em pastagem de *Brachiaria humidicola*. A tendência de incremento da densidade do solo e do conteúdo de C também ocorreu no estudo de Bernoux *et al.* (1999) em área de Latossolo Vermelho Amarelo distrófico com pastagem de 4 anos no Pará.

Em razão da drenagem mais restrita nos ambientes de Rio Branco, esperava-se encontrar maior conteúdo de C. No entanto sabe-se que em ambientes de floresta nativa de ecossistemas Amazônicos a maior parte do C encontra-se armazenada na biomassa da vegetação. Além disso, Melo (2003) sugere que os menores estoques de C no Acre em relação ao restante da Amazônia esteja associado aos ciclos de umedecimento e secagem do solo, e que favoreceriam a mineralização do C e N. Outro fator que poderia estar

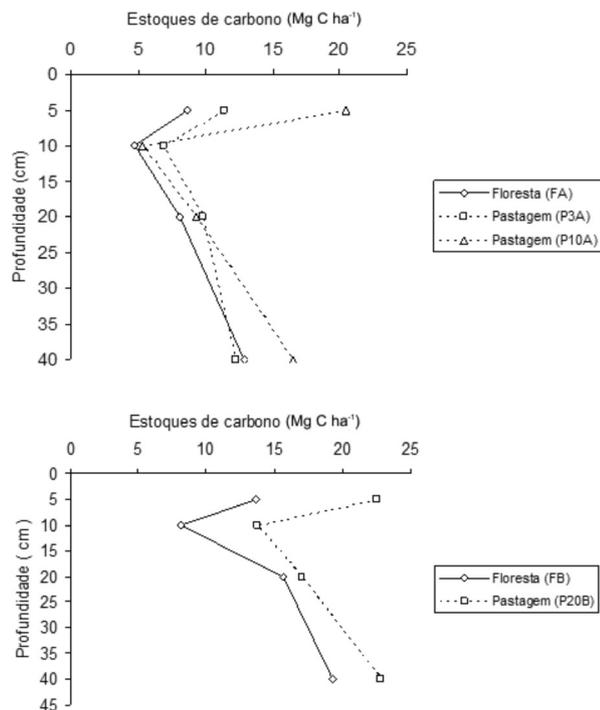


Figura 1 - Estoques de carbono do solo em duas seqüências Floresta-Pastagem na Amazônia Ocidental, leste do Acre.

associado é a baixa precipitação efetiva (parte da precipitação que fica armazenada no solo até a profundidade das raízes e que fica disponível para os cultivos), devido ao caráter de semi-impedimento de algumas argilas do Acre e aos processos erosivos (Tricart, 1985).

SUBSTÂNCIAS HÚMICAS

O C contido nas substâncias húmicas variou de 0,36 a 20,38 g kg⁻¹ (Tabela 2). Nas coberturas vegetais estudadas as maiores proporções de C e N concentram-se na camada de 0-5 cm da superfície. De maneira geral, a maior parte do C das frações húmicas se encontra alocada na fração humina, considerada a mais recalcitrante e com maior interação com a matriz mineral coloidal do solo (Stevenson, 1994). Entretanto, na pastagem de 3 anos, essa proporção se altera nas camadas de 5-10 e 10-20 cm onde as frações AF e AH possuem entre 41 e 52%, respectivamente, do somatório de C das frações húmicas (FAF, FAH e HUM) e, a relação HUM/(FAF+FAH) atinge os menores valores (Tabela 2). Os maiores teores de silte na pastagem de 3 anos onde predomina a classe de Argissolo Vermelho-Amarelo plúntico (Tabela 1), pode ter favorecido, quando esse solo foi submetido a queima há cinco anos, a queima de frações do C consideradas mais lábil, como é o caso da FAF. A relação C/N menor para as FAF e FAH demonstra a maior facilidade de oxidação dessas estruturas.

A relação C/N mais elevada em área de floresta do que nas áreas de pastagem é atribuído ao incremento no conteúdo de folhas, ramos e galhos, que são de difícil decomposição (Moreira e Costa, 2004). Os valores da relação C/N foram mais elevados para o ambiente de mata FB, que pode ser decorrente da maior associação de minerais de argila com a MOS (Duxbury *et al.*, 1989; Zech *et al.*, 1997). Além disso, é válido destacar que a pastagem é um sistema aberto e como tal é natural que se encontre maior relação C/N em solo sob floresta. Além disso, folha é a estrutura mais facilmente decomponível e predominante na serapilheira. Quanto a pastagem há elevada produção de raízes que é a principal fonte de C no solo e é um material mais recalcitrante que a folha.

Com relação a fração leve da matéria orgânica (MOL), ou seja, a porção em que se encontram grande parte dos resíduos de plantas em estágios variados de decomposição (Stevenson, 1994), constata-se impactos negativos quando se compara a floresta nativa e o ecossistema de pastagem correlato para a primeira seqüência. Neste caso, a camada superficial (0-5cm) da pastagem de 3 anos teve reduzida em mais da metade o conteúdo de C contida na MOL. Este fato deve estar associado a reduzida cobertura do solo e a granulometria (maiores proporções de silte em relação a argila em superfície, vide Tabela 1) deste ambiente e que influenciaram na taxa decomposição desta fração (Koutika *et al.*, 1999, 2000). A pastagem de 10 anos foi impactada positivamente, principalmente nos 10 primeiros centímetros. Vale salientar que o conteúdo mais acentuado da fração MOL na camada de 5-10cm da superfície nas pastagens de 3 e 10 anos (246 e 221 g kg⁻¹ de C, respectivamente) devem estar relacionados ao aporte de resíduos do sistema radicular da braquiária.

Para a seqüência 2 a MOL após 20 anos da conversão do ecossistema em pastagem de *B. brizantha* decresceu de forma expressiva em quase todas as profundidades. Isso denota que a MOL poderia ser utilizada como indicadora de mudança na qualidade do solo em face de indicar as mudanças no carbono lábil que são afetadas pelas mudanças de uso e fatores ambientais que afetam a atividade de microorganismos (Stevenson, 1994).

A relação HUM/(AF+AH) tem sido proposta como indicadora da estabilidade estrutural da MOS, ou seja, quanto mais elevado o valor melhor estabilidade (Labrador Moreno, 1996; Cunha *et al.*, 2005). Os solos de mata possuem valores mais elevados da relação HUM/(FAF+FAH) que os ecossistemas de pastagem, com valores mais destacados a partir dos 5 cm da superfície (Tabela 2). Esse resultado indica que a matéria orgânica proveniente de ecossistemas de mata nativa, em razão de não ser manejada, as etapas do processo de humificação realizam-se plenamente, o que resulta na maior proporção de frações mais estáveis e de maior estabilidade estrutural.

Tabela 2 - Substâncias húmicas (FAF, FAH e HUM) e matéria orgânica leve (MOL) em solos de duas sucessões floresta-pastagem da Amazônia Ocidental, Acre

Profundidade cm	FAF			FAH			HUM			FAH/FAF	HUM/ (FAF + FAH)	MOL g kg ⁻¹
	C	N	C/N	C	N	C/N	C	N	C/N			
Sequência 1 – município de Rio Branco; Floresta (FA)												
0-5	2,73	0,54	5,05	2,33	0,41	5,68	11,26	0,99	11,37	0,86	2,23	143,90
5-10	1,63	0,35	4,65	0,74	0,20	3,70	9,18	0,63	14,57	0,46	3,87	106,90
10-20	1,13	0,23	4,91	0,70	0,20	3,50	8,49	0,55	15,43	0,62	4,66	264,00
20-40	0,84	0,16	5,25	0,50	0,16	3,12	6,70	0,56	11,96	0,60	5,01	46,30
Pastagem 3 anos (P3A)												
0-5	2,48	0,56	4,42	2,38	0,56	4,25	10,15	1,11	9,14	0,96	2,09	84,20
5-10	1,79	0,36	4,97	1,62	0,48	3,37	1,96	0,70	2,80	0,91	0,57	246,00
10-20	1,24	0,27	4,59	1,25	0,26	4,80	0,34	0,56	0,60	1,02	0,14	158,40
20-40	0,81	0,18	4,50	0,95	0,19	5,00	2,28	0,49	4,65	1,17	1,30	133,40
Pastagem 10 anos (P10A)												
0-5	2,57	0,38	6,76	4,05	0,93	4,35	20,38	2,03	10,03	1,58	3,08	146,00
5-10	0,79	0,18	4,38	0,51	0,13	3,92	2,13	0,45	4,73	0,65	1,63	221,20
10-20	0,91	0,19	4,78	0,80	0,08	10,00	3,36	0,58	5,79	0,88	1,97	146,50
20-40	1,09	0,20	5,45	0,82	0,16	5,12	3,04	0,87	3,49	0,76	1,59	287,10
Sequência 2 – município de Senador Guiomard; Floresta (FB)												
0-5	2,93	0,47	6,23	3,72	0,43	8,64	8,53	0,55	15,50	1,27	1,28	263,50
5-10	2,22	0,35	6,34	1,28	0,24	5,33	9,18	0,41	22,39	0,58	2,62	200,90
10-20	2,15	0,32	6,71	0,66	0,17	3,88	7,88	0,38	20,73	0,31	2,81	141,30
20-40	1,71	0,25	6,84	0,36	0,08	4,50	4,65	0,33	14,09	0,21	2,24	261,00
Pastagem 20 anos (P20B)												
0-5	3,34	0,36	9,27	5,24	1,14	4,59	11,87	0,96	12,39	1,57	1,38	129,90
5-10	2,40	0,29	8,27	2,08	0,49	4,24	5,62	0,64	8,78	0,87	1,26	101,30
10-20	2,18	0,30	7,26	1,40	0,35	4,00	4,44	0,57	7,78	0,64	1,24	142,50
20-40	1,89	0,23	8,21	1,01	0,24	4,20	2,18	0,45	4,84	0,53	0,75	128,40

Notação: FAF - Fração ácido fúlvico; FAH - Fração ácido húmico; HUM - Humina; MOL - Matéria orgânica leve.

DESTRIBUIÇÃO DO CARBONO DERIVADO DE SOLOS SOB FLORESTA E PASTAGEM

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ foram utilizados para calcular a contribuição relativa do C derivado da floresta (C_f) e da pastagem (C_p). A porcentagem de C derivado de pastagem (C_p) até 1 m de profundidade variou de 0,0 a aproximadamente 70%, com as maiores proporções mais frequentes até 20 cm da superfície. O C_p foi mais expressivo no solo de ecossistema de pastagem de 20 anos (P20B) (Figura 2). O C oriundo da pastagem decresce com a profundidade.

Para a pastagem de 3 anos (P3A) essa contribuição foi pequena e só se refletiu nas profundidades de 10-20 e 40-60 cm. Esse sistema deve conter predominantemente C disponibilizado na queima da biomassa florestal remanescente (Barbosa e Fearnside, 2003). As contribuições de cerca de 12% e 7% de C proveniente da pastagem (P3A) nas camadas de 10-20 e 40-60 cm, respectivamente, podem estar relacionadas com a contribuição de raízes de *B. brizantha*. Valores de 4 a 38% foram constatados para a pastagem de 10 anos (P10A)

até 1m da superfície. Os resultados demonstram que com o tempo o C proveniente da pastagem tende a superar o C oriundo da mata, principalmente em superfície.

Essa tendência de incremento de C derivado da pastagem com o tempo de utilização também tem sido constatada em outros estudos dessa natureza no Acre (Melo, 2003; Salimon *et al.*, 2007), Amazonas e Pará (Desjardins *et al.*, 2004) e Pará (Bernoux *et al.*, 1999).

VALORES DE $\delta^{13}\text{C}$ NA MOS E NAS FRAÇÕES HÚMICAS

Nos ambientes de floresta, os dois solos tiveram valores de $\delta^{13}\text{C}$ da MOS similares e variaram de - 25,97 ‰ a - 21,31 ‰, com enriquecimento em ^{13}C com a profundidade (Figura 3). Esse enriquecimento em ^{13}C é decorrente da mudança na composição isotópica da matéria orgânica durante sua decomposição ao longo do perfil (Martinelli *et al.*, 1996). Os resultados demonstram o efeito da mudança da cobertura florestal (plantas do tipo C3) para pastagem de *B. brizantha* (planta C4). Porém, na pastagem de 3 anos (P3A),

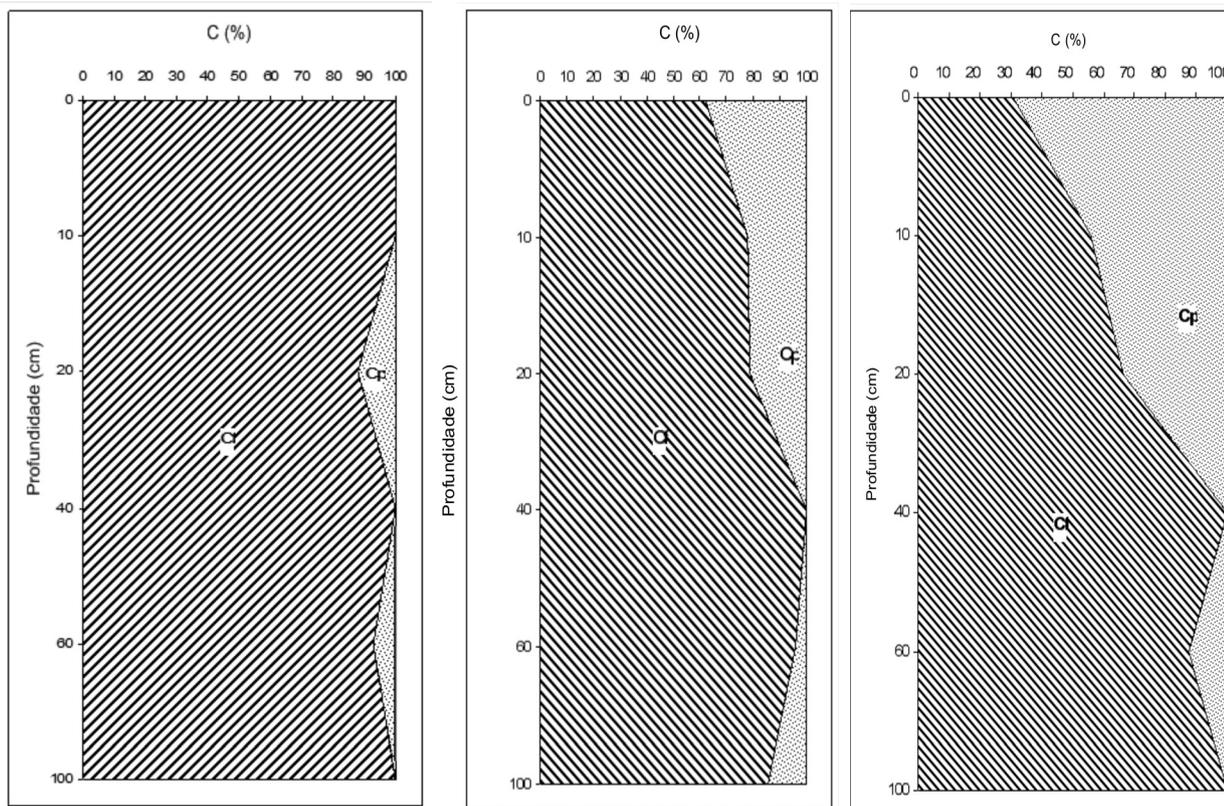


Figura 2 - Distribuição percentual do carbono originário da floresta (Cf) e do carbono originário da pastagem (Cp) até 100 cm (1m) de profundidade em pastagens de *B. brizantha* de 3, 10 e 20 anos no Estado do Acre, Amazônia Ocidental.

o enriquecimento em $\delta^{13}\text{C}$ não foi detectado, sugerindo a predominância de C remanescente da floresta nativa.

Para os ecossistemas de pastagem P10A e P20B o enriquecimento em $\delta^{13}\text{C}$ pode ser percebido, sendo mais acentuado na pastagem de 20 anos. Esses resultados indicam que a diferença deve estar relacionada ao maior tempo de utilização e a menor infestação de plantas invasoras.

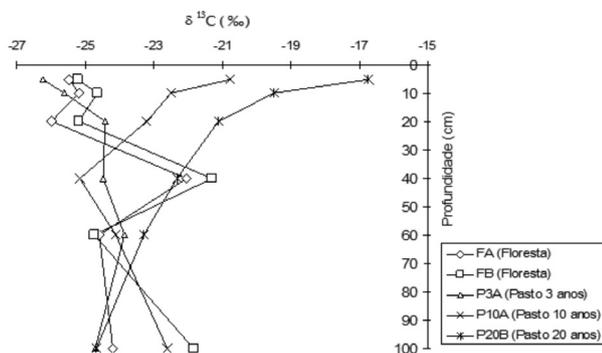


Figura 3 - Variação de $\delta^{13}\text{C}$ da matéria orgânica do solo até 1 m de profundidade em duas sequências floresta-pastagem da Amazônia Ocidental, Acre.

Na pastagem mais antiga (P20B) há também maior proporção de C derivado da gramínea em profundidade, o que pode contribuir substancialmente para o sequestro de CO_2 em formas mais estáveis da MOS em longo prazo. Houve incremento em $\delta^{13}\text{C}$ no ambiente de mata das duas sucessões (FA e FB), sendo mais acentuado em profundidade para a FB. A hipótese mais provável é que esse carbono poderia ser remanescente de matéria orgânica antiga e estável, proveniente de uma vegetação anterior mais rica em ^{13}C que a atual (Martinelli *et al.*, 1996; Lucas *et al.*, 1993). Em razão do clima seco pretérito (Kronberg e Benchimol, 1992, 1993), provavelmente a região possa ter sido coberta por uma espécie de savana em que predominavam gramíneas de ciclo C4 (Desjardins *et al.*, 1996; Lucas *et al.*, 1993). Estudos realizados na região não corroboram com este resultado (Melo, 2003). Contudo, alguns estudos na Amazônia brasileira utilizando a abundância natural do ^{13}C têm constatado enriquecimento de $\delta^{13}\text{C}$ com a profundidade em áreas atualmente ocupadas por florestas, denotando que esses locais passaram por mudanças climáticas pretéritas e, por conseguinte, na tipologia florestal

dominante (Lucas *et al.*, 1993; Desjardins *et al.*, 1996; Pessenda *et al.*, 1998).

A matéria orgânica leve (MOL), por conter restos de vegetais ainda em decomposição reflete a cobertura vegetal existente em ambiente de mata e de pastagem (Tabela 3). O maior enriquecimento em $\delta^{13}\text{C}$ foi constatado para o C da MOL, e os menores para o C da fração HUM. Esse enriquecimento foi mais evidente nas pastagens mais antigas, com pouco material da braquiária na pastagem mais nova (P3A). O maior enriquecimento do C da MOL ocorre em

decorrência do grande aporte de C via sistema radicular ramificado e com rápida ciclagem da braquiária (Fernandes *et al.*, 1999). A baixa proporção de C derivado da gramínea na MOL da pastagem mais jovem (P03A), provavelmente, se deve ao grande aporte de material vegetal particulado em vários estádios de carbonização após a queima dos resíduos da floresta, além da incorporação de raízes mortas das plantas da floresta até camadas mais profundas (Makewitz *et al.*, 2004; Luizão, 2007).

Tabela 3 - Variação do $\delta^{13}\text{C}$ na MOL e frações húmicas com a profundidade em ecossistemas de mata e pastagem do Acre

Profundidade	Sequência 1			Sequência 2	
	Floresta (FA)	Pastagem (P03A)	Pastagem (P10A)	Floresta (FB)	Pastagem (P20B)
cm	----- $\delta^{13}\text{C}$ (‰) -----				
Matéria Orgânica Leve (MOL)					
0-5	-28,48	-26,25	-18,22	-27,34	-13,61
5-10	-27,8	-25,74	-17,24	-26,84	-14,85
10-20	-28,24	-25,17	-18,15	-27,42	-14,08
20-40	-27,69	-25,74	-17,14	-27,29	-18,17
Valor médio	-28,05	-25,73	-17,69	-27,22	-15,18
Fração Ácido Fúlvico (FAF)					
0-5	-23,58	-24,84	-17,92	-25,28	-18,85
5-10	-20,55	-25,28	-25,69	-24,13	-18,88
10-20	-24,09	-25,68	-20,51	-23,16	-21,55
20-40	-23,95	-29,21	-25,17	-25,31	-22,75
40-60	-19,51	-28,82	-25,27	-24,96	-22,59
60-100	-20,69	-28,45	-22,54	-21,01	-24,00
Valor médio	-22,06	-27,05	-22,85	-23,98	-21,44
Fração Ácido Húmico (FAH)					
0-5	-18,49	-11,75	-15,73	-18,06	-16,05
5-10	-17,59	-11,15	-10,26	-16,6	-15,84
10-20	-15,65	-11,19	-13,89	-16,19	-15,37
20-40	-16,05	-8,83	-13,86	-17,87	-13,52
40-60	-15,12	-15,01	-14,62	-17,57	-17,71
60-100	-16,21	-15,20	-15,54	-19,15	-16,96
Fração Humina (HUM)					
0-5	-26,54	-26,04	-20,64	-23,68	-17,00
5-10	-22,61	-24,45	-21,01	-26,48	-17,61
10-20	-24,13	-23,75	-22,93	-23,81	-20,76
20-40	-20,59	-17,09	-23,24	-23,37	-21,80
40-60	-24,15	-20,73	-20,11	-23,81	-21,04
60-100	-18,17	-19,60	-18,71	-25,03	-25,74
Valor médio	-22,70	-21,94	-21,11	-24,36	-20,66

Para as substâncias húmicas (SH) até 1m de profundidade os valores de $\delta^{13}\text{C}$ variaram de - 8,83 ‰ a - 29,21 ‰, indicando que as SH originaram-se tanto de plantas do tipo C3 como C4. Dentre as frações húmicas ocorreu maior enriquecimento em C derivado da pastagem nos AH, seguido pelos AF e HUM (Tabela 3).

A menor proporção de C derivado da pastagem na fração HUM era esperada, devido a forte interação dessa fração com a fração coloidal mineral do solo (Canellas et al., 2000; Corrêa et al., 2003), resultando em menor taxa de ciclagem e, conseqüentemente, menor substituição do C antigo da floresta pelo derivado da pastagem. A maior proporção de C derivado da gramínea na FAH (valores médios variaram de -12,19 a 17,57 ‰) em relação a FAF (em média -21,40 a -27,05 ‰) indica que as rotas de humificação tradicionais (Stevenson, 1994), não são contempladas plenamente. Nelas, os produtos da quebra de resíduos vegetais (principalmente polifenóis) são transformados inicialmente em AF, que por vezes são polimerizados/condensados para originar os AH e então, a fração HUM. Isso sugere que a FAH pode estar sendo formada independentemente da passagem dos compostos orgânicos pela FAF, numa rota alternativa de humificação de herança dos resíduos vegetais. Segundo Stevenson (1994), existem vias de formação das substâncias húmicas no solo com possibilidade de formação a partir da alteração direta de compostos lignificados, por meio de demetilação e oxidação, com incorporação de grupamentos carboxílicos e grupamentos amino. Esta forma seria bem mais rápida, sem a alteração e decomposição mais acentuada de compostos originais e síntese de novos compostos humificados. Este processo é referido como “Via de Herança”, destacando-se como característico na formação da fração humina em ambientes menos propícios à atividade microbiana, como em solos saturados por água.

CONCLUSÕES

Nas duas sequências estudadas, a transformação de áreas sob mata nativa em pastagens de *B. brizantha* ocorreu incremento nos estoques de carbono nas camadas superficiais. Esse comportamento, mais destacado na sequência 2 (Latossolo Vermelho Amarelo está associado a maior estabilidade deste ambiente (relevo plano), a distrofia, baixo conteúdo de P e a contribuição das raízes da gramínea forrageira.

Constataram-se incremento nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ do solo com o tempo de utilização da pastagem, em ambas as sucessões, sendo mais expressivo para pastagem de 20 anos. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ para as substâncias húmicas indicaram que a fração ácido húmico (FAH) apresentou maior participação de C derivado de plantas C4.

A estabilidade estrutural da MOS, inferida pela relação humina com as frações ácido fúlvico e ácido húmico (HUM/

FAF+FAH), tende a decrescer nos ecossistemas de pastagem quando comparada com a mata nativa.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Programa Internacional de Bolsas de Pós-Graduação da Fundação Ford (International Fellowships Programa - IFP) pela bolsa de Pós-Graduação concedida ao primeiro autor deste artigo e ao suporte financeiro para a viagem de campo. A Embrapa - Acre pelo apoio na realização de parte das análises físicas e químicas de solo, na pessoa do pesquisador, desta instituição, Paulo Guilherme Salvador Wadt. Ao Governo do Estado do Acre, representado pela Secretaria de Agricultura e Pecuária do Acre e ao Departamento de Solos e Nutrição de Plantas da Universidade Federal de Viçosa, por proporcionarem condições para a realização desta pesquisa. Aos proprietários das Fazendas Batista e Ouro Verde por permitirem realizar o presente estudo em suas propriedades.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Acre. Governo do Estado do Acre. 2006. Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre. *Zoneamento Ecológico-Econômico do Acre Fase II: documento Síntese – Escala 1:250.000*. SEMA, Rio Branco, Acre. 356 pp.
- Anderson, J. M.; Ingram, J. S. I. 1993. *Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods*. CAB International, Wallingford. 221 pp.
- Araujo, E. A., Lani, J. L., Amaral, E. F.; Guera, A. 2004. Land use and physical and chemical properties of dystrophic Argisols in Western Amazonia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28: 307-315. (In Portuguese).
- Barbosa, R.I.; Fearnside, P.M. 2003. Burning of pasture in Amazonia: short-term changes in soil carbon stocks. *Brazilian Journal of Ecology*, 1-2: 11-16.
- Bernardes, M.C.; Martinelli, L.A.; Krusche, A.V.; Gudeman, J.; Moreira, M.M.; Victoria, R.L.; Ometto, J.P.H.B.; Ballester, M.V.R.; Audenkampe, A.K.; Richey, J.E.; Hedges, J.I. 2004. Riverine organic matter composition as a function of land use changes, Southwest Amazon. *Ecological Applications*, 14:S263-S279.
- Bernoux, M.; Cerri, C.C.; Neil, C.; Moraes, J.F.L. 1998a. The use of stable isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. *Geoderma*, 82: 43-58.
- Bernoux, M. Cerri, C.; Arrrouays, D.; Volkoff, B.; Jolivet, C. 1998b. Bulk densities of Brazilian Amazon soils related to other soil properties. *Soil Science Society of America Journal*, 62: 743-749.
- Bernoux, M.; Feigl, B.J.; Cerri, C.C.; Geraldine, A.P.A.; Fernandes, S.A.P. 1999. Soil carbon and nitrogen of a pasture-forest chronosequence in Paragominas, Pará, Brazil. *Scientia Agrícola*, 56: 1-11. (In Portuguese).
- Brasil. 1976. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. *Projeto Radambrasil. Folha SC*.

- 19 Rio Branco; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. IBGE, Rio de Janeiro, 458 pp. (v. 12).
- Bremner, J.M.; MULVANEY, C.S. 1982. Total nitrogen. P.595-624. In: PAGE, A.L. Methods of soil analysis. American Society of Agronomy, Madison.
- Canellas, L.P.; Berner, P.G.; Silva, S. G.; Barros, M.B.S.; Santos, G. A. 2000. Fractions of the organic matter in six soils of a toposequence in the Rio de Janeiro State, Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 35: 133-143. (In Portuguese).
- Corrêa, M. M.; Ker, J. C.; Mendonça, E. S.; Ruiz, H. A.; Bastos, R. S. 2003. Soil physical, chemical and mineral attributes of Várzeas de Sousa, Paraíba, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27: 311-324.
- Cunha, T.J.F.; Canellas, L.P.; Santos, G.A.; Canellas, L. P. R.; Pasqualoto, L. 2005. Fracionamento da matéria orgânica humificada de solos brasileiros, p.54-80. In: Canellas, L. P.; Santos, G. A. *Humosfera: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas*. Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro.
- Desjardins, T.; Andreux, F.; Volkoff, B.; Cerri, C. C. 1994. Organic carbon and ¹³C contents in soils and soil size- fractions, and their changes due to deforestation and pasture installation in eastern Amazonia. *Geoderma*, 61: 103-118.
- Desjardins, T.; Carneiro Filho, A.; Mariotti, A.; Chauvel, A.; Girardin, A. 1996. Changes of the forest-savanna boundary in Brazilian Amazônia during the Holocene revealed by stable isotope ratios of soil organic carbon. *Oecologia*, 108: 749-756.
- Desjardins, T.; Barros, E.; Sarrazin, M.; Girardin, C.; Mariotti, A. 2004. Effects of forest conversion to pasture on soil carbon content and dynamics in Brazilian Amazonian. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 103: 365-373.
- Dias-Filho, M.B.; Andrade, C.M.S. 2006. *Pastagens no trópico úmido*. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental. 30p. (Embrapa Amazônia Oriental. Documentos, 241).
- Duxbury, J.M.; Smith, M.S.; Doran, J.M. S. 1989. Soil organic matter as a source and a sink of plant nutrients, p.33-67. In: Coleman, D.C.; Oades, J.M.; Uehara, G. *Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems*. University of Hawaii, Honolulu.
- Embrapa. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 1997. *Manual de métodos de análise de solo*. 2.ed. Embrapa Solos, Rio de Janeiro. 212 pp.
- Fearnside, P.M.; Barbosa, R.I. 1998. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 108: 147-166.
- Fearnside, P.M. 2002. Fogo e emissão de gases de efeito estufa dos ecossistemas florestais da Amazônia brasileira. *Estudos Avançados*, 16: 99-123.
- Feigl, B. J.; Melillo, J.; Cerri, C. C. 1995. Changes in the origin and quality of soil organic matter after pasture introduction in Rondônia. *Plant and Soil*, 175: 21-29.
- Fernandes, F.A.; Cerri, C.C.; Fernandes, A.H.B.M. 1999. Alterações na matéria orgânica de um Podzol Hidromórfico pelo uso com pastagens cultivadas no Pantanal Mato-Grossense. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 34: 1943-1951.
- García-Oliva, F.; Casar, I.; Morales, P.; Maass, J. M. 1994. Forest-to-pasture conversion influences on soil organic carbon dynamics in a tropical deciduous forest. *Oecologia*, 99: 392-396.
- Gouveia, S. E. M.; Pessenda, L. C. R. 1999. Datação da fração húmica da matéria orgânica do solo e sua comparação com idades ¹⁴C de carvões fósseis. *Química Nova*, 22: 810-814.
- Hiradate, S.; Nakadai, T.; Shindo, H.; Yoneyama, T. 2004. Carbon source of humic substances in some Japanese volcanic ash soils determined by carbon stable isotopic ratio $\delta^{13}C$. *Geoderma*, 119:133-141.
- INPE. 2008. Projeto de Estimativa do Desflorestamento Bruto da Amazônia. Desflorestamento nos Municípios da Amazônia Legal Relatório 1998-2007. (<http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodesmunicipal>). Acesso: 12/02/2009.
- Kauffman, J.B.; Cummings, D.L.; Ward, D.E.; Babbit, R. 1995. Fire in the Brazilian Amazon: 1.biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forests. *Oecologia*, 104: 397-408.
- Koutika, L.S.; Choné, Th.; Andreux, F.; Burtin, G. & Cerri, C.C. 1999. Factors influencing carbon decomposition of topsoils from the Brazilian Amazon Basin. *Biology and Fertility of Soils*, 28: 436-438.
- Koutika, L.S.; Choné, Th.; Andreux, F. & Cerri, C.C. 2000. Carbon decomposition of the topsoils and soil fractions under forest and pasture in the western Brazilian Amazon basin, Rondônia. *Biology and Fertility of Soils*, 30: 284-287.
- Kronberg, B.I.; Benchimol, R.E. 1992. Geochemistry and geochronology of surficial Acre Basin sediments (Western Amazonia): key information for climate reconstruction. *Acta Amazonica*, 22: 51-69.
- Kronberg, B.; Benchimol, R. 1993. Aridez no Acre: a história climática de uma região. *Ciência Hoje*, 16: 44-47.
- Labrador Moreno, J. 1996. *La matéria orgánica en los agrosistemas*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, 176 pp.
- Lado, M.; Ben-Hur, M. 2004. Soil mineralogy effects on seal formation, runoff and soil loss. *Applied Clay Science*, 24: 209-224.
- Latrubesse, E. M. & Iriondo, M. A probable scenario for a dry climate in Central Amazonia during the Late Quaternary. *Quaternary International*, v.21, n., p.121-128, 1994.
- Lima, H.N.; Mello, J.W.V.; Schaeffer, C.E.G.R.; Ker, J.C. 2005. Dinâmica da mobilização de elementos em solos da Amazônia submetidos à inundação. *Acta Amazonica*, 35: 317-330.
- Longo, R.M.; Espíndola, C.R. 2000. Alterações em características químicas de solos da região Amazônica pela introdução de pastagens. *Acta Amazonica*, 30: 71-80.
- Lucas, Y.; Soubiés, F.; Chauvel, A.; Desjardins, T. 1993. Estudos do solo revelam alterações climáticas da Amazônia. *Ciência Hoje*, 16: 36-39.
- Luizao, F.J. 2007. Ciclos de nutrientes na Amazônia: respostas às mudanças ambientais e climáticas. *Ciência e Cultura*, 59: 31-36.
- Makewitz, D.; Davidson, E.; Moutinho, P.; Nepstad, D. 2004. Nutrient loss and redistribution after forest clearing on a highly weathered soil in Amazonia. *Ecological Applications*, 14: S177-S199.

- Martinelli, L.A.; Pessenda, L.C.R.; Espinoza, E.; Camargo, P.B.; Telles, E.C.; Cerri, C.C.; Victoria, R.L.; Aravena, R.; Richey, J.; Trumbore, S. 1996. Carbon-13 variation with depth in soils of Brazil and climate change during the quaternary. *Oecologia*, 106: 376-381.
- Melo, A. W. F. *Avaliação do estoque e composição isotópica do carbono do solo do Acre*. 2003. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP. 74 pp.
- Moraes, J. F. L.; Volkoff, B.; Cerri, C. C.; Bernoux, M. 1996. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. *Geoderma*, 70: 63-81.
- Moreira, A.; Costa, D.G. 2004. Dinâmica da matéria orgânica na recuperação de clareiras da floresta amazônica. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 39:1013-1019.
- Muller, M.M.L.; Guimaraes, M.D.; Desjardins, T.; Martins, P.F.D. 2001. Pasture degradation in the Amazon region: soil physical properties and root growth. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 36: 1409-1418.
- Muller, M.M.L.; Gimações, M.F.; Desjardins, T.; Mitja, D. 2004. The relationship between pasture degradation and soil properties in the Brazilian Amazon: a case study. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 103: 279-288.
- Oliveira, H.; Bardales, N.G.; Amaral, E.F.; Amaral, E.F.; Lani, J.L.; Araújo, E.A. 2006. *Relatório da aptidão natural de uso da terra no estado do Acre*. Relatório II Fase SEMA, ZEE/AC. 59 pp.
- Pereira, W. L. M.; Veloso, C. A. C.; Gama, J. R. N. F. 2000. Propriedades químicas de um Latossolo Amarelo cultivado com pastagens na Amazônia Oriental. *Scientia Agricola*, 57: 531-537.
- Pessenda, L.C.R.; Gomes, B.M.; Aravena, R.; Ribeiro, A.S.; Boulet, R.; Gouveia, S.E.M. 1998. The carbon isotope record in soils along a forest-cerrado ecosystems transect: implications for vegetation changes in the Rondônia state, Southwestern Brazilian Amazon region. *The Holocene*, 8: 599-603.
- Ponnamperuma, F.N. 1972. The chemistry of submerged soils. *Advances in Agronomy*, 24: 29-96.
- Piccolo, A.; Conte, P.; Spaccini, R.; Mbagwu, J.S.C. 2005. Influence of land use on the characteristics of humic substances in some tropical soils of Nigeria. *European Journal of Soil Science*, 56: 343-352.
- Salimon, C. I.; Wadt, P.G.S. & Melo, A.W.F. 2007. Dinâmica do carbono na conversão de florestas para pastagens em Argissolos da Formação Geológica Solimões, no Sudoeste da Amazônia. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, 7:29-38.
- Smith, B. N.; Epstein, S. 1971. Two categories of $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratios for higher plants. *Plant Physiology*, 47: 380-384.
- Spaccini, R.; Mbagwu, J.S.C.; Conte P.; Piccolo, 2006. A. Changes of humic substances characteristics from forested to cultivated soils in Ethiopia. *Geoderma*, 132: 9-19.
- Stevenson, F.J. 1994. *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. John Wiley, New York. 496 pp.
- Stevenson, F.J.; Cole, M. 1999. *Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. John Wiley, New York. 427 pp.
- Swift, R.S. 1996. Organic matter characterization, p.1018-1020. In: Sparks, D.L. (Ed.). *Methods of soil analysis*. Part 3. Chemical methods. Soil Science Society American Book Series: 5. Madison, WI.
- Tedesco, M.J.; Gianello, C.; Bissani, C.A.; Bohnen, H. & Volkweiss, S.J. 1995. *Análise de solo, plantas e outros materiais*. 2.ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 174 pp.
- Tricart, J. 1985. Evidence of Upper Pleistocene dry climates in Northern South America, p. 197-217. In: Douglas, I.; Spencer, T. (Eds.) *Environmental change and tropical geomorphology*. London; Boston: Allen & Unwin.
- Veldkamp, E. 1994. Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation. *Soil Science Society American Journal*, 58: 175-180.
- Volkoff, B.; Cerri, C.C. 1981. Húmus em solos da floresta amazônica na região do rio Madeira. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 5: 15-21.
- Yeomans, A.; Bremner, J.M. 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*. 19:1467-1476.
- Zech, W.; Senesi, N.; Guggenberger, G.; Kaiser, K.; Lehmann, J.; Miano, T.M.; Miltner, A.; Schroth, G. 1997. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. *Geoderma*, 79: 117-161.

Recebido em 24/02/2010

Aceito em 19/05/2010