

CICLOS DE NUTRIENTES NA AMAZÔNIA: RESPOSTAS ÀS MUDANÇAS AMBIENTAIS E CLIMÁTICAS

Flávio J. Luizão

A Amazônia é uma região tropical imensa, com alta diversidade biológica e com muita água, onde a floresta interage fortemente com a atmosfera, rios e lagos (1). A floresta tropical densa de terra firme, que cobre a maior parte da região e que se situa predominantemente sobre solos de baixa fertilidade química natural (2, 3), deve sua sobrevivência e produtividade à sua alta diversidade vegetal, composta por espécies nativas adaptadas às condições climáticas e nutricionais do solo. Essas espécies teriam uma baixa demanda por nutrientes minerais e dependeriam, então, de uma eficiente reciclagem da matéria orgânica produzida pela própria floresta (2). A reciclagem da matéria orgânica depende fortemente da atividade biológica que, em condições naturais na floresta, é muito favorecida pela temperatura e umidade apropriadas da região.

Além dos nutrientes reciclados a partir da matéria orgânica, as chuvas (deposição úmida) e os aerossóis (deposição seca) representam entradas importantes de alguns dos nutrientes essenciais para a Amazônia. A importância relativa dessas fontes pode variar de um nutriente para outro; por exemplo, as fortes e freqüentes chuvas dos trópicos constituem o maior fluxo de entrada de fósforo (P) para o sistema florestal, porém representam uma fração muito pequena nas entradas totais de nitrogênio (N) para a floresta (Tabela 1) (4). A lavagem das copas das árvores (enriquecimento) produz importantes fluxos de magnésio (Mg) e, principalmente, potássio (K). As perdas para os igarapés de drenagem são geralmente muito baixas, exceto para cálcio (Ca) e Mg. Entre os macro-nutrientes, N e Ca dependem essencialmente da reciclagem interna da floresta e a liteira fina representa a sua maior entrada para o ecossistema florestal. A liteira é o conjunto de detritos orgânicos, principalmente de origem vegetal, produzidos pela floresta (folhas, gravetos e galhos, flores e frutos, e outros componentes menores) (5). A liteira pode ser classificada em liteira fina (que inclui material lenhoso com diâmetro até 2 cm) e liteira grossa (material lenhoso – galhos e troncos – com diâmetro superior a 2 cm) (6).

A liteira grossa (material lenhoso com diâmetro > 2 cm), de decomposição lenta, apresenta alta concentração de carbono e baixa de nutrientes; é ainda pouco estudada nos trópicos, mas deve ser incluída nos cálculos dos estoques de C e nos fluxos de respiração da floresta. Seu estoque na floresta intacta, na Amazônia brasileira, situa-se entre 30 e 55 Mg. ha⁻¹ e sua produção anual, entre 2 e 4 Mg. ha⁻¹. ano⁻¹ (7, 8). Estudos recentes demonstraram que a concentração de nutrientes (especialmente os cátions, como Ca e Mg) na fração mais fina (2-10 cm diâmetro) desse compartimento é também considerável, embora menor do que nas folhas (9). Uma vez decomposta, supostamente entre 1 e 2 anos após a deposição, essa fração libera Ca e Mg no solo superficial, aumentando a disponibilidade dessas bases para as plantas que se instalam na área e potencialmente favorecendo as espécies com maior demanda por Ca e Mg (10).

Por outro lado, a liteira fina, além de ser um indicador direto da produtividade primária do ecossistema florestal e de ter importante papel na cobertura e proteção do solo, funciona como uma contínua e importante fonte de nutrientes para o solo florestal, devido à sua rápida renovação e decomposição sobre o solo (2). Numa floresta de platô na Amazônia central, produzindo 8,25 Mg. ha⁻¹ de liteira fina, as entradas anuais foram: 3,88 Mg. ha⁻¹ de carbono e as seguintes quantidades de nutrientes (em kg. ha⁻¹): N=151; P=3; K=15; Ca=37 e Mg=14 (11). A produção anual em florestas primárias de terra firme na Amazônia situa-se na faixa de 7-10 Mg. ha⁻¹, mas pode variar consideravelmente de um ano para outro, dependendo da fenologia das espécies de árvores e, principalmente, dos padrões de precipitação pluviométrica, uma vez que há um forte controle sazonal da produção de liteira fina: maiores produções são medidas nos períodos mais secos do ano (11). A camada de liteira sobre o solo também apresenta um forte padrão sazonal, diminuindo sua espessura no final da época chuvosa e aumentando-a no período seco (12).

Nos trópicos, a decomposição da liteira fina geralmente ocorre dentro de um ano ou menos, significando que toda a liteira fina que cai durante o ano é decomposta dentro do mesmo ano. As taxas de decomposição na floresta são fortemente dependentes da ação dos organismos do solo (microrganismos, mesofauna e macrofauna) e esta é muito mais forte na estação chuvosa (com umidade mais favorável à ação biológica) do que na estação seca (12).

Os padrões de liberação dos nutrientes minerais contidos na liteira fina em decomposição podem variar consideravelmente de um nutriente para outro: por um lado, o potássio (K), altamente solúvel em água e, portanto, muito susceptível à lixiviação, geralmente apresenta uma taxa de liberação extremamente rápida, podendo perder até 80 % do seu conteúdo na liteira nos primeiros 30 dias de decomposição; ao contrário, elementos ligados à estrutura das folhas, como Ca, Mn, Fe e, em menor escala, Mg, podem apresentar uma fase inicial de acumulação, com uma fase posterior de liberação líquida, após a quebra das paredes celulares do material vegetal (12, 13).

A liberação de nutrientes da liteira grossa, bem como seus fluxos de entrada para o solo da floresta, tem sido raramente quantificada nas florestas tropicais. Numa floresta intacta da Amazônia central, estimou-se uma entrada anual de 0,15 kg ha⁻¹ de P, 2,42 kg de K, 2,75 kg de Ca e 1,36 kg de Mg, de um total anual produzido de 2,72 Mg ha⁻¹ em forma de liteira grossa com > 10 cm de diâmetro (7).

A liberação dos nutrientes minerais contidos na liteira e na matéria orgânica do solo é essencialmente controlada pela biota do solo, e os fungos micorrízicos têm papel primordial na ciclagem de nutrientes (N e P, em especial) nos solos quimicamente pobres e geralmente muito ácidos dos trópicos. Através de associações simbióticas com fungos (micorrizas), as raízes podem absorver nutrientes da liteira em decomposição, além de aumentar enormemente o volume de solo explorado por elas (14). Estudos mais recentes, em zonas tropicais, têm mostrado um número cada vez maior de espécies lenhosas como portadoras de fungos micorrízicos: na Amazônia brasileira, há 5 anos já era conhecida uma lista com 131 espécies regionais associadas com FMA – fungos micorrízicos arbusculares (14). Por essa razão, para manter o complexo ecossistema do solo em funcionamento nas zonas tropicais com solos pobres, e garantir a continuidade do processo de reciclagem de nutrientes em qualquer ecossistema manejado, seria necessário otimizar a biota do solo e, para isso, seria indispensável observar os seguintes princípios mínimos norteadores: 1. manter o solo coberto com uma capa orgânica, reciclável; 2. adi-

cionar adubos verdes, sempre que possível; 3. em cultivos, selecionar plantas de alta qualidade nutricional, para produção de liteira de boa qualidade; 4. manter a biodiversidade do solo e das plantas utilizadas no sistema (15).

MODIFICAÇÕES NA CICLAGEM DE CARBONO E NUTRIENTES EM RESPOSTA ÀS MUDANÇAS AMBIENTAIS

Levando em consideração a ciclagem predominante no sistema florestal – biologicamente regulada, com intensa reciclagem de matéria orgânica – é de se esperar que a ciclagem de carbono e nutrientes seja alterada na medida direta em que as intervenções na floresta sejam efetuadas, com maior ou menor alteração da cobertura e da biomassa vegetal.

Nos últimos anos, além da conversão da floresta em pastagens e cultivos agrícolas, a exploração seletiva de madeira apareceu como uma das causas principais do desmatamento na região, constituindo novos centros de exploração na Amazônia brasileira, ao construir novas estradas e facilitar o acesso e colonização de novas áreas de floresta, antes inacessíveis (16). Adicionalmente, as áreas de floresta submetidas à exploração seletiva de madeira tornam-se susceptíveis ao fogo, por abrir caminhos para os ventos, que ressecam a superfície do solo, e adicionar muitos materiais secos, combustíveis, ao solo; dessa forma, novas mudanças na ciclagem de carbono e nutrientes são introduzidas nas áreas exploradas, após a primeira intervenção. Apesar de sua importância atual na Amazônia, ainda pouco se conhece sobre os impactos da extração seletiva de madeira nos processos que governam o funcionamento da floresta, incluindo a ciclagem de nutrientes minerais. Na Amazônia central, o Projeto Biomassa e Nutrientes na Floresta Tropical Úmida (Projeto Bionte – Inpa/DFID), avaliou, de 1993 a 1997, o efeito da extração experimental de 34,3 m³.ha⁻¹ de madeira (6-10 árvores, DAP > 55 cm), feita com uso de um trator de esteira, sobre a floresta, o solo e a ciclagem de nutrientes (10). A extração seletiva de madeira resultou na exportação de 65,3 kg de N, 0,86 kg de P e 18,8 kg de Ca, por ha., com a saída das toras de madeira. Embora as quantidades de nutrientes exportados tenham sido relativamente modestas (e amplamente compensadas pela adição de novos nutrientes às parcelas por meio de resíduos vegetais resultantes da exploração de madeira), partes das clareiras ficaram com solo exposto; nestes, as taxas de decomposição da liteira dos primeiros meses foram mais baixas, e houve perdas de nutrientes por percolação no solo (nas primeiras semanas), pela presença de muito material orgânico novo e ausência de raízes absorvedoras (10).

Nas partes da clareira com acúmulo de detritos vegetais (galhos e copas), as taxas de decomposição foram mais altas nos primeiros dois anos, resultando em uma maior concentração de nutrientes disponíveis no solo (especialmente Ca e Mg) após 1,5 anos (10). Nas clareiras produzidas pela extração de madeira, foram identificadas 12 espécies de madeira não-resistentes à decomposição, 32 espécies resistentes e oito altamente resistentes à decomposição (7). Cerca de metade do C da liteira grossa (> 10 cm diâmetro) é liberada em 5 anos (19,9 MgC ha⁻¹); o restante é liberado em outros 20 anos, enquanto que a liteira grossa com diâmetros entre 2 e 10 cm é decomposta em menos de 5 anos. Uma alta proporção de nutrientes é liberada nos primeiros 4 anos de decomposição, especialmente P e K: os fluxos são quatro vezes maiores para P e K e três vezes maiores para Mg (mas ainda menores do que o fluxo via liteira fina em floresta intacta) (7).

O resultado geral da extração seletiva de madeira é, portanto, uma alta redistribuição de carbono e nutrientes na floresta e a formação de micro-sítios

com forte adição de material orgânico novo, como liteira fina ou grossa, que podem afetar o estabelecimento de plantas da regeneração natural, favorecendo, em épocas distintas após o corte, as espécies pioneiras ou clímax.

FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL Um dos efeitos da extração seletiva da madeira (e de vários outros tipos de intervenção na floresta tropical densa) é a fragmentação florestal e, apesar da importância desse processo para a ciclagem de nutrientes, com possíveis efeitos de retro-alimentação no *status* nutricional, na vitalidade e na composição de florestas fragmentadas, poucos estudos têm focado os efeitos da fragmentação florestal na queda e dinâmica da liteira. Estudos recentes realizados pelo PDBFF - Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (Inpa/Smithsonian Institution), próximo a Manaus, registraram um aumento nos estoques, tanto de liteira fina como grossa, sobre o solo, em consequência da fragmentação, devido ao efeito de borda, que aumenta a mortalidade de árvores (17). Medidas contínuas por 3 anos, comparando a produção de liteira fina na floresta próxima às bordas com a da floresta distante 250 m ou mais das bordas, mostraram uma produção anual 0,68 Mg ha⁻¹ maior na área de influência das bordas do que no interior da floresta (9,50 ± 0,23 Mg ha⁻¹ vs. 8,82 ± 0,14 Mg ha⁻¹) (18). As concentrações de Ca nas folhas de liteira próximas das bordas foram maiores, possivelmente devido a uma forte mobilização de Ca do solo pelas espécies pioneiras que crescem nas bordas dos fragmentos florestais. O aumento de queda de liteira próximo das bordas dos fragmentos – principalmente devido ao aumento na produção de folhas – pode ser causado pela maior prevalência de ventos, pelo aumento da dessecação das plantas, além das maiores taxas de recrutamento de árvores, especialmente de pioneiras, próximas às margens. Essas taxas mais elevadas de queda de liteira provavelmente induzem efeitos em cascata na ecologia de florestas fragmentadas, afetando a fauna de invertebrados, a mortalidade de sementes e plântulas e, sobretudo, tornando os fragmentos florestais mais vulneráveis a incêndios de superfície destrutivos.

CONVERSÃO DA FLORESTA EM ÁREAS AGRÍCOLAS OU PASTAGENS

A extração seletiva de madeira e a fragmentação florestal representam impactos relativamente moderados, se comparados à conversão da floresta tropical densa, altamente diversificada, para cultivos agrícolas muito simplificados (na sua grande maioria, monoculturas) ou para pastagens com uma só espécie de gramínea, geralmente exótica e implantada em áreas com infraestrutura precária. Nesses casos, os impactos negativos são esperados e severos, já que os mecanismos básicos de funcionamento do ecossistema natural, com sua efetiva reciclagem de matéria orgânica e nutrientes, são rompidos; além disso, alguns nutrientes, como o N e o S, podem ser perdidos em altas proporções, na queimada inicial e/ou nas queimadas posteriores, com um forte potencial de se tornar limitantes no sistema. No caso de pastagens (na Amazônia brasileira, principalmente formadas com a gramínea *Brachiaria humidicola*), o manejo das pastagens tem sido quase sempre inadequado e os fatores de degradação do solo e/ou da produção da pastagem evoluem rapidamente e podem levar ao abandono da área em poucos anos.

Numa crono-sequência de pastagens, de 2 a 13 anos de idade, sobre Latossolos Amarelos, argilosos (> 70% argila, localizados num raio de 10 km de distância entre si e todos sobre platôs achatados), na região de Manaus, detectaram-se mudanças significativas na dinâmica do C e do N no solo (19): 1. a biomassa microbiana-C e a mineralização de N solo aumentaram até os 5 anos de

idade da pastagem, com um posterior declínio gradativo (acentuado após 8 anos de idade) – Figura 1 (19); 2. as pastagens apresentaram maiores proporções de N no solo na forma de N-NO₃ (enquanto que a floresta original, numa evidência de conservação de nutrientes, tinha mais N como N-NH₄), o que pode facilitar perdas por lixiviação, desnitrificação ou complexação no solo; 3. as baixas taxas de mineralização do N corresponderam a um decréscimo no estoque de N orgânico, levando a uma deficiência de N no solo nas pastagens mais antigas; 4. as pastagens mais velhas (12-13 anos de idade) mostraram um acentuado decréscimo do C orgânico do solo.

O estudo de duas crono-sequências de pastagens, em Santarém (PA), uma sobre solos argilosos e outra sobre solos arenosos (20), confirmaram o declínio nos estoques de C na biomassa aérea e no solo com a idade das pastagens. Esses declínios na biomassa de plantas estariam relacionados com a diminuição de C, do P disponível e do Ca trocável no solo; o P do ecossistema diminuiu adicionalmente com a idade das pastagens. Outro estudo de uma crono-sequência de pastagens, também em Santarém (21), mostrou perdas significantes de matéria orgânica e de P-total do solo com a idade das pastagens, em solos já deficientes em P; estas foram atribuídas a mudanças nas comunidades de microrganismos do solo.

As perdas de N do solo das pastagens jovens para a atmosfera podem ser substanciais, conforme demonstrado em um estudo comparativo dos fluxos de N₂O em floresta, numa área queimada recente e numa pastagem jovem, todas adjacentes e sobre latossolo amarelo com mais de 70% de argila, em Manaus (22). Neste estudo, o fluxo anual de N₂O na pastagem aumentou três vezes em relação à floresta: 1,9 kg ha⁻¹ ano⁻¹ floresta e na queimada, contra 5,7 kg ha⁻¹ ano⁻¹ na pastagem jovem. Na estação seca, os fluxos de N₂O em floresta e pastagem foram similares, mas na estação chuvosa os fluxos foram 3-5 vezes maiores na pastagem (> 10 ng cm⁻² h⁻¹ em março e abril, os meses mais chuvosos). Medidas posteriores, em pastagens próximas, mostraram que, com a idade, as pastagens diminuíam as emissões de gases nitrogenados (óxidos nítrico e nitroso) e as taxas de mineralização de N e de disponibilidade de P; assim, com o aumento da idade das pastagens, diminui a concentração de nitrato no solo (devido à desnitrificação) e aumenta a de amônio (19).

RECUPERAÇÃO DA CICLAGEM DE NUTRIENTES EM ÁREAS ABANDONADAS OU DEGRADADAS

A perda da capacidade produtiva dos agrossistemas amazônicos tem levado ao abandono de milhões de hectares, após poucos anos de uso da terra e ao conseqüente desmatamento e uso de novas áreas de floresta. Por isto, há um forte interesse em buscar técnicas adequadas de reutilização das áreas abandonadas ou degradadas pelo uso agrícola ou pastoril na região (23, 24). Como usos alternativos para essas áreas de capoeiras (pousios), podem ser sugeridas três alternativas principais: 1. enriquecimento das capoeiras (especialmente com espécies madeireiras e/ou frutíferas);

2. implantação de novos sistemas agrícolas com o uso da biomassa, sem queima; 3. implantação de sistemas agroflorestais (SAFs) diversificados, com espécies nativas. As duas últimas têm experimentos correntes em diferentes partes da Amazônia.

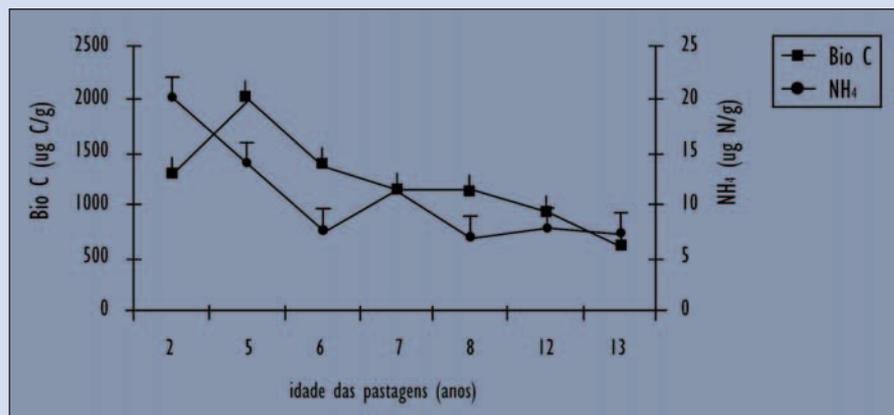


Figura 1: Biomassa microbiana do solo (µg C g⁻¹) e concentração de N-NH₄ no solo (µg N g⁻¹) em pastagens de *Brachiaria humidicola* de diferentes idades, em Manaus, AM. (19) Fonte: Luizão et al., 1999, redesenhado

Um trabalho recente no nordeste paraense (da Embrapa-Amazônia Oriental, associado ao Projeto LBA) implantou ensaios de re-utilização de capoeiras para novos cultivos agrícolas, sem uso do fogo na preparação da área. Na fase de abandono de cultivos agrícolas, a capoeira foi melhorada com o plantio de árvores de rápido crescimento (principalmente leguminosas do gênero *Acacia*), para garantir a formação de uma biomassa maior e de melhor qualidade quanto ao conteúdo de nutrientes. Após um curto período de pousio (reduzido para cerca de 3 anos, em comparação com os 7 anos ou mais geralmente usados), o preparo de área para novo plantio foi feito sem queima da biomassa da capoeira: a biomassa vegetal da capoeira melhorada foi submetida ao corte e imediata trituração (com uso de um triturador acoplado a um trator agrícola), sendo espalhada como cobertura morta do solo, sobre a qual foram feitos os plantios agrícolas (feijão, milho, mandioca, maracujá, etc). O sistema com eliminação do fogo mostrou-se economicamente mais rentável do que o sistema tradicional de derruba e queima, a partir do quinto ano, quando a fauna do solo (especialmente a de macro-invertebrados) é reconstituída (25).

Os sistemas agroflorestais (SAFs), embora às vezes implantados após derruba e queima da floresta, têm sido propostos como alternativas para a recuperação de áreas degradadas (24) e a liteira produzida pelos diferentes sistemas é um dos agentes promotores dessa recuperação. Para que essa contribuição seja mais efetiva, a nova liteira produzida pelos SAFs deve ser diversificada e de qualidade nutricional suficiente para cumprir os seus principais papéis no ecossistema: manter o solo coberto e protegido contra impactos diretos de chuvas e sol, mantendo assim uma melhor umidade no solo; ativar a biota do solo, fornecendo carbono e nutrientes liberados pela decomposição; e contribuir para a formação de uma nova matéria orgânica do solo (4, 15). Isto é conseguido mais rapidamente quando os SAFs são mais diversificados e mais densos, o que se refletiria mais cedo numa produção maior (devido a um dossel mais fechado) e mais diversificada (devido ao maior número de espécies, produzindo materiais de qualidades químicas diferenciadas) de liteira.

Na Amazônia central, numa estação experimental da Embrapa/CPAA, próxima a Manaus, quatro diferentes formulações de Sistemas Agroflorestais (-SAFs) foram implantadas em áreas abandonadas de pastagens, com o obje-

	Estoques (Mg ha ⁻¹)	N	P	K	Ca	Mg
	Estoques de Nutrientes (kg ha ⁻¹)					
Biomassa	344	1334	107	955	1801	288
Liteira	37	403	11,6	26	180	28
Raízes	41	442	12,3	96	561	49
Solo	230	4581	406	249	3579	425
% chão floresta	47	80	80	28	68	64
Fluxos (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)						
Chuvas: entrada		15	10,9	11,6	13,9	3,6
Enriquecimento		32,5	2,7	114	25,9	20,9
Queda de liteira		149	7,3	64,6	137	32
Igarapés: saídas		30	0,7	11,8	63,3	32

Tabela 1. Valores médios dos estoques e fluxos de carbono e nutrientes em florestas tropicais sempre-verdes de baixa altitude (4) Fonte: Anderson & Spencer, 1991

Tratamento	N	P	K	Ca	Mg
AS1					
Liteira fina	36,8 (54%)	2,35 (72%)	5,76 (48%)	32,7 (92%)	8,64 (80%)
Adubo verde	16,8 (46%)	0,94 (28%)	6,23 (52%)	2,87 (8%)	2,11 (20%)
Total	53,6	3,29	12,0	35,6	10,8
AS2					
Liteira fina	36,3 (60%)	1,90 (59%)	5,01 (37%)	28,7 (84%)	8,58 (45%)
Adubo verde	24,5 (40%)	1,33 (41%)	8,57 (63%)	5,31 (16%)	10,8 (55%)
Total	60,8	3,23	13,6	34,0	19,4
CAP					
Liteira fina= Total	64,1	3,82	12,6	45,2	13,6

Tabela 2: Entrada anual de nutrientes (kg.ha-1) em dois sistemas agroflorestais (AS1, baseado em palmeiras e fruteiras perenes e AS2, multi-estrato, com ampla mistura de fruteiras perenes e espécies madeireiras), ambos com 6 anos de idade, e na sucessão secundária natural (CAP), com 10 anos de idade. Os valores entre parênteses representam a proporção (em %) da contribuição da liteira fina e do adubo verde para o fluxo anual total de nutrientes nos SAFs, via matéria orgânica (29) Fonte: Gallardo-Ordinola, 1999

tivo de produzir fibras e alimentos e, ao mesmo tempo, permitir o seqüestro de carbono pela nova vegetação arbórea em crescimento e recuperar serviços ambientais como o ciclo de nutrientes e o da água no solo. O crescimento das muitas espécies arbóreas utilizadas – palmeiras, fruteiras e espécies madeireiras – foi muito bom e, aos 9 anos de idade, o sistema ASP1 (agrossilvipastoril) tinha biomassa de 33 Mg ha⁻¹, onde a leguminosa arbórea gliricídia representava 31 % do total; o sistema AS2 (multi-estrato) apresentava uma biomassa de 67 Mg ha⁻¹, com dominância da espécie castanha-do-Brasil (46 % do total); o sistema AS1 (fruteiras e palmeiras) tinha uma biomassa de 82 Mg ha⁻¹, sendo que pupunha representava 39 % da biomassa aérea total (26). Nos dois SAFs do tipo agrossilvicultural, o solo estava coberto por liteira abundante, diversificada e de qualidade nutricional supe-

rior à do pousio, deixado como controle do experimento. Juntamente com os adubos verdes, podados nas cercas-vivas de leguminosas (*Gliricidia sepium*) e de leguminosas (*Inga edulis*) plantadas em fileiras dentro dos SAFs, a liteira chegando ao chão dos SAFs representou um bom fornecimento de nutrientes recicláveis do material orgânico produzido, além de fornecer a necessária cobertura e proteção ao solo. Os SAFs também recuperaram uma fauna do solo abundante e diversificada, especialmente dos grupos funcionais dos decompositores e dos engenheiros-do-solo (27).

Aos 6-7 anos de idade, os sistemas AS1 e AS2 produziram pouco mais de 2 Mg ha⁻¹ de liteira fina, ao passo que a capoeira (4-5 anos mais velha) produzia quatro vezes mais, ou seja, cerca de 8 Mg ha⁻¹ (29). No entanto, a melhor qualidade nutricional da liteira produzida pelos SAFs, somada à adição de adubos verdes incorporados aos solos dos SAFs fazia com que as entradas anuais de nutrientes para o solo, via material vegetal depositado sobre sua superfície, fosse similar, ou até mesmos maiores para alguns dos macro-nutrientes essenciais (Tabela 2) (29). A liteira de *Gliricidia sepium*, das cercas vivas, apresenta uma taxa muito alta de decomposição e liberação de nutrientes, enquanto que *Inga edulis*, embora também sendo uma leguminosa, apresenta taxas mais baixas de decomposição e liberação dos nutrientes (29). A adição de adubos verdes de boa qualidade nutricional é uma prática de manejo que parece, então, essencial para que os SAFs sobre solos quimicamente pobres e degradados pelas pastagens ou outro uso anterior, possam atingir mais cedo um equilíbrio na ciclagem de nutrientes e, assim, desenvolver uma maior biomassa e produtividade econômica.

O crescimento da biomassa aérea (bem como radicular) e o contínuo aporte de materiais de melhor qualidade química à superfície do solo induzem um aumento dos estoques de nutrientes depositados na camada de liteira e uma visível melhoria no suprimento de nutrientes minerais no solo superficial (28). Aos 12 anos de idade, além de melhores propriedades físicas, tais como a macro-porosidade e a agregação do solo, os SAFs apresentaram concentrações de P, K e Mg muito maiores na camada superior do solo do que na capoeira (30, 31). Com valores até três vezes maiores, isso foi particularmente evidente para P, elemento crítico e geralmente considerado como limitante à produção vegetal na região.

A melhoria na estrutura física do solo, com melhor agregação e porosidade, permitindo um fluxo mais apropriado de água nos SAFs, influencia os gases do so-

lo, como o metano. A emissão de metano dos sistemas agroflorestais de 9 anos foi similar à da floresta primária, ambas com valores próximos a zero; numa pastagem ativa, vizinha aos SAFs, a emissão foi de 31,7 mg CH₄ m⁻² ha⁻¹, enquanto que na vegetação secundária (controle) foi de 16,5 mg CH₄ m⁻² ha⁻¹.

IMPACTOS AMBIENTAIS DE LONGA DISTÂNCIA E DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA CICLAGEM DE CARBONO E NUTRIENTES

Novas técnicas analíticas e de detecção por satélites e radares têm permitido ampliar o conhecimento (relativamente recente) sobre o papel das deposições atmosféricas, especialmente das partículas de aerossóis, na manutenção do altamente desenvolvido fluxo interno de nutrientes na bacia amazônica. Para isto contribuem tanto as gigantescas nuvens de fumaça originárias de queimadas do Brasil central, do norte da América do Sul, ou de outras regiões, na época seca do ano, como também as poeiras do Sahara – transportadas sobre o Oceano Atlântico, da África para a Amazônia (32). Usando observações de 1 ano do satélite Modis, (33) estimou-se um transporte de 40 milhões de toneladas de poeira por ano do Saara para a Amazônia, constituindo-se na principal fonte de fertilizantes para a Amazônia. Os cálculos atuais avaliam que 50 ± 15 Tg de poeiras da África atingem a Amazônia todo ano, quatro vezes mais do que uma anterior estimativa de 13 Tg (34). Segundo estes autores (R.Swap e outros), haviam sugerido que 50 Tg eram necessários para fechar o balanço de nutrientes da Amazônia. Somente a Depressão Bodélé responde por 50% da poeira do Saara depositada na Amazônia: localizada próxima ao Lago Chad (0,5 % da área da Amazônia), e “enriquecida” com poluentes da África ocidental, supre ferro e nutrientes ao fitoplâncton do mar e à biota na Amazônia (a 5 mil km de distância). Resta prever como as mudanças climáticas globais em curso irão afetar esses processos de transporte de nutrientes a longa distância, bem como os estoques e fluxos de carbono e nutrientes em escalas locais e regionais. Isto é de suma importância, na medida em que se supõe que qualquer modificação no suprimento de nutrientes poderá converter as florestas tropicais em “desertos verdes” (35).

Em escala local ou regional, o efeito das mudanças climáticas pode ser inferido a partir de alguns experimentos em curso ou já realizados no Brasil, como parte do Projeto LBA. Num experimento com exclusão parcial – cerca de 50 % – da chegada de água da chuva ao solo de 1 ha de floresta densa em Santarém, PA (Experimento Seca Floresta/LBA), após três estações chuvosas observou-se uma redução de 42 % (de 2,6 ± 1 para 1,5 ± 0,2 kgN) nas emissões de N₂O do solo; aumento de 18% nas emissões de CO₂ (de 10 ± 0,9 para 11,8 ± 1 MgC); aumento de 144 % nas de NO (de 0,9 ± 0,2 para 2,2 ± 0,5 kgN) e uma forte fixação de CH₄ no solo (de 1,1 ± 1 para -5,3 ± 1 kgCH₄) (1). Ao mesmo tempo, as entradas de N pela liteira fina diminuíram, devido a uma menor produção de liteira, e especialmente de um de seus componentes, o material reprodutivo. O efeito da umidade sobre as emissões de gases do solo detectado no experimento indica que períodos com ocorrência do fenômeno climático El Niño têm menores emissões de N₂O e CH₄ do solo. As mudanças nas emissões de N₂O foram atribuídas às respostas diretas dos processos micro-biológicos ao efeito da aeração do solo sobre a desnitrificação, sem que ainda se observem os efeitos de uma segunda fase dos efeitos da exclusão parcial de chuvas, quando a decomposição de raízes e outros substratos mortos deverão afetar as emissões gasosas do solo (1).

Nos anos isolados em que ocorre o fenômeno climático El Niño, as acentuadas secas resultantes na Amazônia induzem maiores quedas de liteira fina da floresta (36) e uma maior mortalidade de árvores, introduzindo alterações

importantes nos fluxos de carbono e nutrientes dos períodos subsequentes. A decomposição posterior da madeira morta por eventos mais extremos de El Niño, como o ocorrido em 1997, pode ajudar a explicar os resultados de florestas como as de Santarém, PA, comportando-se como fontes de emissão de CO₂ para a atmosfera, enquanto outras florestas funcionavam como reservatório (37), possivelmente crescendo em resposta ao desequilíbrio atual da atmosfera, enriquecida com um excesso de CO₂.

Flávio J. Luizão é ecólogo, pesquisador do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (Inpa) e coordenador regional do Projeto LBA- Experimento de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia.

NOTAS E REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. E.A. Davidson, P. Artaxo, *Global Change Biology*, 10: 519-529. 2004.
2. C.F. Jordan, *Nutrient cycling in tropical forest ecosystems: principles and their application in management and conservation*. John Wiley & Sons. New York. 190p. 1985.
3. E.C.M. Fernandes et al., *Ciência e Cultura - Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science* 49: 34-47. 1997.
4. J.M. Anderson, T. Spencer. *Carbon, nutrient and water balances of tropical rainforest subject to disturbance*. MAB Digest N.º.7. Unesco, Paris, France, 54p. 1991.
5. L.S. Vieira, *Manual de ciência do solo*. Editora Agronômica Ceres. Piracicaba, SP. 384p. 1988.
6. J. Proctor, in *Tropical rain forest ecology*, S.L. Sutton, T.C. Whitmore, A.C. Chadwick, Eds. (Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 267-273. 1983.
7. P.M. Summers, “Estoque, decomposição e nutrientes da liteira grossa em floresta de terra firme na Amazônia central”. Dissertação de mestrado, Inpa/Ufam. Manaus, 103p. 1998.
8. M. Keller et al., *Global change biology*, 10: 784-795. 2004.
9. D. Pauletto, “Estoque e produção de liteira grossa em floresta submetida ao manejo florestal no noroeste de Mato Grosso”. Dissertação de mestrado. Inpa/Ufam. Manaus, AM. 85p. 2006.
10. *Relatório Final Projeto Bionte - Biomassa e Nutrientes na Floresta Tropical Úmida*. INPA/DFID, Manaus, AM. 365p. 1997.
11. F.J. Luizão, *GeoJournal* 19: 407-417. 1989.
12. F.J. Luizão, H.O.R. Schubart, *Experientia*, 43: 259-265. 1987.
13. P.M. Attiwill, M.A. Adams, *New phytologist*, 124: 561-582. 1993.
14. F.M.S. Moreira, J.O. Siqueira, *Microbiologia e bioquímica do solo*. Editora UFLA, Lavras, 626p. (2002).
15. R.C. Luizão, F.J. Luizão, in *Bases científicas para estratégias de desenvolvimento e preservação da Amazônia: fatos e perspectivas*, A. Val, R. Figliuolo, E. Feldberg, Eds. (Inpa. Manaus, Vol.I, pp. 65-75. 1991.
16. D.C. Nepstad et al., *Nature*, 398: 505-508. 1999.
17. H.E.M. Nascimento, W.F. Laurance, *Ecological Applications*, 14: S127-S138. 2004.
18. H.L. Vasconcelos, F.J. Luizão, *Ecological Applications*, 14: 884-892. 2004.
19. R.C.C. Luizão, E.S. Costa, F.J. Luizão, *Acta Amazonica*, 29: 43-56. 1999.
20. G.P. Asner, M. Keller, R. Pereira, Jr., J.C. Zweede, J.N.M. Silva, *Ecological Applications*, 14: S280-S298. 2004.
21. A.R. Townsend et al., *J. Geophys. Res.* 107 (D20): 8067, LBA 1-9. 2002.
22. F. Luizão et al., *Global Biogeochemical Cycles*, 3: 281-285. 1989.

23. I.C.G. Vieira, D.C.Nepstad, S. Brienza Junior, C. Pereira, in *Bases científicas para estratégias de preservação e desenvolvimento da Amazônia*, E.G. Ferreira, G.M. Santos, E.L.M. Leão, L.A. Oliveira, Eds., vol. 2., pp. 43-53 (Inpa, Manaus, 1993).
24. E.M.C. Fernandes et al., *International Symposium Multi-strata Agroforestry Systems with Perennial Crops*, Turrialba, Costa Rica, pp.24-26. 1999.
25. T.D.A. Sá, O.R. Kato, C.J.R. Carvalho, R.O. Figueiredo, *Revista USP*, 72: 90-97. 2007.
26. K. Macaferry, E. Fernandes, M. Rondon, *II International LBA Science Conference*. Manaus. 2002.
27. S.C. Tapia-Coral, F.J. Luizão, E.V. Wandelli, *Acta Amazonica*, 29: 447-495. 1999.
28. S. Tapia-Coral, F.J. Luizão, E. Wandelli, E.C.M. Fernandes, *Agroforestry Systems*, 65: 33-42. 2005.
29. J.L.E. Gallardo-Ordinola, *Produção e qualidade de liteira em sistemas agroflorestais e seus efeitos sobre as propriedades químicas do solo*. Dissertação de mestrado. Inpa/FUA, Manaus, 97p. 1999.
30. G.C. Silva, "Fluxos e estoques de nutrientes, colonização por micorrizas arbusculares e influência das raízes na decomposição da liteira em sistemas agroflorestais e vegetação secundária na Amazônia central". Tese de doutorado, Manaus, Inpa/Ufam. 154p. 2005.
31. F.J. Luizão et al., in *Sistemas agroflorestais: bases científicas para o desenvolvimento sustentável*, A.C. Gama-Rodrigues et al., Eds. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, RJ.; pp. 87-100. 2006.
32. P. Artaxo et al., *J. Geophys. Res.*, 107(D20), 8081. LBA 49: 1-14. 2002.
33. I. Koren et al., *Environ. Res. Lett.* 1: 014005. 2006.
34. Swap, R. et al., *Tellus B*, 44: 133-49 1992.
35. J.P. Kimmins, *Forest ecology: a foundation for sustainable management*. 2nd. Edition. Upper Saddle River, NJ. Prentice Hall, 596p. 1997.
36. F.R. Pinto, C.Y. Yano, F.J. Luizão, *XIII Jornada de Iniciação Científica PIBIC/CNPq*. Inpa, Manaus. pp. 54-55. 2004.
37. J.H.B. Ometto et al., *Oecologia*, 143: 483-500. 2005.
38. Agradeço aos colegas e colaboradores do tema biogeoquímica do projeto LBA, cujas informações foram essenciais para a montagem deste artigo.

INFLUÊNCIA DO DESMATAMENTO SOBRE O CICLO HIDROLÓGICO NA AMAZÔNIA

Julia Clarinda Paiva Cohen
 Josivan da Cruz Beltrão
 Adilson Wagner Gandu
 Renato Ramos da Silva

CONTEXTUALIZAÇÃO DO PROBLEMA A bacia amazônica representa a maior extensão de florestas tropicais da Terra, exercendo significativa influência no clima local e global, devido aos fluxos de energia e água na atmosfera. Presume-se que alteração dos ciclos da água, energia solar, carbono e nutrientes, resultantes da mudança no uso da terra na Amazônia possam provocar consequências climáticas e ambientais em escalas local, regional e global (1).

Nas últimas três décadas, a Amazônia vem passando por um processo acelerado de ocupação, que levou a um desmatamento de 14% de sua área (2-3). Esse desmatamento está concentrado em uma faixa, que se estende pelo sul da região desde o Maranhão até Rondônia, denominada "Arco do Desmatamento", representando uma área de transição entre dois dos maiores biomas brasileiros, a Amazônia e o Cerrado, que contém partes preciosas da biodiversidade das duas regiões.

Cenários de mudanças globais indicam um clima de 2 a 6° C mais quente para a Amazônia no final deste século. Esse aquecimento pode ter impacto importante sobre a manutenção do bioma amazônico. É também cada vez mais evidente que a fragmentação da floresta, devido a mudanças do uso de solo, está fazendo a floresta ficar mais suscetível a incêndios, aumentando a inflamabilidade e a taxa de queimadas (4).

O ciclo hidrológico da região amazônica ainda é pouco compreendido, e recentemente, com as atividades do Experimento de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia (LBA), foram elucidados mecanismos importantes na formação de nuvens naturais e das influenciadas por partículas de queimadas na Amazônia (4). Observou-se forte supressão da formação de nuvens rasas formadas a partir de aerossóis de queimadas, com possível impacto no ciclo hidrológico (5).

Diversos estudos numéricos com Modelos de Circulação Geral (MCG) foram feitos para avaliar o impacto climático global e regional da substituição total da floresta amazônica por pastagem (6 a 11). Em geral, esses estudos indicam um clima mais quente e seco na região. Entretanto, outros estudos feitos também com MCG mostram resultados opostos, sugerindo que esses modelos são altamente sensíveis aos processos físicos que eles representam. Ao contrário de estudos com MCG, os resultados de modelos de meso-escala, cuja resolução espacial é maior do que àquelas do MGG, observa-se que o desmatamento total da Amazônia não provoca uma diminuição generalizada na precipitação na Amazônia (12,13). No leste da Amazônia, a topografia, o litoral e sistemas de grandes rios têm um importante papel nos padrões anômalos de precipitação, ventos e energia, na simulação de desmatamento total da Amazônia (13).

Estudos observacionais também têm avaliado a influência do desmatamen-