

Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF
Programa de Pós Graduação em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação
de Recursos Naturais – PGECOL

APORTE DE MATÉRIA ORGÂNICA ORIUNDA DE PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO
EM AMBIENTE AQUÁTICO NA AMAZÔNIA CENTRAL (PA)

Carlos Henrique Eckhardt Duque Estrada

Orientador: Prof. Dr. Fábio Roland

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ecologia.

JUIZ DE FORA, MG – BRASIL

Setembro de 2007

APORTE DE MATÉRIA ORGÂNICA ORIUNDA DE PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO
EM AMBIENTE AQUÁTICO NA AMAZÔNIA CENTRAL (PA)

Carlos Henrique Eckhardt Duque Estrada

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Prof. Dr. Fábio Roland

Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF

Prof^a. Dra. Simoni Maria Loverde Oliveira

Universidade Federal do Mato Grosso – UFMT

Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz

Universidade Estadual de Maringá – UEM

JUIZ DE FORA, MG – BRASIL

Setembro de 2007

Ficha Catalográfica

Duque-Estrada, Carlos Henrique Eckhardt

Aporte de matéria orgânica oriunda de planície de inundação em ambiente
aquático na Amazônia Central (PA).

107p.: 35 figuras e 2 tabelas

Orientador: Fábio Roland

Universidade Federal de Juiz de Fora, 2007

Dissertação de Mestrado, PGECOL

SAGA DA AMAZÔNIA

(Vital Farias)

Era uma vez na AMAZÔNIA, a mais bonita floresta
mata verde, céu azul, a mais imensa floresta
no fundo d'água as IARAS, caboclo lendas e mágoas
e os rios puxando as águas.

PAPAGAIOS, PERIQUITOS, cuidavam de suas cores
os peixes singrando os rios, CURUMINS cheios de amores
sorria o JURUPARI, UIRAPURU, seu porvir
era: FAUNA, FLORA, FRUTOS e FLORES

Toda mata tem caipora para a mata vigiar
veio o CAIPORA de fora para a mata definir
e trouxe DRAGÃO-DE-FERRO, prá comer muita madeira
e trouxe um estilo GIGANTE, prá acabar com a capoeira.

Fizeram logo um projeto sem ninguém testemunhar
prá o DRAGÃO cortar madeira e toda a mata derrubar:
se a floresta meu amigo tivesse pé prá andar
eu garanto meu amigo, com o perigo não tinha ficado lá.

O que se corta em segundos gasta tempo prá vingar
e o fruto que dá no cacho prá gente se alimentar??
depois tem o passarinho, tem o ninho, tem o ar
IGARAPÉ, rio abaixo, tem riacho e esse rio que é o mar.

Mas o Dragão continua a floresta devorar
e quem habita essa mata prá onde vai se mudar???
Corre ÍNDIO, SERINGUEIRO, PREGUIÇA, TAMANDUÁ
TARTARUGA, pé ligeiro, corre-corre TRIBO DOS KAMAIURA.

No lugar que havia mata, hoje há perseguição
grileiro mata posseiro só prá lhe roubar seu chão
castanheiro, seringueiro já viraram até peão
afora os que já morreram como ave-de-arribação
Zé de Nana tá de prova, naquele lugar tem cova
gente enterrada no chão:

Pois mataram ÍNDIO que matou grileiro que matou posseiro
disse o castanheiro para o seringueiro que o estrangeiro
ROUBOU SEU LUGAR.

Foi então que o VIOLEIRO chegando na região
ficou tão penalizado que escreveu essa CANÇÃO
e talvez, desesperado com tanta DEVASTAÇÃO
pegou a primeira estrada sem rumo, sem direção
com os olhos cheios de água, sumiu levando essa mágoa
dentro do seu CORAÇÃO.

Aqui termino essa história para gente de valor
prá gente que tem memória muita crença muito amor
prá defender o que ainda resta sem rodeio, sem aresta
ERA UMA VEZ UMA FLORESTA NA LINHA DO EQUADOR.

Dedico este trabalho aos meus amados pais, Sidney e Celma pelo amor, exemplo e empenho.

Agradecimentos

Ao Mestre Fábio Roland que nesses seis anos de convivência me apoio e deu liberdade para fazer o que eu achasse mais interessante. Minha eterna gratidão pelos ensinamentos, por ter me proporcionado momentos intensos, pelos puxões de orelha e conversas que contribuíram para minha formação científica, profissional e pessoal. Guardarei suas palavras de ânimo e consolo, suas poesias, sua paixão pela ciência e inquestionável competência. E nunca esquecerei da sua vontade de construir um helicóptero (com GPS!) que fosse capaz de coletar dados no meio do reservatório de Manso e/ou simplesmente, o que é elementar, projetar uma videoconferência na cachoeira do Céu Azul (Nobre-MT). Professor Roland, MUITO obrigado por acreditar e investir em minha formação.

Aos amigos de faculdade que se tornaram irmãos: Cléber, Thiago e José Felipe (o Piolho). Obrigado por terem se colocado ao meu lado nos momentos de alegria e de crise. Amo vocês! Sou muito grato aos amigos Júnior, Daniela (Cuca), Lara, Naiara e Flávia. Agradeço diariamente a Deus por tê-los ao meu lado.

À Bel minha sincera gratidão, não só pelo carinho que muito me ajudou neste importante período, mas também pelo incentivo, paciência e compreensão ao aceitar o estresse decorrente do desenvolvimento dessa dissertação. Muito obrigado, meu amor.

Aos amigos do laboratório de Ecologia Aquática, pelo ótimo convívio, pelas brincadeiras, conselhos, debates científicos e existenciais. Obrigado por estarem sempre dispostos a ajudar: Alessandro, Arcilan, Eliese, Emílio, Felipe, Fernanda, Gladson, Luciana, Lúcia, Marcela, Mariana, Marina, Natália, Nathan, Priscila, Raphaela, Raquel e Simone. Vocês contribuíram muito para a realização desse trabalho e para o meu crescimento.

Em momentos de dificuldade descobrimos que amigos são capazes de nos surpreender ao transformar lágrimas em sorrisos e sorrisos em gargalhadas. Sou muito grato pelo seu apoio e força. Obrigado Raquel.

Aos companheiros que muito auxiliaram nas coletas e não mediram esforços em ajudar na logística necessária: Cláudio, Edinaldo, Glariston (Duda), João Leal, Marcos Paulo, Marcos Tosi, Nathan e Ronilson (Magrão). Obrigado pelo auxílio nos trabalhos de campo e pelas discussões que em muito contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço aos professores Dr. Francisco de Assis Esteves e Dr. Reinaldo Bozelli pelo apoio científico e incentivo ao desenvolvimento deste trabalho.

Aos professores Dr. Sidinei Magela Thomaz e Dra. Simoni Maria Loverde Oliveira por terem aceitado prontamente ao convite de fazer parte da banca examinadora desta dissertação.

Aos meus amados pais, Sidney e Celma, pelo amor, dedicação e exemplo de caráter. Obrigado por se amarem tanto. Orgulho-me muito de ser conhecido como “o filho do Sidney e da Celma”. Amo vocês! Agradeço aos meus irmãos, Caco & Tati e Norminha, pela generosidade de carinho, amor e paciência. Aos meus amados sobrinhos que sempre me proporcionaram momentos de profunda reflexão! Obrigado pelos beijos e abraços. E por terem me mostrado como é ótimo ser titio!

Sumário

Resumo Geral	vii
General Abstract	ix
Índice de Figuras	xi
Índice de Tabelas	xv
Introdução Geral	1
Objetivos	8
Capítulo 1	9
Resumo	10
Introdução	11
Objetivo	13
Material e Métodos	13
Resultados	22
Discussão	32
Referências Bibliográficas	38
Capítulo 2	43
Resumo	44
Introdução	45
Objetivo	49
Material e Métodos	49
Resultados	58
Discussão	72
Agradecimentos	76
Referências Bibliográficas	77
Discussão Geral	83
Referências Bibliográficas	86

Resumo Geral

Os ecossistemas alagáveis da planície Amazônica são controlados primariamente pelo padrão sazonal de variação do nível da água, o pulso de inundação. Este fenômeno é considerado como principal agente controlador e modelador da estrutura e da dinâmica das comunidades e dos principais processos em ecossistemas aquáticos de planícies de inundação. O pulso de inundação promove o acoplamento entre os diferentes ecossistemas do complexo rio-planície de inundação. Desta maneira, ocorre intensa troca de energia, representada pelos estoques de material orgânico acumulado no solo da floresta. Pesquisadores têm proposto que em ambientes aquáticos heterotróficos, o metabolismo é subsidiado pelo aporte alóctone de energia. Após sua incorporação à biomassa bacteriana, os nutrientes constituintes da matéria orgânica tornam-se disponíveis a outros organismos através da transferência pela cadeia alimentar e pela mineralização até formas inorgânicas. Demonstrado ser importante estímulo ao crescimento bacteriano neste substrato através da alteração de sua biodegradabilidade. O presente estudo teve como objetivos (1) quantificar o aporte no lago Batata, pelo pulso hidrológico, de Carbono, Nitrogênio e Fósforo oriundos da serrapilheira de sua planície inundável (2) quantificar a produção de CO₂ em termos de saturação com a atmosfera e a contribuição de fontes de energia com origens distintas para o balanço de carbono mediado pelo metabolismo bacteriano em ecossistema amazônico de águas claras. Foram encontrados indícios que a morfologia da planície de inundação do lago Batata, a composição florística e o estado de

conservação da floresta de igapó e do pulso de inundação são variáveis determinantes da intensidade do aporte de matéria orgânica terrestre no ambiente aquático. Desta forma, alterações nestas variáveis podem acarretar implicações diretas no metabolismo aquático. O presente estudo versou também sobre a importância da qualidade do substrato ao metabolismo bacteriano e suas implicações ao fluxo de carbono no lago Batata. Observou-se que modificações na qualidade e na concentração de matéria orgânica podem alterar significativamente a bioestrutura e a produtividade do lago Batata.

General Abstract

The Amazonian flood plain ecosystems are mainly controlled by the seasonal pattern of variation in the water level, the so called flood pulse. This phenomenon is considered the main agent modelling the dynamics as well as the structure of communities and the dominant processes in flood plain aquatic ecosystems. During high water periods there are considerable linkages between the distinct ecosystems present at the flood plain. Thus there is a remarkable energy exchange, mainly represented by the organic matter pool of the forest soil. Researches have been showing that many lakes along the world are dominated by the heterotrophic metabolism. It has been suggested that aquatic ecosystems in which the respiration rates overcome the primary production rates are subsided by allochthonous energy. After the incorporated by bacterial biomass, the nutrients derived from the organic matter become available to other living organisms. The present work aimed to (1) quantify the input of carbon, nitrogen and phosphorus derived from the Batata Lake flood plain litter and (2) quantify the production of CO₂ in terms of saturation with the atmosphere and the contribution of energy sources with different origins for the balance of carbon mediated by bacterial metabolism in the Amazon ecosystem of clear water. This study indicated that the flood plain morphology, the composition and the conservation of the *igapó* forest and also the flood pulse are important on quantifying the terrestrial organic matter input to the aquatic systems. Then, modifications on these parameters reflect directly on the aquatic metabolism. This study also approached the importance of the substrate quality on bacterial

metabolism and its implications on the carbon cycle. It was observed that the organic matter quality and quantity potentially affect the bio-structure and the productivity of Amazonian.

Índice de Figuras

1.	Localização do lago Batata no sistema do Rio Amazonas, Brasil.	15
2.	Variação diária do nível d'água do rio Trombetas em relação ao nível do mar durante 10 anos (1995–2004). Observa-se a grande amplitude de valores entre as águas altas e as águas baixas. Fonte: Mineração Rio do Norte S.A.	15
3.	Vista aérea da região impactada do Lago Batata durante o período de águas baixas (A). Visão geral de uma área do lago Batata assoreada por rejeito de bauxita e ao fundo uma área de igapó também afetada (B).	16
4.	Durante o período de águas baixas (A), o igapó permanece seco, enquanto no período de águas altas (B) ele é alagado.	17
5.	Área de estudo com a indicação das 30 áreas coletadas na região de igapó do lago Batata (A). Detalhe da diferenciação das áreas em Margem, Transição e Interior de Floresta de Igapó (B), totalizando 90 pontos amostrados.	18
6.	Diferenciação de três grandes áreas da planície inundada do lago Batata (Impactada, Natural e Canal) com suas sub-áreas (Margem, Transição e Interior). Tal distinção foi obtida através de diferenças no estoque de peso seco.	23
7.	Variação espacial do estoque de peso seco (g.m^{-2}) de serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata. Média de peso seco, $587,18 \text{ g.m}^{-2}$.	23
8.	Variação espacial do estoque de carbono (g.m^{-2}) da serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata. Média de carbono, $241,38 \text{ g.m}^{-2}$.	24
9.	Variação espacial do estoque de nitrogênio total (g.m^{-2}) da serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata. Média de nitrogênio total, $3,35 \text{ g.m}^{-2}$.	25

10. Variação espacial do estoque de fósforo total (g.m^{-2}) da serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata. Média de fósforo total, $0,72 \text{ g.m}^{-2}$. 26
11. Porcentagem de peso seco, carbono, nitrogênio total e fósforo total remanescentes durante o processo de decomposição de serrapilheira. 27
12. Hidrógrafa do rio Trombetas (1995 a 2004) a qual o lago Batata também está sujeita. Distinção artificial de seis fases dentro do pulso de inundação: Início de Enchente (95 dias), Fim de Enchente (65 dias), Águas Altas (40 dias), Início de Vazante (65 dias), Fim de Vazante (60 dias) Águas Baixas (40 dias). 28
13. Variação espacial do aporte de peso seco ($\text{g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$) da serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata. Média de peso seco por área (Margem = $718,76 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$; Transição = $752,34 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$; Interior de Floresta de Igapó = $222,38 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$). 30
14. Variação espacial do aporte de carbono ($\text{g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$) da serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata. Média de carbono por área (Margem = $353,71 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$; Transição = $395,59 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$; Interior de Floresta de Igapó = $121,26 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$). 30
15. Variação espacial do aporte de nitrogênio total ($\text{g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$) da serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata. Média de nitrogênio total por área (Margem = $1,87 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$; Transição = $3,59 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$; Interior de Floresta de Igapó = $1,27 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$). 31
16. Variação espacial do aporte de fósforo total ($\text{g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$) da serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata. Média de fósforo total por área (Margem = $0,448 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$;

	Transição = 1,138 g.m ⁻² .pulso ⁻¹ ; Interior de Floresta de Igapó = 0,445 g.m ⁻² .pulso ⁻¹).	31
17.	Valores médios de aporte de nutrientes oriundos de decomposição da serrapilheira da planície alagável do lago Batata por pulso de inundação.	31
18.	Localização do lago Batata no sistema do Rio Amazonas, Brasil.	50
19.	Imagens do lago Batata em diferentes fases do pulso de inundação; (A) período de águas baixas (30 de novembro a 13 de dezembro) e (B) período de águas altas (25 de maio a 2 de junho).	50
20.	Imagem do lago Batata (águas altas, maio 2006), com ênfase nas transecções de margem a margem para as medidas horizontais diretas de pressão parcial de CO ₂ .	51
21.	Gradiente horizontal de medidas diretas de pressão parcial de CO ₂ do lago Batata no período de águas altas (maio de 2006).	58
22.	Medidas horizontais diretas de pressão parcial de CO ₂ no lago Batata. A saturação de CO ₂ decresceu das margens para o centro do lago durante o período de águas altas (maio de 2006).	59
23.	Medidas horizontais diretas de pressão parcial de CO ₂ no lago Batata durante o período de cheia com valores médios de cada região.	59
24.	Radiação solar no período de águas baixas (dezembro) e enchente (março) no lago Batata ao qual o material lixiviado esteve exposto.	60
25.	Valores de pressão parcial de CO ₂ ao longo do tempo, oriundos de fontes distintas, em diferentes períodos do pulso de inundação sob o efeito da radiação solar ou mantido no escuro. (A) pCO ₂ em lixiviados de serrapilheira no período de	

- águas baixas; (B) pCO₂ em lixiviados de serrapilheira no período de enchente; (C) pCO₂ em lixiviados de arroz no período de águas baixas; (C) pCO₂ em lixiviados de arroz no período de enchente. 62
26. Variação de pressão parcial de CO₂ nos tratamentos claro e escuro oriundo de fontes distintas e em diferentes períodos do pulso de inundação do lago Batata. 63
27. A abundância bacteriana em diferentes substratos e tratamentos ao longo do período de incubação. (A) Águas baixas; (B) Enchente. A abundância bacteriana aumentou ao longo do tempo de incubação em ambos os tratamentos. 65
28. Remoção de carbono orgânico dissolvido (DOC), nitrogênio orgânico e fósforo durante o experimento em substratos oriundos da lixiviação de arroz e serrapilheira e submetidos à foto-transformação ou mantidos no escuro. 66
29. Regressão entre os níveis de pCO₂ e Abundância Bacteriana. O aumento na abundância bacteriana conduziu a elevação da produção de CO₂. O aumento na abundância bacteriana explicou 80% da produção do CO₂ no período de águas baixas (A) considerando ambas as fontes de matéria orgânica e 34% no período de enchente (B). 67
30. Taxa de respiração bacteriana em substratos de arroz e serrapilheira nas diluições de 10 e 50% para o início, meio e fim do experimento. 68
31. Abundância bacteriana em substratos de arroz e serrapilheira nas diluições de 10 e 50% para o início, meio e fim do experimento. 68
32. Remoção de carbono orgânico dissolvido (DOC) (A), nitrogênio orgânico (B) e fósforo (C) durante o experimento com substratos de arroz e serrapilheira nas diluições de 10 e 50%. 70

33. Regressão entre abundância bacteriana e remoção de nitrogênio. O aumento da abundância bacteriana conduziu o aumento da taxa de remoção de nitrogênio. O aumento na abundância bacteriana explicou 52% da remoção de nitrogênio para os tratamentos que receberam lixiviados de serrapilheira e arroz na diluição de 10% (A). E para os tratamentos que receberam lixiviados na diluição de 50%, o aumento da abundância bacteriana explicou 79% da remoção de nitrogênio (B). 71
34. Produção bacteriana em substratos de arroz e serrapilheira nas diluições de 10 e 50% para o início e fim do experimento. 71
35. Eficiência de crescimento bacteriano em substratos de arroz e serrapilheira nas diluições de 10 e 50% para o início e fim do experimento. 72

Índice de Tabelas

1. Valores de carbono orgânico dissolvido (COD), nitrogênio orgânico, fósforo e razões C:N e C:P dos diferentes tratamentos no período de águas baixas e enchente do lago Batata. 60
2. Concentração inicial de nutrientes e razões C:N e C:P nas diferentes diluições de lixiviados de arroz e serrapilheira. 68

Introdução Geral

A bacia amazônica constitui o maior sistema fluvial do mundo, cobrindo uma área de mais de 300.000 Km² (Irion *et al.*, 1997) a qual é responsável pela drenagem de cerca de 37% do território da América do Sul e escoar 18% do total da água doce que atinge os oceanos (Sioli, H., 1982). A bacia amazônica nos fornece um vasto e inspirador campo para a limnologia tropical graças a sua grande extensão, diversidade biológica e de habitats, papel na regulação do balanço hídrico e dos ciclos biogeoquímicos em escala continental (Sippel *et al.*, 1992), e a sua importância econômica (Melack & Fisher, 1990).

Os ecossistemas alagáveis da planície Amazônica são controlados primariamente pelo padrão sazonal de variação do nível da água, o qual Junk (1997) convencionou chamar de “pulso de inundação”. Este fenômeno tem sido considerado como o principal agente controlador e modelador da estrutura e da dinâmica das comunidades e dos principais processos em ecossistemas aquáticos de planície de inundação (Junk *et al.*, 1989).

Grandes rios da Amazônia apresentam consideráveis alterações periódicas no nível da água devido às marcadas diferenças nos valores de precipitação pluviométrica entre estações chuvosas e secas em sua bacia de drenagem. Tais mudanças no nível fluviométrico são ocasionadas também pela cheia do Rio Amazonas, determinada pelo degelo dos Andes (Sioli, 1984), o qual pode atuar como um elemento barrador das águas dos seus afluentes.

Na fase de águas altas, os diferentes ecossistemas do complexo rio-planície de inundação aumentam seu volume consideravelmente,

ultrapassando os limites de suas calhas e bacias. Desta forma, as águas dos lagos expandem-se sobre suas áreas de inundação até o ponto em que diferentes ecossistemas aquáticos da planície se intercomunicam, promovendo o acoplamento entre os diferentes ecossistemas aquáticos com as formações florestais circundantes. As interações entre ecossistemas promovem intensa troca de energia, representada, principalmente pelos estoques de material orgânico acumulado no solo da floresta.

As mais recentes comunidades vegetais amazônica, com origem no Quaternário, são encontradas nas planícies alagadas (Ayres, 1995). As florestas em áreas alagáveis representam de 5 a 10% da bacia Amazônica (Pires, 1973). Estão geralmente situadas ao longo dos grandes rios, em faixas cuja largura varia consideravelmente. Existem na Amazônia vários nomes para as florestas inundáveis. No Brasil, os dois tipos mais comuns são várzea e igapó. Habitantes locais denominam várzea aquelas áreas sujeitas a períodos curtos de inundação, enquanto igapó é a denominação dada a florestas permanentemente inundadas ou sazonalmente por períodos longos. A área de estudo em questão, por permanecer aproximadamente 4 meses (abril a julho) inundada, recebe o nome de floresta de igapó.

Dentre os diversos ecossistemas globais, as áreas alagáveis vêm atraindo cada vez mais o interesse da comunidade científica como um todo, em reconhecimento às suas peculiaridades ecológicas. Estas áreas figuram no ciclo biogeoquímico global como importante fonte, escoadouro e meio de transformação de materiais orgânicos e inorgânicos. Além disso, recebem e processam a maior parte do influxo de nutrientes oriundos dos sistemas

fluviais e das atividades antropogênicas aos quais estão associadas (Mitsch & Gosselink, 2000).

Os lagos foram tradicionalmente considerados como ambientes autotróficos (Produção Primária > Respiração) nos quais a mobilização de energia solar pelo fitoplâncton, algas bentônicas e macrófitas formam a base para a produção secundária de bactérias e de níveis superiores. Contudo, estudos que avaliam o metabolismo de diversos lagos distribuídos pelo mundo, têm indicado que muitos são heterotróficos (Produção Primária < Respiração) (Cole *et al.*, 1994; del Giorgio *et al.*, 1997; Cole & Coraco, 1998; Cole & Coraco, 2001; Roland & Vidal, 2001; Jonsson *et al.*, 2003).

Nos lagos considerados heterotróficos, qual a fonte de carbono que suporta esse metabolismo? Os ecossistemas aquáticos são sustentados por duas fontes distintas de carbono orgânico: uma é a fonte autóctone, ou endógena, de carbono, que é representada por organismos fotossintetizantes encontrados dentro do ambiente aquático; a outra é o carbono alóctone, ou exógeno, que tem origem terrestre e é transportado para o lago através de diferentes processos. Por muito tempo, o carbono orgânico fitoplanctônico foi considerado como o substrato que suportava a respiração bacteriana. Com o passar do tempo, alguns cientistas atentaram para a importância do carbono orgânico dissolvido (COD) de origem terrestre como substrato para o crescimento bacteriano (Wetzel *et al.*, 1972; Tranvik, 1992).

Apesar da matéria orgânica (MO – carbono, nitrogênio e fósforo) alóctone ser uma fonte mais refratária ao consumo bacteriano que a fonte autóctone, em ambientes heterotróficos conectados ao ambiente terrestre, há

evidências de que esta seja a fonte que suporta o metabolismo heterotrófico (Pace, 2004). O aporte alóctone de nitrogênio (Carlsson *et al.*, 1993; Bushaw-Newton & Moran, 1999), carbono (del Giorgio *et al.*, 2006) e fósforo no sistema aquático influencia o metabolismo de sua comunidade planctônica. Segundo Cole (1982), esse metabolismo é fortemente acoplado à produção primária.

Além da MO de origem terrestre, as macrófitas aquáticas (fonte autóctone) podem representar uma importante fonte de matéria orgânica dissolvida (MOD) para o ambiente límico amazônico. Através de processos de decomposição, as macrófitas podem ser consideradas como importante substrato ao crescimento bacteriano e, após sua mineralização, fontes de carbono, nitrogênio e fósforo para os produtores primários. As macrófitas aquáticas participam diretamente no metabolismo do ambiente aquático através de sua produção primária. Diversas espécies encontradas nessa região, possuem seu ciclo de vida influenciado pela variação do nível d'água (Junk & Piedade, 1993).

O processo de decomposição do material vegetal senescente no ambiente aquático se dá basicamente em três fases, que são separadas em uma escala temporal: lixiviação, condicionamento e fragmentação (Gessner *et al.*, 1999). A lixiviação é a rápida perda de constituintes solúveis, onde o material pode perder cerca de 30% do seu peso em um período de 24 horas (Benfield, 1996), liberando compostos lábeis ao consumo bacteriano. Na fase de condicionamento, há uma modificação na matriz do material pela ação de microorganismos, o que promove o aumento da palatabilidade para macroinvertebrados detritívoros. Por último, temos a fragmentação que nada

mais é que a quebra e remoção física de partes do material. Nesta última fase, temos a ação freqüente de insetos. Desta forma, a matéria orgânica particulada, aos poucos vai tornando-se cada vez mais fragmentada, até tornar-se MOD ($< 0,45 \mu\text{m}$).

Após sua incorporação à biomassa bacteriana, os nutrientes constituintes da MOD tornam-se disponíveis a outros organismos através da transferência pela cadeia alimentar fagotrófica (Azam *et al.*, 1983) e pela mineralização até formas inorgânicas disponíveis aos produtores primários. Apesar do grande avanço da ecologia de microorganismos aquáticos nas últimas décadas, várias questões ainda permanecem em aberto no estudo das bactérias planctônicas, destacando-se aquelas referentes à origem, formação e utilização de substrato para o seu crescimento e a identificação dos fatores controladores da sua produção, biomassa (Søndergaard & Theil-Nielsen, 1997) e eficiência de crescimento.

Tendo em vista que a eficiência de crescimento bacteriano (ECB) é uma maneira convencional de expressarmos a relação entre a produção bacteriana (PB) e a respiração bacteriana (RB) (Cole, 1999):

$$\text{ECB} = \text{PB}/(\text{PB}+\text{RB})$$

e que comumente observamos diversas fontes de matéria orgânica particulada (MOP) nos ambientes aquáticos amazônicos, é de importância singular o estudo da qualidade do substrato para os microorganismos aquáticos. Estudos sugerem que a MOP com baixa razão C:N e/ou C:P, ou seja, alta % de N e/ou P, é considerada como um composto de maior qualidade, sendo um substrato lábil ao crescimento bacteriano. Por outro lado, a MOP com alta razão C:N e/ou C:P, é formada por compostos mais

refratários ao consumo de microorganismos. Assim sendo, as bactérias teriam uma maior eficiência nos substratos de maior qualidade e menor em substratos com menor porcentagem de nitrogênio e/ou fósforo.

Recentemente, a radiação solar tem sido reconhecida como um importante causador da mineralização direta da MOD na superfície de ambientes límnicos (Granéli, 1996). Fenômeno este conhecido como fotooxidação e mediador responsável por uma significativa transformação de parte da MOD em matéria inorgânica dissolvida (MID). Irradiação solar da MOD tem demonstrado ser um importante estímulo ao crescimento bacteriano neste substrato através da alteração de sua biodegradabilidade (Lindell *et al.*, 1995; Bertilsson, 1999). Contudo, autores têm demonstrado que a radiação solar modifica a matéria orgânica de forma a reduzir a produção bacteriana (Keil & Kirchmanh, 1994). A transformação fotoquímica da MOD possui relevante importância no fluxo de carbono em sistemas aquáticos, e deve ser profundamente estudada devido ao aumento progressivo da radiação UV o qual o planeta está submetido.

Melak & Fisher (1990), assim como diversos outros estudos, enfatizam a importância do entendimento dos padrões de ciclagem dos principais nutrientes, como fósforo, carbono e nitrogênio para uma melhor compreensão da produtividade primária dos ecossistemas aquáticos amazônicos. No entanto, estes estudos foram desenvolvidos considerando-se exclusivamente a coluna d'água sem abordar outros compartimentos de grande importância no processo de ciclagem de nutrientes. A busca do entendimento das principais etapas de ciclagem de nutrientes passa, obrigatoriamente, pela consideração dos principais compartimentos. Este enfoque assume

incontestável importância em ambientes límnicos submetidos à forte influência do pulso de inundação. Neste sentido, tornam-se relevantes as pesquisas sobre os principais processos límnicos, como por exemplo a ciclagem de carbono, nitrogênio e fósforo, quando realizadas de maneira a integrar os compartimentos importantes do ecossistema (Roland, 1991), no presente projeto, a integração entre o ambiente aquático e terrestre.

Objetivos

- Quantificar o aporte no lago Batata, pelo pulso hidrológico, de carbono, nitrogênio total e fósforo total oriundos da serrapilheira de sua planície inundável.

- Quantificar a produção de CO₂ em termos de saturação com a atmosfera e a contribuição de fontes de energia com origens distintas para o balanço de carbono mediado pelo metabolismo bacteriano em ecossistema amazônico de águas claras.

Capítulo 1

Aporte de carbono, nitrogênio e fósforo oriundo da serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata

Duque-Estrada, C. H. E. & Roland, F.

RESUMO

As áreas alagáveis possuem peculiaridades ecológicas e importante papel nos ciclos biogeoquímicos globais. Desta forma vem atraindo o interesse da comunidade científica. A planície amazônica apresenta oscilações sazonais em seu nível d'água, o pulso de inundação. Fenômeno responsável pelo acoplamento periódico entre os ecossistemas aquático e terrestre. As interações entre ecossistemas promovem intensa troca de energia, representada, principalmente pelos estoques de material orgânico particulado acumulado no solo da floresta. Em ambientes aquáticos, o material orgânico de origem terrestre tem sido reconhecido como o maior modificador de sua estrutura e função. Este enfoque assume incontestável importância em ambientes límnicos submetidos à forte influência do pulso de inundação. O presente estudo teve como objetivo quantificar o aporte no lago Batata, pelo pulso de inundação, de peso seco, carbono, nitrogênio e fósforo. Observou-se no presente estudo, um gradiente de estoque e de exportação de material vegetal para o ambiente aquático, seguindo o gradiente temporal de inundação do solo. O período de inundação ao qual a serrapilheira está submetida é um importante fator no cálculo do aporte de energia alóctone via decomposição aquática, como verificada neste estudo. Desta forma, alterações no pulso de inundação podem acarretar implicações diretas no metabolismo aquático.

INTRODUÇÃO

Dentre os diversos ecossistemas globais, as áreas alagáveis vem atraindo cada vez mais o interesse da comunidade científica como um todo, em reconhecimento às suas peculiaridades ecológicas. Estas áreas figuram no ciclo biogeoquímico global como importante fonte, escoadouro e meio de transformação de diversos materiais orgânicos e inorgânicos. Além disso, podem receber e processar grande parte do influxo de nutrientes oriundos dos sistemas fluviais e das atividades antropogênicas aos quais estão associadas (Mitsch & Gosselink, 2000).

Melack & Fisher (1990) enfatizam a importância do entendimento dos padrões de ciclagem dos principais nutrientes, como fósforo, carbono e nitrogênio para uma melhor compreensão da produtividade primária dos ecossistemas aquáticos amazônicos. No entanto, estes estudos foram desenvolvidos considerando-se exclusivamente a coluna d'água sem abordar outros compartimentos de grande importância no processo de ciclos biogeoquímicos. A busca do entendimento das principais etapas de ciclagem de nutrientes passa, obrigatoriamente, pela consideração dos principais compartimentos. Este enfoque assume incontestável importância em ambientes límnicos submetidos à forte influência do pulso de inundação.

Os ecossistemas alagáveis da planície Amazônica são controlados primariamente pelo padrão sazonal de variação do nível da água, o “pulso de inundação” (Junk, 1997). Graças às marcadas diferenças sazonais entre os valores de precipitação das estações chuvosa e seca em sua bacia de drenagem, os grandes rios da Amazônia apresentam consideráveis

alterações em seu nível d'água. Tais mudanças no nível fluviométrico são ocasionadas também pela cheia do Rio Amazonas, determinada pelo degelo dos Andes (Sioli, 1984), o qual pode atuar como um elemento barrador das águas dos seus afluentes. O fenômeno do pulso de inundação é considerado o principal agente controlador e modelador da estrutura e da dinâmica das comunidades e dos principais processos em ecossistemas aquáticos de planície de inundação (Junk, 1989).

O material orgânico de origem terrestre tem sido reconhecido como o maior modificador da estrutura e funcionamento de ambientes aquáticos por servir como substrato para a respiração bacteriana (Tranvik, 1988). Estudos indicam que a alta taxa de respiração, observada em muitos lagos, é mantida pela entrada de carbono orgânico alóctone (Rubbo *et al.*, 2006). Através da atividade bacteriana, o carbono orgânico dissolvido pode ser transferido a níveis tróficos superiores (Pomeroy, 1974). Neste sentido, tornam-se relevantes as pesquisas sobre os principais processos límnicos, como por exemplo a ciclagem de carbono, nitrogênio e fósforo, quando realizadas de maneira a integrar os importantes compartimentos do ecossistema (Roland, 1991), no presente estudo, a interação entre o ambiente aquático e terrestre.

O ambiente estudado apresenta a peculiaridade de ter sido usado como depósito de rejeito do processamento da mineração de bauxita durante 10 anos (1979-1989). É estimado que cerca de 1 milhão de toneladas tenham sido depositadas, formando uma espessa camada de rejeito sobre parte do sedimento natural do lago e da floresta de igapó. Fato que resultou no assoreamento de cerca de 30% do lago.

Sabendo-se que a eficiência de crescimento bacteriano é função da qualidade (Benner *et al.*, 1995) e da quantidade (Tranvik, 1988) de carbono orgânico dissolvido, eventos que modifiquem o aporte, podem promover alterações no metabolismo aquático.

Assim, tornam-se relevantes estudos que apresentem como objetivo a quantificação do aporte de material orgânico terrestre em ecossistemas aquáticos.

OBJETIVO

Quantificar o aporte no lago Batata, pelo pulso de inundação, de peso seco, carbono, nitrogênio total e fósforo total.

MATERIAL E MÉTODOS

Áreas de Estudo

Lago Batata

O lago Batata está localizado no estado do Pará, Brasil, na localidade de Porto Trombetas, Município de Oriximiná (Figura 1). O lago encontra-se à margem direita do rio Trombetas e mantém comunicação permanente com este rio. O lago Batata pertence à categoria de águas claras (Sioli, 1984), por apresentar-se pobre em partículas em suspensão. O lago Batata possui uma bacia de drenagem com uma área aproximada de 271,6 Km² e perímetro de 72 Km (IBGE, 1983).

Semelhante aos grandes rios amazônicos, o rio Trombetas apresenta variações sazonais em seu nível fluviométrico (Figura 2) e portanto, sendo o lago Batata permanentemente conectado ao rio, a sua morfometria e profundidade variam consideravelmente ao longo do ano (Panosso, 2000). Tais oscilações promovem alterações nas características físicas, químicas e biológicas do ambiente (Bozelli, 1991; Anésio, 1994; Huszar, 1994). Na fase de águas altas, o lago Batata e o rio Trombetas aumentam seu volume sensivelmente, ultrapassando os limites de suas calhas e bacias. Assim, expandem-se sobre suas áreas da planície de inundação promovendo o acoplamento com o ambiente terrestre. Desta forma, a área do lago varia de 18,04 Km² a 30,17 Km² nos períodos de águas baixas e águas altas, respectivamente (Silva, 1991).

O clima da região corresponde ao *Am* de Köppen, sendo, como a maior parte da Amazônia brasileira, tropical úmido de monções com precipitação excessiva durante alguns meses. A precipitação média anual da área estudada é de 2100 mm (Brasil, 1976). A temperatura média anual em Porto Trombetas é de 27°C, com mínima média de 22°C e máxima média de 33°C, e a umidade relativa do ar está em torno de 82,5% (MRN).

O ambiente estudado distingue-se de outros lagos amazônicos de inundação devido ao fato de ter sido usado como depósito de rejeito do processamento da mineração de bauxita (Figura 3). Durante 10 anos (1979-1989), o lago Batata recebeu, em média, 50.000 m³.d⁻¹ (18 milhões m³.ano⁻¹) de rejeito de bauxita. É estimado que cerca de 1 milhão de toneladas tenham sido depositadas, formando uma espessa camada de rejeito sobre parte do



Foto: Mineração Rio do Norte S.A.

Figura 3: vista aérea da região impactada do Lago Batata durante o período de águas baixas (A). Visão geral de uma área do lago Batata assoreada por rejeito de bauxita e ao fundo uma área de igapó também afetada (B).



Foto: R. L. Bozelli

Igapó

No lago Batata, como nos demais lagos da planície de inundação do rio Trombetas, podem ser encontrada extensas áreas marginais colonizadas por vegetação arbórea alagável, denominadas regionalmente como vegetação de igapó. Durante o período de águas baixas, o igapó permanece seco, enquanto no período de águas altas ele é alagado (Figura 4), podendo o nível da água alcançar até 1,5 metros de profundidade. O impacto provocado no lago Batata pelo lançamento de rejeito de bauxita causou a morte da vegetação de igapó em uma extensa área da margem noroeste do lago. Foi observado que, com o passar dos anos, espécies de plantas características da vegetação de igapó vem colonizando esta área de forma distinta (Barbieri, 1995).

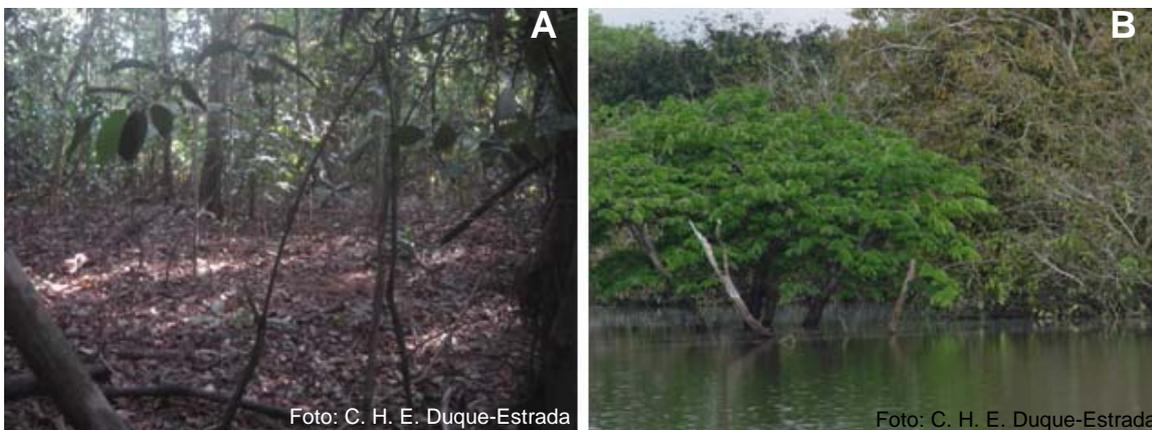


Figura 4: durante o período de águas baixas (A), o igapó permanece seco, enquanto no período de águas altas (B) ele é alagado.

Metodologia

Coleta de serrapilheira da floresta de igapó do Lago Batata

A quantificação da serrapilheira da floresta de igapó, localizada na planície inundável do lago Batata, foi realizada através do método do quadro, durante os períodos de águas baixas e início de enchente (dezembro de 2005 e março de 2006). Os quadros utilizados neste método possuíam $0,25 \text{ m}^2$ ($0,5 \times 0,5 \text{ m}$). No presente estudo, realizaram-se transecções perpendiculares à margem do lago Batata, ou seja, que partiam da margem do lago Batata em direção ao interior da floresta de igapó. A área amostrada foi diferenciada em Margem (M), Transição (T) e Interior de Floresta (IF) de igapó. Esta foi uma diferenciação realizada única e exclusivamente visual em campo e partiu da existência de gradiente crescente de densidade de vegetação em direção ao interior da floresta de igapó, como registrado por Barbieri (1995) para esta área. Foram coletados 30 pontos de cada região (M, T e IF), totalizando 90 pontos na planície de inundação do lago Batata (Figura 5).

O material vegetal coletado no solo da floresta foi levado para o Laboratório de Meio Ambiente da Mineração Rio do Norte (MRN), onde foi previamente triado, conservando-se unicamente o material foliar da amostra. Em seguida o material foi seco em estufa à 60°C e lacrado em sacos plásticos. Posteriormente foram levados para o Laboratório de Ecologia Aquática da UFJF, onde se procederam as análises de peso seco, carbono, nitrogênio total e fósforo total.



Figura 5: área de estudo com a indicação das 30 áreas coletadas na região de igapó do lago Batata (A). Detalhe da diferenciação das áreas em Margem, Transição e Interior de Floresta de Igapó (B), totalizando 90 pontos amostrados.

Decomposição

Para a avaliação da taxa de decomposição utilizou-se o tradicional método de sacos de folhas (“litter bags”). Sacos de tecido com abertura de malha de 10 mm e de comprimento 25x20 cm, receberam 20 g de folhas previamente lavadas em água corrente e secas em estufa à 60°C por 48 horas. Folhas oriundas de serrapilheira da mata de igapó foram incubadas submersas em “litter bags” na zona litoral a 0,5 m do fundo o lago Batata. Os sacos de folhas foram removidos em três réplicas na seguinte frequência: 2, 5, 10, 15, 25, 52, 103 e 146 dias. Depois de removidos, o material foi cuidadosamente lavado em água corrente e seco em estufa à 60°C. Os valores de peso seco, carbono, nitrogênio total e fósforo total do material remanescente foram analisados a fim de verificar-se a taxa de decaimento dessas variáveis. O cálculo de taxa de decomposição seguiu uma análise de regressão não linear (Wilkinson, 1987; Pompêo & Henry, 1998):

$$W_t = W_0 e^{-kt}$$

Onde

W_t = peso remanescente da fração vegetal no tempo t ;

W_0 = peso inicial;

k = taxa de decomposição (dias^{-1});

t = tempo de incubação.

Métodos analíticos

Os métodos analíticos foram igualmente utilizados para a quantificação dos valores de peso seco, carbono, nitrogênio total e fósforo total da serrapilheira da floresta de igapó e do experimento de decomposição.

Peso Seco: para a determinação do peso seco (PS) de cada quadrante, as folhas depois de lavadas em água corrente, foram secas em estufa a 60°C até atingirem peso constante. Os valores foram expressos em gramas por m².

Carbono: a concentração de carbono (C) nas frações vegetais foi estimada como 46,5% do teor de matéria orgânica (Wetzel & Likens, 1991; Pompêo *et al.*, 1999). Os resultados foram expressos em gramas por m². Para o cálculo de matéria orgânica, procedeu-se da seguinte forma: o material coletado no solo da floresta, depois de lavado em água corrente e seco até peso constante, foi incinerado em cadinhos de porcelana a 550°C em Mufla por 4 horas (Wetzel & Likens, 1991). O cálculo de matéria orgânica foi feito por diferença de peso dos cadinhos antes e depois da incineração.

Nitrogênio Total (NT): foi determinado por meio da digestão forte do material vegetal com ácido sulfúrico concentrado em presença de catalisador. Posteriormente, a amostra foi destilada em aparelho Kjeldahl e a amônia liberada foi recebida em solução de ácido bórico. A titulação foi realizada com ácido Sulfúrico 0,01N de verde para vermelho. Os resultados foram expressos em gramas por metro quadrado. Esta metodologia está descrita em Allen *et al.* (1974).

Fósforo Total: para a obtenção dos valores de fósforo total (FT) das amostras, 0,3g de material seco recebeu uma mistura ácida concentrada (1 mL de ácido Perclórico + 5 mL de ácido Nítrico + 1 mL de ácido Sulfúrico). Em seguida procedeu-se a digestão a quente. O digerido foi transferido para balão volumétrico de 100 mL onde se completou o volume com água destilada. Em um balão volumétrico de 25 mL colocou-se 5 mL da solução amostrada juntamente com 2 gotas de Dinitro-fenol 0,25% e 4 mL de solução de Molibdato de Amônio, responsável pela coloração da solução. Em seguida completou-se o volume do balão volumétrico com água destilada. O complexo foi levado ao espectrofotômetro e lido em 820 nm, após 30 minutos, em cubeta de 1 cm. Os resultados foram expressos em gramas por metro quadrado. Esta metodologia está descrita em Fassbender (1973).

Cálculo da Planície Inundável do Lago Batata

Para o cálculo da planície inundável do lago Batata utilizou-se a diferença entre os valores encontrados por Panosso (1995) e por Silva (1991) para a área do lago Batata. Para a estimativa da área do lago os autores acima citados utilizaram valores referentes aos períodos de seca e cheia.

Cálculo do aporte de nutrientes oriundos da serrapilheira

Para o cálculo do aporte de PS, C, NT e FT no lago Batata durante o período de águas altas, foram utilizados dados da área da floresta de igapó, da taxa de decomposição diária e do período ao qual o material está submetido à decomposição no ambiente aquático.

Estatística

Com os dados obtidos para as variáveis de serrapilheira da floresta de Igapó do lago Batata, realizou-se o tratamento estatístico da Análise de Variância (Anova), descrito por Zar (1974). Este teste foi realizado no programa JMP 5.0.1. A ANOVA foi utilizada com o intuito de verificar se há diferenças significativas entre as médias de diferentes grupos. Como a ANOVA é um teste de hipóteses, caso haja rejeição de H_0 , a aceitação de H_a , indicando diferença em pelo menos uma das médias, torna-se necessário a realização de um teste específico. Para isso, utilizou-se o teste-t de Student, com nível de confiança de 5%.

RESULTADOS

Estoque de serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata

Peso Seco: através de análises estatísticas dos dados de PS da serrapilheira, foi possível a diferenciação de nove sub-áreas na planície inundada do Lago Batata: Margem Impactada (MI), Margem Natural (MN), Margem do Canal (MC), Transição Impactada (TI), Transição Natural (TN), Transição Canal (TC), Interior de Floresta Natural (IFN), Interior de Floresta Impactada (IFI) e Interior de Floresta Canal (IFC) (Figura 6).

O valor médio de peso seco do material vegetal para toda a área da floresta de igapó do lago Batata é $587,18 \text{ g.m}^{-2}$ (Figura 7). Observou-se gradiente crescente de PS das regiões de margem em direção ao interior da floresta. Sendo a área de Interior de Floresta Natural responsável pelos

maiores valores ($964,89 \text{ g.m}^{-2}$ em média) e os menores foram encontrados na região de Margem do Canal (188 g.m^{-2} em média). As áreas de TI, MI e MC não se apresentaram diferentes ($p < 0,0001$).

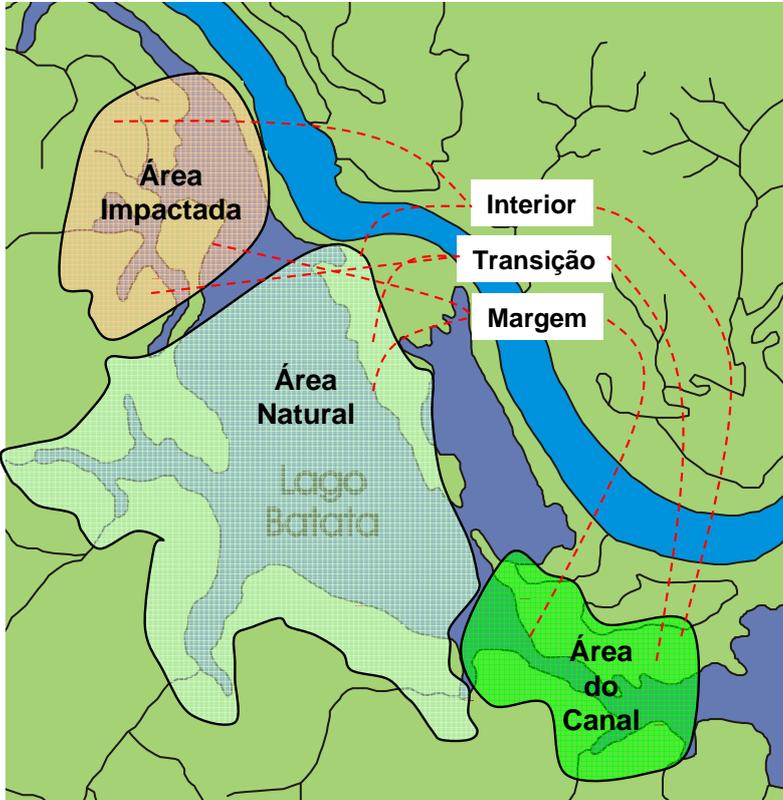


Figura 6: diferenciação de três grandes áreas da planície inundada do lago Batata (Impactada, Natural e Canal) com suas sub-áreas (Margem, Transição e Interior). Tal distinção foi obtida através de diferenças no estoque de peso seco.

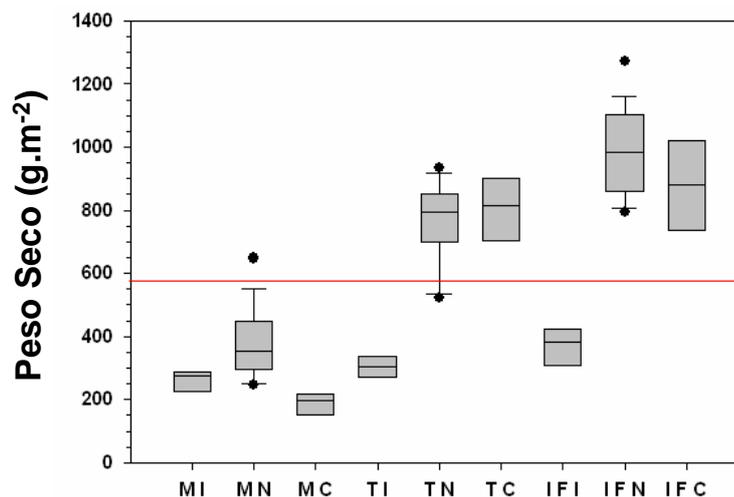


Figura 7: variação espacial do estoque de peso seco (g.m^{-2}) de serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata. (—) Média de peso seco, $587,18 \text{ g.m}^{-2}$.

Carbono: a serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata possui em média 241,38 g.m⁻² de carbono (Figura 8). Os menores valores médios de C foram registrados para a área de Margem do Canal (67,74 g.m⁻²), sendo que esta área não diferiu das áreas de Margem Impactada e Transição Impactada (p < 0,0001). Os maiores valores (média = 411,52 g.m⁻²) foram registrados na área de Interior Floresta Natural. A concentração de C apresentou gradiente crescente no sentido da Margem para Interior de Floresta.

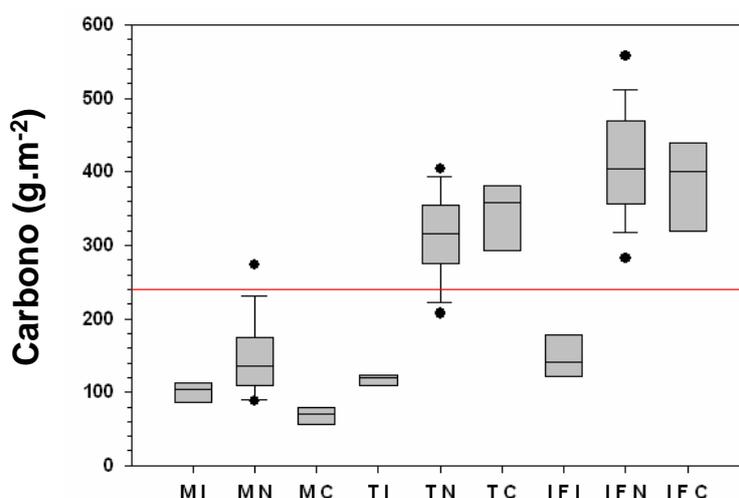


Figura 8: variação espacial do estoque de carbono (g.m⁻²) da serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata. (—) Média de carbono, 241,38 g.m⁻².

Nitrogênio Total: a análise dos resultados de concentração de NT na serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata evidenciou gradiente crescente no sentido das margens para o interior do igapó (Figura 9). A serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata possui em média 3,35 g.m⁻² de NT. A área que apresentou as maiores concentrações médias de NT foi a Interior de Floresta Canal (7,47 g.m⁻²). As regiões impactadas apresentaram os menores valores. As concentrações de NT não revelaram diferenças (p < 0,0001) para as áreas de Margem Canal e Margem Impactada, assim como as áreas Natural e Canal.

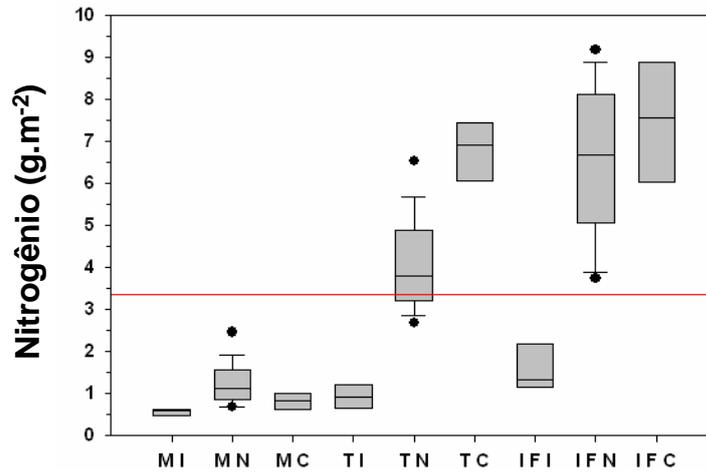


Figura 9: variação espacial do estoque de nitrogênio total (g.m^{-2}) da serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata. (—) Média de nitrogênio total, $3,35 \text{ g.m}^{-2}$.

Fósforo Total: a serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata apresentou em média $0,72 \text{ g.m}^{-2}$ de FT. As áreas de margem da região impactada e canal foram responsáveis pelas menores médias registradas ($0,1$ e $0,11 \text{ g.m}^{-2}$, respectivamente). Todas as regiões apresentaram gradiente crescente de concentração de fósforo total da margem para o interior de floresta (Figura 10). As áreas que registraram os maiores valores e que apresentam médias significativamente semelhantes são Interior de Floresta Canal e Interior de Floresta Natural ($0,163$ e $0,155 \text{ g.m}^{-2}$, respectivamente). Em ordenação crescente de concentração média de FT para as três regiões, teríamos a seguinte ordem: Impactada ($0,072 \text{ g.m}^{-2}$), Natural ($0,107 \text{ g.m}^{-2}$) e Canal ($0,124 \text{ g.m}^{-2}$).

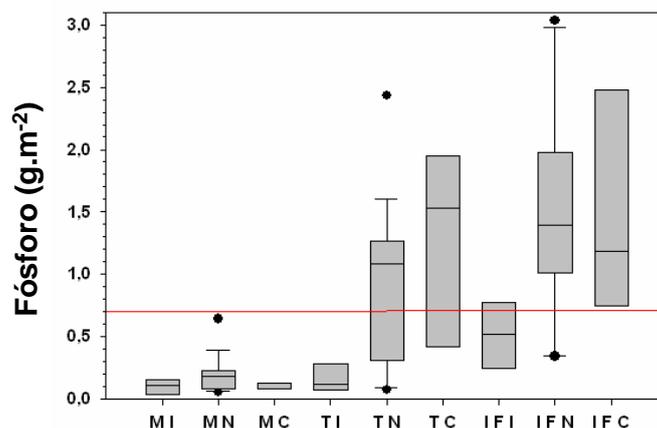


Figura 10: variação espacial do estoque de fósforo total (g.m^{-2}) da serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata. (—) Média de fósforo total, $0,72 \text{ g.m}^{-2}$.

Decomposição

De acordo com o experimento realizado, o processo de decomposição apresentou-se mais acelerado nos primeiros 20 dias de incubação para todas as variáveis analisadas (Figura 11). Durante este primeiro período, verificou-se um decaimento de 22,93% de peso seco, 33,62% de carbono, 33,31% de nitrogênio total e 33,15% de fósforo total. O tempo necessário para que o detrito vegetal atingisse 50% do valor inicial foi de 61 dias para PS, 50 dias para C, 32 dias para NT e 58 dias para FT. A variável que apresentou maior taxa decomposição foi carbono ($k=0,0094 \text{ dia}^{-1}$) com liberação de 74,6% da concentração inicial ao término do experimento (146 dias). Registrou-se elevada taxa de decomposição também para fósforo total ($k=0,0091 \text{ dia}^{-1}$), com liberação de 73,4%. Para NT e PS, observou-se respectivamente, ao fim do experimento, liberação de 57,5 e 64,3%, com taxa de $0,059$ e $0,007 \text{ dia}^{-1}$.

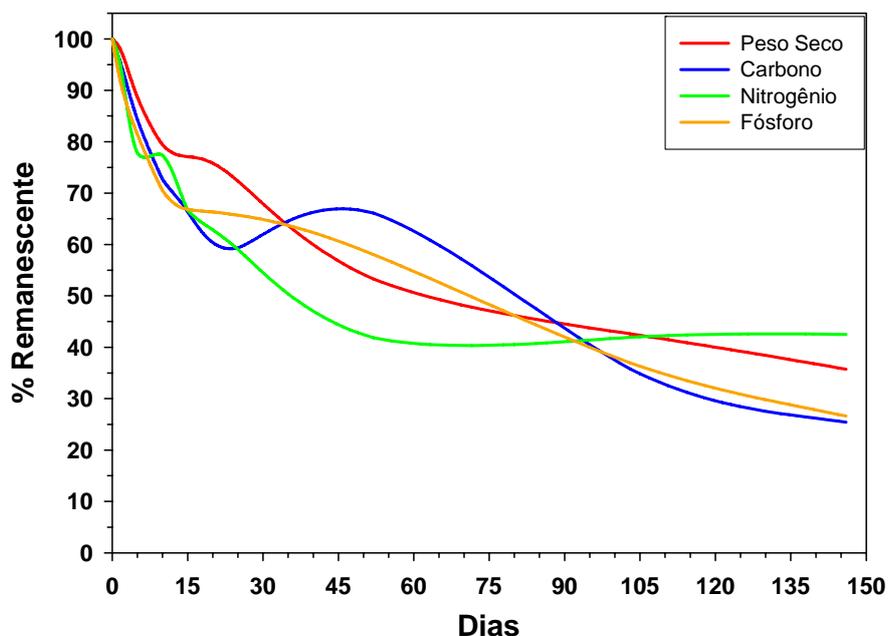


Figura 11: porcentagem de peso seco, carbono, nitrogênio total e fósforo total remanescentes durante o processo de decomposição de serrapilheira.

Cálculo da planície inundável do lago Batata

Panosso (1995) estimou, através de estudos morfométricos, como sendo de 18,04 Km² a área do lago Batata durante o período de seca. E Silva (1991), por meio de sensoriamento, afirmou que durante o período de cheia o lago Batata possui 30,17 Km² de área. Através da diferença entre os valores encontrados pelos pesquisadores acima, podemos afirmar que a área inundável da floresta de igapó pelo lago Batata se aproxima de 12,13 Km².

Cálculo do aporte de nutrientes oriundos da serrapilheira

Através da análise da hidrógrafa do rio Trombetas (1995 a 2004), a qual o lago Batata e sua planície inundável também estão sujeitos, foi realizada a distinção de seis fases dentro do pulso de inundação: Início de Enchente (95 dias), Fim de Enchente (65 dias), Águas Altas (40 dias), Início de Vazante (65 dias), Fim de Vazante (60 dias) Águas Baixas (40 dias) (Figura 12). Está subdivisão do pulso de inundação, mesmo que artificial,

possibilitou uma identificação espaço-temporal do avanço da águas sobre a floresta de Igapó do lago Batata. Desta forma foi possível a quantificação do aporte de material vegetal, referente às três áreas distintas (Margem, Transição e Interior de Floresta de Igapó), em função do período de inundação ao qual cada região estava submetida. Assim sendo, a região de Margem esteve submetida a 325 dias de inundação. Para a região de Transição, obtivemos um período de 165 dias de inundação e para Interior de Floresta, 40 dias.

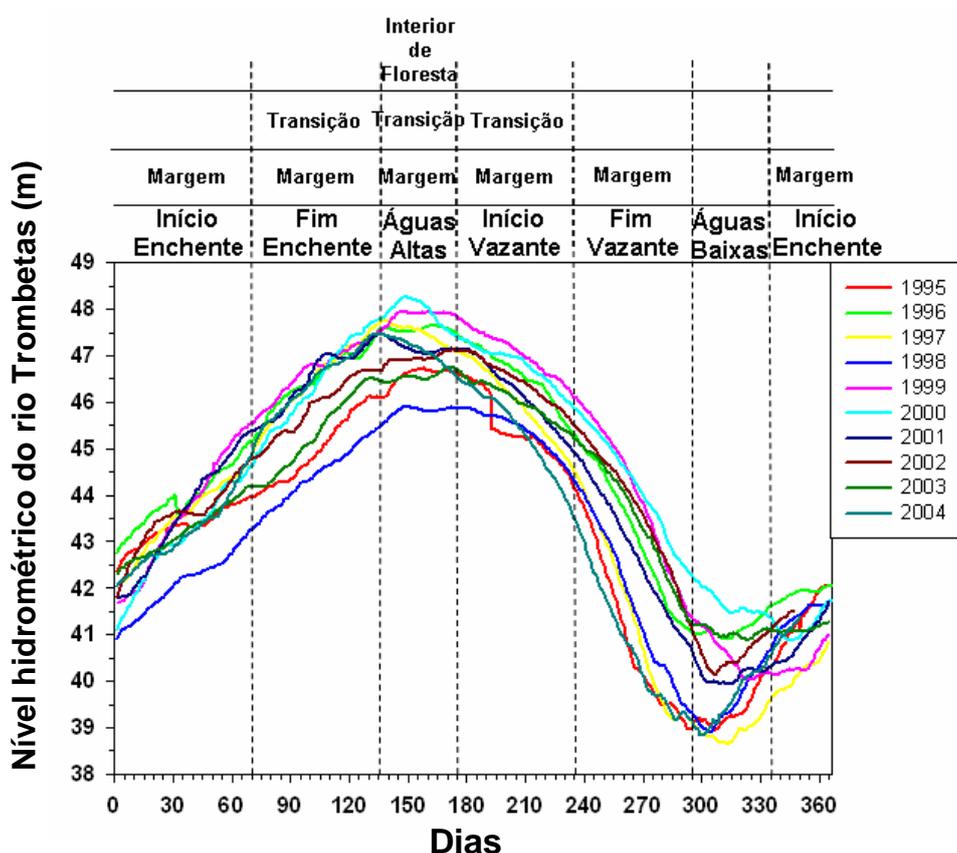


Figura 12: hidrógrafa do rio Trombetas (1995 a 2004) a qual o lago Batata também está sujeita. Distinção artificial de seis fases dentro do pulso de inundação: Início de Enchente (95 dias), Fim de Enchente (65 dias), Águas Altas (40 dias), Início de Vazante (65 dias), Fim de Vazante (60 dias) Águas Baixas (40 dias).

De acordo com a taxa de decomposição, o estoque de serrapilheira e o período de inundação, a área do Interior de Floresta é a que, de forma geral, apresenta menor exportação para o ambiente aquático de PS ($222,38 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$; Figura 13), C ($121,26 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$; Figura 14), NT ($1,27 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$; Figura 15) e FT ($0,044 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$; Figura 16). Este menor aporte, apesar de ser a área que apresenta os maiores estoques de serrapilheira, deve-se ao fato de seu menor período sujeito a inundação (40 dias).

O assoreamento por rejeito de bauxita na região de igapó influenciou o aporte de matéria vegetal para lago Batata. A área Impactada, apresentou as menores médias de aporte para todas as variáveis analisadas quando comparada com as áreas naturais. Em comparação com as regiões não impactadas, a área que recebeu rejeito apresentou em média, redução de exportação de 33,27% de PS, 35,51% C, 63,4% de FT e 65,1% de NT para o lago Batata.

Dentre as áreas de Margem do igapó, a que apresentou menor contribuição de peso seco ($427,28 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$; Figura 13), e carbono ($198,15 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$; Figura 14) foi a do Canal. Os maiores aportes de PS, C, NT e FT foram registrados para a região de Transição do Canal.

De forma geral, a floresta de Igapó apresenta exportação para o lago Batata por pulso de inundação de aproximadamente 6.847,34 kg de peso seco, 3.519,94 kg de carbono, 27,25 kg de nitrogênio total e 8,21 kg de fósforo total (Figura 17).

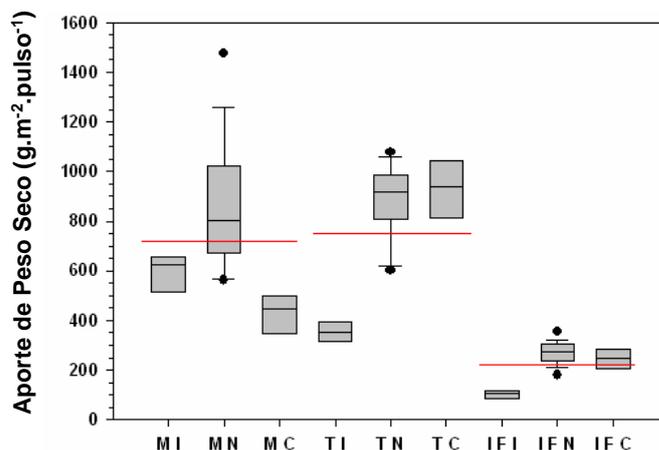


Figura 13: variação espacial do aporte de peso seco ($\text{g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$) da serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata. (—) Média de peso seco por área (Margem = $718,76 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$; Transição = $752,34 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$; Interior de Floresta de Igapó = $222,38 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$).

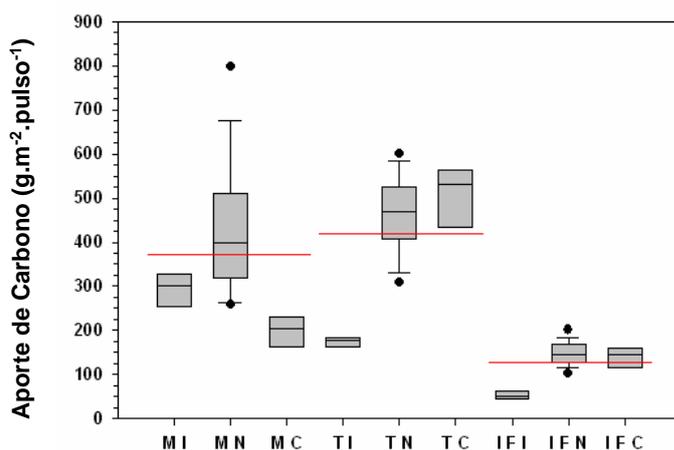


Figura 14: variação espacial do aporte de carbono ($\text{g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$) da serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata. (—) Média de carbono por área (Margem = $353,71 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$; Transição = $395,59 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$; Interior de Floresta de Igapó = $121,26 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$).

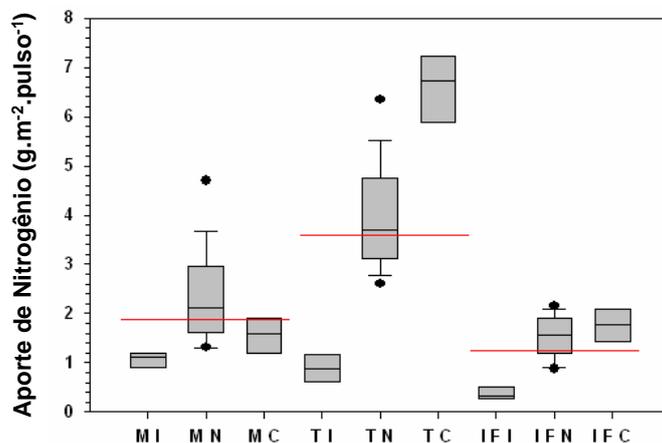


Figura 15: variação espacial do aporte de nitrogênio total ($\text{g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$) da serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata. (—) Média de nitrogênio total por área (Margem = $1,87 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$; Transição = $3,59 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$; Interior de Floresta de Igapó = $1,27 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$).

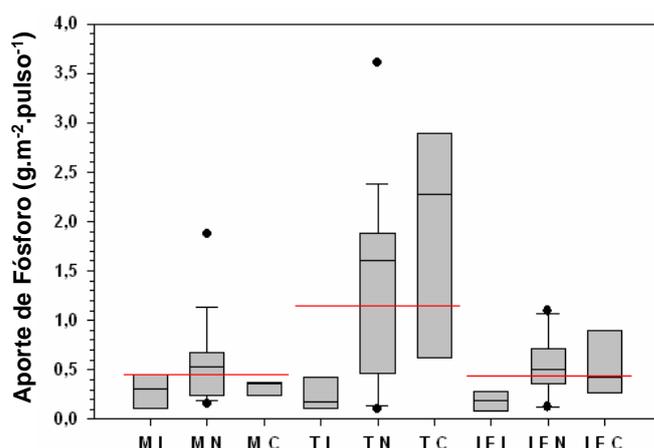


Figura 16: variação espacial do aporte de fósforo total ($\text{g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$) da serrapilheira da floresta de igapó do lago Batata. (—) Média de fósforo total por área (Margem = $0,448 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$; Transição = $1,138 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$; Interior de Floresta de Igapó = $0,445 \text{ g.m}^{-2}.\text{pulso}^{-1}$).

PS (kg)	C (kg)	NT (kg)	FT (kg)
6847,34	3519,94	27,25	8,21

Figura 17: valores médios de aporte de nutrientes oriundos de decomposição da serrapilheira da planície alagável do lago Batata por pulso de inundação.

DISCUSSÃO

Os coeficientes de decomposição registrados no presente estudo, podem ser classificados como intermediários ($0,01 > k > 0,005 \text{ dia}^{-1}$) de acordo com Petersen & Cummins (1974). As taxas de perda de peso seco foram menores que as encontradas por Roland *et al.* (1990) para limbo ($0,011 \text{ d}^{-1}$) e pecíolo ($0,0098 \text{ d}^{-1}$) para *Eichhornia azurea*. No entanto, foram consistentes com os resultados obtidos por Moretti (2005) ao estudar decomposição foliar de árvores do Cerrado (*Myrcia guyanensis*, $k = 0,0063 \text{ d}^{-1}$ e *Ocotea sp.*, $k = 0,0043 \text{ d}^{-1}$).

Estudando as relações existentes entre as características foliares e o processo de decomposição, Ostrofsky (1997) observou-se que as taxas de decomposição são melhor explicadas por combinação de fatores relacionados à qualidade nutricional, capacidade refratária e inibidores residuais. Gessner & Chauvet (1994) sugeriram que os estudos de decomposição devem ser direcionados para se entender a relação existente entre a natureza química do detrito e a taxa na qual ele é degradado.

O modo como as folhas de serrapilheira foram coletadas para a realização do experimento, pode ter influenciado as taxas de decomposição. O material vegetal, coletado no solo da floresta de igapó, já estava sujeito ao processo de decomposição. Contudo, Furch & Junk (1997) demonstraram que a decomposição e decaimento de nutrientes em ambiente terrestre são muito mais lentos que em ambiente aquático. Entendemos que as baixas concentrações de nutrientes encontradas no material exposto a

decomposição pelo experimento pode ter influenciado a taxa de decomposição foliar.

Estudos de decomposição de detritos foliares mono-específicos não são suficientes para o entendimento do processo de decomposição como um todo (Hoorens *et al.*, 2003), visto que nos ambientes naturais varias espécies ocorrem simultaneamente e, conseqüentemente, a decomposição dos detritos não ocorre separadamente. Como a estrutura e a composição química das folhas de cada espécie podem diferir significativamente (Webster & Benfield, 1986), a composição de uma determinada mistura de detritos pode influenciar a taxa de decomposição (Leff & McArthur, 1989). O fato de termos encontrado altas taxas de decomposição para o experimento realizado com serrapilheira pode dever-se à sua heterogeneidade foliar. Isto pode estar relacionado a uma maior variedade de substratos (recursos) para os decompositores.

Ecólogos têm reconhecido que os ecossistemas são espacial e temporalmente conectados pelo fluxo de energia (Lennon, 2003). O material orgânico alóctone tem sido considerado como o maior modificador da estrutura e função de ecossistemas aquáticos por servir como substrato para a respiração bacteriana (Tranvik, 1988). Esta entrada oriunda de produtores primários terrestres é muitas vezes considerada como a principal fonte de energia para as comunidades aquáticas (Webster & Meyer, 1997). Deste modo tornam-se preponderantes pesquisas que versem sobre o fluxo de energia em ecossistemas aquáticos sazonalmente conectados.

Nas planícies de inundação da Amazônia uma grande quantidade de biomassa é disponibilizada para os consumidores primários e

decompositores. Segundo Furch & Junk (1997), a comunidade herbácea de planície de inundação amazônica produz mais de 100 t.ha⁻¹.ano⁻¹ de peso seco em várzeas, a floresta de igapó produz mais de 6,7 t.ha⁻¹.ano⁻¹ e a várzea produz 13,6 t.ha⁻¹.ano⁻¹.

Os menores valores de exportação de material vegetal para o ambiente aquático foram registrados para a região de margem do Canal. Esta região é a porção terminal do corpo principal do lago Batata onde ocorre o estreitamento entre as margens, originando um canal encaixado em margens abruptas (Panosso, 2000). Graças a esta característica morfológica, esta região não possibilita o acúmulo de material vegetal no solo de sua margem e, conseqüentemente, é reduzida sua contribuição com o ambiente aquático. Por outro lado, os maiores valores de PS, C, N e P foram encontrados para a área de transição do Canal. Uma possível explicação para os elevados valores encontrados nesta área também se baseia em sua morfologia. Graças ao estreitamento entre suas margens, durante o período de águas altas, esta área apresenta vazão mais elevada que as demais regiões do lago. Desta forma, quantidade considerável de material vegetal oriundo da floresta de igapó localizada nas regiões acima carregado pela correnteza, é depositada em seu solo.

Diversas pesquisas desenvolvidas em regiões tropicais relacionam a distribuição da comunidade vegetal com condições de umidade, disponibilidade de nutrientes e topografia local. Em florestas de galeria no estado do Mato Grosso (Oliveira-Filho *et al.*, 1990) e em Minas Gerais (Oliveira-Filho *et al.*, 1994), observou-se que a umidade do solo e a topografia local são os principais fatores que influenciaram a composição florística e a

estrutura da vegetação. As distribuições das espécies de plantas de acordo com a altura do terreno da floresta de igapó do lago Batata apresentam um gradiente de tempo de inundação (Barbieri, 1995). Em trabalhos pioneiros, Keel & Prance (1979) verificaram a zonação de espécies de árvores de igapó de acordo com o que chamaram de “gradiente de umidade” do solo. Segundo estes autores, a mudança de espécies ao longo do gradiente de umidade reflete a “diferença de habilidade fisiológica” para suportar a inundação.

Observou-se no presente estudo, gradiente de estoque e de exportação de material vegetal para o ambiente aquático, seguindo o gradiente temporal de inundação do solo. Dentre as três regiões previamente definidas para a coleta de serrapilheira (Margem, Transição e Interior de Floresta), a que apresentou os maiores valores de estoque de material vegetal foi a mesma para a qual se registrou as menores taxas de exportação, Interior de Floresta. Isto pode ser reflexo do próprio gradiente de distribuição de espécies vegetais, como relatado acima, ou devido ao gradiente temporal de inundação ao qual a serrapilheira esta exposta. Desta forma temos nas áreas mais baixas da floresta de igapó uma maior exposição do material à decomposição no meio aquático e em contrapartida, nas cotas topográficas mais elevadas, temos um menor período de exposição à decomposição em ambiente aquático.

O período de inundação ao qual a serrapilheira esta submetida é um importante fator no cálculo do aporte de energia alóctone via decomposição aquática, como verificada neste estudo. Assim, alterações no pulso de inundação podem acarretar implicações diretas no metabolismo aquático. Sabendo que o degelo dos Andes é um importante controlador da cheia do

rio Amazonas e, conseqüentemente, do pulso de inundação da Amazônia (Sioli, 1984), alterações climáticas como o aquecimento global, promoveriam alterações no pulso de inundação desta área. Poderia, primeiramente, promover o aumento do nível dos rios, o que acarretaria na maior entrada de energia oriunda da planície de inundação. Este processo tenderia ao aumento dos níveis de gás carbônico (CO₂) nos lagos amazônicos, gerando maior emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera.

Temos ainda que o aquecimento global pode reduzir a formação de gelo nos Andes, o que acarretaria em um efeito contrário ao qual seria observado na suposição anterior. A redução dos níveis e do pulso de inundação dos ecossistemas aquáticos amazônicos seria acompanhada da redução da entrada de material oriundo de vegetais terrestres. Isto pode promover a redução do metabolismo bacteriano e menor transferência de energia para níveis tróficos superiores. Desta forma, toda a cadeia alimentar aquática sofreria alterações.

Ocorrem ainda alterações ecológicas provocadas pela construção de barragens destinadas à geração de energia hidroelétrica em regiões sujeitas a pulso de inundação. As barragens modificam o regime do pulso (Junk, 1997), alterando o aporte sazonal de energia, modificando a dinâmica da comunidade e do metabolismo aquático a montante e a jusante da barragem. Além da matéria orgânica de origem terrestre, as macrófitas aquáticas podem representar uma importante fonte de matéria orgânica dissolvida para o ambiente límico amazônico. As macrófitas aquáticas participam diretamente no metabolismo da ambiente aquático através de sua produção primária. Sendo, diversas espécies encontradas nessa região, influenciadas pela

variação do nível d'água (Junk & Piedade, 1993), alterações no padrão de pulso de inundação podem alterar a biologia dessa comunidade e a própria dinâmica do ambiente aquático.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allen, S.E.; Grimshaw, H.M.; Parkinson, J.A. & Quarby, C. 1974. Chemical analysis of ecological material. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 565p.
- Anésio, A.M. 1994. “Densidade, Biomassa e produtividade do bacterioplâncton em um lago amazônico (lago Batata – PA) impactado por rejeito de bauxita”. Dissertação de Mestrado, UFRJ, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Rio de Janeiro. (fotocópia).
- Barbieri, R. 1995. “Colonização vegetal em habitats formados pela sedimentação do rejeito de bauxita em um lago amazônico (lago Batata, PA.)”. Tese de Doutorado, UFSC, Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, São Carlos. (fotocópia).
- Benner, R.; Opsahl, S. & Chin-Leo, G. 1995. Bacterial carbon metabolism in the Amazon River system. *Limnology and Oceanography*. 40: 1262-1270.
- Bozelli, R.L. 1991. “Estrutura da comunidade zooplanctônica em ecossistemas naturais (rio Trombetas e lago Mussurá) e em um ecossistema impactado por efluente de bauxita (lago Batata) na região amazônica, PA”. Dissertação de Mestrado, UFSC, Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, São Carlos. (fotocópia).
- Fassbender, H.W. 1973. Stimulate P-Bestimmung in N-Kjeldahl Ausfischlung von Bodenproben. *Die Phosphorsäure*, 30: 44-53.
- Furch, K. & Junk, W. J. 1997. “The chemical composition, food value, and decomposition of herbaceous plants, leaves, and leaf litter of floodplain forest.” *In*: Junk, W. J. (Ed.) *The central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 187-205 p.

- Gessner, M. O. & Chauvet, E. 1994. Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. *Ecology*. 75: 1807-1817.
- Hoorens, B.; Aerts, R. & Stroetenga, M. 2003. Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition? *Oecologia*. 137: 578-586.
- IBGE. 1983. *Porto Trombetas*, Folha AS, 21-X-C-II-MI, 368. Escala: 1:100.000. Rio de Janeiro, material Cartográfico.
- Junk, W.J.; Bayley, P.B. & Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain system. Em: Dodge, D.P. (Ed.) *Proceedings of the International Large Rivers Symposium (LARS)*. Canadian Specific Publish Fisheries and Aquatic Sciences. 106: 110-127.
- Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. 1993. Biomass and primary-production of herbaceous plant-communities in the Amazon floodplain. *Hydrobiologia*. 263(3): 155-162.
- Junk, W. J. 1997. "General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplains." *In*: Junk. W. J. (Ed.) *The central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 3-20 p.
- Keel, S. H. & Prance, G. T. 1979. Studies of the vegetation of a white and black-water igapó (rio Negro – Brazil). *Acta Amazonica*. 9 (4): 645-655.
- Leff, L. G. & McArthur. 1989. The effect of leaf pack composition on processing: a comparasion of mixed and single species packs. *Hydrobiologia*. 182: 219-224.
- Lennon, J. T. 2003. Experimental evidence that terrestrial carbon subsidies increase CO₂ flux from lake ecosystems. *Ecosystem Ecology*. 138: 584-591.

- Melack, F. M. & Fisher, T. R. 1990. Comparative limnology of tropical floodplain lakes with an emphasis on the central Amazon. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 3:1-48.
- Mistch, W. J & Gosselink, J. G. 2000. Wetlands, 3d ed. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Moretti, M. S. 2005. "Decomposição de detritos foliares e sua colonização por invertebrados aquáticos em dois córregos na Cadeia do Espinhaço (MG)". Dissertação de Mestrado, UFMG, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Minas Gerais. (Fotocópia).
- Oliveira-Filho, A. T.; Ratter, J. A. & Shepherd, G. J. 1990. Floristic composition and community structure of a Central Brazilian gallery forest. *Flora*. 184: 103-117.
- Oliveira-Filho, A. T.; Vilela, E. A.; Carvalho, D. A. & Gavilanes, M. L. 1994. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. 10: 483:508.
- Panosso, R.F.; Muehe, D. & Esteves, F.A. 1995. Morphological characteristics of an Amazon floodplain lake (Lake Batata, Pará State, Brazil). *Amazoniana* 13: 245-258.
- Panosso, R. 2000. "Considerações geográficas e geomorfológicas". *In*: BOZELLI, Reinaldo Luiz , ESTEVES, Francisco Assis & Roland, Fabio. *Lago Batata: Impacto e Recuperação de um lago Amazônico*. Rio de Janeiro: IB-UFRJ/SBL, p. 39-54.
- Petersen, R. C. & Cummins, K. W. 1974. Leaf pack processing in a woodland stream. *Freshwater Biology*. 4: 343-368.

- Pomeroy, L. R. 1974. The ocean's food web: A changing paradigm. *Bioscience*. 9: 499-504.
- Pompêo, M. L. M. & Moschini-Carlos, V. Decomposition of *Echinichloa polystachya* (H. B. K.) Hitchcock, macrophyte in Jurumirim Reservoir (São Paulo – Brazil). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, v. 26, p. 1.871-1.875, 1998.
- Pompêo, M.L.M.; Henry, R. & Moschini-Carlos, V. 1999. Chemical composition of tropical macrophyte *Echinochloa polystachya* (H. B. K.) Hitchcock in the Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*. 411: 1-11.
- Roland, F., Esteves, F. A. & Santos, J. E. 1990. Decomposição de macrófita aquática *Eichhirnia azurea* (Kunth), com ênfase na colonização por bactérias epifíticas. *Acta Limnológica Brasiliense*. 3: 653-673.
- Roland, Fábio. 1991. “Influência do pulso de inundação e do efluente de lavagem de bauxita sobre a dinâmica do fósforo, carbono e nitrogênio em um lago amazônico (Lago Batata - PA)”. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, São Carlos, Brasil. (fotocópia).
- Rubbo, M.J.; Cole, J.J. & Kiesecker, J.M. 2006. Terrestrial subsidies of organic carbon support net ecosystem production in temporary forest ponds: evidence from an ecosystem experiment. *Ecosystems*. 9: 1170-1176.
- Sioli, H. 1984. The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river courses, and river types. *In: SIOLI, H. (Ed.). The Amazon: limnology and landscape of a mighty tropical river and its basin*. Dordrecht, Dr. W. Junk, p. 127-165.
- Silva, F.R.F. 1991. “Influência do pulso de inundação e do efluente de lavagem de bauxita sobre a dinâmica do fósforo, carbono e nitrogênio em um lago amazônico (Lago Batata - PA)”. Dissertação de Mestrado, UFSC,

Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, São Carlos.
(fotocópia).

Tranvik, L. 1988. Availability of dissolved organic carbon for planktonic bacteria in oligotrophic lakes of differing humic content. *Microbial Ecology*. 16: 311-322.

Wetzel, R.G. & Likens, G.E. 1991. Limnological analyses. *In: Wetzel, R.G. & Likens, G.E. (Eds.) Limnological analyses*. 2nd. Springer-Verlag, New York., 391 p.

Webster, J. R. & Benfield, E. F. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of the Ecology Systems*. 17: 567-594.

Webster, J. R. & Meyer, J. L. 1997. Organic matter budgets for streams: a synthesis. Stream Organic Matter Budgets. *Journal of the North American Benthological Society*. 16: 141-161.

Wilkinson, L., 1987. Systat: The system for statistics. Systat Inc., Evanston, IL.

Zar, J. H., 1974. Biostatistical Analysis. Englewood Cliffs: Prentice Hall. 620 p.

Capítulo 2

Produção de CO₂ pela respiração bacteriana (pCO₂) em lixiviados terrestres e de macrófitas fotoquimicamente modificados em um ecossistema Amazônico de águas claras: implicações no fluxo de carbono.

Duque-Estrada, C. H., Vidal, L. O. & Roland, F.

RESUMO

Durante as últimas décadas, a importância das bactérias e sua contribuição ao ciclo do carbono têm sido enfatizadas por muitos trabalhos. Através da produção bacteriana, o carbono orgânico do ambiente é transformado em biomassa e por meio da respiração bacteriana, o carbono orgânico assimilado é convertido em CO₂. Diversos estudos indicam que a taxa de respiração excede a de produção primária em diversos lagos distribuídos pelo mundo. A heterotrofia pode promover a supersaturação em CO₂ com respeito à atmosfera, resultando na exportação de CO₂ do lago. Somado a importância da respiração bacteriana, a foto-oxidação do carbono orgânico pode promover a formação de CO₂. Neste estudo, foi quantificada a produção de CO₂ em termos de saturação com a atmosfera e a contribuição da fonte de energia alóctone para o balanço de carbono mediado pela respiração, produção e eficiência de crescimento bacteriano em ecossistema amazônico de águas claras. A radiação solar afetou de diferentes formas os substratos disponibilizados as bactérias. Os menores valores de eficiência de crescimento bacteriano foram registrados para os tratamentos que receberam maior concentração de substrato. Os níveis de saturação de CO₂ e abundância bacteriana estiveram relacionados com o período hidrológico do lago Batata. Alterações que modifiquem a qualidade e a concentração de matéria orgânica podem alterar significativamente a bioestrutura e produtividade de lagos amazônicos pela alteração da fonte de matéria orgânica.

INTRODUÇÃO

As bactérias estão entre os organismos mais abundantes em todos os ecossistemas e direcionam grande fração da produção primária anual (Cole, 1999). Durante as últimas décadas, a importância das bactérias e sua contribuição ao ciclo do carbono têm sido enfatizadas por muitos trabalhos. Dentre tais, diversos estudos desenvolvidos possuem a finalidade de compreender quais fatores regulam as bactérias e seu metabolismo. Segundo Pomeroy (1974), a atividade bacteriana é um importante elo entre o carbono orgânico dissolvido e níveis tróficos superiores. Uma vez que através da produção bacteriana, o carbono orgânico do ambiente é transformado em biomassa. Já através da respiração bacteriana, o carbono orgânico assimilado é convertido em CO_2 , tornando-o disponível aos produtores primários.

As bactérias são consideradas a base da cadeia alimentar planctônica em diversos ecossistemas aquáticos e podem desempenhar importante papel no fluxo de CO_2 para a atmosfera (Cotner & Biddanda, 2002). Um bom entendimento da magnitude e regulação da produção bacteriana em ecossistemas pelágicos foi fornecido por décadas de estudo. Por outro lado, o conhecimento sobre a respiração bacteriana não recebeu tanta atenção.

A eficiência de crescimento bacteriano (BGE) é a quantidade de produção de biomassa bacteriana por unidade de substrato de carbono orgânico assimilado e um modo de relatar a taxa de produção e respiração bacteriana (del Giorgio & Cole, 1998). Estimativas de eficiência de crescimento para bactérias planctônicas variam de < 5% a mais de 60%, mas há pouca informação sobre o que regula esta expressiva variação.

Diversos estudos atuais indicam que o metabolismo da maioria dos lagos distribuído pelo mundo é heterotrófico, ou seja, a respiração excede a produção primária (del Giorgio *et al.*, 1997; Cole & Coraco, 1998; Cole & Coraco, 2001; Roland & Vidal, 2001; Jonsson *et al.*, 2003). A heterotrofia pode promover a supersaturação em CO₂ com respeito à atmosfera, resultando na exportação de CO₂ do lago para a atmosfera (Cole *et al.*, 1994). Segundo Sobek *et al.* (2005), a pressão parcial de CO₂ (pCO₂) em lagos, o qual é o principal direcionador do fluxo de carbono para a atmosfera na interface água-ar, tem recebido considerável atenção em pesquisas recentes. O material orgânico de origem alóctone tem sido reconhecido como o maior modificador da estrutura e função de ecossistemas aquáticos por servir como substrato a respiração bacteriana (Tranvik, 1988). Estudos indicam que a alta taxa de respiração é mantida em muitos lagos pela entrada de carbono orgânico de origem terrestre (Rubbo *et al.*, 2006)

A pCO₂ em lagos é provavelmente influenciada por fatores que regulam o metabolismo bacteriano do carbono orgânico alóctone (Sobek *et al.*, 2003). Somado a importância da respiração bacteriana, a foto-oxidação por ultravioleta (UV) do carbono orgânico dissolvido pode promover a formação de CO₂, tanto de forma direta (Granéli *et al.*, 1996) quanto pela intensificação de sua biodisponibilidade (Bertilsson & Tranvik, 1998).

O efeito da radiação solar sobre a superfície terrestre tem recebido destacada atenção em visto que as atividades humanas têm levado a redução da camada de ozônio e ao aumento da incidência da radiação solar, principalmente ultravioleta (UV) (Stolarski *et al.*, 1992). Desde a década de 90, diversos autores investigam a importância da radiação solar na oxidação

total ou parcial do carbono orgânico dissolvido (COD) em ecossistemas aquáticos. A exposição de compostos orgânicos dissolvidos pode gerar produtos lábeis ao consumo bacteriano, como ácidos orgânicos de baixo peso molecular (Bertilsson & Tranvik, 1998; Miller & Moran, 1997). Contudo, a radiação UV pode trazer também efeitos negativos ao crescimento bacteriano, através da formação de peróxido de hidrogênio (H₂O₂), formação de radicais livres ou pela oxidação total da matéria orgânica. Estudos revelam também que dependendo da origem da matéria orgânica dissolvida, o efeito da transformação foto-química pode ser de aumentar (Wetzel *et al.*, 1995) ou reduzir (Anésio *et al.*, 1999; Tranvik & Kokalj, 1998) a utilização bacteriana desse substrato. Ou seja, compostos refratários podem se tornar mais biodisponíveis após a foto-transformação, ao passo que compostos lábeis podem se tornar menos biodisponíveis (Naganuma *et al.*, 1996).

A planície Amazônica é controlada pelo padrão sazonal de variação do nível da água, o qual Junk (1997) convencionou chamar de pulso de inundação. Fenômeno este considerado como o principal agente controlador e modelador da estrutura e dinâmica das comunidades e dos principais processos em ecossistemas aquáticos da planície de inundação (Junk, 1989). Na fase de águas altas, os lagos expandem-se sobre suas áreas de inundação promovendo o acoplamento dos ecossistemas aquáticos com as formações florestais circundantes. Estas interações intensificam a troca de energia representada, principalmente, pelos estoques de material orgânico dissolvido e particulado acumulados no solo da floresta promovendo uma considerável fonte de substrato ao metabolismo bacteriano.

As macrófitas aquáticas, importantes produtores primários na maioria dos ecossistemas aquáticos amazônicos, também contribuem com grandes quantidades de matéria orgânica dissolvida e particulada. Diversas espécies encontradas nessa região possuem seu ciclo de vida influenciado pela variação do nível d'água (Junk & Piedade, 1993).

O entendimento dos fatores controladores da respiração bacteriana em ecossistemas aquáticos é de suma importância ao melhor entendimento do metabolismo aquático. Estudos mostram que a concentração de carbono orgânico dissolvido (COD), qualidade e radiação solar têm ação direta no metabolismo planctônico (Anésio *et al.*, 2000). Apesar do grande avanço da ecologia de microorganismos aquáticos nas últimas décadas, várias questões ainda permanecem em aberto no estudo das bactérias planctônicas, destacando-se aquelas referentes à origem, formação e utilização de substrato para o seu crescimento e a identificação dos fatores controladores da sua produção, biomassa (Søndergaard & Theil-Nielsen, 1997) e eficiência de crescimento.

Neste estudo, foi quantificada a produção de CO₂ em termos de saturação com a atmosfera e a contribuição da fonte de energia alóctone para o balanço de carbono mediado pela respiração, produção e eficiência de crescimento bacteriano em ecossistema amazônico de águas claras. A hipótese inicial foi que a respiração bacteriana é um importante fator controlador do balanço de CO₂ em um ecossistema aquático amazônico de águas claras (lago Batata) e que esta relação é diretamente influenciada pela qualidade e foto-transformação da matéria orgânica alóctone.

OBJETIVO

Quantificar a produção de CO₂ em termos de saturação com a atmosfera e a contribuição de fontes de energia com origens distintas para o balanço de carbono mediado pelo metabolismo bacteriano em ecossistema amazônico de águas claras.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O lago Batata (1^o30'N e 56^o20'W) está localizado na planície de inundação da Amazônia Central, estado do Pará. Encontra-se à margem direita do rio Trombetas e pertence ao município de Oriximiná (Figura 18). Sua morfometria e profundidade variam consideravelmente durante o ano (Panosso *et al.*, 1995) (Figura 19). A área do lago Batata pode variar de aproximadamente 18,04 Km² a 30,17 Km² durante as fases de seca e cheia, respectivamente (Silva, 1991). Sua profundidade oscila sazonalmente entre 0,5 e 9,0 m sazonalmente. Assim, expande-se sobre sua área da planície de inundação promovendo comunicação com o ambiente terrestre. O lago Batata é colonizado por várias espécies de macrófitas aquáticas como *Oriza glumaepatula*, *Luziola spruceana* e *Echinochloa polystachya*. Sendo que *O. glumaepatula* cobre cerca de 90% de toda a área ocupada por macrófitas e tem seu ciclo de vida fortemente regulado pela variação do nível d'água (Enrich-Prast, 1998).

Segundo o critério OECD (Vollenweider & Kerekes, 1980), o lago Batata é, em média, um sistema oligo-mesotrófico (Huszar *et al.*, 1998). A

água apresenta baixas concentrações de nutrientes, média de 40 μM de nitrogênio total e 0,5 μM de fósforo total (Farjalla *et al.*, 2006). A coluna d'água é, geralmente, homogênea e raramente apresenta anoxia (Esteves *et al.*, 1994); o pH varia entre 6 e 7, e a condutividade média de $<10 \mu\text{S cm}^{-2}$. A abundância da comunidade bacteriana é influenciada pela variação do nível da água do lago Batata, 1,31 e $2,61 \times 10^9$ células por litro durante o período de águas altas e águas baixas, respectivamente (Farjalla *et al.*, 2006).

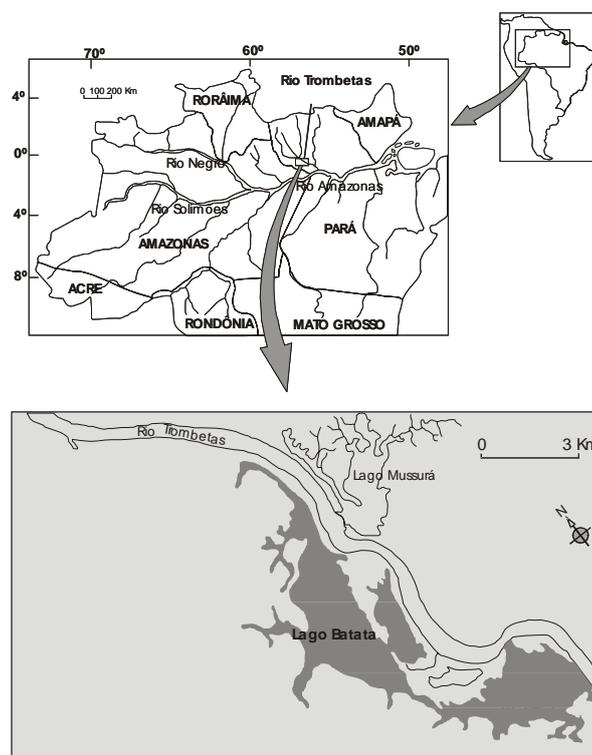


Figura 18: localização do lago Batata no sistema do Rio Amazonas, Brasil.

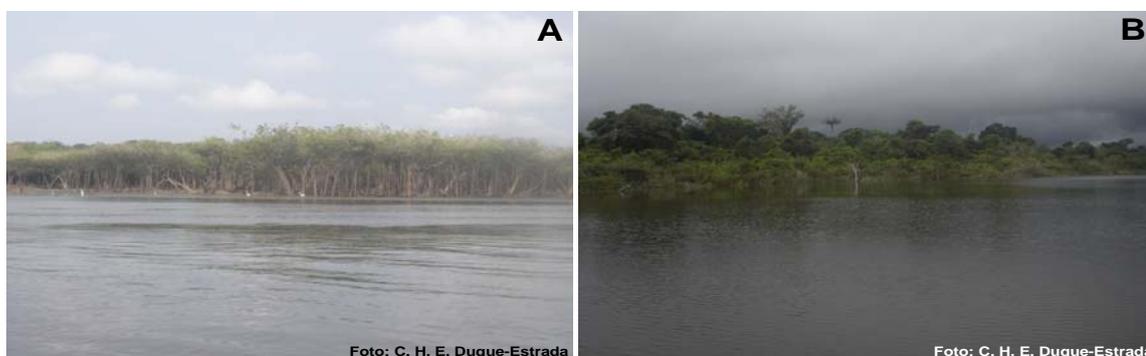


Figura 19: imagens do lago Batata em diferentes fases do pulso de inundação; (A) período de águas baixas (30 de novembro a 13 de dezembro) e (B) período de águas altas (25 de maio a 2 de junho).

Medidas horizontais diretas de pressão parcial de CO₂

Realizou-se medidas de pCO₂ em cinco transectos de margem a margem do lago Batata durante o período de águas altas (maio de 2006). Para tal, o corpo principal do lago foi subdividido em três regiões: Margem, Intermediária e Central (Figura 20). A hipótese foi que durante o período de águas altas, o aporte de material orgânico alóctone promove incremento nos níveis de saturação de CO₂ em função da respiração bacteriana. Sendo capaz de criar um gradiente horizontal crescente de saturação de CO₂ em direção as margens.

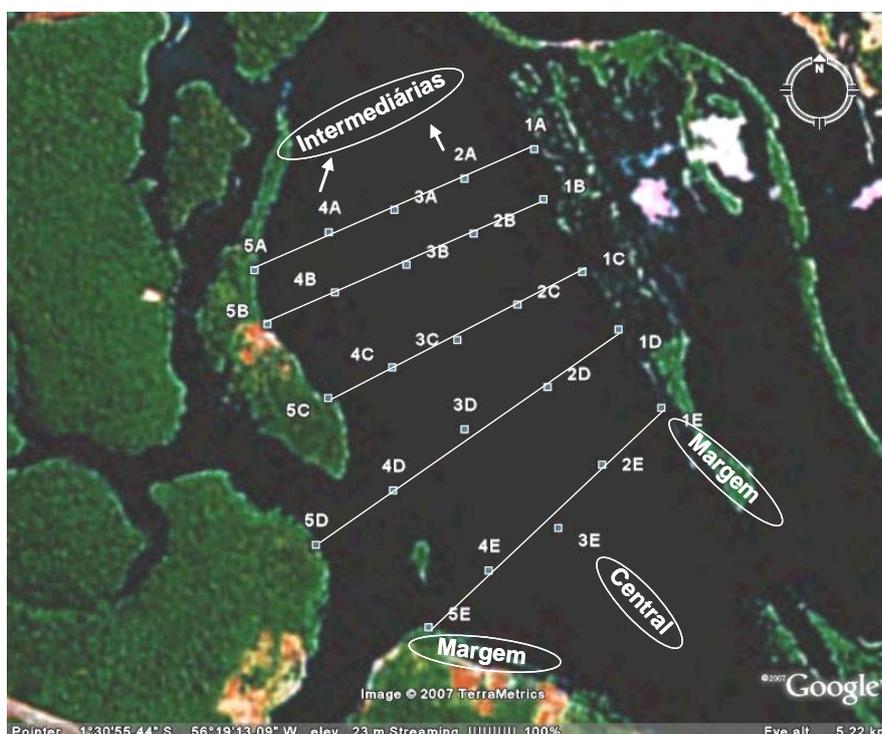


Figura 20: imagem do lago Batata (águas altas, maio 2006), com ênfase nas transecções de margem a margem para as medidas horizontais diretas de pressão parcial de CO₂.

Desenho experimental

Preparação dos substratos

Folhas da floresta de igapó do lago Batata foram coletadas aleatoriamente ao longo da planície de inundação, a fim de se ter a amostragem mais representativa possível. O material coletado na serrapilheira apresentava pouco tempo de abscisão foliar, ou seja, menos de 20% de sua área apresentava-se seca ou em estágio de decomposição. Folhas da macrófita *Oryza glumaepatula* (arroz bravo) foram coletadas de um grande banco mono-específico na margem do mesmo lago. Em seguida, todo material vegetal foi lavado em água corrente e seco em estufa a 60 °C por 36 horas.

As folhas de serrapilheira e de macrófita (*O. glumaepatula*) foram, após secas, cortadas em partes de aproximadamente 1 cm². Em seguida, incubou-se 0,7 g de folhas em tubos de quartzo contendo 50 ml de água ultra pura (Sartório). Os frascos foram fechados de maneira a não conter bolha. Para cada qualidade de matéria orgânica (serrapilheira e *O. glumaepatula*), utilizou-se dez tubos de quartzo, sendo que cinco serviram como controle, permanecendo no escuro envoltos por papel alumínio e cinco foram submetidos a foto-oxidação. O material foi exposto à radiação solar por um período de 10 horas, compreendido entre 08:00 e 18:00 h, dentro de uma bandeja com água corrente afim de que a elevação da temperatura não fosse um fator a influenciar a lixiviação. A radiação solar foi medida de hora em hora durante todo o experimento através de radiômetro. O processo de lixiviação não foi estéril. A influência da ação bacteriana no material orgânico

não foi evitada com o intuito de simular condições naturais onde os produtores terrestres e as macrófitas estão localizadas.

Dois experimentos foram conduzidos em laboratório.

Primeiro experimento ($p\text{CO}_2$)

O lixiviado da matéria orgânica particulada foi, depois de filtrado em GF/F, diluído para 10% em água ultra pura (Sartório). Posteriormente, a diluição recebeu inóculo de bactérias do lago Batata. Para a obtenção de inóculo, água do lago Batata foi previamente filtrada em filtros GF/C. A densidade bacteriana observada, após a inoculação, foi de $0,11 \times 10^7 \text{ cel. ml}^{-1}$, valor semelhante ao encontrado por Farjalla *et al.* (2006) para a mesma área de estudo ($0,13 \times 10^7 \text{ cel. ml}^{-1}$). Após a adição do inóculo de bactéria, incubou-se o lixiviado diluído em frascos de vidro hermeticamente fechados para posterior leitura dos valores de $p\text{CO}_2$. Realizou-se a leitura inicial da pressão parcial de CO_2 do “headspace” seguida de outras quatro, intercaladas por seis horas para o período de seca, e seis leituras intercaladas por 4 h para o período de enchente. Para todas as amostras de leitura de $p\text{CO}_2$ realizou-se três réplicas.

A amostragem para a abundância bacteriana obedeceu aos mesmos intervalos de amostragem que as destinadas às leituras de $p\text{CO}_2$ a partir dos mesmos frascos, para ambos os períodos estudados. A concentração dos nutrientes dissolvidos (carbono, nitrogênio e fósforo) oriundos de serrapilheira e macrófita foi determinada ao início, meio e fim da incubação.

Este experimento foi realizado durante os períodos de águas baixas (dezembro de 2005) e de enchente (março de 2006). Todo o processo de

“preparação do substrato” foi igualmente realizado para ambos os períodos estudados.

Este experimento teve o objetivo de versar sobre a respiração bacteriana através de mudanças nos níveis de saturação de CO₂ e abundância bacteriana em substratos de diferentes origens (serrapilheira e *O. glumaepatula*) submetidos à influência da radiação solar.

Segundo experimento (Metabolismo Bacteriano)

O resultante do processo de lixiviação da matéria orgânica particulada, foi filtrado em Whatman GF/F e diluído para 10 e 50% em água ultra pura (Sartório). Posteriormente, a diluição recebeu inóculo de bactérias do lago Batata. Para a obtenção de inóculo, água do lago Batata foi previamente filtrada em filtros GF/C. A densidade bacteriana observada, após a inoculação, foi de aproximadamente $0,11 \times 10^7 \text{ cel. ml}^{-1}$, valor semelhante ao encontrado por Farjalla *et al.* (2006) para a mesma área de estudo ($0,13 \times 10^7 \text{ cel. ml}^{-1}$). Após a adição do inóculo de bactéria, incubou-se o lixiviado diluído em frascos de vidro hermeticamente fechados. Foram feitas seis amostragens de respiração bacteriana em intervalos de 4 h. A abundância bacteriana foi mensurada no início, após 12 h e ao fim do experimento. As medidas de produção bacteriana foram realizadas no início e no fim das incubações. Através das medidas de respiração e produção bacteriana, foi possível calcular a eficiência de crescimento bacteriano (ECB).

$$\text{ECB} = \text{PB}/(\text{PB}+\text{RB})$$

A concentração dos nutrientes dissolvidos (carbono, nitrogênio e fósforo) oriundos de serrapilheira e macrófita foi determinada ao início, meio e fim da incubação.

Este experimento foi realizado durante o período de enchente (março de 2006) e teve o objetivo de avaliar o metabolismo bacteriano em substratos de diferentes origens (serrapilheira e *O. glumaepatula*) em diferentes concentrações (10 e 50%).

Medidas Bióticas

- Produção Bacteriana – a produção bacteriana foi estimada através da incorporação de ³H – leucina, segundo o método desenvolvido por Smith & Azam (1992).
- Abundância Bacteriana – para cálculo da abundância bacteriana, amostras de água coletadas foram imediatamente fixadas com formol 4%. Para análise, as amostras fixadas foram filtradas em filtros de membrana Whatman 0,2 µm e estes corados com acridina laranja e visualizados ao microscópio de epifluorescência (Hobbie *et al.*, 1977). Para todas as lâminas, foram contados 20 campos identificados ao acaso.
- Respiração Bacteriana – as taxas de respiração bacteriana foram obtidas a partir da produção de CO₂. Os dados de pressão parcial foram transformados em carbono e divididos pelo tempo de incubação.
- Eficiência do Crescimento Bacteriano (ECB) – foi calculado como:

$$ECB = \frac{PB}{(PB + RB)}$$

onde PB é a taxa de produção bacteriana e RB a taxa de respiração bacteriana. Os resultados foram expressos em porcentagem (%).

Medidas Abióticas

- Carbono Orgânico Dissolvido (DOC) – para avaliar as concentrações de DOC, as amostras foram filtradas em GF/C e congeladas até análise. As medidas de DOC foram realizadas em um Analisador de Carbono Total (Teckmar-Dohrmann), onde o carbono orgânico dissolvido foi oxidado por radiação UV e persulfato de sódio.
- Nutrientes Dissolvidos – as concentrações de fósforo solúvel reativo foram estimadas segundo o método descrito por Wetzel & Likens (1990) através de leitura em espectrofotômetro (885nm). As concentrações de nitrogênio total foram estimadas pelo método de titulação com HCl, após digerida à quente e destilada (destilador Kjeldahl). Este método está descrito em Wetzel & Likens (1990).
- Radiação Solar – os valores de radiação solar foram obtidos através de medidas a cada hora (08:00 às 18:00 h) em ambos os períodos estudados. Para tanto, utilizou-se o radiômetro LICOR, modelo Li-1000, capaz de diferenciar a radiação em UV-A e UV-B. A radiação incidente sobre as amostras foi estimada pela soma dos valores medidos durante a incubação.

- Pressão Parcial ($p\text{CO}_2$) – as medidas de $p\text{CO}_2$ foram obtidas pelo equilíbrio do “headspace” por toda a incubação (Cole *et al.*, 1994). Para tanto, incubou-se 12 ml do lixiviado, em sua devida diluição, em frascos de vidro de 25 ml resultando em um volume de 13 ml de “headspace”. Em seguida, 10 ml de ar do ambiente foram adicionados ao gás do “headspace” a fim de obter a estabilidade do sistema. As fases do gás e da água foram equilibradas agitando-se os frascos vigorosamente por 1 min equivalente a duas vezes o tempo necessário para o equilíbrio completo. A fase de gás foi extraída do frasco com uma seringa plástica e a pressão parcial do CO_2 ($p\text{CO}_2$) foi medida em um analisador de gás infravermelho (IRGA), modelo EGM-4, PP-Systems. Três leituras foram realizadas para cada hora de incubação. A partir dos valores obtidos, foi calculado o valor real de $p\text{CO}_2$ na água através da constante de Henry, de acordo com Weiss (1974), após correções para a pressão atmosférica e para a quantidade de CO_2 adicionada aos frascos com ar atmosférico.

Análise Estatística

Todos os testes estatísticos foram realizados através do software JMP 5.0.1 (SAS). Diferenças na produção de CO_2 entre os tratamentos foram testadas através da Análise de Variância (ANOVA), seguido pelo teste-t de Student para detectar diferença entre os tratamentos. O nível de significância de 0,001 foi usado para determinar diferenças estatísticas entre os tratamentos.

RESULTADOS

Medidas horizontais diretas de pressão parcial de CO₂

O lago caracterizou-se como emissor de CO₂ para a atmosfera durante o período de águas altas (Figura 21), visto que seus valores de pCO₂ estiveram acima do equilíbrio calculado para a atmosfera (350 µatm). Os valores de pCO₂ oscilaram espacialmente entre 875,74 e 2643,65 µatm para as regiões de Centro e Margem, respectivamente. A saturação de CO₂ decresceu das margens para o centro do lago (Figura 22). As três regiões (Margem, Transição e Centro do Lago) apresentaram médias distintas entre si ($p < 0,0001$, ANOVA) (Figura 23).

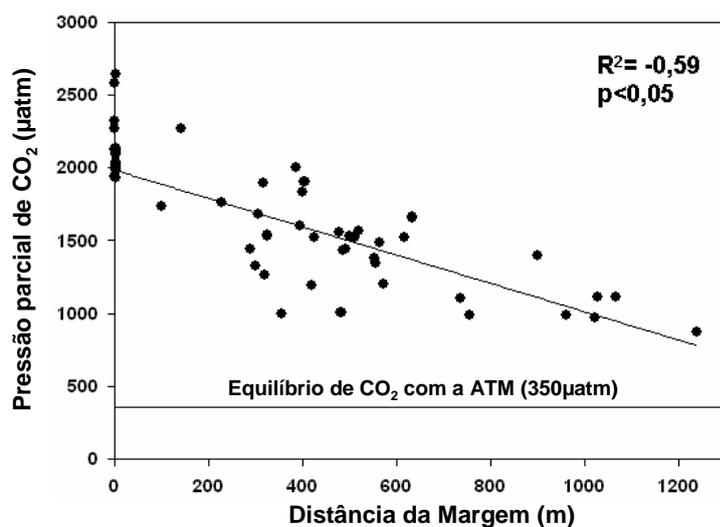


Figura 21: gradiente horizontal de medidas diretas de pressão parcial de CO₂ do lago Batata no período de águas altas (maio de 2006).

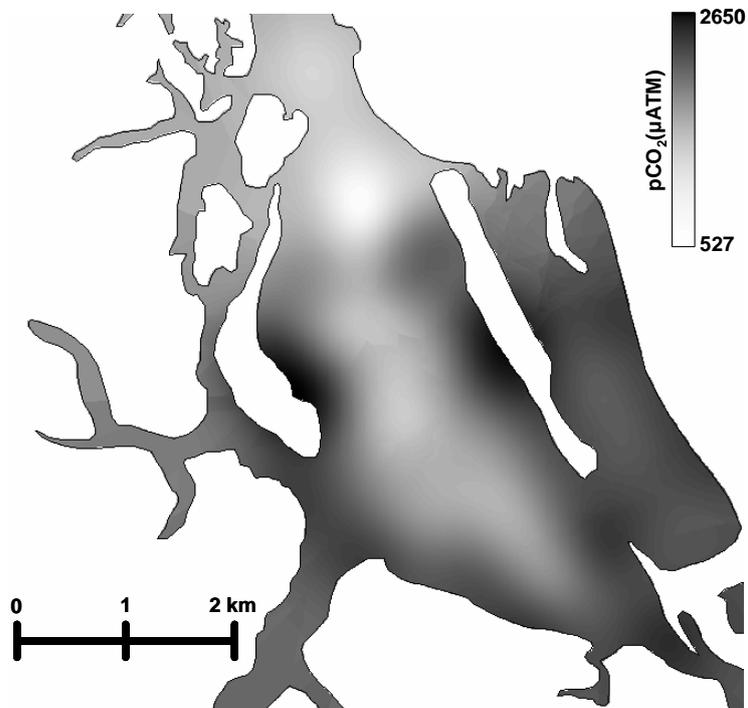


Figura 22: medidas horizontais diretas de pressão parcial de CO₂ no lago Batata. A saturação de CO₂ decresceu das margens para o centro do lago durante o período de águas altas (maio de 2006).

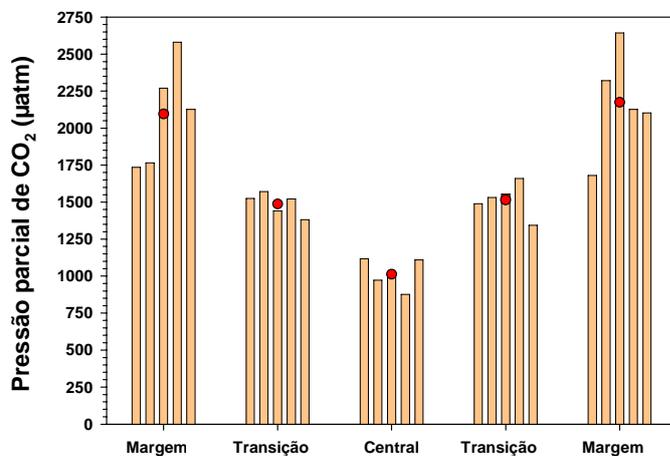


Figura 23: medidas horizontais diretas de pressão parcial de CO₂ no lago Batata durante o período de cheia com valores médios de cada região (•).

Primeiro experimento (pCO_2)

Os maiores valores de nitrogênio e fósforo, para ambas as fontes de lixiviados, coincidiram com o período de maior incidência de radiação solar, águas baixas (Tabela 1 e Figura 24). As maiores concentrações de nitrogênio e fósforo ($165,31$ e $0,3502$ $mg.L^{-1}$, respectivamente), foram registradas para o tratamento com lixiviado de arroz durante o período de águas baixas (Tabela 1).

Tabela 1: valores de carbono orgânico dissolvido (COD), nitrogênio orgânico, fósforo e razões C:N e C:P dos diferentes tratamentos no período de águas baixas e enchente do lago Batata.

	COD ($mg.L^{-1}$)		N-org ($mg.L^{-1}$)		Fósforo ($mg.L^{-1}$)		Razões			
	Águas Baixas	Enchente	Águas Baixas	Enchente	Águas Baixas	Enchente	Águas Baixas		Enchente	
							C:N	C:P	C:N	C:P
Arroz claro	263,86	254,32	1,5	1,46	0,035	0,033	175,91	7538,86	174,19	7706,67
Arroz escuro	193,24	175,91	1,24	1,19	0,028	0,028	155,84	6901,43	147,82	6282,5
Serrap. claro	194,36	172,45	1,3	1,23	0,029	0,023	149,51	6702,07	140,2	7497,83
Serrap. escuro	145,76	122,13	0,92	0,87	0,027	0,021	158,43	5398,52	140,38	5815,71

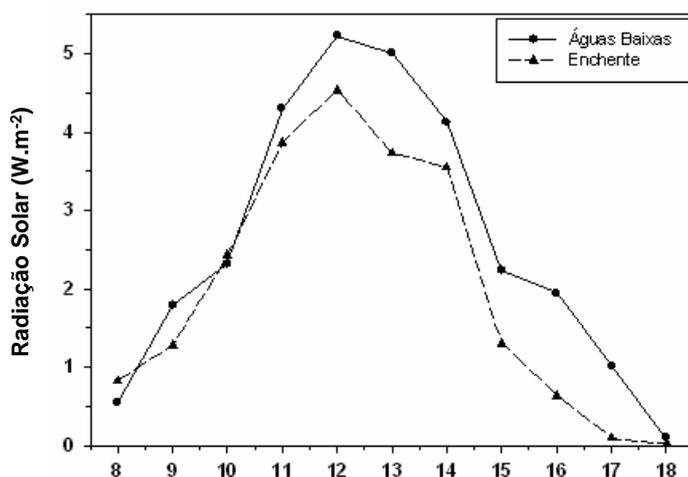


Figura 24: radiação solar no período de águas baixas (dezembro) e enchente (março) no lago Batata ao qual o material lixiviado esteve exposto.

Os níveis iniciais de pressão parcial de CO₂ foram semelhantes entre os períodos de seca e enchente quando comparadas as mesmas fontes de matéria orgânica (Figura 25).

Os níveis de pCO₂ foram sempre mais elevados nos tratamentos que receberam o lixiviado de macrófita em ambos os períodos estudados, águas baixas e enchente (Figura 26). Durante o período de águas baixas, quando se observou os maiores valores de pCO₂ e a maior dispersão entorno da média, os valores de pCO₂ oscilaram entre 5.094 no início da incubação a 22.898 μ atm ao final do experimento, para o tratamento com arroz submetidos a ação da radiação solar (Figura 25). Quando comparados os níveis de pCO₂ entre os lixiviados de arroz foto-transformado e o controle, os maiores valores foram registrados para os que estiveram sujeitos a radiação solar, mas tal diferença não foi significativa ao longo de toda a incubação ($p > 0,05$; t-teste).

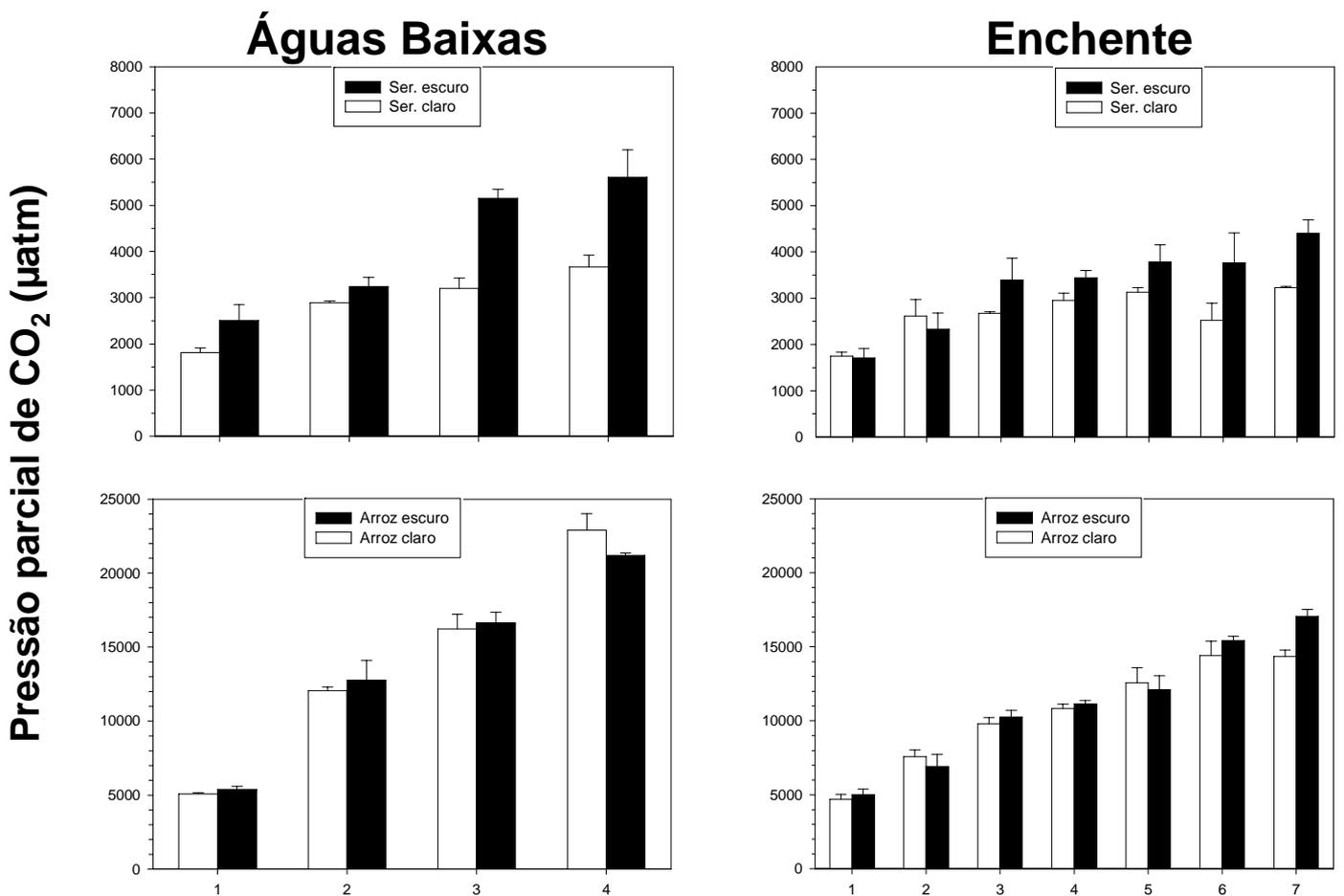


Figura 25: valores de pressão parcial de CO₂ ao longo do tempo, oriundos de fontes distintas, em diferentes períodos do pulso de inundação sob o efeito da radiação solar ou mantido no escuro. (A) pCO₂ em lixiviados de serrapilheira no período de águas baixas; (B) pCO₂ em lixiviados de serrapilheira no período de enchente; (C) pCO₂ em lixiviados de arroz no período de águas baixas; (D) pCO₂ em lixiviados de arroz no período de enchente.

Ao contrário do observado para o tratamento com macrófita, os maiores níveis de pCO₂ foram registrados para a matéria orgânica dissolvida de serrapilheira que permaneceu no escuro durante o processo de lixiviação (Figura 26), ou seja, que não esteve exposto a radiação solar ($p < 0,05$; t-teste). Os níveis de pCO₂ para lixiviado de serrapilheira submetidos a ação da radiação solar oscilaram de 1.811 a 3.662 µatm durante o período de águas baixas.

A pressão parcial do CO₂ aumentou com o tempo de incubação em todos os tratamentos e períodos estudados. Diferença significativa foi

observada entre os tempos amostrados em ambos os períodos nos tratamentos com lixiviado de produtores primários terrestres ($p < 0,001$; ANOVA). Entretanto, nenhuma diferença significativa foi observada durante grande parte do tempo de incubação entre o tratamento claro e escuro de lixiviados de macrófita ($p > 0,05$; t-teste), somente no final do período de incubação pôde ser observada diferença (Figura 25).

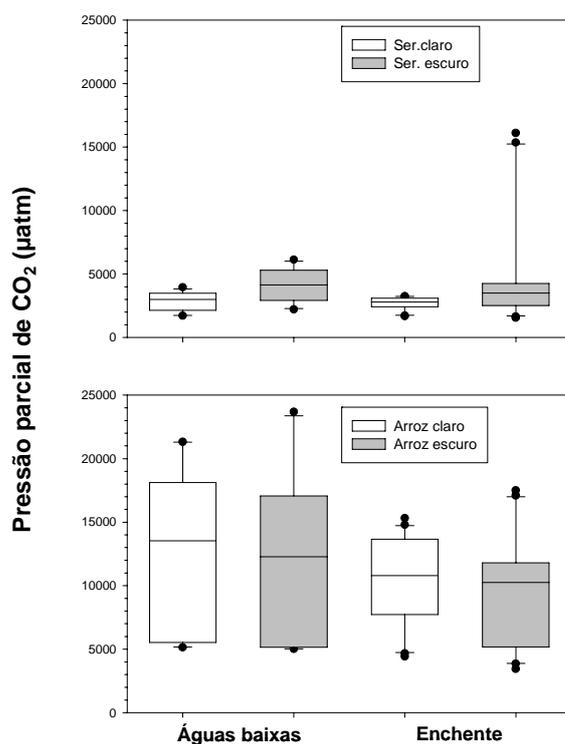


Figura 26: variação de pressão parcial de CO₂ nos tratamentos claro e escuro oriundo de fontes distintas e em diferentes períodos do pulso de inundação do lago Batata.

A abundância bacteriana aumentou ao longo do tempo de incubação em ambos os tratamentos e fontes de carbono (Figura 27). Os valores, ao fim do experimento, foram até 94 vezes superior aos encontrados em condições naturais por Farjalla *et al.* (2006).

As maiores taxas de remoção de carbono, nitrogênio e fósforo foram registradas para lixiviados de arroz durante o período de águas baixas (Figura 28). Os tratamentos que estiveram sujeitos a foto-transformação,

apresentaram as maiores remoções de carbono, nitrogênio e fósforo. Durante as águas baixas observaram-se as maiores remoções.

O período hidrológico foi um fator importante na relação entre produção de CO₂ e abundância bacteriana. Os níveis de saturação de CO₂ e abundância bacteriana apresentaram-se sempre mais elevados durante o período de águas baixas (Figuras 25 e 27).

O aumento na abundância bacteriana conduziu a elevação da produção de CO₂, demonstrando a importância das bactérias nos níveis de supersaturação de CO₂. O aumento na abundância bacteriana explicou 80% da produção do CO₂ no período de seca ($r^2=0,80$; $p<0,05$) considerando ambas as fontes de matéria orgânica e 34% no período de enchente ($r^2=0,34$; $p<0,05$) (Figura 29). Nenhuma relação foi encontrada quando considerados ambos os períodos juntos.

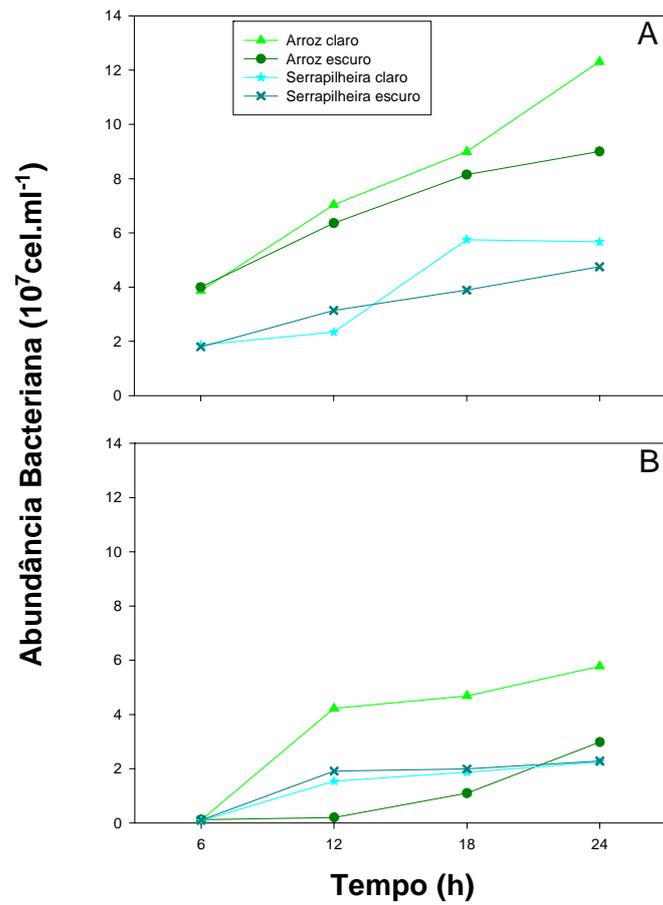


Figura 27: a abundância bacteriana em diferentes substratos e tratamentos ao longo do período de incubação. (A) Águas baixas; (B) Enchente. A abundância bacteriana aumentou ao longo do tempo de incubação em ambos os tratamentos.

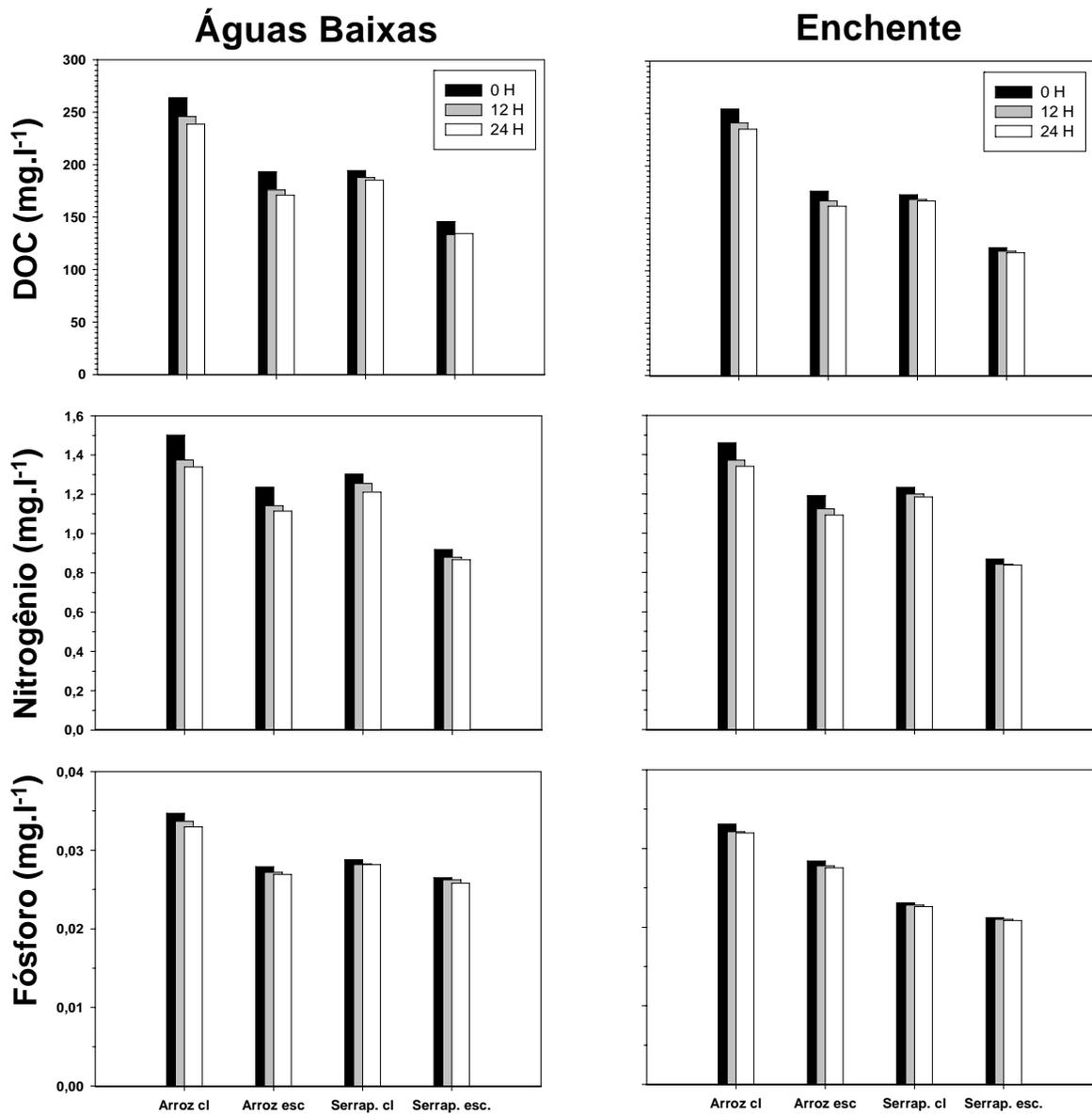


Figura 28: remoção de carbono orgânico dissolvido (DOC), nitrogênio orgânico e fósforo durante o experimento em substratos oriundos da lixiviação de arroz e serrapilheira e submetidos à foto-transformação ou mantidos no escuro.

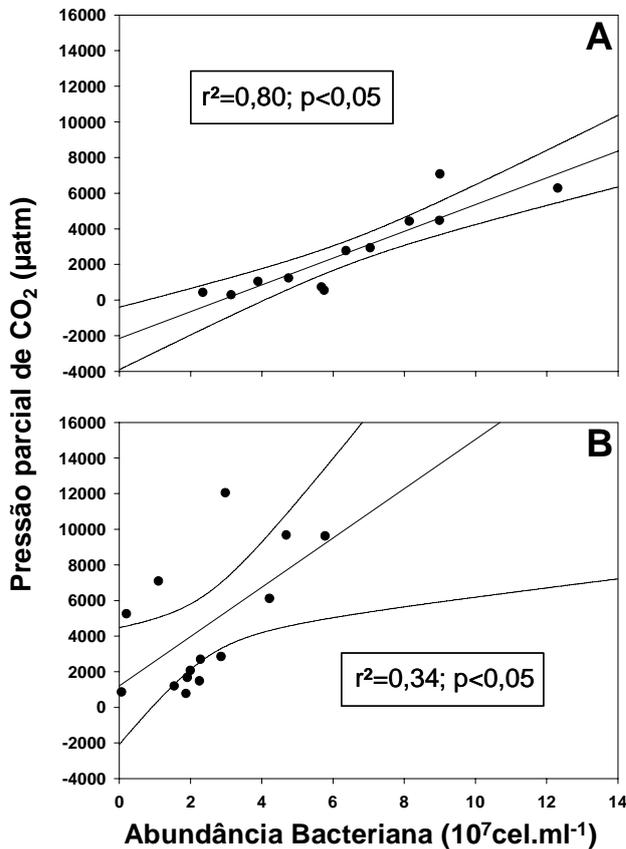


Figura 29: regressão entre os níveis de pCO₂ e Abundância Bacteriana. O aumento na abundância bacteriana conduziu a elevação da produção de CO₂. O aumento na abundância bacteriana explicou 80% da produção do CO₂ no período de águas baixas (A) considerando ambas as fontes de matéria orgânica e 34% no período de enchente (B).

Segundo experimento (Metabolismo Bacteriano)

As concentrações mais elevadas de nutrientes foram encontradas em lixiviados oriundos da macrófita *Oriza Glumaepatula* (Tabela 3). A fonte e a concentração do lixiviado influenciaram o metabolismo bacteriano. Os tratamentos que receberam lixiviados oriundos de macrófita, apresentaram as maiores taxas de respiração (Figura 30), quando comparadas as respectivas diluições. Os valores de abundância bacteriana encontrados nos tratamentos com lixiviado de arroz foram em média 3 vezes superior aos encontrados no experimento ao qual foi adicionado serrapilheira (Figura 31) e em média 46 vezes superior aos registrados em condições naturais para este local (Farjalla *et al.*, 2006). Ao longo da incubação, para todos os tratamentos, observou-se o decréscimo da taxa de respiração e a elevação da abundância bacteriana.

Tabela 2: concentração inicial de nutrientes e razões C:N e C:P nas diferentes diluições de lixiviados de arroz e serrapilheira.

	DOC (mg.l ⁻¹)	Nitrogênio (mg.l ⁻¹)	Fósforo (mg.l ⁻¹)	Razões	
				C:N	C:P
Arroz 10%	31,786	3,315	0,00331	8,79	9603,08
Arroz 50%	147,275	18,371	0,01591	8,02	9256,73
Serrap. 10%	18,624	2,428	0,00251	7,67	7420,07
Serrapi. 50%	88,086	12,259	0,01227	7,19	7178,96

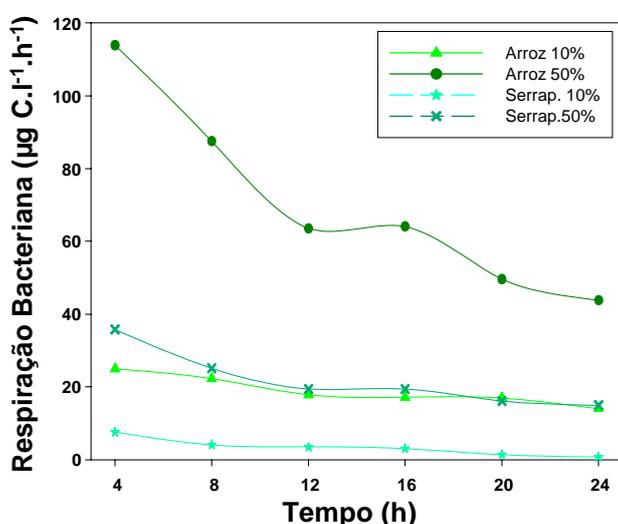


Figura 30: taxa de respiração bacteriana em substratos de arroz e serrapilheira nas diluições de 10 e 50% para o início, meio e fim do experimento.

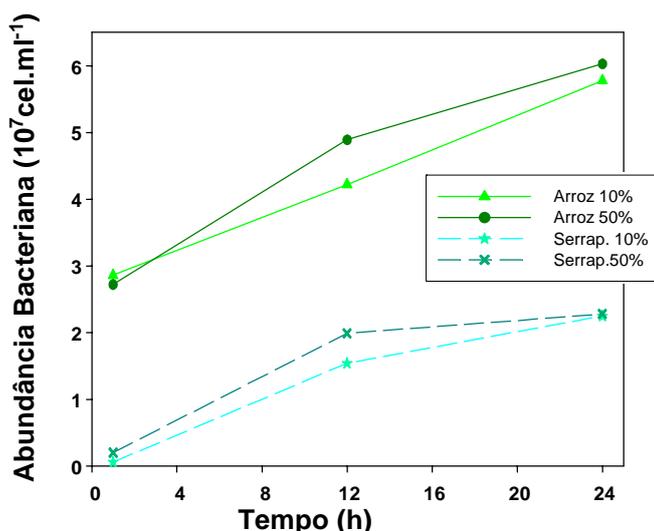


Figura 31: abundância bacteriana em substratos de arroz e serrapilheira nas diluições de 10 e 50% para o início, meio e fim do experimento.

As maiores de remoções de carbono, nitrogênio e fósforo foram registradas para o tratamento que recebeu lixiviados de arroz na concentração de 10% (Figura 32). Já as menores taxas de remoção de nitrogênio e fósforo foram encontradas para lixiviados de serrapilheira a 50%. A abundância bacteriana explicou 43% da remoção de nitrogênio e 69% da remoção de fósforo para ambas as fontes de matéria orgânica dissolvida (Figura 33).

Os maiores valores de produção secundária foram registrados ao início do experimento (Figura 34), com exceção para o tratamento com arroz a 50% que apresentou acréscimo de produção secundária ao final da incubação. O tratamento que recebeu lixiviado de produtores primários terrestres na diluição de 10%, apresentou o valor mais elevado de produção bacteriana ($7,9238 \mu\text{g C.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$). A maior diferença entre os valores de produção bacteriana foi registrada para as distintas diluições do tratamento com lixiviado de serrapilheira. A eficiência de crescimento bacteriano (ECB) variou de 8,5 a 89,9% considerando todos os tratamentos analisados (Figura 35). Os tratamentos que receberam lixiviados de produtores primários terrestres apresentaram maiores valores de ECB. A eficiência de crescimento bacteriano apresentou valores mais elevados ao fim do experimento, com exceção ao tratamento com arroz 10%.

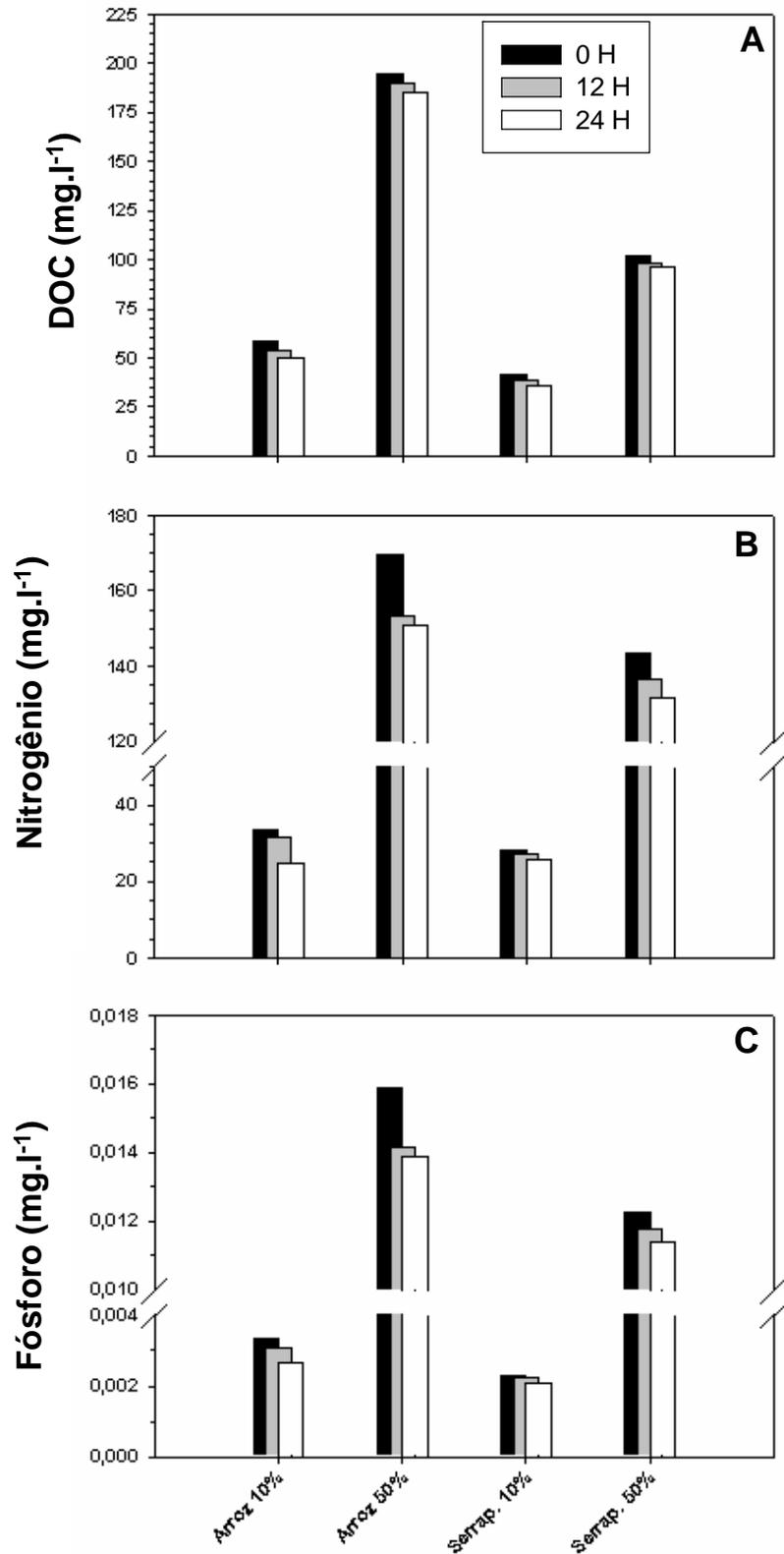


Figura 32: remoção de carbono orgânico dissolvido (DOC) (A), nitrogênio orgânico (B) e fósforo (C) durante o experimento com substratos de arroz e serrapilheira nas diluições de 10 e 50%.

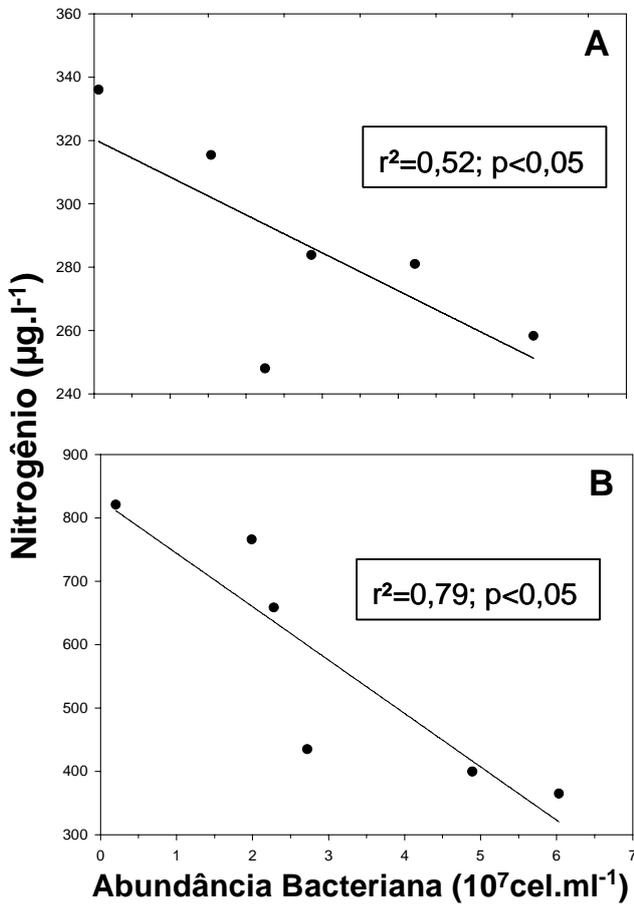


Figura 33: regressão entre abundância bacteriana e remoção de nitrogênio. O aumento da abundância bacteriana conduziu o aumento da taxa de remoção de nitrogênio. O aumento na abundância bacteriana explicou 52% da remoção de nitrogênio para os tratamentos que receberam lixiviados de serrapilheira e arroz na diluição de 10% (A). E para os tratamentos que receberam lixiviados na diluição de 50%, o aumento da abundância bacteriana explicou 79% da remoção de nitrogênio (B).

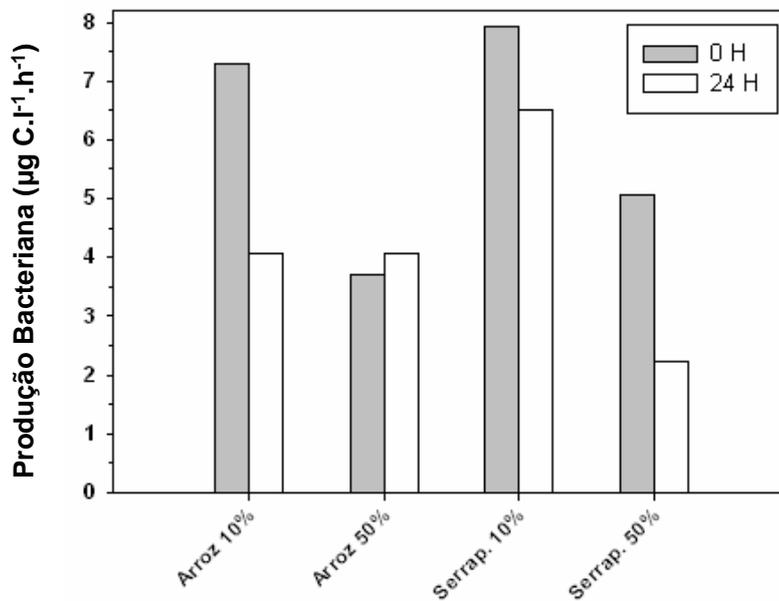


Figura 34: produção bacteriana em substratos de arroz e serrapilheira nas diluições de 10 e 50% para o início e fim do experimento.

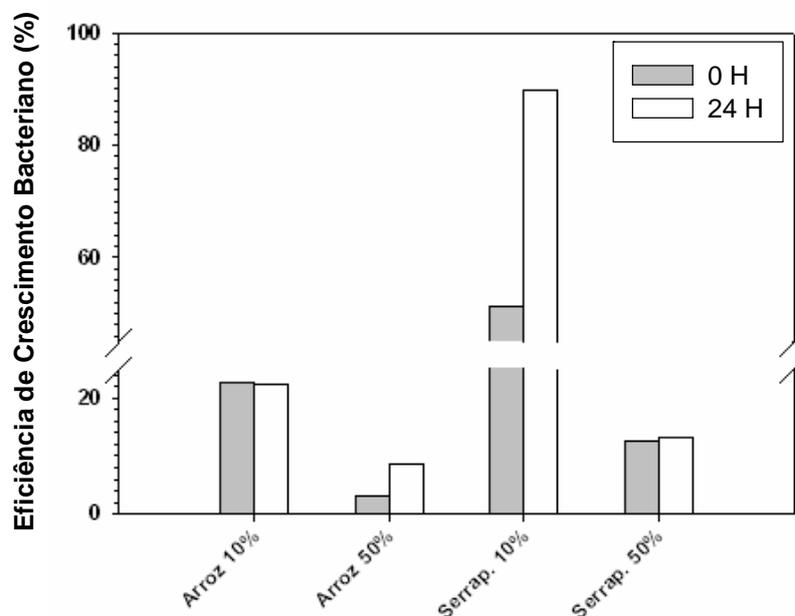


Figura 35: eficiência de crescimento bacteriano em substratos de arroz e serrapilheira nas diluições de 10 e 50% para o início e fim do experimento.

DISCUSSÃO

A transformação da matéria orgânica dissolvida por meio da radiação UV possui um importante papel na mineralização do carbono em ecossistemas aquáticos (Tranvik & Bertilsson, 2001). Além da formação de carbono inorgânico dissolvido, a radiação solar pode gerar várias moléculas orgânicas de baixo peso molecular a partir da matéria orgânica dissolvida estimulando o crescimento bacteriano neste material (Wetzel *et al.*, 1995). Estudos demonstram também que compostos refratários expostos a radiação solar podem ser convertidos em substratos lábeis e compostos lábeis em refratários. Temos ainda que a matéria orgânica dissolvida exposta à radiação UV pode gerar compostos inibitórios ao metabolismo bacteriano, como por exemplo o peróxido de hidrogênio (Lean, 1998). Em outros estudos, compostos refratários expostos a radiação solar podem ser convertidos em substratos lábeis e compostos lábeis em refratários.

Os efeitos da radiação solar sob o crescimento bacteriano são variáveis e ocorrem simultaneamente nos ecossistemas naturais. A foto-transformação da matéria orgânica pode aumentar, reduzir ou modificar a qualidade do substrato disponível ao crescimento bacteriano (Bertilsson, 1999). Foto-transformação pode ter efeito ímpar no fluxo de carbono em ecossistemas aquáticos (Farjalla *et al.*, 2001).

No presente estudo radiação solar estimulou o metabolismo bacteriano em substratos oriundos de serrapilheira (menores valores de pCO_2). É possível propor que a radiação alterou a biodegradabilidade deste substrato ou gerou moléculas lábeis de baixo peso molecular. O mesmo não foi observado para os tratamentos que receberam lixiviados de arroz como substrato ao crescimento bacteriano. As altas taxas de pCO_2 para o tratamento com lixiviado de macrófita pode ser explicada como a transformação em substrato mais refratário ou a foto-oxidação a carbono inorgânico dissolvido.

Estudos têm documentado que as bactérias possuem razão C:P variando entre 30 e 100 (Jürgens & Güde, 1990) e C:N oscilando de 5 a 15 (Kirchman, 2000). Embora alguma plasticidade em sua razão seja registrada, particularmente C:P (Kirchman, 2000), estas razões são muito menores que as dos principais tipos de matéria orgânica com a qual as bactérias estão associadas. O alto conteúdo de N e P encontrado nas bactérias sugere que sua atividade seja sensível a concentração de nutrientes e composição química de seu substrato (Stelzer *et al.*, 2003). A matéria orgânica dissolvida é classificada de acordo com sua disponibilidade como substrato para consumo

bacteriano. Exsudados de algas, por exemplo, são considerados mais lábeis ao consumo bacteriano que compostos húmicos (Hobbie, 1988).

No presente estudo, verificou-se que diferenças nas razões C:N e C:P dos substratos influenciaram o metabolismo bacteriano. Os maiores valores de produção e de eficiência de crescimento bacteriano foram registrados para o substrato com menor razão C:N e C:P. E os maiores níveis de CO₂ por respiração bacteriana, foram encontrados no substrato que apresentou menor qualidade (maiores razões C:N e C:P).

Segundo Prairie *et al.* (2002) a taxa de respiração bacteriana esta intimamente relaciona a concentração de DOC, visto que este substrato é utilizado no metabolismo bacteriano. A concentração de DOC no experimento por ser mais elevada do que aquelas observadas em circunstâncias naturais pode ter subsidiado o aumento da abundância bacteriana ao longo do tempo. Este crescimento acabou de conduzir a elevação dos níveis de CO₂, demonstrando a importância das bactérias nos níveis de supersaturação de CO₂ em ambientes aquáticos.

Dentre as diferentes concentrações, os menores valores de ECB foram registrados para os tratamentos que receberam maior concentração de substrato. Este resultado pode ser explicado pela concentração de COD estar positivamente relacionada com a respiração bacteriana. Desta forma, as maiores taxas de respiração foram responsáveis por reduzir os valores de eficiência de crescimento bacteriano.

Os níveis de saturação de CO₂ e abundância bacteriana estiveram relacionados com o período hidrológico do lago Batata. Os maiores valores de abundância bacteriana e os menores níveis de pCO₂ terem sido

registrados no período de águas baixas deve-se a maior densidade dos inóculos neste período. Segundo Anésio (1997), para esta mesma área de estudo há forte correlação inversa entre o número de bactérias e a profundidade da coluna d'água, ou seja, durante o período de cheia observa-se uma menor abundância bacteriana e os maiores valores são registrados no período de seca. Temos ainda que, segundo Roland & Esteves (1993), a principal fonte de nutrientes no lago Batata apresenta mudança durante as diferentes fases do pulso de inundação. Durante a fase de enchente e águas altas, observa-se a maior importância de nutrientes oriundos da floresta circundante. Durante o período de águas baixas, onde há o predomínio de substratos lábeis de origem fitoplanctônica, observou-se uma maior abundância bacteriana e menor nível de pCO₂. Demonstrando a importância da qualidade do substrato ao metabolismo bacteriano e suas implicações ao fluxo de carbono no lago Batata.

Desta forma, entendemos que alterações que modifiquem a qualidade e a concentração de matéria orgânica podem alterar significativamente a bioestrutura e produtividade de lagos amazônicos pela alteração da fonte de matéria orgânica.

Agradecimentos

Os autores são gratos a Mineração Rio do Norte (MRN) pelo apoio logístico e financeiro, ao Laboratório de Ecologia Aquática (UFJF) pelo suporte nas análises de laboratório e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia (PGECOL). Agradecemos também ao Dr. Jon Cole pela ajuda na análise dos dados. Ao Prof. Dr. Carlos Bicudo pelas críticas ao manuscrito.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anésio, A.M.; Abreu, P.C. & Esteves, F.A. 1997. Influence of the hydrological cycle on the bacterioplankton of an impacted clear Amazonian lake. *Microbial Ecology*. 34: 66-73.
- Anésio, A. M.; Denward, C. M. T.; Tranvik, L. J. & Granéli, W. 1999. Decreased bacterial growth on vascular plant detritus due to photochemical modification. *Aquatic Microbial Ecology*. 17:159-165.
- Anésio, A.M.; Theil-Nielsen, J. & Granéli, W. 2000. Bacterial growth on photochemically leachates from aquatic and terrestrial primary producers. *Microbial Ecology*. 40: 200-208.
- Bertilsson, S. & Tranvik, L.J. 1998. Photochemically produced carboxylic acids as substrates for freshwater bacterioplankton. *Limnology and Oceanography*. 43: 885-895.
- Bertilsson, S. 1999. Photochemical alterations of dissolved organic matter – impact on heterotrophic bacteria and carbon cycling in lakes. Tese de PhD. Linköping University, Linköping studies in arts and science, Sweden. (fotocópia)
- Bozelli, R.L. 1991. Estrutura da comunidade zooplanctônica em ecossistemas naturais (rio Trombetas e lago Mussurá) e em um ecossistema impactado por efluente de bauxita (lago Batata) da região amazônica, PA. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, São Carlos, Brasil. 219 p. (fotocópia).
- Cole, J.J.; Coraco, N.F.; Kling, G.W. & Kratz, T.K. 1994. Carbon dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. *Science*. 265: 1568-1570.

- Cole, J.J. & Coraco, N.F. 1998. Atmospheric exchange of carbon dioxide in a low-wind oligotrophic lake measured by the addition of SF₆. *Limnology and Oceanography*. 43(4): 647-656.
- Cole, J.J. 1999. Aquatic microbiology for ecosystem scientists: new and recycled paradigms in ecological microbiology. *Ecosystems*. 2: 215-225.
- Cole, J.J. & Coraco, N.F. 2001. Carbon in catchments: connecting terrestrial carbon losses with aquatic metabolism. *Marine & Freshwater Research*. 52: 101-110.
- Cotner, J.B. & Biddanda, B.A. 2002. Small players, large role: microbial influence on biogeochemical processes in pelagic aquatic ecosystems. *Ecosystems*. 5: 105-121.
- del Giorgio, P.; Cole, J.J. & Cimleris, A. 1997. Respiration rates in bacteria exceed phytoplankton production in unproductive aquatic systems. *Nature*. 385: 148-151.
- del Giorgio, P. A. & Cole, J. J. 1998. Bacterial growth efficiency in a natural aquatic systems. *Annual Reviews Ecology Systems*. 29: 503-541.
- Esteves, F.A., Thomaz, S.M. & Roland, F. 1994. Comparison of the metabolism of two floodplain lakes of the Trombetas River (Pará, Brazil) based on a study of diel variation. *Amazoniana*. 13: 33-46.
- Farjalla, V.F.; Anesio, A.M.; Bertilsson, S. & Granéli, W. 2001. Photochemical reactivity of aquatic macrophyte leachates: abiotic transformations and bacterial response. 24: 187-195.
- Farjalla, V.F.; Azevedo, D.A.; Esteves, F.A.; Bozelli, R.L.; Roland, F. & Enrich-Prast, A. 2006. Influence of hydrological pulse on bacterial growth and DOC uptake in a clear-water Amazonian lake. *Microbial Ecology*. 52: 334-344.

- Granéli, W.; Lindell, M. & Tranvik, L. 1996. Photo-oxidative production of dissolved inorganic carbon in lakes of different humic content. *Limnology and Oceanography*. 41(4): 698-706.
- Hobbie, J.E.; Daley, R.J. & Jasper, S. 1977. Use of Nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Applied Environmental Microbiology*. 49: 1225-1228.
- Huszar, V.L. 1994. Fitoplâncton de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita (lago Batata, Pará, Brasil): estrutura da comunidade, flutuações espaciais e temporais. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, São Carlos, Brasil. 328 p. (fotocópia).
- Huszar, V.L.M.; Silva, L.H.S.; Domingos, P.; Marinho, M. & Melo, S. 1998. Phytoplankton species composition is more sensitive than OECD criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. *Hydrobiologia*. 370: 59-71.
- Jonsson, A.; Karlsson, J. & Jansson, M. 2003. Sources of carbon dioxide supersaturation in clearwater and humic lakes in northern Sweden. 6: 224-235.
- Junk, W.J.; Bayley, P.B. & Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain system. Em: Dodge, D.P. (Ed.) *Proceedings of the International Large Rivers Symposium (LARS)*. Canadian Specific Publish Fisheries and Aquatic Sciences. 106: 110-127.
- Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. 1993. Biomass and primary-production of herbaceous plant-communities in the Amazon floodplain. *Hydrobiologia*. 263(3): 155-162.

- Junk, W.J. 1997. General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplains. Em: Junk, W.J. (Ed.) *The Central Amazon Floodplain, Ecological Studies*, vol. 126. Springer-Verlag, Berlin.
- Jürgens, K. & Güde, H. 1990. Incorporation and release of phosphorus by planktonic bacteria and phagotrophic flagellates. *Marine Ecology Progress Series*. 59: 271-284.
- Kirchman, D.L. 2000. Uptake and regeneration of inorganic nutrients by marine heterotrophic bacteria. Em: Microbial Ecology of the oceans (Ed. Kirchman, D.L), p 261-288. Wiley-Liss, Hoboken, NJ, USA.
- Lean, D. 1998. Attenuation of solar radiation in humic waters. Em: Aquatic humic substances – ecology and biogeochemistry (Eds. Hessen, D.O. & Tranvik, L.J.), p 109-124. *Ecological studies* 133, Springer, Berlin.
- Miller, W. L. & Moran, M. A. 1997. Interaction of photochemical and microbial processes in the degradation of refractory dissolved organic matter from a coastal marine environment. *Limnology and Oceanography*. 42:1317-1324.
- Naganuma, T.; Konishi, S.; Inoue, T.; Nakane, T. & Sukizaki, S. 1996. Photodegradation or photoalteration? Microbial assay of the effect of UV-B on dissolved organic matter. *Marine Ecology-Progress Series*. 135:309-310.
- Panosso, R.F., Muehe, D. & Esteves, F.A. 1995. Morphological characteristics of an Amazon floodplain lake (Lake Batata, Pará State, Brazil). *Amazoniana*. Alemanha: 13(1/3): 245-258.
- Pomeroy, L. R. 1974. The ocean's food web: A changing paradigm. *Bioscience*. 9: 499-504.

- Roland, F. & Esteves, F. 1993. Dynamics of phosphorus, carbon and nitrogen in na Amazonian lake impacted by bauxite tailings (Batata lake, Pará, Brazil). *Verh Int Vereinigung Theoretical Angew Limnology*. 25: 925-930.
- Roland, F. & Vidal, L.O. 2001. Heterotrophic bacterial respiration: a relevant measurement for the understanding of plankton metabolism. Em: Farias, B.M., Farjalla, V.F. & Esteves, F.A. (Eds.): Aquatic microbial Ecology in Brazil. Séries: 97-116. Oecologia Brasiliensis, Vol. IX. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brazil.
- Rubbo, M.J.; Cole, J.J. & Kiesecker, J.M. 2006. Terrestrial subsidies of organic carbon support net ecosystem production in temporary forest ponds: evidence from an ecosystem experiment. *Ecosystems*. 9: 1170-1176.
- Silva, Fábio Roland Ferreira. 1991. "Influência do pulso de inundação e do efluente de lavagem de bauxita sobre a dinâmica do fósforo, carbono e nitrogênio em um lago amazônico (Lago Batata - PA)". Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, São Carlos, Brasil. (fotocópia).
- Smith, D.C. & Azam, F. 1992. A simple economical method for measuring bacterial protein synthesis rate in seawater using 3H-leucine. *Marine Microbial Food Webs*. 6: 107-114.
- Sobek, S.; Algesten, G.; Bergström, A.K.; Jansson, M. & Tranvik, L.J. 2003. The catchment and climate regulation of pCO₂ in boreal lakes. *Global Change Biology*. 9: 630-641.
- Sobek, S.; Tranvik, L. J. & Cole, J. J. 2005. Temperature independence of carbon dioxide supersaturation in global lakes. *Global Biogeochemical Cycles*. 19(2): Art. No. GB2003.

- Søndergaard, M. & Theil-Nielsen, J. 1997. Bacterial growth efficiency in lakewater cultures. *Aquatic Microbial Ecology*. 12: 115-122.
- Stelzer, R.S.; Heffernan, J. & Likens, G.E. 2003. The influence of dissolved nutrients and particulate organic matter quality on microbial respiration and biomass in a forest stream. *Freshwater Biology*. 41: 1925-1937.
- Stolarski, R.; Bojkov, R.; Bishop, L.; Zerefos, C.; Staehelin, J. & Zawodny, J. 1992. Measured Trends in Stratospheric Ozone. *Science*, 256: 342-349.
- Tranvik, L. 1988. Availability of dissolved organic carbon for planktonic bacteria in oligotrophic lakes of differing humic content. *Microbial Ecology*. 16: 311-322.
- Tranvik, L. & Kokalj, S. 1998. Decreased biodegradability of dissolved organic carbon of phytoplankton origin due to interactive effects of UV radiation and humic matter. *Aquatic Microbial Ecology*. 14:301-307.
- Vollenweider, R.A. & Kerekes, J. 1980. The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of OECD programme on eutrophication. *Program Water Technology*. 12: 5-38.
- Wetzel, R.G. & Likens, G.E. 1990. Inorganic nutrients: nitrogen, phosphorus, and other nutrients. Em: Wetzel, R.G. & Likens, G.E. (Eds.) *Limnological analyses*. 2nd. Springer-Verlag, New York. p 81-105.
- Wetzel, R. G.; Hatcher, P. G. & Bianchi, T. S. 1995. Natural photolysis by ultraviolet irradiance of recalcitrant dissolved organic matter to simple substrates for rapid bacterial metabolism. *Limnology and Oceanography*. 40:1369-1380.

Discussão Geral

A bacia amazônica constitui o maior sistema fluvial do mundo, cobrindo uma área de mais de 300.000 Km² (Irion *et al*, 1997) a qual é responsável pela drenagem de cerca de 37% do território da América do Sul e escoar 18% do total da água doce que atinge os oceanos (Sioli, 1982). O estado do Pará, com superfície de 1.248.042 Km² (15% do território nacional), é rico em recursos naturais. Tendo a diversidade de seres vivos e de habitats como maior riqueza. Sua cobertura vegetal está dividida – com base no critério fisionômico - em dois tipos: planície de inundação (mata de várzea e mata de igapó), que representa cerca de 2,7% do território estadual; e os ecossistemas terrestres (93,3%), distribuídos em florestas de terra firme, formações campestres e áreas de tensão ecológica (Dias, 1991).

Ecólogos têm reconhecido que os ecossistemas são espacial e temporalmente conectados pelo fluxo de energia (Lennon, 2003). Ecossistemas aquáticos sujeitos a pulso de inundação são conectados ao ambiente terrestre através da entrada de matéria orgânica de origem terrestre. Segundo Tranvik (1988), o material orgânico alóctone tem sido reconhecido como o maior modificador da estrutura e função de ecossistemas aquáticos por servir como substrato a respiração bacteriana. Esta entrada oriunda de produtores primários terrestres é muitas vezes considerada como a principal fonte de energia para as comunidades aquáticas (Webster & Meyer, 1997). Após sua incorporação à biomassa bacteriana, os nutrientes constituintes da matéria orgânica dissolvida tornam-se disponíveis a outros organismos através da transferência pela cadeia

alimentar fagotrófica (Azam *et al.*, 1983) e pela mineralização até formas inorgânicas disponíveis aos produtores primários.

O presente estudo indicou que a morfologia da planície de inundação, a composição e o estado de conservação da floresta de igapó e o pulso de inundação são variáveis importantes na quantificação do aporte de matéria orgânica terrestre no ambiente aquático. Desta forma, alterações nestas variáveis podem acarretar implicações diretas no metabolismo aquático.

O presente estudo versou também sobre a importância da qualidade do substrato ao metabolismo bacteriano e suas implicações ao fluxo de carbono no lago Batata. Observou-se que modificações na qualidade e na concentração de matéria orgânica podem alterar significativamente a bioestrutura e produtividade de lagos amazônicos pela alteração da fonte de matéria orgânica.

Diante destas observações, é preocupante que o desmatamento seja a atividade humana que afeta diretamente as maiores áreas de floresta amazônica. A exploração madeireira na Amazônia brasileira é uma atividade crescente. Segundo Fearnside (2003), dados do satélite LANDSAT, interpretados pelo instituto de Pesquisas Espaciais, indicam que a área desflorestada até o ano 2000 totalizou $583,3 \times 10^3 \text{ km}^2$. A área desmatada é maior que a França. Além de implicações ao metabolismo aquático, o uso da terra e mudanças do uso da terra na Amazônia contribui para mudanças climáticas globais de diferentes formas. Gases são liberados pelo desmatamento através da queima e decomposição da biomassa, pelos solos, pela exploração madeireira, pelas hidrelétricas, pelo gado e pelas queimadas. No período de 1981-1990, a emissão líquida de gases causadores do efeito

estufa na Amazônia brasileira somou 6,6% da emissão total antropogênica global.

Temos ainda as alterações ecológicas provocadas pela construção de barragens destinadas à geração de energia hidroelétrica em regiões sujeitas a pulso de inundação. As barragens modificam o regime do pulso (Junk, 1997), alterando o aporte sazonal de energia, modificando a dinâmica da comunidade e do metabolismo aquático a montante e a jusante da barragem. A construção de barragens é uma das atividades mais controversas que afetarão a Amazônia brasileira nas próximas décadas (Fearnside, 2003). As 79 barragens previstas para a região inundariam aproximadamente 3% da floresta amazônica brasileira (Brasil, ELETROBRÁS, 1987: 150), trazendo alterações ao metabolismo aquático.

Sabendo que o degelo dos Andes é um importante controlador da cheia do rio Amazonas e, conseqüentemente, do pulso de inundação da Amazônia (Sioli, 1984), alterações climáticas como o aquecimento global, podem promover alterações no pulso de inundação desta área. Modificando, entrada de energia oriunda da planície de inundação.

Diante do exposto acima, é de suma importância ao metabolismo aquático amazônico a conservação das florestas inundáveis e do pulso de inundação.

Referências Bibliográficas

- Ayres, J. M. 1995. As matas de várzea do Mamirauá. Rio de Janeiro: Marigo comunicação visual.
- Azam, F.; Fenchel, T.; Field, J. G.; Gray, J. S.; Meyer-Reil, L. A. & Thingstad, F. 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecology Progress Series*. 10:257-263.
- Benfield, E. F. 1996. Leaf breakdown in stream ecosystems. *In*: Hauer, F. R. e Lambert, G. A. (Eds.), *Methods in stream ecology*. San Diego, Academic Press, 579-589.
- Bertilsson, S. 1999. Photochemical alterations of dissolved organic matter – impact on heterotrophic bacteria and carbon cycling in lakes. Tese de PhD. Linköping University, Linköping studies in arts and science, Sweden. (fotocópia)
- Brasil, ELETROBRÁS (Centrais Elétricas do Brasil).1987. Plano 2010: relatório Geral. Plano Nacional de Energia Elétrica 1987/2010 (Dezembro de 1987). ELETROBRÁS, Brasília, DF. 269p.
- Bushaw-Newton, K. L. & Moran, M. A. 1999. Photochemical formation of biologically available nitrogen from dissolved humic substances in coastal marine systems. *Aquatic Microbial Ecology*. 18:285-292.
- Carlsson, P.; Segatto, A. Z. & Granéli, E. 1993. Nitrogen bound to humic matter of terrestrial origin - a nitrogen pool for coastal phytoplankton. *Marine Ecology-Progress Series*. 97:105-116.
- Cole, J. J. 1982. Interactions between bacteria and algae aquatic ecosystems. *Annual Reviews Ecology Systems*. 13:291-314.

- Cole, J.J.; Coraco, N.F.; Kling, G.W. & Kratz, T.K. 1994. Carbon dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. *Science*. 265: 1568-1570.
- Cole, J.J. & Coraco, N.F. 1998. Atmospheric exchange of carbon dioxide in a low-wind oligotrophic lake measured by the addition of SF₆. *Limnology and Oceanography*. 43(4): 647-656.
- Cole, J.J. 1999. Aquatic microbiology for ecosystem scientists: new and recycled paradigms in ecological microbiology. *Ecosystems*. 2: 215-225.
- Cole, J.J. & Coraco, N.F. 2001. Carbon in catchments: connecting terrestrial carbon losses with aquatic metabolism. *Marine & Freshwater Research*. 52: 101-110.
- del Giorgio, P.; Cole, J.J. & Cimbleris, A. 1997. Respiration rates in bacteria exceed phytoplankton production in unproductive aquatic systems. *Nature*. 385: 148-151.
- del Giorgio, P. A.; Pace, M. L. & Fischer, D. 2006. Relationship of bacterial growth efficiency to spatial variation in bacterial activity in the Hudson River. *Aquatic Microbial Aquatic*. 45:55-67.
- Fearnside, P. M. 2003. Homem e Ambiente na Amazônia. In: Fearnside, P. M. (Ed.) *A Floresta Amazônica nas Mudanças Globais*. Manaus: INPA, 1-15p.
- Fearnside, P. M. 2003. Emissões de Gases de Efeito Estufa Oriundas de Mudanças do Uso da Terra na Amazônia Brasileira. In: Fearnside, P. M. (Ed.) *A Floresta Amazônica nas Mudanças Globais*. Manaus: INPA, 45-66p.
- Gessner, M. O., Chauvet, E. & Dobson, M. 1999. A perspective of leaf litter breakdown in streams. *Oikos*. 85: 377-384.

- Granéli, W.; Lindell, M. & Tranvik, L. 1996. Photo-oxidative production of dissolved inorganic carbon in lakes of different humic content. *Limnology and Oceanography*. 41(4): 698-706.
- Irion, G.; Junk, W. J. & de Melo, J. A. S. N. 1997. The Large Central Amazonian River Floodplains Near Manaus: Geological, Climatological, Hidrological and Geomorphological Aspects. In: Junk, W. J. (Ed.). *The Central Amazon Floodplain*. Ecological Studies 126. Springer.
- Jonsson, A.; Karlsson, J. & Jansson, M. 2003. Sources of carbon dioxide supersaturation in clearwater and humic lakes in northern Sweden. 6: 224-235.
- Junk, W.J.; Bayley, P.B. & Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain system. Em: Dodge, D.P. (Ed.) *Proceedings of the International Large Rivers Symposium (LARS)*. Canadian Specific Publish Fisheries and Aquatic Sciences. 106: 110-127.
- Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. 1993. Biomass and primary-production of herbaceous plant-communities in the Amazon floodplain. *Hydrobiologia*. 263(3): 155-162.
- Junk, W. J. 1997. "General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplains." In: Junk, W. J. (Ed.) *The central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 3-20 p.
- Keil, R. G. & Kirchman, D. L. 1994. Abiotic transformation of labile protein to refractory protein in sea water. *Marine Chemical*. 45:187-196.

- Lennon, J. T. 2003. Experimental evidence that terrestrial carbon subsidies increase CO₂ flux from lake ecosystems. *Ecosystem Ecology*. 138: 584-591.
- Lindel, M.; Granéli, W. & Tranvik, L. 1995. Enhance bacterial growth in response to photochemical transformation of dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*. 40:195-199.
- Melack, F. M. & Fisher, T. R. 1990. Comparative limnology of tropical floodplain lakes with on emphasis on the central Amazon. *Acta Limnologica Brasiliensis* 3:1-48.
- Mistch, W. J & Gosselink, J. G. 2000. Wetlands, 3d ed. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Pires, J. M. 1973. Tipos de vegetação na Amazônia. Publicação Avulsa Museu Emílio Goeldi. Belém: 20:179-202.
- Roland, Fábio. 1991. "Influência do pulso de inundação e do efluente de lavagem de bauxita sobre a dinâmica do fósforo, carbono e nitrogênio em um lago amazônico (Lago Batata - PA)". Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, São Carlos, Brasil. (fotocópia).
- Roland, F. & Vidal, L.O. 2001. Heterotrophic bacterial respiration: a relevant measurement for the understanding of plankton metabolism. Em: Farias, B.M., Farjalla, V.F. & Esteves, F.A. (Eds.): Aquatic microbial Ecology in Brazil. Séries: 97-116. Oecologia Brasiliensis, Vol. IX. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brazil.
- Sioli, H. 1982. The relation between tropical rivers and the terrestrial environment and the effect on both of human interference. *Archives for Hydrobiologie*. 95:463-485.

- Sioli, H. 1984. The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river courses, and river types. *In*: SIOLI, H. (Ed.). *The Amazon: limnology and landscape of a mighty tropical river and its basin*. Dordrecht, Dr. W. Junk, p. 127-165.
- Sippel, S. J.; Hamilton, S. K. & Melack, J. M. 1992. Inundation area and morphometry of lakes on the Amazon river floodplain. *Brazilian Archives for Hydrobiologie*. 123: 385-400.
- Søndergaard, M. & Theil-Nielsen, J. 1997. Bacterial growth efficiency in lakewater cultures. *Aquatic Microbial Ecology*. 12: 115-122.
- Tranvik, L. 1988. Availability of dissolved organic carbon for planktonic bacteria in oligotrophic lakes of differing humic content. *Microbial Ecology*. 16: 311-322.
- Tranvik, L. J. 1992. Allochthonous dissolved organic matter as an energy source for pelagic bacteria and the concept of the microbial loop. *Hydrobiology*. 229:107-114.
- Webster, J. R. & Meyer, J. L. 1997. Organic matter budgets for streams: a synthesis. Stream Organic Matter Budgets. *Journal of the North American Benthological Society*. 16: 141-161.
- Wetzel, R. G.; Rich, P. H.; Miler, M. C. & Allen, H. L. 1972. Metabolism of dissolved and particulate detrital carbon in a temperate hard water lake. *Mem Ist Ital Idrobiol*. 29:185-243.