



VI CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL ANAIS DE TRABALHOS COMPLETOS

Simpósios

Biodiversidade, Unidades de Conservação, Indicadores Ambientais
Caatinga
Cerrado

Fortaleza, Ceará - Brasil
9 a 14 de novembro de 2003

Editores

Vanda de Claudino-Sales
Ivaine Maria Tonini
Eustógio Wanderley Correia Dantas

Comissão Científica

Francisca Araújo Soares
Ivaine Maria Tonini
Oriel Herrera Bonilla
Vanda de Claudino Sales

Avaliação dos teores de lignina, celulose, nitrogênio, taninos e fenóis totais no "litter" de florestas primárias e cronosequência de florestas secundárias da Amazônia.

Cláudio José Reis de Carvalho, *Embrapa Amazônia Oriental*,
carvalho@cpatu.embrapa.br

Geórgia Silva Freire, bolsista LBA-DTI-CNPq

Karina de Fátima Rodrigues Pantoja, bolsista LBA-DTI-CNPq

Danielle Santos Fontenelle, bolsista PIBIC/CNPQ-Embrapa

1. Introdução:

Nas condições de solos altamente intemperizados da Amazônia, a taxa de regeneração da floresta, após uso agrícola e mesmo sua estrutura, depende da disponibilidade de nutrientes. Por sua vez, grande parte do suprimento de elementos minerais (principalmente N, P, Ca e Mg), depende de uma situação de equilíbrio dinâmico entre a liberação dos nutrientes fixados no material de "litter" e a absorção e exploração de maiores zonas do solo pelas raízes. Portanto, a taxa de decomposição do "litter" é um componente importante no estabelecimento da ciclagem de nutrientes dos ecossistemas de floresta primária e da vegetação secundária. A taxa de decomposição do "litter", depende das condições do meio como umidade, temperatura e composição florística, existindo grande interdependência entre a atividade dos organismos decompositores e a composição em nitrogênio, lignina e celulose do material original. Embora sendo importante para o entendimento da ciclagem de nutrientes nas comunidades vegetais e para consubstanciar modelos de simulação biogeoquímicos, existem poucos dados disponíveis sobre as características que afetam a decomposição do "litter" de florestas primárias e secundárias da Amazônia, devido provavelmente às dificuldades metodológicas envolvidas. Uma parte dessas questões está sendo desenvolvida nesta ação de pesquisa aproveitando as facilidades existentes de coleta de "litter" em floresta primária da FLONA - Tapajós, FLONA - Caxiuanã, e fragmento de floresta primária da região Bragantina, bem como de florestas secundárias em cronosequência bem caracterizada de 3, 6, 10, 20, 40 e 70 anos, no município de São Francisco do Pará. Pretendeu-se com esta ação de pesquisa, determinar os teores de substâncias capazes de caracterizar maior ou menor velocidade de decomposição do "litter" proveniente de florestas primárias e das vegetações secundárias com diferentes idades, históricos de uso e composição florística; quantificar os teores de lignina, celulose, nitrogênio, fenóis totais e taninos dos materiais do "litter" de florestas primárias e secundárias de diferentes idades e avaliar os teores de lignina, celulose, nitrogênio, fenóis totais e taninos do "litter" proveniente de diferentes espécies típicas de cada ecossistema.

Métodos:

2. Áreas de estudo e método de coleta

Florestas primárias: Foram coletadas amostras de "litter" nos sítios de floresta ombrófila densa de terra firme (Granja Marathon, zona Bragantina - PA) e em 10 parcelas de 1m x 1m na área de observações fenológicas mantida pela Embrapa na FLONA - Tapajós (km 67 - Experimento Seca Floresta, Santarém - PA). Nos mesmos locais, foram feitas simultaneamente amostragens estratificadas do "litter" superficial, intermediário e decomposto (mais próximo da superfície do solo), também em parcelas de 1m x 1m.

Florestas secundárias: Foram coletadas amostras em seis florestas sucessionais (de 3, 6, 10, 20, 40 e 70 anos), pertencentes a diferentes produtores rurais no município de São Francisco do Pará, localizado na zona fisiográfica Bragantina, microrregião de Bragantina e mesorregião Nordeste Paraense.

Preparação: Após a coleta, o material acondicionado em sacos de papel foi conduzido ao laboratório de Ecofisiologia Vegetal e topogação de Plantas da Embrapa Amazônia Oriental onde sofreu secagem a 65° C por 48 horas em estufa com ventilação forçada.

Em seguida foi pesado e triturado em moinho de facas até atingir partículas entre 1 e 0,5 mm. Este material foi em seguida analisado quimicamente.

Determinação do carbono e nitrogênio: O nitrogênio orgânico foi feito por via úmida pelo método de micro-Kjeldahl, e o carbono colorimetricamente por reação com dicromato.

Determinação dos teores de lignina e celulose: Os teores de lignina e celulose foram determinados por via úmida envolvendo uma hidrólise inicial de 0,5 g de material vegetal (0,7mm) com solução de CTAB e H₂SO₄ 0,5M, seguida de hidrólise a frio com H₂SO₄ a 72% (v/v) e incineração em mufla a 500°C (Rowland & Roberts, 1994).

Determinação do teor de taninos (equivalentes de ácido Tânico): foi usada a metodologia com o reativo de Folin - Denis porém mantendo-se como padrão o ácido Tânico (0,1 a 1 mg de ácido Tânico).

Determinação do teor de polifenóis (equivalentes de Catequina): Foi utilizado o método de Vanilina / HCl (Burns, 1971; Price et al., 1978). O método quantifica os polifenóis solúveis totais. São dosados todos os polifenóis extraíveis incluindo os taninos hidrolisáveis e condensados assim como os polifenóis não-taninos. Os resultados são expressos em equivalentes de Catequina, a qual foi usada como padrão (0 e 1 mg de Catequina). Os resultados foram expressos em g.kg⁻¹, após correção para umidade residual.

3. Resultados

A quantidade de polifenóis totais (expressos em relação ao ácido tânico) foi significativamente menor no "litter" da área mais degradada (pimental), enquanto que os maiores teores foram obtidos no "litter" proveniente da mata primária de São Francisco do Pará (tabela 1).

Não foram encontradas diferenças significativas entre os teores de polifenóis (equiv. ácido Tânico) no "litter" coletado nas parcelas de vegetação secundária de diferentes idades.

Embora menores, os teores de polifenóis do "litter" lenhoso ("litter" grosso), seguiram a mesma tendência encontrada no material de "litter" não-lenhoso (principalmente folhas). Em ambos os tipos de "litter", os teores de nitrogênio orgânico mostraram tendência a aumentar com o aumento da idade na cronosequência de vegetação secundária, com os teores máximos sendo atingidos a partir de 40 anos de idade.

Apesar de controverso, diz-se que o teor de polifenóis elevado pode exercer efeito retardador na taxa de decomposição do "litter". De modo inverso, maiores conteúdos de nitrogênio, aceleram a decomposição destes mesmos materiais. Nossos resultados indicam que - como esperado - o "litter" produzido pela vegetação do pimental abandonado, por ser constituído de material originário de plantas herbáceas e arbustivas, possui menores teores de polifenóis e teores de nitrogênio relativamente mais elevados, o que faz com que seja mais facilmente decomponível.

O teor de polifenóis dosados pelo método de Vanilina / HCl, mostraram a mesma tendência observada usando-se o método de Folin-Denis, sendo porém quantitativamente menores. Essa diferença pode ser devida a maior especificidade do reativo de Vanilina / HCl, visto que o reativo de Folin-Denis pode sofrer influências de substâncias aminadas.

Como foi dito anteriormente, o efeito de elevados teores de polifenóis lixiviáveis como os aqui analisados na ciclagem de nutrientes é controverso pois se por um lado, eles podem reduzir a velocidade de decomposição do "litter", por outro lado, seu fluxo em direção ao solo serve de fonte de carbono para os microrganismos, mas pode ter efeitos negativos na atividade de algumas enzimas do solo tais como a fosfatase.

As quantidades de lignina encontradas, são elevadas (30 a 60%) em comparação com aquelas citadas na literatura (20-50%). Esse padrão se repete praticamente em todas as parcelas de diferentes idades da cronosequência e no litter coletado na área de pimental abandonado.

sulfate continuously to a 3rd order forest stream for 21 days during the dry season (August). This clear water stream had a typical pool and riffle structure and a sandy bottom. It had a pH of approximately 6.5 and dissolved oxygen concentrations of 7.5 to 8.0 mg/L. Stream flows during the addition period varied between 24 and 60 L/s. This addition was designed to enrich the ¹⁵N content of the ammonium in stream water to about 300‰. It did not detectably raise concentrations of ammonium in stream water which ranged from 1-6 μM/L during the addition.

We measured concentrations of ¹⁵N-ammonium, ¹⁵N-nitrate upstream of the addition point and at 8 stations downstream at distances 30 to 800 m from the addition site. The ¹⁵N content of ammonium was measured by filtering 2L of streamwater, adding sodium chloride and magnesium oxide and diffusing the ammonium onto acidified filters by shaking for 14 days at 40 °C. The ¹⁵N content of nitrate was measured by filtering 750 ml, boiling with salt and magnesium oxide, adding Devarda's alloy to the remaining 100 ml of sample and diffusing onto acidified filters by shaking for 7 days at 40 °C. We collected suspended particulate organic matter by filtering through GFF filters. Fine and coarse benthic organic matter were collected and separated by sampling a known area of stream bottom and filtering through a 1 mm mesh. Periphyton and bacterial films were collected by incubating ceramic tiles in the stream. Stream invertebrates were collected with Surber samplers and hand nets. Fish were collected by setting block nets and seining a 10 m section of stream. Filters from the ammonium diffusions and samples of all types of organic matter samples were dried then analyzed for ¹⁵N content on a mass spectrometer. Invertebrates were ground, dried and analyzed for ¹⁵N content in the mass spectrometer. Fish were dissected and muscle tissue was dried, weighted and analyzed for ¹⁵N.

3. Results

The δ¹⁵N value of ammonium in stream water before the addition and upstream of the addition point ranged between 3 and 16 ‰. One day after the start of the addition, the δ¹⁵N value of ammonium in stream water reached 120 ‰ within 40 m of the addition point and then decreased to about 80‰ 800 m downstream. This pattern remained constant for the 21 days of the addition. The δ¹⁵N value of nitrate ranged from 1 to 8‰ before the addition and upstream of the addition point. One day after the start of the addition the δ¹⁵N value of nitrate was 12‰ at 40 m downstream and reached 55‰ 800 m downstream. The pattern of ‰¹⁵N-nitrate downstream also remained relatively constant during the 21 days of addition. We found no evidence for uptake of ¹⁵N-nitrate once it was produced by nitrification in the stream channel.

Bacterial films became enriched to 60‰ at 40 m downstream from the addition point. Suspended particulate matter, in contrast, showed a peak δ¹⁵N value of 30‰ 560 m downstream of the addition. Fine benthic organic matter became labeled to 30‰ but the most ¹⁵N was incorporated into this organic matter compartment 40 m downstream of the addition point. Fine benthic organic matter had a turnover time of approximately two weeks. Coarse benthic organic matter was slow to acquire any ¹⁵N label, indicating a turnover time of many months. Little ¹⁵N label was detected in stream invertebrates or fishes.

4. Discussion

The decrease in the mass of ‰¹⁵N in ammonium and an increase in the mass of ‰¹⁵N in nitrate downstream indicated that nitrification was an important fate for ammonium in the stream channel. The absence of clear evidence for the uptake of ¹⁵N-nitrate into stream biota indicated that the transport distance of nitrate in stream water was long and on the order of kilometers. This indicated that stream N dynamics were driven more by microbial energy demand (and the use of ammonium as an energy source) than by microbial or algal requirements for N. This was consistent with high ratios of inorganic N:P in streamwater (Neill

et al. 2001) and strong limitation of stream algal and bacterial production by light and phosphorus. Merriam et al. (2002) also reported rapid nitrification of added ¹⁵N-ammonium and long nitrate uptake distances in a Puerto Rican rainforest stream. In the Amazon, this result suggests that nitrification in stream channels could be the major source of the nitrate exported to larger rivers by small forest streams.

The peak of enrichment of suspended particulate matter far from the addition point indicated that some ¹⁵N-ammonium uptake immediately below the addition point was converted to suspended particulate matter. The uptake of labeled ¹⁵N-ammonium and release of ¹⁵N-labeled suspended particulate material has been reported from other stream ¹⁵N labeling studies in other regions (Mulholland et al. 2000), but the transport distances of both these forms of N was longer in this study.

The absence of incorporation of significant amounts of ¹⁵N into stream invertebrates suggests that direct grazing on algae were not a major part of the structure of stream food webs. This is consistent with a high reliance by fishes in small streams on allochthonous plant and particularly insect material as food sources (Lowe-McConnell 1987). This differs from other rainforest streams where algal grazers have been identified as important components of food webs (Pringle 1996). In our experiment, allochthonous organic plant material or insect material remained unlabeled with ¹⁵N.

Our studies of streams draining forest and cattle pasture in Rondônia show that the clearing of tropical forest in the Amazon has the potential to dramatically change stream physical and chemical conditions (Neill et al. 2000, Thomas et al. in press). For example, dissolved oxygen in small forest streams is typically near saturation but growth of grasses along the banks and in the channels of pasture streams can cause dissolved oxygen in pasture streams to remain < 1 mg/L throughout most of the year. These dramatically altered conditions can influence both biogeochemical transformations of N and habitat quality for stream biota and the structure of stream food webs. Our goal for future research is to use ¹⁵N experiments to compare the ecological functioning of forest streams with those that drain lands deforested for cattle pasture.

5. Bibliography

- Lowe-McConnell, RH 1987. *Ecological Studies in Tropical Fish Communities*. Cambridge University Press.
- Merriam, JL, McDowell, WH, Tank, JL, Wollheim, WM, Crenshaw, CL, Johnson, SL. 2002. Characterizing nitrogen dynamics, retention and transport in a tropical rainforest stream using an *in situ* ¹⁵N addition. *Fresh. Biol.* 47:143-160.
- Mulholland, PJ; Tank, JL; Sanzone, DM; Wollheim, WM; Peterson, BJ; Webster, JR; Meyer, JL. 2000. Nitrogen cycling in a forest stream determined by a ¹⁵N tracer addition. *Ecol. Monogr.* 70: 471-493.
- Neill, C., L. A. Deegan, S. M. Thomas and C. C. Cerri. 2001. Deforestation for pasture alters the characteristics and water chemistry of small Amazonian streams. *Ecol. Appl.* 11:1817-1828.
- Peterson, B.J., and others. 2001. Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. *Science*, 292: 86-90.
- Pringle, C. M. 1996. Atyid shrimps (Decapoda: Atyidae) influence the spatial heterogeneity of algal communities over different scales in tropical montane streams, Puerto Rico. *Fresh. Biol.* 35:125-140.
- Tank, JL; J. L. Meyer, D. M. Sanzone, P. J. Mulholland, J. R. Webster, B. J. Peterson, W. M. Wollheim and N. E. Leonard. 2000. Analysis of nitrogen cycling in a forest stream during autumn using a ¹⁵N-tracer addition. *Limnol. Oceanogr.* 45: 1013-1029.
- Thomas, S. M., C. Neill, L. A. Deegan, A. V. Krusche, R. Victoria and M. V. Ballester. In press. Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. *Biogeochemistry*.