

Universidade Federal do Rio de Janeiro

Programa de Pós-graduação em Ecologia

EFEITO DA VARIABILIDADE ESPAÇO- TEMPORAL E BIOTURBAÇÃO POR INVERTEBRADOS BENTÔNICOS NA CONCENTRAÇÃO E EMISSÃO DE METANO (CH₄) EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS CONTINENTAIS

MARCOS PAULO FIGUEIREDO DE BARROS

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia do Instituto de Biologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ecologia.

**Orientador: Prof. Dr. Francisco de A. Esteves
Co-Orientador: João José Fonseca Leal**

Rio de Janeiro – RJ

2008

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

EFEITO DA VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL E BIOTURBAÇÃO POR
INVERTEBRADOS BENTÔNICOS NA CONCENTRAÇÃO E EMISSÃO DE METANO
(CH₄) EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS CONTINENTAIS

Marcos Paulo Figueiredo de Barros

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da
Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos
necessários à obtenção do grau de Doutor em Ciências Biológicas (Ecologia).

Prof. Dr. Francisco de A. Esteves

Prof. Dr. Albano Schwarzbold

Prof. Dr. Fábio Roland

Prof. Dr. Jean R. Guimarães

Prof. Dr. Olaf Malm

RIO DE JANEIRO, RJ – BRASIL
DEZEMBRO DE 2008

FICHA CATALOGRÁFICA

FIGUEIREDO-BARROS, MARCOS PAULO

Efeito da variabilidade espaço-temporal e bioturbação por invertebrados bentônicos na concentração e emissão de metano (CH₄) em ecossistemas aquáticos continentais

xiv, 171p. (Instituto de Biologia/UFRJ)

Tese de Doutorado – Universidade Federal do Rio de Janeiro, PPGE

1. Lagos amazônicos 2. Metano 3. Pulso de inundação 4. Bioturbação 5. Efeito estufa 6. Carbono

I. IB/UFRJ II. Título (série)

“Se um mensageiro descesse do céu e garantisse que minha morte ajudaria a fortalecer nossa luta, ela até valeria a pena (...) Não é com grandes funerais e manifestações de apoio que iremos salvar a Amazônia. Eu quero viver”

Chico Mendes

No mês de outubro
Em Belém do Pará
São dias de alegria e muita fé
Começa com intensa romaria matinal
O Círio de Nazaré

Que maravilha a procissão
E como é linda a Santa em sua berlinda
E o romeiro a implorar
Pedindo a Dona em oração
Para lhe ajudar

Oh! Virgem Santa
Olhai por nós
Olhai por nós oh! Virgem Santa
Pois precisamos de paz

Em torno da Matriz
As barraquinhas com seus pregoeiros
Moças e senhoras do lugar
Três vestidos fazem pra se apresentar
Tem o circo dos horrores
Berro-Boi, Roda Gigante
As crianças se divertem
Em seu mundo fascinante
E o vendeiro de iguarias a pronunciar
Comidas típicas do Estado do Pará

Tem pato no tucupi
Muçã e tacacá
Maniçoba e tucumã
Açaí e aluá

Aos meus pais Claudio e Nancy

Agradecimentos

Primeiramente gostaria de agradecer ao meu orientador, **Francisco Esteves**. Em 17 de novembro de 1997 foram abertas as portas do laboratório para mim e a partir desta data foi me dada, por este cidadão cearense, macaense paraense e carioca, todas as ferramentas necessárias para meu crescimento como pessoa e como estudante. São 11 anos de trabalho em conjunto e sem nenhuma dúvida tive todas as oportunidades que um estudante precisava para se desenvolver de forma plena no mundo acadêmico. Foi e está sendo uma honra muito grande estar completando este ciclo sob sua orientação. Agradeço pela amizade por várias vezes demonstrada e pela confiança como pessoa e como profissional. Muito obrigado Chico.....muito obrigado por ter colocado em minhas mãos tantas oportunidades e por colaborar com a realização de vários sonhos. Obrigado por ter me apresentado o Lago Batata....meu lugar no céu está garantido.

Aos meus pais (**Cláudio & Nancy**) todos os agradecimentos..... basta dizer que sem vocês não teria chegado nem na porta da UFRJ! Serei eternamente grato por permitirem e apoiarem na realização dos meus sonhos. Qualquer coisa que se escreva não será capaz de mostrar o meu sentimento de gratidão por tudo que fizeram.....por isso não ousarei escrever mais....

Agradeço ao grande amigo e co-orientador **João Leal** por todo apoio, ensinamentos e confiança. Tive grande sorte de ter convivido por todos estes anos com você e certamente este trabalho não teria sido realizado não fossem os seus ensinamentos. Obrigado por continuar me ensinando a “Amazoniar”... Muito obrigado por tudo. Repito: “Viva a Bioturbação”

Ao amigo **Reinaldo Bozelli** meus sinceros agradecimentos..... certamente esta tese não seria realizada não fosse a grande vontade em fornecer tudo o que fosse necessário.....sem dúvida posso afirmar que se você não existisse eu não teria tido a chance de trabalhar em um lugar tão intrigante e maravilhoso como a Amazônia. Com o seu apoio e confiança tive possibilidade de vivenciar e desvendar alguns mistérios da selva amazônica. Muito obrigado, meu amigo.

Meus agradecimentos a **Thaís Laque**..... Da mesma forma como ocorreu no mestrado, com certeza não fosse seu apoio e força não estaria escrevendo estes agradecimentos da minha tese..... muito obrigado! Desde o primeiro minuto, quando me coloquei disposto a concorrer no concurso para o doutorado, vc me ajudou....e posso afirmar sem medo de errar que não fosse o seu apoio freqüente eu não teria conseguido realizar este sonho. Muito obrigado.....agradeço a Deus por estar do meu lado, agora como esposa!!

Ao amigo **Fábio Roland** meus agradecimentos.....tive grande sorte em poder trabalhar com vc durante estes anos e também por ter sua amizade. Tive todas as condições de realizar este trabalho graças também a vc.....por isso qualquer coisa que eu escreva não será capaz de traduzir a real importância que vc teve

para a realização desta importante etapa da minha vida. Muito obrigado pelas oportunidades.

Aos amigos **Nathan (Ananias)**, **Claudio (Papudo)**, **Ronilson (Magrão)** e **Glariston (Duda)** meus agradecimentos por ter tido a maravilhosa companhia de vocês nos trabalhos de campo e laboratório. Certamente foram momentos inesquecíveis na amazônia.....muitas coletas, maravilhosas peixadas nos igarapés e as divertidas viagens no Comandante Max rumo ao grandioso Sapucaá. Muito obrigado!

Ao **Vinicius Farjalla** meus agradecimentos.....talvez não se lembre mas você me ajudou com grandes idéias na montagem do plano da tese.....apesar das rápidas conversas não posso deixar de agradecê-lo pela colaboração na confecção e na estruturação da pesquisa. Muito obrigado.

A Mineração Rio do Norte (MRN) por proporcionar todo o apoio logístico meus agradecimentos. Agradeço em especial a equipe do Meio Ambiente (PSA) (**Ademar, Milena, Sanderson, Marco Tose, Jenaldo, Socorro, Glariston e Ronilson**) e ao presidente **Julio Sana** pela confiança na equipe e apoio constantes.

Agradeço a **Luciana Carneiro** pela grande colaboração na tradução do resumo e pela disposição em ajudar nos momentos críticos. Obrigado pela paciência e boa vontade em ensinar coisas do END NOTE!!

Agradeço aos companheiros **Adriano** e **Rafael** pelas idéias e sugestões para o melhor desenvolvimento dos trabalhos. Espero poder retribuir toda a atenção prestada por vocês. Obrigado!!

Aos colegas de trabalho Viviane, Lucia, Camila Torres, Nicholas, Daniely, Vinicius, Diogo, Mario e Anderson Gripp meus sinceros agradecimentos. Foram fundamentais na finalização das análises e deram exemplo de dedicação e solidariedade. Vocês foram fantásticos.

Agradeço as amigas **Aliny** e **Camilla Haubrich** pelas constantes ajudas e pelo empenho. Muito obrigado pelo apoio diário. Vocês foram muito importantes para que tudo caminhasse da melhor forma possível.

Agradeço também aos colegas de trabalho pela convivência e conivência. Muito obrigado a Rose, Sandra, Adriana, Paloma, Ellen, Fernanda, Leticia, Ana Claudia, Raiane, Monalisa, Luciana, Camila, Juliana, Laisa, Celia, Daniele Brasil, Leonardo, Daniel, Fred, Marcela, Albert, André, Alexandre, Alessandro, Marcelo, Andresson.

Meus agradecimentos aos amigos e pesquisadores externos **Mauricio Petrucio (UFSC)**, **André Furtado (EMBRAPA)**, **Cleber Palma-Silva (FURG)**, **Edelti Albertoni (FURG)** e **Marcos Callisto (UFMG)** que mesmo de longe me ajudaram muito com palavras de incentivo.....muito obrigado a todos vocês.

Aos companheiros de Trombetas **Fábio Scarano, André Castro, André Dias, Luiz Zamith e Felipe Pacheco** meus agradecimentos pelas sugestões ao trabalho, ajuda nas coletas e apoio.

Aos ajudantes de coleta **Sr. Tarci, Leno, Lu, Osvaldino, Miguel e Navarro** meus sinceros agradecimentos. Estes senhores que vivem na região colaboraram de forma grandiosa para a obtenção dos dados.

Agradeço a todos os meus familiares que sempre me incentivaram, principalmente as avós Lourdes e Enaura e aos tios Regina e Celso.

Meus agradecimentos a **FLA-OHIO** composta por **Horacinho, Raphael, Jordana e Ira**..... mesmo de muito longe participaram de forma decisiva no mestrado e agora no doutorado..... muito obrigado pelo apoio e pela torcida. **“Raça, amor e paixão. OH! meu Mengo!!”**

Meus agradecimentos a **Paulo, Nelci e Paula** pelo apoio e orações realizadas.....muito obrigado por tudo que fizeram e pela torcida.

Agradeço ao **Delfim** pelas palavras de incentivo sempre ditas nas rápidas conversas em aniversários e encontros de família.

Agradeço a equipe do **NUPEM/UFRJ** pelo empenho em proporcionar as melhores condições para a realização das pesquisas. Faço agradecimento especial a **Lena, Ignês, e João Marcelo** pela amizade e agradável convivência.

Agradeço a **Marcinha e Sueli** pela ajuda na parte burocrática e pelo apoio na finalização da tese.

Agradeço aos membros da pré-banca e banca examinadora pelas contribuições e sugestões para a finalização da Tese.

Espero não ter se esquecido de ninguém..... mas de qualquer forma fica o agradecimento a todos que de alguma maneira contribuíram para a realização de mais este sonho. Muito obrigado!

Resumo

O metano (CH_4) é produzido em sedimentos ou hipolimnio anóxicos via metanogênese e aerobicamente consumido por bactérias metanotróficas se o oxigênio está disponível na interface sedimento-água ou na coluna d'água. Fatores ambientais como, por exemplo, variações do nível d'água, estratificação térmica, disponibilidade de oxigênio e matéria orgânica podem causar efeito sobre as concentrações e emissão de CH_4 para a atmosfera. Além disso, a bioturbação por invertebrados bentônicos pode ter papel importante nos fluxos de CH_4 na interface sedimento-água, principalmente por intensificar a oxidação do CH_4 a CO_2 . Com isso, os objetivos gerais da presente pesquisa foram: (i) determinar as concentrações (sedimento e água) e emissão de CH_4 em diferentes lagos amazônicos de águas claras, (ii) avaliar o efeito do pulso de inundação sobre as concentrações e emissão de CH_4 e se estas variam entre os diferentes lagos (iii) avaliar a influência da concentração de oxigênio, temperatura, profundidade da coluna d'água e matéria orgânica do sedimento nas concentrações de emissão de CH_4 , (iv) determinar as concentrações e emissão de CH_4 nas diferentes regiões do lago Batata (lago amazônico de águas claras), (v) avaliar a influência do rejeito de bauxita na concentração e emissão de CH_4 e (vi) avaliar o efeito da presença e da densidade de *Heteromastus similis* (Polychaeta) (Southern, 1921) sobre as concentrações de CH_4 no sedimento e fluxos deste gás entre o sedimento, água e atmosfera através de incubações em microcosmos com a interface sedimento-água da lagoa Imboassica, uma lagoa costeira tropical. Concentração e emissão de CH_4 foram mensuradas durante os 4 períodos do pulso de inundação (enchente, águas altas, vazante e águas baixas) ao longo dos anos 2004, 2005 e 2006 em 3 lagos amazônicos de águas claras: Batata, Mussurá e Sapucuá. No lago Batata 4 regiões foram avaliadas: limnética (natural e impactada - assoreamento por deposição de rejeito da lavagem da bauxita em 30% do lago), área colonizada por arroz (*Oryza glumaepatula* STEUD) e floresta inundável (igapó). Para avaliar o efeito da espécie *H. similis* nos fluxos do CH_4 foram utilizados experimentos em laboratório através da

incubação em microcosmos utilizando a interface sedimento-água e organismos da lagoa Imboassica, uma lagoa costeira tropical. Foi observado um efeito significativo do pulso de inundação sobre a concentração e emissão de CH₄. Porém, o efeito do pulso não foi igual para os 3 lagos estudados. De forma geral, os maiores valores de emissão de CH₄ foram observados durante o período de vazante e em 2004 foram observados os maiores valores de emissão deste gás. Para o lago Batata observamos variação espacial das concentrações e emissão de CH₄ sendo que as maiores emissões ocorreram no igapó (floresta inundável). Os menores valores de concentração e emissão de CH₄ foram observados na região impactada. *H. similis* alterou as concentrações de CH₄ no sedimento, sendo o resultado dependente da profundidade do sedimento e da densidade de invertebrados sendo este efeito mais intenso nas maiores densidades. No tratamento de maior densidade (8 ind.) foi observado, em média, um aumento de 150 vezes nas concentrações de CH₄ na coluna d'água e de 106 vezes na atmosfera. Foi possível concluir que: (i) o pulso de inundação é um fator determinante na concentração e emissão de CH₄, mas seu efeito varia em função da magnitude do pulso que é variável a cada ano, (ii) emissões podem variar grandemente entre os lagos em resposta às características intrínsecas a cada lago, (iii) o período de vazante é o de maior emissão em lagos amazônicos sujeitos ao pulso de inundação (iv) estimativas de emissão de CH₄ na região amazônica podem estar sendo equivocadamente estimadas em função da grande variação entre os períodos do pulso, lagos e regiões dos lagos, (v) invertebrados bentônicos podem mediar o fluxo de CH₄ entre compartimentos de ecossistemas aquáticos, podendo intensificar o acoplamento de cadeias tróficas bento-pelágicas via metanotrofia, bem como, contribuir para a emissão de CH₄ para a atmosfera em ambientes aquáticos rasos.

Abstract

Methane (CH₄) is produced within anoxic microbial layers in hypolimnetic waters or in sediments underlying oxic water via methanogenesis. When oxygen is available it is consumed by methanotrophic bacteria that inhabit the aerobic interface of sediments and/or waters. Environmental factors such as changes in water level, thermal stratification, availability of oxygen and organic matter can cause effect on CH₄ concentrations and emission to the atmosphere. In addition, the bioturbation by benthic invertebrates may have an important role in the flow of CH₄ in the sediment-water interface, mainly by intensifying the oxidation of CH₄ to CO₂. In this context, the aim of this study was: (i) to quantify the CH₄ concentrations (sediment and water) and emission in different Amazonian clear water lakes, (ii) to evaluate the effect of flood pulses on the CH₄ concentrations and emissions, and to verify if it is different between the Amazonian clear water lakes (iii) to evaluate the influence of the oxygen concentration, temperature, depth and sediment organic matter on the emission of CH₄, (iv) to determine CH₄ concentrations and emission in different regions of the Lake Batata, (v) to evaluate the influence of the bauxite tailings on CH₄ concentration and emission, and (vi) to evaluate the effect of *Heteromastus similis* (Polychaeta) presence and density (Southern, 1921) on the CH₄ sediment concentration and CH₄ fluxes among sediment, water and atmosphere through microcosms experiments with the sediment-water interface at the Imboassica lagoon. According to the hydrometric level fluctuation of the Amazon Basin, CH₄ concentration and emission rates were measured quarterly (filling, high water, drawdown and low water) for 3 years (2004 to 2006) in three Amazonian clear water lakes (Batata, Mussurá and Sapucuá). In the Lake Batata, four compartments were evaluated: natural limnetic, impacted limnetic (30% covered by bauxite tailings), littoral (colonized by rice, *Oryza glumaepatula* STEUD) and flooded forest (“igapo”). To evaluate the effect of *H. similis* on CH₄ fluxes, we conducted incubation experiments in laboratory microcosm using the sediment-water interface and

organisms of the Imboassica lagoon. The flood pulse and the inter-annual variability significantly affected the CH₄ concentration and emission. However, these results were not the same for the three lakes studied. In general, the highest CH₄ emission was observed during drawdown period. In the year 2004 we observed the highest CH₄ emission. At the Lake Batata, spacial variability was observed in the CH₄ concentration and emissions, but the greater CH₄ emission was registered in the Igapo (flooded forest). The lowest CH₄ concentration and emission was observed in impacted area. *H. similis* altered the CH₄ concentration in the sediment, although this result was dependent on the sediment depth and population density, being more intense in higher densities. In the highest density treatment (8 individuals), on average, we observed CH₄ concentrations 150-fold higher in the water column and 106-fold higher in the atmosphere. We concluded that: (i) the flood pulse is a determining factor altering CH₄ concentration and emission, however, its effect varies related to hydrological amplitude, which is highly variable among years; (ii) CH₄ emission greatly varies among lakes in response to intrinsic lake characteristics; (iii) CH₄ emission is higher during drawdown periods in Amazonian floodplain lakes; (iv) CH₄ emission estimations in the Amazon region could be under- or overestimated because there are great variations among hydrological periods, years, lakes and lakes compartments; (v) benthic invertebrates could mediate CH₄ fluxes among aquatic ecosystem compartments, and could intensify coupling between benthic-pelagic food webs via methanotrophy, as well as, contribute to CH₄ emission from aquatic ecosystems to atmosphere.

Sumário

1. Introdução	1
1.1. O CH ₄ em Ambientes Aquáticos	2
1.2. Alguns Fatores que Influenciam na Produção, Oxidação e Emissão de CH ₄ em Ambientes Aquáticos de Água doce.....	5
1.3. Considerações sobre Lagos de Planície de Inundação da Amazônia.....	16
1.4. Contextualização da Pesquisa	22
1.5. Hipóteses.....	26
1.6. Objetivos Gerais.....	27
2. Capítulo 1: Efeito do Pulso de Inundação sobre Concentração e Emissão de CH ₄ em Lagos Amazônicos de Águas Claras.....	28
3. Capítulo 2: Concentração e Emissão de Metano no Lago Batata: Variação Espacial, Temporal e o Efeito do Rejeito de Bauxita.....	79
4. Capítulo 3: Ligando Interfaces: Papel de Invertebrados Bentônicos sobre Fluxos e Emissão de CH ₄ entre Compartimentos Aquáticos e a Atmosfera.....	127
5. Discussão Geral	154
6. Conclusões	161
7. Referências Bibliográficas	162

1. Introdução

A incidência da radiação solar sobre a superfície da Terra produz radiação infravermelha (IV) chamada também de radiação termal. A radiação IV pode ser absorvida por uma série de gases: dióxido de carbono (CO_2), vapor d'água, metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O) e os clorofluorcarbonos (CFCs), provocando o aquecimento da superfície do planeta e do ar, sendo este fenômeno conhecido como efeito estufa (Baird 1995).

O CH_4 exerce efeito significativo no balanço do aquecimento global e é considerado o segundo mais importante gás de efeito estufa somente atrás do CO_2 (Mosier 1998). Sua influência no efeito estufa deve-se ao seu alto poder de absorção da radiação IV quando comparado ao CO_2 (21 vezes maior que o equivalente em massa) (El-Fadel & Massoud 2001).

Na atmosfera, o CH_4 está presente a uma concentração de 1,8 partes por milhão e tem aumentando rapidamente (Schimel 2000). De acordo com Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC (1996), as concentrações atmosféricas do CH_4 aumentaram 145% a partir da revolução industrial relacionado ao aumento da emissão de CH_4 antrópica entre as décadas de 40 e 90 (Figura 1). Este fato pode ser atribuído ao aumento do uso dos combustíveis fósseis e das áreas cultivadas, diminuição das florestas, além da intensificação da pecuária. Assim, considera-se que 70% do CH_4 emitido para atmosfera têm origem antrópica (Augenbraum 1999).

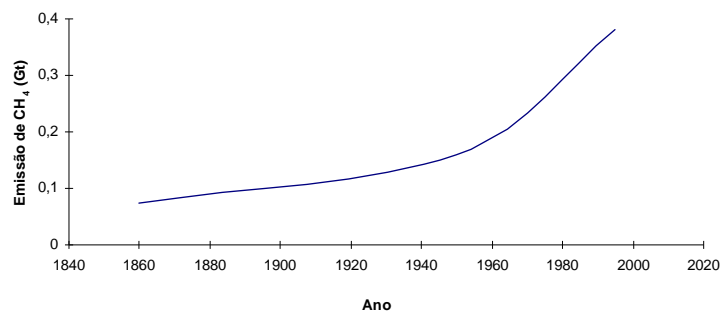


Figura 1: Estimativa da emissão antrópica de metano para a atmosfera desde 1860 (modificado de Stern & Kaufmann 1996).

1.1. O CH₄ em Ambientes Aquáticos

Uma importante fração da matéria orgânica de origem alóctone ou autóctone em um ecossistema lacustre tende a sedimentar, o que caracteriza o sedimento como um compartimento estocador de matéria orgânica, sendo desta forma um local privilegiado de decomposição (Aller *et al.* 1996).

Nas camadas superficiais do sedimento, em cerca de alguns milímetros, ocorrem os processos aeróbicos, no entanto, a baixa difusão do oxigênio no sedimento e o rápido consumo na região de interface (sedimento-água) resultam preferencialmente em processos anóxicos de decomposição da matéria orgânica (Carmouze 1994; Fenchel *et al.* 1998; Wetzel 2001). A decomposição anóxica segue conforme a seguinte ordem a partir da fração superficial do sedimento e de acordo com a eficiência energética: desnitrificação, redução de metais, sulfato redução e metanogênese (Figura 2).

A produção microbiana de CH₄ (metanogênese) é o último estágio da decomposição do carbono em vários ambientes anaeróbicos, tais como, trato gastrointestinal de animais, solos inundados, habitats

geotérmicos e sedimento de áreas alagadas de água doce ou salina (Fenchel *et al.* 1998). Desta forma, a metanogênese é considerada um dos mais importantes processos de degradação da matéria orgânica em sedimentos aquáticos anóxicos (Schulz & Conrad 1995).

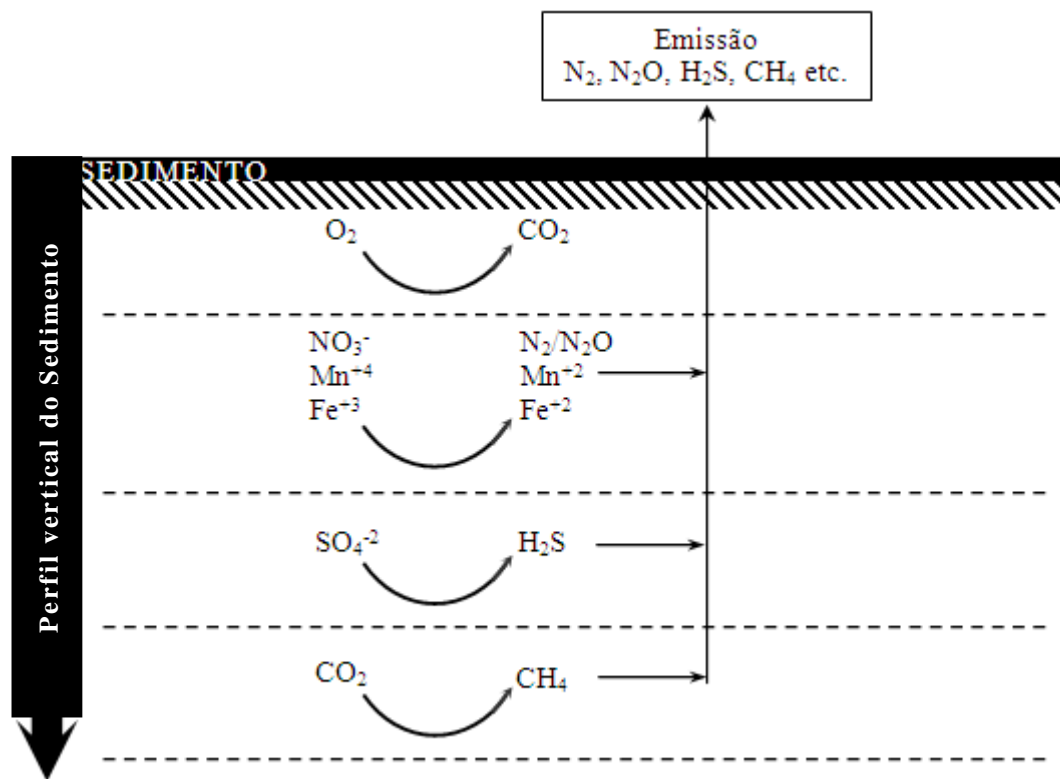


Figura 2: Estratificação vertical das principais reações realizadas por microorganismos no sedimento de ecossistemas aquáticos.

O CH_4 pode ser oxidado a CO_2 quando há disponibilidade de oxigênio na região através da ação de bactérias denominadas metanotróficas (1). Estas bactérias estão presentes nas camadas superficiais do sedimento ou na coluna d'água, regiões normalmente oxigenadas. Vários estudos discutem sobre o balanço entre a produção e consumo de CH_4 em ambientes aquáticos, no entanto, divergem quanto

ao percentual de CH₄ oxidado a CO₂ (Roslev & King 1996; Reay *et al.* 2001; Freeman *et al.* 2002).



Em um ambiente aquático a liberação de CH₄ para a atmosfera depende, basicamente, do balanço entre a produção (metanogênese) e consumo (metanotrofia – oxidação) (Murase *et al.* 2005). A emissão do CH₄ para a atmosfera pode ocorrer por difusão em meio aquoso ou através da formação de bolhas (Figura 3). A liberação de gases através de bolhas é um importante mecanismo de transporte de certos gases de sedimentos aquáticos para a coluna d'água e atmosfera (Kiene 1991). Este modo de transporte de gás ocorre tipicamente em sedimentos ricos em material orgânico onde a decomposição anaeróbica é uma fonte de produção de CH₄. Bolhas são formadas no sedimento quando a soma das pressões parciais dos gases dissolvidos no sedimento excede a pressão hidrostática. As bolhas consistem principalmente de CH₄, nitrogênio (N₂) e dióxido de carbono e podem ser liberados do sedimento através da coluna d'água para a atmosfera espontaneamente ou o processo pode ser ativado por algum episódio que propicie o deslocamento destas na interface sedimento-água como, por exemplo, mudanças na pressão hidrostática (Huttunen *et al.* 2001). A liberação de CH₄ para a atmosfera através de bolhas é importante, pois diminui a possibilidade de ocorrer oxidação na coluna d'água. Outro mecanismo de emissão em ambientes

aquáticos consiste na liberação do CH₄ para atmosfera através do sistema lacunar das macrófitas aquáticas (Tyler 1991) (Figura 3).

1.2. Alguns Fatores que Influenciam na Produção, Oxidação e Emissão de CH₄ em Ambientes Aquáticos de Água Doce

Alterações na produção e consumo do CH₄ podem estar relacionadas a fatores tais como: temperatura, quantidade e qualidade de substratos orgânicos disponíveis, presença de agregados microbianos, potencial redox, concentração de oxigênio dissolvido (OD) e nutrientes. Outro importante fator regulador dessas alterações é a presença ou ausência de macrófitas aquáticas nas regiões litorâneas de ambientes aquáticos. Abaixo são demonstrados alguns fatores que podem alterar as concentrações e emissões de CH₄ em ambientes aquáticos de água doce.

Concentração de Nutrientes

O aumento da entrada de nutrientes em um lago pode causar a eutrofização (Carpenter *et al.* 1998). De acordo com Esteves (1998) em um ambiente aquático a eutrofização pode ocorrer devido ao acúmulo natural de nutrientes, seja de origem autóctone ou alóctone, ou de forma artificial, quando induzido pelo homem. Este último traz como as principais fontes de nutrientes os efluentes domésticos, industriais e adubos químicos oriundos das atividades agrícolas. Imagina-se que as atividades humanas têm reduzido o potencial da capacidade do solo de consumir o CH₄ (oxidação) em cerca de 30%, em parte como resultado da aplicação de fertilizantes nitrogenados em plantações de arroz (Ojima *et*

al. 1993; Hutsch 1998). Vale ressaltar que a maior parte do CH_4 presente na atmosfera terrestre vem de processos biológicos, e as plantações de arroz são consideradas uma das principais fontes.

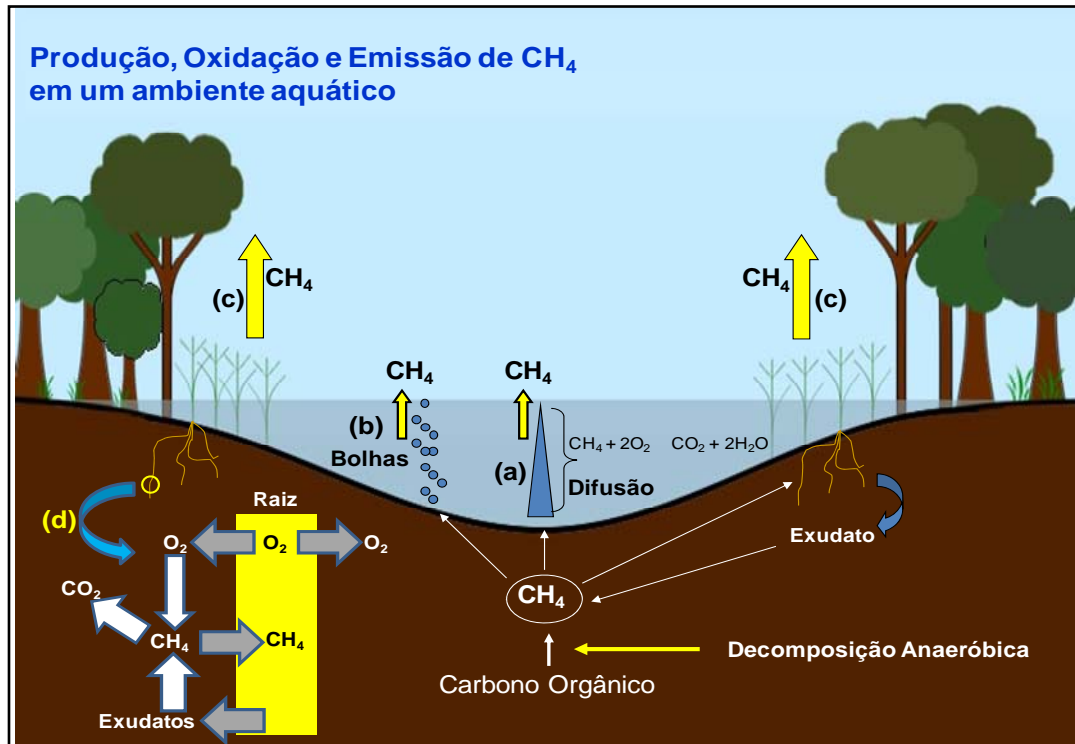


Figura 3: Esquema representando as etapas de produção, oxidação e emissão de CH_4 em um ambiente aquático. São demonstrados os principais meios de emissão de CH_4 : por difusão do gás através da coluna d'água (a), através das bolhas que se deslocam do sedimento para a lâmina d'água sem sofrer oxidação (b) e através da região colonizada por macrófitas (pela coluna d'água + tecido vegetal) (c). Em detalhe (d) uma simplificação do que ocorre na rizosfera de macrófitas aquáticas no que diz respeito à liberação de substrato para metanogênicas (exudatos) e consumo do CH_4 pela oxigenação das áreas adjacentes as raízes. Quando o CH_4 é liberado do sedimento para a coluna d'água por difusão uma grande parte pode ser consumida por bactérias metanotróficas nos primeiros milímetros do sedimento e na coluna d'água reduzindo as concentrações deste gás ao longo da coluna d'água (a).

Com o acúmulo de nutrientes, proporcionado pela eutrofização artificial, o ecossistema passa a ter aumento do consumo de oxigênio promovendo, normalmente, exaustão deste na coluna d'água e sedimento. Condições anóxicas podem aumentar a emissão de CH₄ em lagos por estimular a produção do CH₄ e induzir decréscimo na oxidação do mesmo (Kiene 1991). Altos valores na emissão de CH₄ (Casper *et al.* 2000) têm sido mensuradas em lagos temperados submetidos a eutrofização. Desta forma, a eutrofização artificial tem sido apontada como importante processo intensificador de emissão de CH₄ em ambientes aquáticos lacustres.

Disponibilidade de Oxigênio – efeito sobre a metanogênese e metanotrofia

Os microorganismos metanogênicos são organismos estritamente anaeróbicos, mas, embora não cresçam ou produzam CH₄ na presença de oxigênio, podem ser tolerantes a sua exposição (Zinder 1993). Em estudos realizados em cultivos de arroz Yang & Chang (1998) observaram que a produção de CH₄ foi 7 vezes maior em condições anaeróbicas em relação à produção obtida em aerobiose. Esta diferença foi atribuída ao efeito inibitório à produção causada pela presença de oxigênio bem como pela intensificação da metanotrofia por bactérias (consumo de CH₄).

Diversos autores têm observado que a metanotrofia, estimulada pela disponibilidade de oxigênio na interface sedimento-água é um importante mecanismo de transformação do CH₄ em CO₂ e biomassa. De

acordo com Utsumi *et al.* (1998) até 94% do CH₄ produzido em um ambiente aquático pode ser consumido por metanotróficas. Estes autores consideram que a produção de carbono orgânico na coluna d'água via metanotrofia pode ser comparável, em alguns casos e em determinadas condições, ao que é gerado através da produção primária. O sedimento é um importante local onde boa parte do CH₄ pode ser consumido por metanotróficas. Assim, o sedimento é considerado um eficiente biofiltro, sendo um pequeno percentual de CH₄ produzido liberado para a coluna d'água (Frenzel *et al.* 1990; Liikanen & Martikainen 2003).

Quantidade e Qualidade de Matéria Orgânica (MO)

O estímulo à produção de CH₄ através da matéria orgânica ocorre pela decomposição fermentativa de precursores de CH₄. Desta forma, sedimentos com alta carga de matéria orgânica podem ser mais produtivos em comparação a sedimentos pobres em matéria orgânica como sedimentos de ambientes oligotróficos (Conrad 1989). No entanto, a quantidade de matéria orgânica pode ser menos importante do que a qualidade em determinadas situações. A qualidade é entendida como sendo a biodegradabilidade de um determinado composto para os microorganismos, ou seja, a velocidade com que um determinado composto pode ser consumido (degradado). Em estudos realizados por Yavit *et al.* (1997) foi observado que a adição de glicose (carbono orgânico lábil) estimulou de 2 a 6 vezes a metanogênese, especialmente em sedimentos ricos em lignina originária de coníferas.

A decomposição de detritos na camada superficial do sedimento se dá de forma mais rápida devido à presença de matéria orgânica mais lábil. Assim, o metabolismo microbiano no sedimento depende da habilidade do consórcio de microorganismos existentes para decompor a matéria orgânica que persiste numa determinada profundidade (Kiene 1991). Portanto, a metanogênese pode ser fortemente limitada pela natureza refratária da matéria orgânica (Nedwell 1984).

Macrófitas Aquáticas

Diversos estudos relacionados à dinâmica do CH₄ nos ambientes aquáticos conferem às macrófitas aquáticas um importante papel nos processos que envolvem a produção, oxidação e emissão do CH₄ nos ecossistemas aquáticos (Figura 3).

A atuação das macrófitas aquáticas no processo de produção de CH₄ ocorre basicamente através do fornecimento de substratos (matéria orgânica) para microorganismos metanogênicos. A matéria orgânica é proveniente dos detritos de macrófitas e dos exudatos (substrato lábil) liberados através das raízes e normalmente estimula a produção do CH₄ (Conrad 1989). Além disso, a decomposição da matéria orgânica consome oxigênio, produzindo um ambiente anaeróbico favorável a metanogênese (Crill *et al.* 1991).

No sedimento, as camadas superficiais (os primeiros milímetros) são oxigenadas, constituindo uma interface aeróbia-anaeróbia, onde se desenvolvem os microorganismos metanotróficos, que realizam a oxidação do CH₄ quando este difunde para essas regiões (Figura 3). A

presença das macrófitas aquáticas proporciona a oxigenação do sedimento no entorno de suas raízes. Esta região, denominada de rizosfera, depende do sistema lacunar de transporte de gases, que permite a difusão de oxigênio para as raízes e rizomas e a partir desses para o sedimento adjacente (Sculthorpe 1985). O CH_4 produzido no sedimento atinge a rizosfera por difusão, sendo parte oxidado pela ação das bactérias metanotróficas (King 1994). Parte do CH_4 que atinge a rizosfera não é oxidado, difundindo-se para o interior da planta, podendo posteriormente ser emitido para a atmosfera através do mesmo sistema lacunar de transporte de gases que permite a difusão do oxigênio. Como a emissão do CH_4 de um ecossistema aquático é basicamente controlada pelos processos microbiológicos de produção e oxidação do CH_4 , apenas aquela parte que é produzida e não oxidada pode, potencialmente, chegar até a atmosfera.

Maiores taxas de emissão de CH_4 têm sido observadas devido a excessiva poluição orgânica e domínio de macrófitas aquáticas. Além da influência das variações temporais e espaciais, a emissão de CH_4 demonstrou ter valores superiores em áreas com vegetação emergente (Verma *et al.* 2002). A importância de macrófitas aquáticas na liberação de CH_4 produzido no sedimento também foi observada por Bazhin (2004) onde a emissão do CH_4 das camadas ativas do sedimento ocorreu por difusão molecular através de bolhas e o tecido de vegetais.

Bioturbação por Macroinvertebrados Bentônicos

A bioturbação pode ser definida como a alteração da estrutura do sedimento e/ou a atividade de transporte de soluto ou matéria particulada através do perfil do sedimento e/ou para a coluna d'água sobrejacente causada por animais de ambientes aquáticos (Graneli 1979a, b; Aller 1982; Wetzel 1993; Svensson 1998). Por redistribuir partículas e modificar os fluxos de água na interface sedimento-água, a bioturbação afeta as propriedades físicas, químicas e biológicas do substrato e água intersticial (Aller 1994; Leal *et al.* 2003; Stief *et al.* 2004; Caliman *et al.* 2007). Sendo assim, a bioturbação ou biorevolvimento, interfere na dinâmica de transporte de nutrientes entre os compartimentos bentônico e pelágico, sendo considerado um importante processo ecológico capaz de alterar a dinâmica de populações, comunidades e processos biogeoquímicos em oceanos (Snelgrove *et al.* 1997; Snelgrove 1999; Reise 2002; Lohrer *et al.* 2004), rios e riachos (Boulton 2000; Mermillod-Blondin *et al.* 2000; Mermillod-Blondin *et al.* 2003) e lagos (Svensson 1997; Kristensen 2000; Widdicombe *et al.* 2000; Leal *et al.* 2003) (Figura 4).

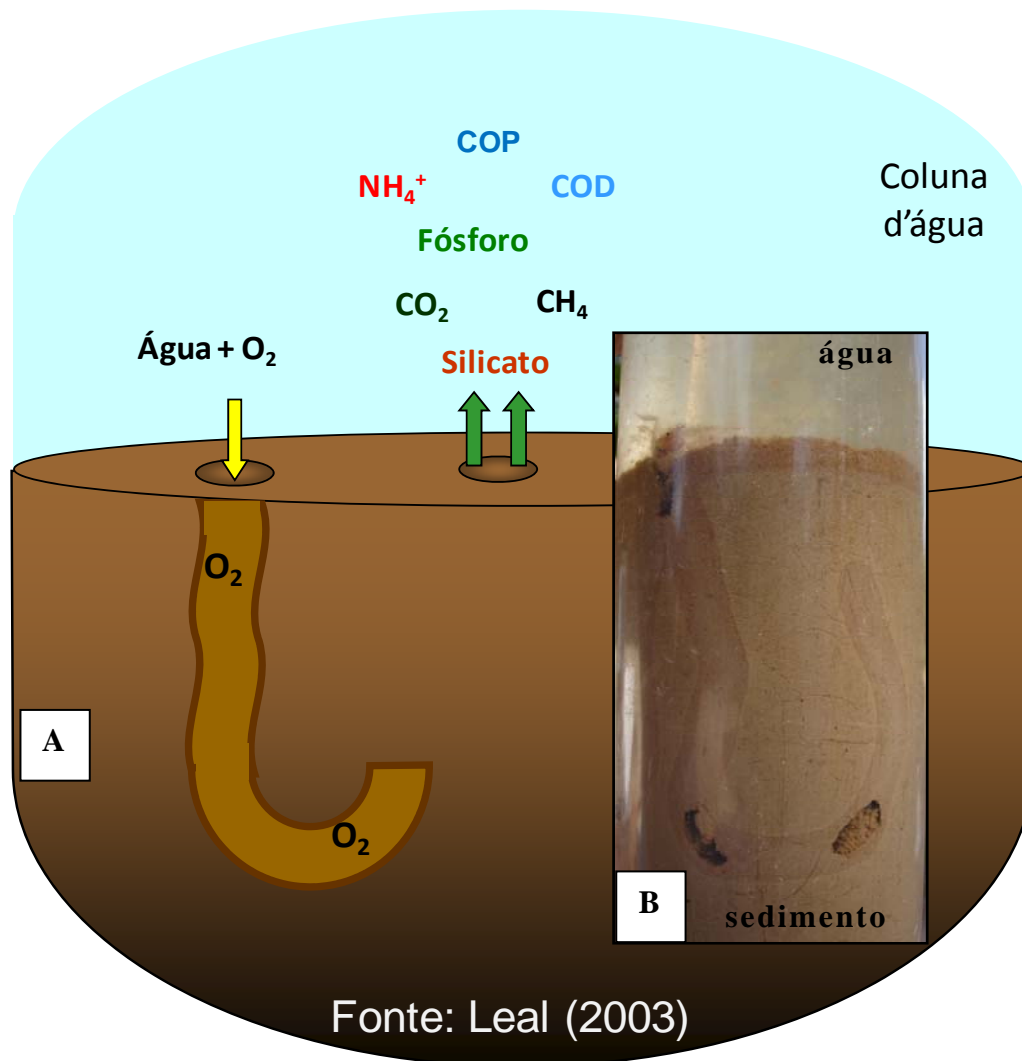


Figura 4: Esquema síntese demonstrando o tubo formado por alguns grupos de macroinvertebrados bentônicos (A). A diferença de coloração do sedimento (B) indica onde o oxigênio está presente. Nota-se na superfície do sedimento e por onde está localizado o tubo uma coloração que indica a oxidação de compostos orgânicos.

O efeito da bioturbação por macroinvertebrados bentônicos na degradação da matéria orgânica na interface sedimento-água é, principalmente, causada pelo aumento das concentrações de O_2 nas camadas mais profundas do sedimento (Aller & Aller 1998; Heilskov &

Holmer 2001; Wang *et al.* 2001; Stief *et al.* 2004) (Figura 4B). A construção de tubos e conseqüente circulação de água causam aumento de processos aeróbicos nas camadas do sedimento, pois estes tubos mais que duplicam a área de interface sedimento-água (Reise 2002). Estas regiões também são locais de elevada densidade e intensa atividade metabólica bacteriana quando comparados com outras regiões do sedimento (Kristensen 1985; Kristensen *et al.* 1991; Stief *et al.* 2004). Portanto, são criadas condições favoráveis para bactérias aeróbicas associadas às paredes dos tubos, aumentando o consumo de O₂ e estimulando processos de decomposição heterotrófica e induzindo a oxidação de compostos reduzidos (Gallepp 1979; Carmouze 1994; Svensson 1997; Hansen *et al.* 1998; Brune *et al.* 2000; Leal *et al.* 2003).

Além do importante papel dos invertebrados bentônicos nos processos de degradação da matéria orgânica estes organismos causam aumento dos fluxos de nutrientes e diversos compostos do sedimento para a coluna d'água pela indução de 3 processos: 1) transporte por carreamento de frações dissolvidas (N-NH₄⁺, CO₂, CH₄, NO₃²⁻, PO₄³⁻, silicato) e ou particuladas das camadas internas do sedimento para a coluna d'água através do processo de bombeamento e/ou irrigação mecânica; 2) excreção inerente ao próprio metabolismo do organismo; 3) estímulo à atividade metabólica microbiana nas paredes dos túneis (Graneli 1979a; Fukuhara & Sakamoto 1988; Hansen & Kristensen 1998; Svensson 1998; Kristensen 2000). Sendo assim, a bioturbação por macroinvertebrados bentônicos exerce papel relevante nos fluxos de carbono entre o sedimento e a coluna d'água (Heilskov & Holmer

2001; Leal 2003; Leal *et al.* 2007) interferindo na produção, oxidação (metanotrofia) e o fluxo de CH₄ na interface sedimento-água (Kajan & Frenzel 1999; Leal *et al.* 2007). Entretanto, os efeitos da colonização do sedimento pela macrofauna bentônica sobre a dinâmica do CH₄ são basicamente desconhecidos (Kajan & Frenzel 1999).

Kajan & Frenzel (1999) observaram que larvas de Chironomidae (*Chironomus plumosus*, *C. riparius*, *C. luridus* e *Polypedilum uncinatum*), ao colonizarem o sedimento em áreas de plantação de arroz na Itália, através da construção de tubos em forma de U ou J, criam microhabitats que estimulam processos aeróbicos e anaeróbicos. Estudo recente realizado por Leal *et al.* (2007) com a espécie de *Campsurus notatus* (Ephemeroptera) observaram que estes organismos ao colonizarem o sedimento, contribuem para o aumento dos fluxos de CH₄ do sedimento para a coluna d'água, bem como estimulam o processo de oxidação do CH₄, refletindo na redução das concentrações de CH₄ ao longo dos perfis verticais no sedimento. Neste caso, o CH₄ liberado pelo bombeamento da água intersticial para a coluna d'água sobrejacente também é consumido por metanotróficas presentes nesta camada de água.

Estratificação Térmica e Ciclo Hidrológico

Estudos em lagos profundos em regiões temperadas têm mostrado que as concentrações e emissão de CH₄ são fortemente influenciadas por estratificação termal sazonal, principalmente em relação à concentração do CH₄ e oxigênio no epilímnio e hipolímnio (Fallon *et al.* 1980; Harrits & Hanson 1980). Neste sentido, a ausência de oxigênio no fundo da

coluna d'água proporciona condições favoráveis a metanogênese aumentando a emissão por difusão e/ou através de bolhas.

No lago Calado, região amazônica, Engle & Melack (2000) revelaram pronunciado efeito da variação hidrológica e meteorológica no volume do lago e conteúdo total de CH₄ na coluna d'água. A concentração de CH₄ aumenta com a estabilidade da estratificação termal e aumento da coluna d'água, e decresce, principalmente, quando o nível da água é baixo e ocorre a mistura das camadas estratificadas. Estudos em um lago sujeito a variação no nível da água na Austrália, Ross *et al.* (1997) verificaram que no inverno, quando a temperatura diminui e chove, a água do lago se mistura acarretando em uma homogeneidade da concentração de oxigênio e CH₄. Em contraste, a coluna d'água fica estratificada durante o período de calor e seca e é observado perfil vertical no número de bactérias metanotróficas, no qual refletem a baixa concentração de oxigênio e enriquecimento do CH₄ nas águas profundas.

Além da variação da profundidade causada pelo ciclo hidrológico, observada em ambientes aquáticos como, por exemplo, estuários e na região amazônica, este ciclo permite a inundação periódica de áreas ricas em matéria orgânica. Estas áreas são chamadas de áreas alagáveis e toda a sua estrutura e funcionamento são regidos pelos períodos secos e de inundação. Um exemplo deste tipo de ambiente é a floresta inundável ou igapó/várzea. Estas áreas são caracterizadas por grande quantidade de material orgânico depositado sobre o solo favorecendo a metanogênese durante o período de inundação. Com isso, estas regiões são potenciais

emissoras de CH₄ para a atmosfera (Bartlett *et al.* 1988; Engle & Melack 2000).

1.3. Considerações sobre Lagos de Planície de Inundação da Amazônia

As variações periódicas do nível da água (“pulso de inundação”) dos grandes rios amazônicos são determinadas pelo degelo dos Andes (Sioli 1984) (Figura 5). Com isso, estes ambientes podem atuar como um elemento barrador das águas que estão associadas a esta extensa bacia hidrográfica induzindo o alagamento das regiões de baixo relevo (planícies de inundação). Sendo assim, as planícies de inundação estão sujeitas aos eventos de inundação periódica por transbordamento de rios ou lagos, aos quais estão associados (Junk & Welcome 1990). Esta flutuação no nível d’água resulta na formação de áreas que oscilam temporariamente entre ambiente terrestre e aquático. Neste sentido, o pulso de inundação é considerado por diversos autores como a principal força motora de todos os processos que ocorrem na planície de inundação, influenciando na ciclagem de nutrientes e fluxo de energia entre os compartimentos aquático e terrestre (Junk *et al.* 1989).



Figura 5: Marcação fluvial localizado no Rio Trombetas, próxima ao lago Mussurá. A imagem mostra a variação do nível d'água entre o período de águas baixas (A) e o de águas altas (B).

Na região amazônica, a predominância de cursos d'água e baixo relevo favorecem a existência de extensas áreas sujeitas a inundações periódicas. Regionalmente, a denominação várzea refere-se às planícies de inundações associadas a rios de água branca enquanto que a denominação igapó, a rios de água preta ou clara (Prance 1979). Além destas regiões, lagos associados a rios são muito frequentes nas planícies de inundações amazônicas e geralmente são rasos, raramente ultrapassando os 15 metros de profundidade, sendo conectados permanentemente, ou por um período do ano, ao rio principal do qual recebem parte da água. Levantamentos feitos por Melack *et al.* (1991) na região amazônica identificaram diversos lagos das mais variadas formas e tamanhos.

A planície de inundações, propriamente dita, distingue-se especialmente dos ambientes caracteristicamente aquáticos durante a fase onde são observados os menores valores de profundidade da coluna

d'água do ambiente aquático, quando estes assumem características tipicamente terrestres (Junk 1983). Durante os períodos de maior profundidade, essa diferenciação torna-se difícil em função da inundação das áreas marginais.

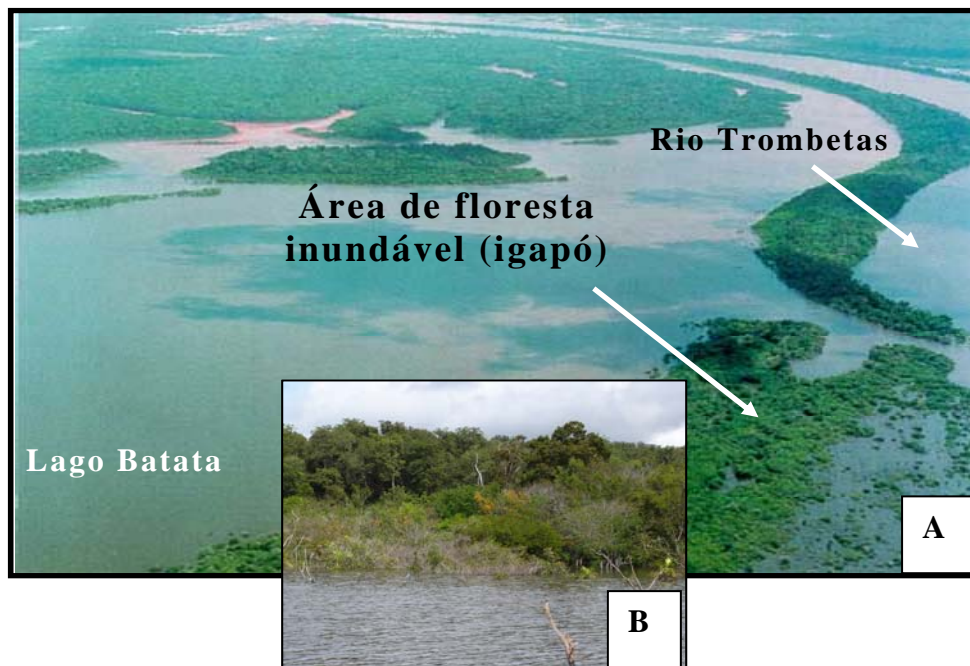


Figura 6: Imagem do Lago Batata (Porto Trombetas, PA) durante o período de águas altas. Neste período extensa área de floresta é inundada (igapó) devido a intensa influência das águas do Rio Trombetas (conexão rio-lago) (A). Em detalhe a imagem de uma região de igapó inundada do lago Batata durante o mesmo período (B).

Dentre os diversos ambientes aquáticos existentes na região amazônica, destacamos a bacia de drenagem do Rio Trombetas, pertencente à bacia do rio Amazonas. O rio Trombetas corre em um leito bem definido, com margens estáveis, sendo que esta feição se modifica quando atinge os sedimentos Terciários. Nesta porção da bacia é comum

a existência de lagos associados ao rio, oriundos dos trabalhos de erosão e deposição do mesmo (Figura 7).



Figura 7: Imagem de parte da bacia de drenagem do Rio Trombetas, localizado na margem esquerda do Rio Amazonas.
Fonte: Mineração Rio do Norte

O rio Trombetas apresenta variações periódicas no nível da água, como reflexo às mudanças no volume do rio Amazonas (Figura 5). Os lagos desta região associados ao rio Trombetas apresentam variações nos valores de profundidade ao longo do ano, relacionadas às fases do pulso hidrológico do rio Trombetas. A variação anual do nível da água do rio Trombetas demonstra um padrão sazonal que se repete anualmente. Assim, nestes ecossistemas podem ser distinguidos quatro períodos em relação ao nível d'água: enchente, águas altas, vazante e águas baixas. No entanto, a amplitude de variação do nível d' água também ocorre inter-anualmente como pode ser observado na figura 8.

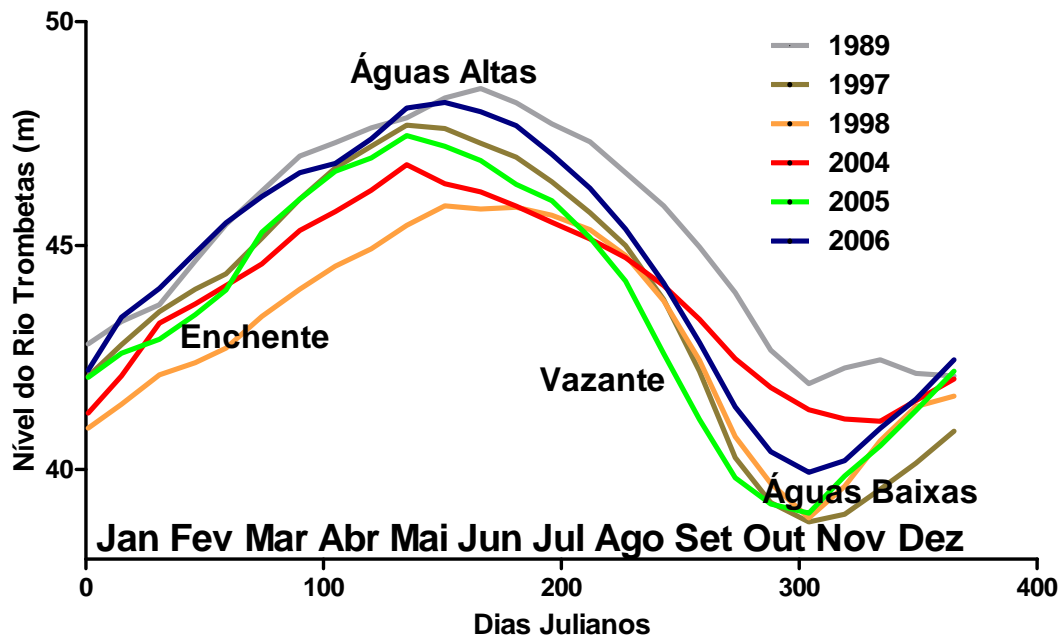


Figura 8: Curva de nível do Rio Trombetas determinados em alguns anos entre 1989 e 2006. Os meses e os 4 períodos do pulso de inundação são indicados.

De forma geral, os ambientes amazônicos sujeitos ao pulso de inundação têm o processo de enchimento logo após o menor nível de água ter sido atingido. Neste caso, no mês de novembro normalmente são observados os menores valores de profundidade e ainda neste mês começa o processo de enchimento do lago (período de enchente) que pode durar até a segunda quinzena do mês de maio ou junho. Nesse mês normalmente são determinados os maiores valores de profundidade dos lagos. A partir de então, quando é atingida a profundidade máxima, o nível d'água começa a baixar, caracterizando o período de vazante (normalmente de junho a novembro) até que seja atingido o menor nível d'água. É importante destacar que os períodos de águas altas (maior profundidade) e águas baixas (menor profundidade) são extremamente curtos já que o nível de água não permanece por muitos dias estabilizado

(por exemplo, 1997 - 4 dias estável). Além disso, podemos observar variações inter-anuais no que diz respeito ao mês com maior nível d'água e/ou de menor nível. Por exemplo, no ano de 2005 os menores valores de profundidade foram determinados em outubro. Já em 2004 e 2006 os menores valores foram determinados em novembro. Em 2003 o maior nível d'água determinado no lago ocorreu no mês de junho, ao contrário do que ocorreu para a maioria dos anos analisados (entre 1993 e 2006) onde os maiores valores de profundidade foram determinados em maio.

Em estudos realizados em um lago sob influência do rio Trombetas, como no lago Batata (Figura 6), as oscilações do nível da água provocam alterações nas características químicas, físicas e biológicas deste ecossistema (Bozelli 1991; Ferrão-Filho & Esteves 1994; Panosso *et al.* 1995; Anesio 1997; Callisto 2000; Huszar 2000). Ainda em relação ao lago Batata, Panosso & Kubrusly (2000) verificaram que existe uma variabilidade em relação aos gradientes térmicos da coluna d'água entre as diferentes épocas e estações de amostragem. Esta variabilidade se deve aos diferentes fatores ambientais tais como morfometria do lago, entrada da água proveniente do rio Trombetas, variação do nível da água e condições climatológicas da região. Pesquisas realizadas em diferentes lagos de planície de inundação amazônica (Junk 1983; Tundisi 1990) mostraram que as condições de isoterma podem ser mais facilmente observadas nos períodos de águas baixas. Com relação aos níveis de oxigênio nas camadas mais profundas dos lagos, próximas ao sedimento, estudos demonstram períodos de

anoxia em função do aumento da coluna d'água (Melack & Fisher 1983; Tundisi 1990).

1.4. Contextualização da Pesquisa

Atualmente diversos estudos sobre emissão de CH₄ já foram realizadas em áreas eutrofizadas, plantações de arroz e áreas alagáveis (wetlands). No entanto, grande parte destas pesquisas foram desenvolvidas em regiões temperadas. Apesar do avanço nos estudos do ciclo do carbono nas regiões tropicais e subtropicais, estes ainda são insuficientes para uma estimativa confiável da contribuição dos diferentes habitats na emissão global do CH₄. Os estudos são ainda mais raros quando tratamos das áreas alagáveis amazônicas. Considerando os dados que já foram gerados no que diz respeito a emissão de CH₄ em ambientes aquáticos amazônicos podemos destacar os estudos em reservatórios e alguns ambientes aquáticos de águas brancas como o Rio Amazonas e alguns lagos a ele associados. Pouco se sabe a respeito da emissão e concentração de CH₄ em lagos amazônicos de águas claras, principalmente no que diz respeito às variações espaço-temporais e entre lagos.

O pulso de inundação é conhecidamente um importante modificador das condições ambientais em função das suas fases hidrológicas influenciando no funcionamento geral dos ambientes aquáticos. Pesquisas indicam que o pulso de inundação exerce influência nas taxas de produção (metanogênese) e consumo do CH₄ (metanotrofia). No entanto, nenhuma destas pesquisas considerou os 4 períodos do ano

bem como amostragens ao longo de vários ciclos hidrológicos (vários anos). Como o pulso de inundação exerce significativa influência no funcionamento do sistema e que existe uma variação inter-anual marcante (Figura 8), estudos considerando apenas um ciclo hidrológico são insuficientes para subsidiar informações confiáveis sobre a emissão e concentração de CH₄ para um determinado ambiente. Outro fato a ser destacado refere-se às características próprias de cada ambiente aquático, tais como: formação geológica, bacia de drenagem, declividade de margem, área inundável, profundidade, comunidades biológicas e etc. Portanto, é fundamental que os estudos relacionados ao gás CH₄ sejam implementados em um número maior de lagos a fim de diminuir os erros nos cálculos e estimativas de emissão total cada vez mais constante em função do CH₄ ser um gás de efeito estufa.

Diversos estudos realizados nos ambientes aquáticos amazônicos têm destacado a importância das áreas inundáveis nas taxas de emissão de CH₄ para a atmosfera. O igapó e a área colonizada por macrófitas são conhecidamente potenciais emissores de CH₄ para a atmosfera. Mas como estas áreas dependem do período inundado para emitir o gás, quanto maior a magnitude do pulso maior será a área alagada e, conseqüentemente, maior quantidade de CH₄ poderá ser emitida. Com isso, é fundamental que nestes lagos e/ou rios sejam feitas medições de longa duração já que as variações inter-anuais são normais nestes ambientes. Além disso, poucos ou inexistentes são os estudos realizados sobre emissão de CH₄ nas áreas alagáveis em ambientes de águas claras.

Em relação ao lago Batata, também localizado na bacia hidrográfica do Rio Trombetas, boa parte deste ecossistema se encontra assoreada em função da deposição de partículas finas de material inorgânico despejado ao longo de cerca de dez anos pela atividade de mineração. Neste caso, estudos referentes ao CH₄ são importantes, pois nos dão informações sobre o efeito da poluição por aporte de matéria inorgânica sobre as concentrações e emissões deste gás. Estas informações ganham importância se considerarmos que nas últimas décadas as atividades de mineração têm crescido na região amazônica impactando diversos ambientes aquáticos, principalmente através de assoreamento.

Estudos recentes têm avaliado o papel de invertebrados bentônicos sobre os fluxos de CH₄ na interface sedimento-água e as taxas de produção e oxidação deste gás. Pode-se destacar a pesquisa realizada por Leal (2003) no lago Batata. Este autor observou que a bioturbação realizada por *Campsurus notatus* (Ephemeroptera) intensifica, dentre alguns processos, a liberação de CH₄ do sedimento para a coluna d'água bem como a oxidação deste nas camadas do sedimento. Apesar destes resultados mostrarem a importância deste macroinvertebrado bentônico nos processos relacionados ao CH₄, poucas espécies foram estudadas até então. Neste sentido, é de grande importância expandir tais avaliações para um maior número de espécies, principalmente de características funcionais distintas. Recentes trabalhos têm demonstrado que a intensidade e os efeitos da atividade de bioturbação sobre os processos ecológicos são profundamente relacionados com as características

funcionais das espécies estudadas sendo estas, por sua vez, relacionadas ao tamanho e forma do corpo, estratégia de colonização do sedimento e atividade metabólica das espécies. Estudos com este enfoque são raros o que evidencia a falta de conhecimento em relação ao papel de invertebrados bentônicos nos fluxos, produção, oxidação e emissão do CH₄.

Desta forma, o presente estudo é composto por 3 capítulos assim intitulados:

1 – Efeito do Pulso de Inundação Sobre a Concentração e Emissão de CH₄ em Lagos Amazônicos de Águas Claras.

2 – Concentração e Emissão de CH₄ no Lago Batata: Variação Espacial, Temporal e o Efeito do Rejeito de Bauxita.

3 – Ligando Interfaces: Papel de Invertebrados Bentônicos sobre Fluxos e Emissão de CH₄ entre os Compartimentos Aquáticos e a Atmosfera.

1.5. Hipóteses

Esta tese testou as seguintes hipóteses:

1. A concentração e emissão de CH₄ em lagos amazônicos são reguladas pelo pulso de inundação;
2. A concentração e emissão de CH₄ diferem entre lagos amazônicos;
3. Concentração de emissão de CH₄ variam espacialmente no lago Batata;
4. O rejeito de bauxita causa diminuição das concentrações e emissão de CH₄ no lago Batata;
5. A espécie *Heteromastus similis* (Polychaeta) altera as concentrações de CH₄ no sedimento;
6. A espécie *H. similis* intensifica os fluxos de CH₄ no sedimento para a coluna d'água e atmosfera.

1.6. Objetivos Gerais

1. Determinar as concentrações (sedimento e água) e emissão de CH₄ em diferentes lagos amazônicos de águas claras;
2. Avaliar o efeito do pulso de inundação sobre as concentrações e emissão de CH₄ e se variam entre os diferentes lagos;
3. Avaliar o período do pulso de inundação de maior emissão;
4. Avaliar a influência da concentração de oxigênio, temperatura, profundidade da coluna d'água e matéria orgânica do sedimento nas concentrações de emissão de CH₄;
5. Determinar as concentrações (sedimento e água) e emissão de CH₄ nas diferentes regiões do lago Batata (lago amazônico de águas claras);
6. Avaliar a influência do rejeito de bauxita na concentração e emissão de CH₄ no lago Batata e
7. Avaliar o efeito da presença e da densidade de *Heteromastus similis* (Polychaeta) nas concentrações de CH₄ no sedimento e nos fluxos de CH₄ através de incubações em microcosmos com a interface sedimento-água de uma lagoa costeira tropical.

Capítulo 1

Efeito do Pulso de Inundação sobre a Concentração e Emissão de CH₄ em Lagos Amazônicos de Águas Claras

Marcos Paulo Figueiredo de Barros¹, Francisco de Assis Esteves^{1,2}, João José Fonseca Leal³, Reinaldo Luiz Bozelli¹, Fábio Roland⁴, Claudio Cardoso Marinho¹, Nathan Oliveira Barros⁴, Rafael Guariento¹, André Furtado⁵ & Vinicius Farjalla¹

¹Laboratório de Limnologia, Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, CCS, Cidade Universitária, Rio de Janeiro, RJ, CEP. 21940-590, Brasil.

²Núcleo de Pesquisas em Ecologia e Desenvolvimento Sócio Ambiental de Macaé, Rodovia Amaral Peixoto, Km 181, Macaé, RJ, CEP. 27973-030, Brasil.

³Centro Federal de Educação Tecnológica de Química, Rua Lucio Tavares 1045, Nilópolis, RJ, CEP.26530-060, Brasil.

⁴Laboratório de Ecologia Aquática, Departamento de Biologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Juiz de Fora, Campus Universitário, Juiz de Fora, MG, CEP. 36036-330.

⁵Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento por Satélite, Av. Dr. Júlio Soares de Arruda, 803, Parque São Quirino, Campinas, SP, CEP. 13088-300, Brasil

Palavras chave: emissão de metano, lago amazônico, pulso de inundação, efeito estufa, ciclo do carbono

Resumo

Fatores ambientais como, por exemplo, variações do nível d'água, estratificação térmica, disponibilidade de oxigênio e matéria orgânica podem causar efeito sobre a metanogênese e metanotrofia e conseqüentemente as emissões de CH₄ para a atmosfera podem sofrer variações. Os objetivos da presente pesquisa foram: (i) determinar as concentrações (sedimento e água) e emissão de CH₄ em diferentes lagos amazônicos de águas claras e (ii) avaliar o efeito do pulso de inundação sobre as concentrações e emissão de CH₄ e se variam entre os diferentes lagos. A concentração e emissão de CH₄ foram mensuradas durante os 4 períodos do pulso de inundação (enchente, águas altas, vazante e águas baixas) ao longo dos anos 2004, 2005 e 2006 em 3 lagos amazônicos de águas claras: Batata, Mussurá e Sapucuá. Foi observado um efeito significativo do pulso de inundação sobre a concentração e emissão de CH₄, mas este não foi igual para os 3 lagos estudados. Os maiores valores de emissão de CH₄ foram observados durante o período de vazante, exceto para o Sapucuá em 2004 (maior emissão nas águas baixas) e 2006 (nenhuma diferença entre os períodos). Os valores médios totais indicaram que o lago Batata apresentou as maiores emissões com 449,5 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, seguido do Mussurá com 341,7 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ e do Sapucuá com 93,4 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. As concentrações de CH₄ na superfície da água foram inferiores a 1 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$. As concentrações no fundo foram inferiores a 1,8 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ no lago Sapucuá, e variaram de 0,49 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ a 95 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ para o Mussurá e de 0,68 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ a 39,9 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ no lago Batata. A concentração de CH₄ no sedimento foi menor para o lago Sapucuá. Foi possível concluir que: (i) Concentração e emissão de CH₄ em lagos amazônicos são regulados pelo pulso de inundação, (ii) concentração e emissão de CH₄ diferem entre lagos amazônicos de águas claras (iii) vazante é o período de maior emissão de CH₄ para a atmosfera. Desta forma, fica evidente a necessidade de estudos em lagos de diferentes formações geomorfológicas bem como de diferentes bacias de drenagem para melhor entendimento da contribuição destes ambientes nas estimativas de emissão de CH₄ para a atmosfera.

Introdução

O CH₄ exerce efeito significativo no balanço do aquecimento global e é considerado um importante gás de efeito estufa (Mosier 1998) por possuir alto poder de absorção da radiação infravermelha (IV) quando comparado ao CO₂ (21 vezes maior que o equivalente em massa) (El-Fadel & Massoud 2001). Em um ambiente aquático a liberação de CH₄ para a atmosfera depende do balanço entre a produção (metanogênese) e consumo (metanotrofia – oxidação) (Murase *et al.* 2005).

Em ambientes aquáticos, o CH₄ é produzido em sedimentos ou hipolímnio anóxicos via metanogênese e aerobicamente oxidado por bactérias metanotróficas se o oxigênio está disponível na interface sedimento-água ou na coluna d'água (Sweerts *et al.* 1991). Neste caso, pequena fração do CH₄ é liberado para a água sobrejacente (Frenzel *et al.* 1990). Portanto, a ausência de oxigênio pode estimular a produção do CH₄ em ambientes aquáticos durante a estratificação térmica e diminuir a sua oxidação levando à intensificação das emissões de CH₄ da água para a atmosfera (Casper *et al.* 2000). Assim, fatores ambientais que influenciam a disponibilidade de oxigênio na coluna d'água (ex: estratificação térmica) e disponibilidade de matéria orgânica para metanogênicas podem ser considerados como fundamentais nas taxas de emissão de CH₄ em ambientes aquáticos.

Um importante fenômeno que influencia na entrada de matéria orgânica e pode causar estratificação da coluna d'água em ambientes aquáticos tropicais é o pulso de inundação. Este fenômeno é largamente

conhecido por causar periódicas alterações no nível da água nos rios e lagos amazônicos sendo considerado por alguns autores como a principal força reguladora de todos os processos que ocorrem na planície de inundação, influenciando na ciclagem de nutrientes e fluxo de energia (Junk *et al.* 1989). A variação anual do nível da água de um rio pode ser representada por um padrão sazonal das curvas fluviométricas, podendo variar de 8 a 14 metros de profundidade e que se repete anualmente (Junk 1983; Meade *et al.* 1985). Assim, nestes ecossistemas podem ser distinguidos quatro períodos marcantes em relação ao nível d'água: enchente, águas altas, vazante e águas baixas.

Em pesquisas realizadas em diferentes lagos de planície de inundação amazônicos Junk (1983) e Tundisi *et al.* (1990) mostraram que as condições de isoterma podem ser mais facilmente observadas nos períodos de vazante e águas baixas com predomínio de material orgânico autóctone de origem fitoplanctônica. Com relação aos níveis de oxigênio, estudos demonstram períodos de anoxia nas camadas mais profundas dos lagos, próximas ao sedimento, em função do aumento da coluna d'água (Melack & Fisher 1983; Tundisi 1990). Neste caso, com o aumento do nível d'água a floresta marginal é inundada e há um grande aporte de material orgânico para o ecossistema aquático. Portanto, o pulso de inundação pode ser considerado como um importante fator controlador das concentrações e taxas de emissão de CH₄ para a atmosfera (Bartlett *et al.* 1988; Devol *et al.* 1988; Engle & Melack 2000) já que influencia na disponibilidade de matéria orgânica e oxigênio na interface sedimento-água. No entanto, estudos realizados em áreas alagáveis do

pantanal, Marani & Alvalá (2007) observaram larga variação inter-anual e espacial dos valores de profundidade interferindo nos fluxos de CH₄, principalmente no que diz respeito à frequência da emissão por bolhas (ricas em CH₄). Assim, variações anuais que possam causar alterações na frequência, intensidade e duração da inundação podem ser fatores chaves controlando a magnitude do fluxo de CH₄ para a atmosfera (Engle & Melack 2000; Altor & Mitsch 2006).

Apesar de alguns trabalhos terem estimado a emissão de CH₄ em lagos amazônicos de diferentes regiões (Bartlett *et al.* 1988; Crill *et al.* 1988; Devol *et al.* 1988; Bartlett *et al.* 1990; Engle & Melack 2000) ainda são poucos os estudos considerando os lagos das regiões tropicais sujeitos ao pulso de inundação. Assim, pouco se sabe sobre a contribuição destes ambientes para o balanço global do CH₄ (Marani & Alvala 2007) diminuindo a confiabilidade das estimativas globais. Além disso, pouco se sabe a respeito do efeito da magnitude do pulso de inundação (variação anual) no que diz respeito à concentração e emissão de CH₄ para a atmosfera, principalmente se considerarmos que a maior parte dos estudos limitou-se a áreas alagáveis de rios ou lagos de águas brancas. Os processos que controlam a origem e a distribuição do CH₄ no sedimento e na coluna d'água dos lagos amazônicos não são bem conhecidos, especialmente em ambientes de águas claras.

Desta forma, duas hipóteses foram testadas na presente pesquisa: (i) concentração e emissão de CH₄ em lagos amazônicos são regulados pelo pulso de inundação e (ii) concentração e emissão de CH₄ diferem entre lagos amazônicos. Os principais objetivos foram: (i) determinar as

concentrações (sedimento e água) e emissão de CH₄ em lagos amazônicos de águas claras, (ii) investigar o efeito do pulso de inundação sobre as concentrações e emissão de CH₄ e se variam entre os lagos e (iii) avaliar a influência da concentração de oxigênio, temperatura, profundidade da coluna d'água e matéria orgânica do sedimento nas concentrações e emissões de CH₄.

Área de Estudo

O estudo foi realizado na bacia de drenagem do Rio Trombetas, pertencente à bacia de drenagem do rio Amazonas. O rio Trombetas corre em um leito bem definido, com margens estáveis, sendo que esta feição se modifica quando atinge os sedimentos Terciários da Formação Barreiras. Nesta porção da bacia é comum a existência de lagos associados ao rio, oriundos dos trabalhos de erosão e deposição do mesmo (Figura 1). O rio Trombetas apresenta grandes variações periódicas no nível da água como reflexo das mudanças no volume de água do rio Amazonas. Os lagos desta região, associados ao rio Trombetas, apresentam variações relacionadas às fases do pulso hidrológico do rio Trombetas.

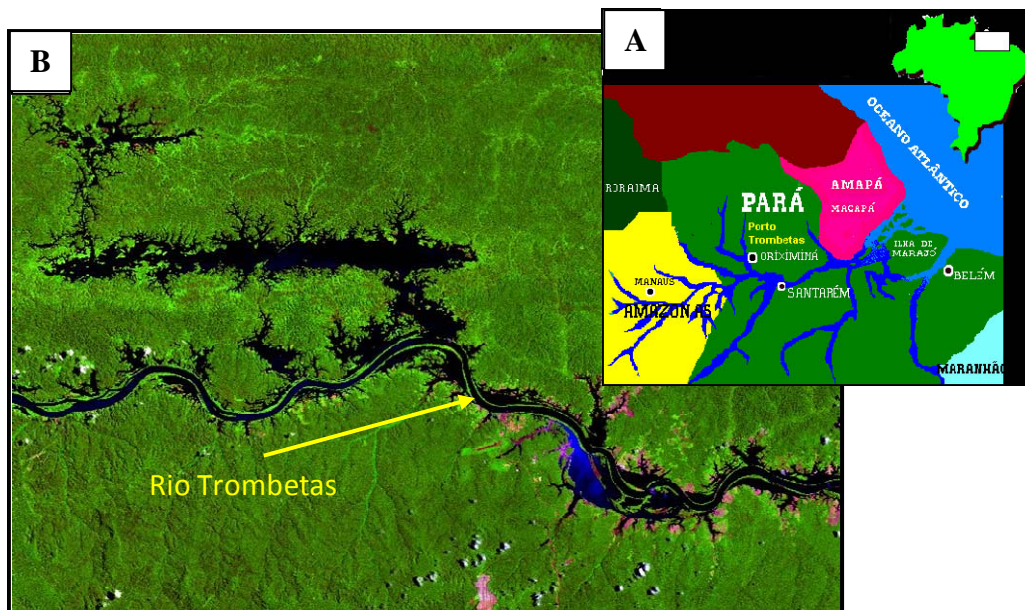


Figura 1: Localização geográfica do Rio Trombetas, Oriximiná (PA) (A) e imagem dos lagos localizados as margens do rio (B). Fonte: Mineração Rio do Norte.

Três lagos associados ao Rio Trombetas foram avaliados na presente pesquisa: lago Batata ($1^{\circ}25'S/56^{\circ}15'W$), Mussurá ($1^{\circ}26'S/56^{\circ}18'W$) e o Sapucuá ($1^{\circ}47'S/56^{\circ}02'W$) (Figura 2). Nestes ambientes podem ser distinguidos quatro períodos marcantes em relação ao nível d'água: enchente, águas altas, vazante e águas baixas. No entanto, a amplitude do pulso de inundação é variável inter-anualmente (Figura 3). Segundo a tipologia de rios amazônicos proposta por Sioli (1984), o Rio Trombetas e, conseqüentemente, os três lagos estudados na presente pesquisa, são corpos d'água de águas claras, caracterizados por águas ligeiramente ácidas com baixas concentrações de nutrientes e substâncias húmicas e pobres em partículas em suspensão.

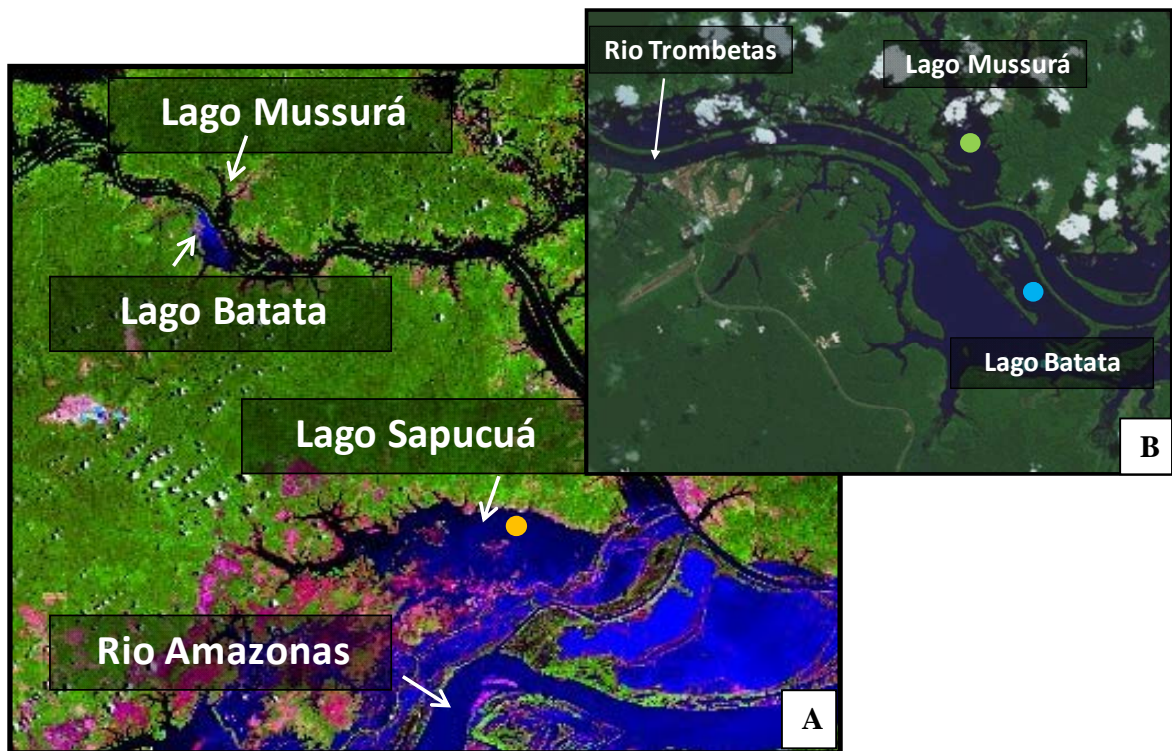


Figura 2: Localização dos lagos Batata, Mussurá e Sapucúá. A cor da água do rio Trombetas (águas claras) é preta na imagem de satélite, diferentemente da cor observada para as águas brancas do rio Amazonas (coloração azul clara na imagem de satélite). No lago Sapucúá nota-se a coloração escura e azul clara indicando a influência das águas dos igarapés que drenam na porção oposta a boca do lago e das águas do rio Amazonas, com a dos igarapés. O círculo em laranja indica o ponto amostral no Sapucúá (A). Em detalhe as estações de coleta dos lagos Batata (círculo azul) e Mussurá (círculo verde) (B). Fonte: Mineração Rio do Norte.

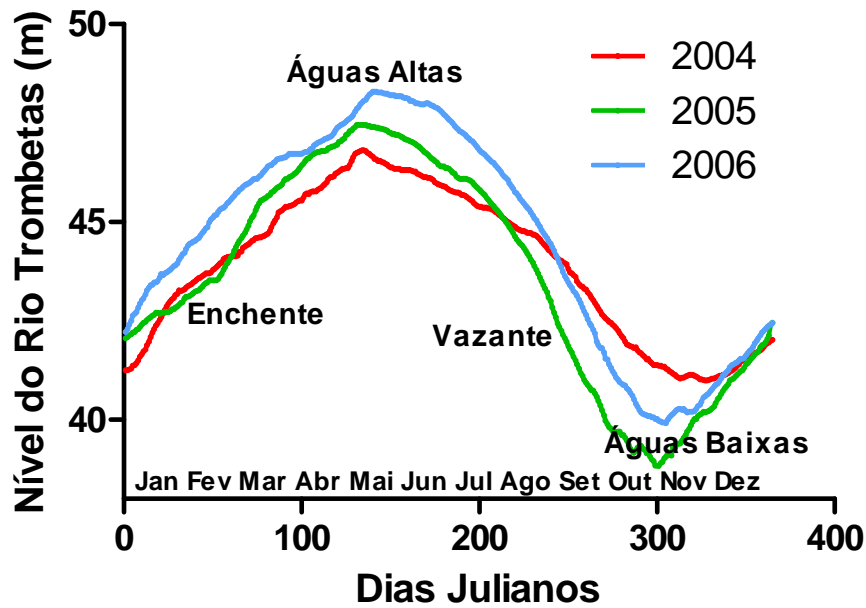


Figura 3: Curva de nível do Rio Trombetas determinados durante os anos de estudo. Os meses e os 4 períodos do pulso de inundação são indicados.

Por estar localizado paralelamente ao Rio Trombetas, o lago Batata apresenta características semi-lênticas durante o período de águas altas em função da grande conexão rio-lago. A correnteza do rio permite intensa movimentação de massa d'água favorecendo a mistura das camadas de água podendo evitar a estratificação da coluna d'água durante esta fase do pulso (Esteves *et al.* 1994). Diferente do lago Batata, o lago Mussurá está localizado perpendicularmente ao rio Trombetas e é considerado dendrítico. Normalmente observa-se estratificação da coluna d'água, principalmente nos períodos de enchente e águas altas. Suas águas são mais estagnadas e menos sujeitas a ação do vento devido a sua formação geomorfológica. O lago Sapucaá está disposto perpendicularmente ao rio Trombetas, mas parte do lago apresenta-se paralelamente ao Rio Amazonas e alguns canais com águas

deste que drenam para o Rio Trombetas. Com isso, durante o período de águas altas este lago recebe influência de ambientes de água branca, sendo observados em alguns momentos alguma mistura de água clara e água branca. Além disso, na porção final do lago (ponto mais distante da boca do lago) drenam alguns igarapés, como por exemplo, os igarapés Saracá e Araticum que contribuem com águas cristalinas.

Material e Métodos

Periodicidade, estações e parâmetros analisados

Nos três lagos estudados foram realizadas amostragens representando os quatro períodos do pulso de inundação (enchente, águas altas, vazante e águas baixas) durante os anos de 2004, 2005 e 2006. Os níveis do rio Trombetas nestes três anos são demonstrados na figura 3.

No campo, foram determinados os valores de profundidade do lago, temperatura (°C) e concentração de oxigênio dissolvido (oxímetro YSI) da coluna d' água (superfície e fundo). Dados referentes à flutuação do nível da água do Rio Trombetas foram cedidos pela Mineração Rio do Norte.

Em cada estação foram coletadas amostras de água, de superfície (n=5) e fundo (n=5) e sedimento (n=5) para a determinação das concentrações de CH₄. Também foram coletadas amostras (n=9) de gás emitido por cada lago estudado para a determinação da emissão de CH₄ para a atmosfera. Foram coletadas amostras de sedimento para a determinação da matéria orgânica (n=5).

Amostragem e determinação das concentrações de CH₄

Para obter amostras de gás emitidos pela coluna d'água nos 3 lagos, foram colocados funis invertidos de 30 cm de diâmetro com tubos de vidro acoplados na parte superior. Estes funis (coletores de gás) são estruturas utilizadas para estimar a emissão de CH₄ em ambientes aquáticos (Huttunen *et al.* 2001). Os funis foram colocados na lâmina d'água com bóias para proporcionar flutuação e fixados no sedimento do lago através de poitas (Figura 4) permanecendo no lago de 16 a 24 horas. Após o período de incubação os tubos de vidro foram retirados do funil e tampados com septo de borracha para posterior determinação de CH₄. Os tubos de vidro foram tampados debaixo d'água evitando entrada de ar.

Para determinação da concentração de CH₄ na coluna d'água foi utilizada seringa e agulha, sendo coletados 15mL de água e adicionados em frascos de 28ml com septo de borracha. Nestes frascos, foram adicionados previamente o equivalente a 20% (p/v) de NaCl e após a colocação da tampa foi retirado o ar, para a produção de vácuo, de dentro do frasco com auxílio de uma seringa de 50ml com agulha. As amostras foram acondicionadas sobre refrigeração para posterior determinação da concentração de CH₄.

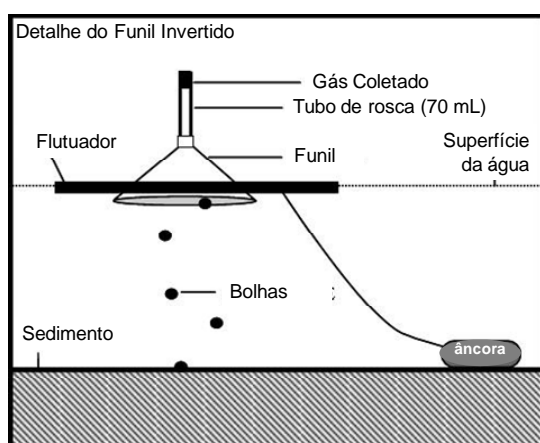


Figura 4: Esquema do aparato (funil invertido) utilizado na captura do gás emitido pelos lagos Batata, Mussurá e Sapucuá.

O sedimento foi coletado através de um tubo de acrílico (amostrador tipo Kajak com 8 cm de diâmetro interno e 50 cm de comprimento) modificado do modelo proposto por Ambühl & Bühler (1978). De cada amostra de sedimento coletada foi retirada a fração de 5cm da camada superficial e desta aproximadamente 10g foram colocados em frascos de vidro de 25mL sendo adicionados logo após 4ml de solução de NaOH 4%. Os frascos foram fechados com septo de borracha, agitados vigorosamente e armazenados a baixa temperatura no escuro.

Determinação da concentração de CH₄

As análises foram realizadas por cromatografia gasosa. Após agitação, foi retirado, com auxílio de uma seringa, 1ml da fração gasosa de cada frasco sendo injetado num cromatógrafo gasoso modelo Star 3400 da Varian com injetor “looping” de 250µL. Condições cromatográficas: coluna Poropak-Q (60/100 mesh) a 85°C, injetor a 120°C e detetor FID a 200°C, sendo utilizado nitrogênio como gás de arraste.

Variáveis abióticas do sedimento

Do sedimento coletado para determinação do CH₄ também foram retiradas alíquotas para a determinação da matéria orgânica, através de incineração à 550 °C durante 4 horas (Jackson 1962) pela calcinação em mufla e determinação da água intersticial através da diferença entre peso úmido e peso seco.

Análises Estatísticas

Foi utilizada uma Análise de Variância com medidas repetidas (RM-ANOVA) para se avaliar os efeitos individuais e interativos do pulso de inundação e da identidade do lago tanto na emissão quanto na concentração de CH₄ da água (superfície e fundo, em modelos independentes) e no sedimento. As variáveis respostas foram tratadas como variáveis dependentes correspondentes ao fator repetido pulso de inundação (n = 4). O fator independente do modelo correspondeu a identidade do lago (n = 3; Lago Batata, Lago Mussurá, Lago Sapucuá). Para distinguir diferenças significativas entre os níveis dos tratamentos (teste post hoc), com o objetivo de comparar as diferenças das variáveis respostas entre os períodos como uma escala intra-anual (fator Pulso), foram efetuadas análises de contrastes do modelo da ANOVA. Uma análise de tendência polinomial quadrática foi aplicada para se avaliar padrões temporais específicos quanto ao pulso de inundação dentro de cada ano para cada lago. Os resultados da análise polinomial quadrática indicam uma tendência unimodal ao longo dos diferentes períodos de pulso de inundação. Uma análise de tendência repetida também foi utilizada para se avaliar diferenças ao longo dos anos amostrados.

Com o objetivo de verificar as possíveis correlações entre profundidade da coluna d'água, temperatura da água, concentração de oxigênio, matéria orgânica no sedimento, concentração de metano na água e no sedimento e emissão de metano e, ainda verificar as principais variáveis estruturadoras dos lagos Batata, Mussurá e Sapucuá foi utilizada uma Análise de Componentes Principais (ACP). Nesta, as

variáveis profundidade da coluna d'água, temperatura da água, concentração de oxigênio, matéria orgânica no sedimento, concentração de metano na água e no sedimento foram utilizadas como variáveis ativas e, a variável emissão de metano foi utilizada como variável passiva/suplementar. Para tal análise os dados foram transformados ($\log x+1$) sendo utilizado o pacote estatístico Statistic 7. As variáveis com distância $<0,25$ à um dos eixos foram consideradas não significativas para as correlações observadas de acordo com o cálculo $d=2/m$; onde d é distância do vetor ao eixo e m é número de variáveis ativas. Os eixos foram considerados significativos de acordo com a relação % explicativa do eixo e autovetor.

Resultados

O percentual de matéria orgânica (peso seco do sedimento) determinados para os lagos Batata, Mussurá e Sapucuá são mostrados na tabela 1 enquanto que os valores de profundidade, temperatura (superfície e fundo) e oxigênio (superfície e fundo) da coluna d'água determinados nos três lagos são mostrados na tabela 2.

Tabela 1: Valores médios e desvio padrão (DP) do percentual de matéria orgânica do sedimento determinadas para os lagos estudados. As letras A e B indicam se as diferenças dos valores são significativas.

Lago	Matéria Orgânica (% peso seco)	DP	ANOVA (Tukey, $p<0,05$)
Batata	21,73	0,66	A
Mussurá	21,95	0,72	A
Sapucuá	12,71	1,20	B

Tabela 2: Valores de profundidade, temperatura da coluna d'água e oxigênio dissolvido (superfície – S e fundo – F) determinados nos lagos Batata, Mussurá e Sapucuá ao longo dos 4 períodos do pulso de inundação (EN= enchente, AA= águas altas, VZ= vazante e AB= águas baixas) de cada ano. * Não foi determinado.

			Prof. (m)	Temp. (°C)		O ₂ (mg·L ⁻¹)	
				S	F	S	F
Lago Batata	2004	EN	4,8	29,6	29,3	6,89	4,45
		AA	7,0	29,8	28,1	6,73	5,92
		VZ	4,5	32,8	30,9	5,92	1,41
		AB	1,9	32,3	32,3	7,83	7,58
	2005	EN	6,4	30,2	29,3	6,50	5,45
		AA	7,5	30,5	27,9	6,61	5,88
		VZ	1,8	31,0	30,0	7,38	7,15
		AB	1,9	30,4	29,1	6,46	6,19
	2006	EN	8,0	30,4	28,5	5,43	5,91
		AA	8,8	29,1	26,2	7,68	5,90
		VZ	3,5	31,5	30,7	5,12	4,83
		AB	1,9	32,4	31,8	7,04	*
Lago Mussurá	2004	EN	4,9	29,2	27,6	5,62	1,53
		AA	6,8	30,6	27,9	5,99	1,28
		VZ	4,1	31,5	30,7	6,17	1,59
		AB	1,3	32,3	32,3	7,34	7,26
	2005	EN	5,3	28,8	26,7	5,32	1,85
		AA	7,5	28,5	27,2	6,60	0,75
		VZ	1,3	31,5	31,5	6,96	6,25
		AB	2,3	30,1	28,6	6,17	2,02
	2006	EN	7,2	29,3	26,1	5,57	0,79
		AA	8,5	28,6	25,6	8,05	0,41
		VZ	3,4	31,7	30,3	4,93	4,28
		AB	2,1	31,1	31,1	5,84	5,06
Lago Sapucuá	2004	EN	4,5	33,5	29,0	9,59	3,20
		AA	6,3	30,7	29,3	6,44	6,05
		VZ	4,8	31,8	31,0	6,79	6,83
		AB	2,0	32,2	32,0	9,15	9,07
	2005	EN	5,5	31,0	30,0	6,51	6,01
		AA	7,4	31,3	29,8	6,74	5,99
		VZ	1,8	31,4	30,4	7,34	7,08
		AB	2,1	30,2	29,5	6,32	*
	2006	EN	7,5	30,1	29,2	5,58	4,27
		AA	8,5	30,1	29,0	6,82	6,21
		VZ	5,0	31,8	31,4	6,23	6,31
		AB	2,3	31,2	31,8	6,28	7,34

Emissão de CH₄

Foi observado um efeito significativo do pulso de inundação (RM-ANOVA, $F=1053,1$; $p<0,0001$) e da identidade dos lagos (RM-ANOVA, $F=717,0$; $p<0,0001$) sobre os valores de emissão de CH₄.

De forma geral, os maiores valores de emissão de CH₄ foram observados no período de vazante (tabela 3, figuras 5 a, b, c), no entanto, o efeito do pulso de inundação não foi igual entre os anos amostrados sendo evidenciado a partir da interação significativa *Ano-Pulso* (RM-ANOVA, $F=101,8$; $p<0,0001$) e através do pós-teste de análise de contrastes. Através desta observamos que apesar da emissão de CH₄ ter sido significativamente diferente entre os períodos do pulso para todos os lagos (figuras 5 a, b, c), no ano de 2006 o pulso influenciou de modo distinto nos lagos Batata (pós-teste de análise de contrastes RM-ANOVA $F=0,001$; $p=0,97$) e Sapucaá (pós-teste de análise de contrastes RM-ANOVA $F=0,008$; $p=0,92$). Assim, o padrão observado (*Ano-Pulso*) para o Batata (2004 e 2005) e Mussurá (2004 e 2005) não repetiu-se em 2006. Também foi possível observar que de forma geral as maiores emissões de CH₄ foram observadas no ano de 2004 (RM-ANOVA, $p<0,05$) (tabela 3).

O efeito do pulso de inundação também não foi igual quando comparado entre lagos, sendo evidenciado a partir da interação significativa *Pulso-Lago* (RM-ANOVA, $F=127,0$; $p<0,0001$) e também pelo pós-teste de análise de contrastes. A identidade dos lagos teve efeito significativo na emissão de CH₄, onde foi possível observar que todos os lagos diferiram entre si (pós-teste de análise de contrastes RM-

ANOVA; Batata versus Mussurá, $F=199,0$; Batata versus Sapucuá $F=1405,3$; Mussurá versus Sapucuá, $F=546,6$; $p<0,0001$), sendo os valores significativamente maiores para o lago Batata (RM-ANOVA, $p<0,05$).

Concentração de CH₄ na água (superfície)

Foi observado um efeito significativo do pulso de inundação (RM-ANOVA, $F=213,3$; $p<0,0001$) e da identidade dos lagos (RM-ANOVA, $F=218,5$; $p<0,0001$) sobre os valores de concentração de CH₄ mensurados na superfície da coluna d'água. Maiores valores de concentração de CH₄ na superfície foram observados nos períodos de vazante e águas baixas, no entanto, este padrão não foi mantido, uma vez que o efeito do pulso de inundação não foi igual ao longo dos anos amostrados, sendo evidenciado a partir da interação significativa *Ano-Pulso* (RM-ANOVA, $F=347,9$; $p<0,0001$). Também foi possível observar que de forma geral as maiores concentrações de CH₄ foram observadas no ano de 2005 (tabela 4).

Tabela 3. Valores médios de emissão de CH₄ (μmol.m⁻².d⁻¹) determinados nos lagos Batata, Mussurá e Sapucuá ao longo dos 4 períodos (EN= enchente, AA= águas altas, VZ= vazante e AB= águas baixas) de cada ano. Também são expostos os valores médios por cada ano, período e lago. Entre parênteses são mostrados os valores de desvio padrão.

Lago	Período	2004	2005	2006	Média <i>por período</i>	Média <i>por lago</i>
Lago Batata	EN	40,9 (40,0)	0,16 (0,03)	19,9 (16,9)	20,36	449,51
	AA	302,3 (221,5)	0,37 (0,24)	0,16 (0,16)	100,95	
	VZ	2884,8 (1611,9)	687,6 (261,9)	703,9 (193,3)	1425,45	
	AB	660,2 (214,3)	11,1 (10,5)	82,4 (49,3)	251,29	
	Média	972,08	174,82	201,64		
Lago Mussurá	EN	0,41 (0,23)	0,04 (0,05)	8,98 (13,4)	3,14	341,78
	AA	311,0 (361,3)	0,17 (0,10)	0,93 (2,49)	104,06	
	VZ	1976,1 (1294,4)	1303,9 (406,2)	459,1 (245,0)	1246,45	
	AB	25,8 (17,8)	12,1 (12,1)	2,38 (3,92)	13,48	
	Média	578,39	329,09	117,87		
Lago Sapucuá	EN	0,42 (0,15)	0,22 (0,08)	0,47 (0,14)	0,37	93,45
	AA	0,13 (0,05)	0,12 (0,03)	0,19 (0,08)	0,15	
	VZ	1,44 (0,29)	194,6 (88,0)	0,33 (0,25)	65,48	
	AB	923,2 (552,0)	0,11 (0,03)	0,12 (0,03)	307,82	
	Média	231,31	48,78	0,28		

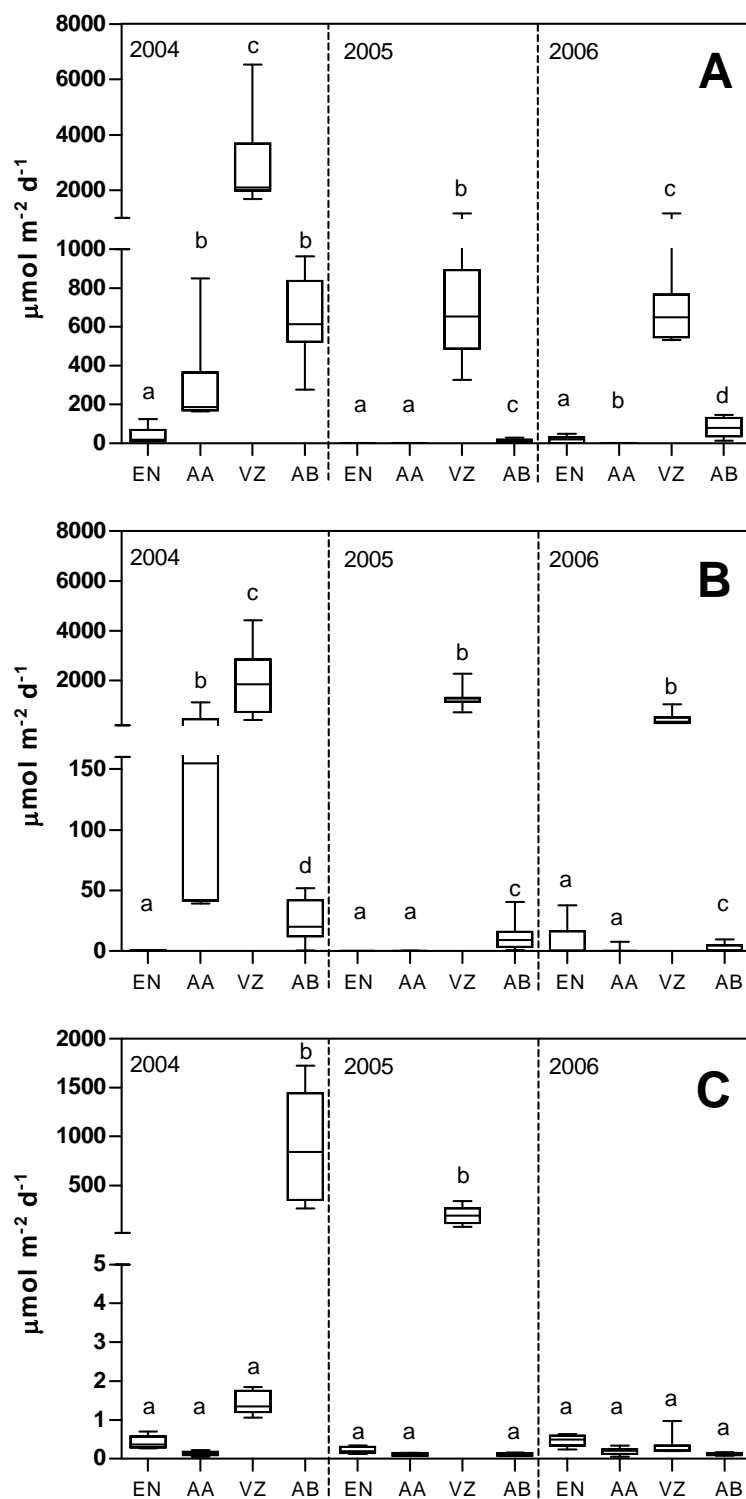


Figura 5: Emissão de CH₄ nos lagos Batata (A), Mussurá (B) e Sapucuá (C) determinados ao longo dos 4 períodos (EN= enchente, AA= águas altas, VZ= vazante e AB= águas baixas) de cada ano amostrado. Letras iguais indicam diferenças não significativas. Linhas verticais indicam valores mínimos e máximos e as horizontais no interior da caixa são as medianas. As caixas representam 75% dos valores encontrados.

O efeito do pulso sobre as concentrações de CH₄ na superfície da coluna d'água também variou para cada lago estudado sendo evidenciado a partir da interação significativa *Pulso-Lago* (RM-ANOVA, F=132,3; p<0,0001). A identidade dos lagos teve efeito significativo na concentração de CH₄ na superfície, onde foi possível observar que de forma geral apenas o lago Sapucuí diferenciou dos demais (pós-teste de análise de contrastes RM-ANOVA, F=18,38 e 19,65 para Batata versus Sapucuí e Mussurá versus Sapucuí, respectivamente, p<0,005), sendo os maiores valores observados nos lagos Batata e Mussurá (pós-teste de análise de contrastes RM-ANOVA, F=1,58; p=0,327) (tabela 4, figuras 6 a, b, c).

Tabela 4. Valores médios de concentração de CH₄ (μmol.L⁻¹) na superfície da coluna d'água determinados nos lagos Batata, Mussurá e Sapucuá, ao longo dos 4 períodos (EN= enchente, AA= águas altas, VZ= vazante e AB= águas baixas) de cada ano. Também são expostos os valores médios por cada ano, período e lago. Entre parênteses são mostrados os valores de desvio padrão.

Lago	Período	2004	2005	2006	Média <i>por período</i>	Média <i>por lago</i>
Lago Batata	EN	0,26 (0,02)	0,21 (0,02)	0,49 (0,09)	0,32	0,44
	AA	0,43 (0,04)	0,31 (0,02)	0,37 (0,02)	0,37	
	VZ	0,28 (0,05)	0,88 (0,14)	0,44 (0,03)	0,53	
	AB	0,72 (0,04)	0,77 (0,11)	0,12 (0,05)	0,54	
	Média	0,42	0,54	0,36		
Lago Mussurá	EN	0,29 (0,02)	0,28 (0,01)	0,29 (0,01)	0,29	0,45
	AA	0,28 (0,01)	0,27 (0,05)	0,36 (0,02)	0,30	
	VZ	0,39 (0,04)	0,91 (0,07)	0,51 (0,08)	0,60	
	AB	0,69 (0,02)	1,05 (0,07)	0,07 (0,01)	0,60	
	Média	0,41	0,63	0,31		
Lago Sapucuá	EN	0,28 (0,07)	0,28 (0,02)	0,30 (0,03)	0,29	0,31
	AA	0,31 (0,01)	0,26 (0,04)	0,41 (0,01)	0,33	
	VZ	0,40 (0,01)	1,04 (0,12)	0,32 (0,01)	0,59	
	AB	0,13 (0,02)	0,03 (0,01)	0,002 (0,0007)	0,05	
	Média	0,28	0,40	0,26		

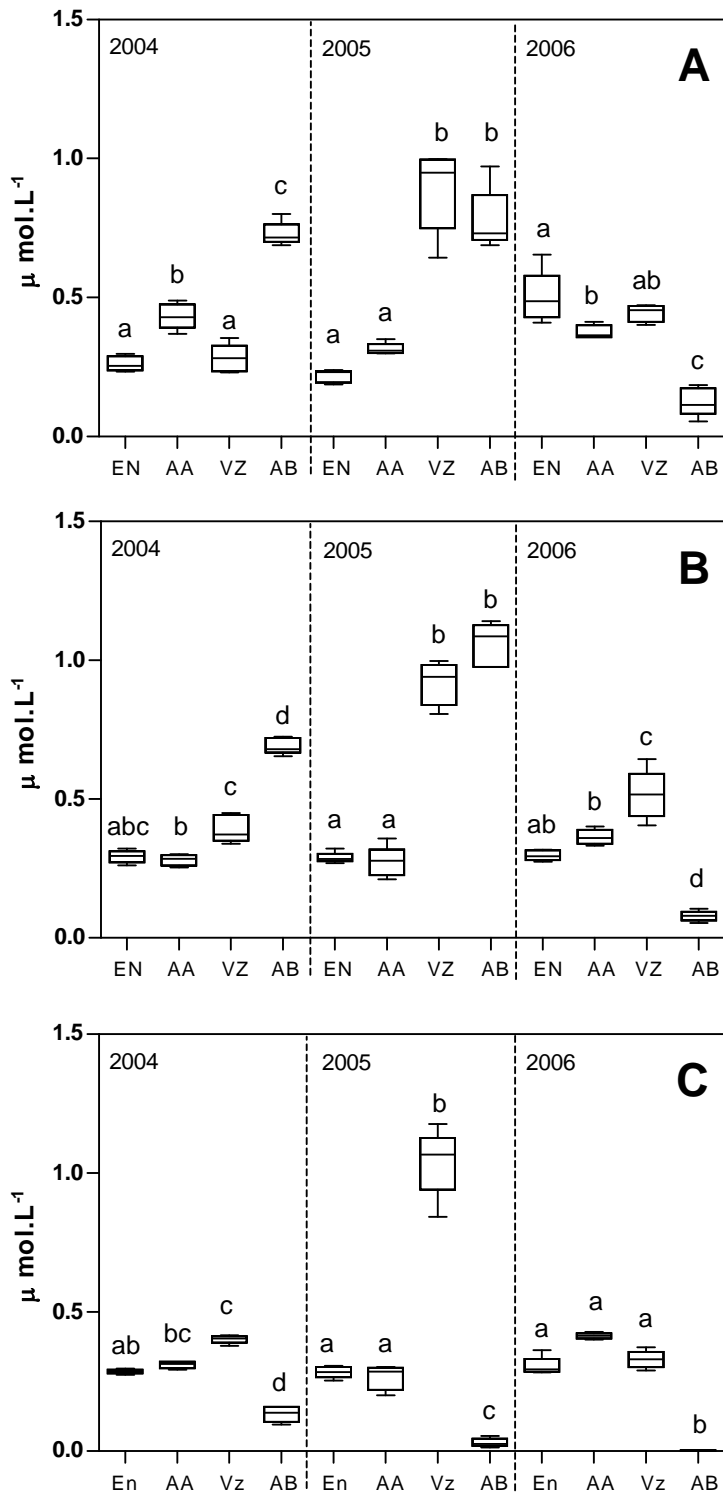


Figura 6: Concentração de CH₄ na superfície da água nos lagos Batata (A), Mussurá (B) e Sapucuá (C) determinados ao longo dos 4 períodos (EN= enchente, AA= águas altas, VZ= vazante e AB= águas baixas) de cada ano amostrado. Letras iguais indicam diferenças não significativas. Linhas verticais indicam valores mínimos e máximos e as horizontais no interior da caixa são as medianas. As caixas representam 75% dos valores encontrados.

Concentração de CH₄ na água (fundo)

Foi observado um efeito significativo do pulso de inundação (RM-ANOVA, $F=302,9$; $p<0,0001$) e da identidade dos lagos (RM-ANOVA, $F=1396,9$; $p<0,0001$) sobre os valores de concentração de CH₄ mensurados no fundo da coluna d'água. Para o lago Batata os maiores valores foram observados no período de vazante. No entanto, não foi observada diferença significativa entre os períodos no ano de 2005 e para 2006 a concentração de CH₄ no fundo da coluna d'água só foi maior em relação ao período de águas baixas para este lago (tabela 5, figura 7a). Diferentemente ao lago Batata, o lago Mussurá apresentou os maiores valores no período de águas altas em 2005 e 2006 (tabela 5, figura 7b) e durante a vazante em 2004. No lago Sapucúá só foi observada diferença significativa entre os períodos em 2005 sendo a vazante o de maior concentração de CH₄ (tabela 5, figura 7c). Desta forma, não foi observado um padrão uma vez que o efeito do pulso de inundação não foi igual ao longo dos anos amostrados (tabela 5, figura 7 a, b, c). Este fato foi evidenciado a partir da interação significativa *Ano-Pulso* (RM-ANOVA, $F=127,5$; $p<0,0001$). Também foi possível observar que de forma geral as maiores concentrações de CH₄ foram observadas no ano de 2005 para o Lago Batata e de 2006 para o Lago Mussurá (tabela 5).

O efeito do pulso sobre as concentrações de CH₄ também variou para cada lago estudado sendo evidenciado a partir da interação significativa *Pulso-Lago* (RM-ANOVA, $F=176,2$; $p<0,0001$). A identidade dos lagos teve efeito significativo na concentração de CH₄ no fundo, onde foi possível observar que de forma geral apenas o Lago

Mussurá se diferenciou dos demais (pós-teste de análise de contrastes RM-ANOVA, $F=13,1$ e $29,7$ para Mussurá versus Batata e Mussurá versus Sapucúá, respectivamente, $p<0,05$), sendo os maiores valores observados para o lago Mussurá (tabela 5). Não foram observadas diferenças significativas entre os lagos Batata e Sapucúá (pós-teste de análise de contrastes RM-ANOVA, $F=2,3$; $p=0,34$).

Tabela 5. Valores médios de concentração de CH₄ (μmol.L⁻¹) no fundo da coluna d'água determinados nos lagos Batata, Mussurá e Sapucuá, ao longo dos 4 períodos (EN= enchente, AA= águas altas, VZ= vazante e AB= águas baixas) de cada ano. Também são expostos os valores médios totais por ano, períodos e lagos. Entre parênteses são mostrados os valores de desvio padrão.

Lago	Período	2004	2005	2006	Média <i>por período</i>	Média <i>por lago</i>
Lago Batata	EN	2,27 (0,07)	2,30 (0,43)	2,0 (0,50)	2,19	5,25
	AA	2,59 (0,47)	1,56 (0,48)	2,23 (0,89)	2,13	
	VZ	39,9 (20,4)	2,86 (0,57)	2,55 (1,35)	15,1	
	AB	1,72 (0,17)	2,29 (1,13)	0,68 (0,19)	1,56	
	Média	11,63	2,25	1,86		
Lago Mussurá	EN	1,69 (0,26)	2,34 (0,73)	16,4 (1,31)	6,83	13,70
	AA	4,99 (0,80)	17,8 (0,42)	95,4 (5,38)	39,43	
	VZ	15,1 (4,61)	2,52 (1,0)	4,48 (1,07)	7,37	
	AB	1,43 (0,17)	1,61 (0,34)	0,49 (0,17)	1,18	
	Média	5,81	6,07	29,22		
Lago Sapucuá	EN	0,70 (0,12)	0,77 (0,17)	0,50 (0,03)	0,66	0,50
	AA	0,41 (0,03)	0,30 (0,01)	0,36 (0,02)	0,36	
	VZ	0,42 (0,01)	1,80 (0,67)	0,42 (0,12)	0,88	
	AB	0,26 (0,01)	0,09 (0,01)	0,005 (0,002)	0,12	
	Média	0,45	0,74	0,32		

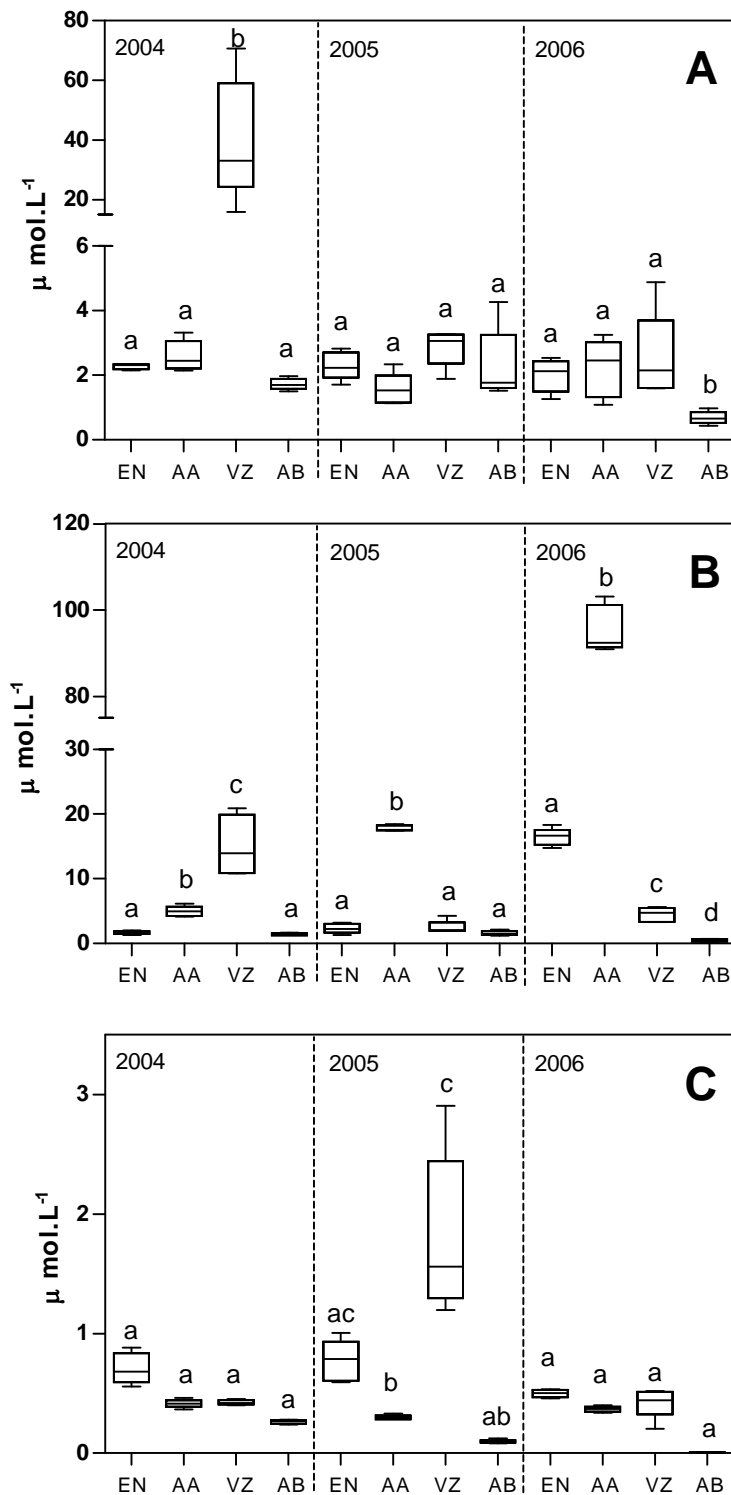


Figura 7: Concentração de CH_4 no fundo da água nos lagos Batata (A), Mussurá (B) e Sapucuá (C) determinados ao longo dos 4 períodos (EN= enchente, AA= águas altas, VZ= vazante e AB= águas baixas) de cada ano amostrado. Letras iguais indicam diferenças não significativas. Linhas verticais indicam valores mínimos e máximos e as horizontais no interior da caixa são as medianas. As caixas representam 75% dos valores encontrados.

Concentração de CH₄ no Sedimento

Foi observado um efeito significativo do pulso de inundação (RM-ANOVA, $F=118,6$; $p<0,0001$) e da identidade dos lagos (RM-ANOVA, $F=927,8$; $p<0,0001$) sobre os valores de concentração de CH₄ mensurados no sedimento. De forma geral os maiores valores de concentração de CH₄ no sedimento foram observados nos períodos de águas altas e vazante (tabela 6, figura 8 a, b, c), no entanto, este padrão não foi mantido uma vez que o efeito do pulso de inundação não foi igual ao longo dos anos amostrados sendo evidenciado a partir da interação significativa *Ano-Pulso* (RM-ANOVA, $F=30,4$; $p<0,0001$).

O efeito do pulso sobre as concentrações de CH₄ também variou para cada lago estudado sendo evidenciado a partir da interação significativa *Pulso-Lago* (RM-ANOVA, $F=14,4$; $p<0,0001$). A identidade dos lagos também teve efeito significativo na concentração de CH₄ no sedimento, onde foi possível observar que de forma geral apenas o Lago Sapucuí se diferenciou dos demais (pós-teste de análise de contrastes RM-ANOVA, $F=26,2$ e $69,3$ para Batata versus Sapucuí e Mussurá versus Sapucuí, respectivamente, $p<0,05$), sendo os maiores valores observados nos lagos Batata e Mussurá (pós-teste de análise de contrastes RM-ANOVA, $F=2,3$; $p=0,72$) (tabela 6).

Considerando os 4 períodos amostrados a cada ano observamos que as maiores concentrações de CH₄ no sedimento do lago Batata foram observadas em 2006 (análise de contrastes RM-ANOVA, $F=35,2$; $p<0,001$) (tabela 6, figura 8a). Para o lago Mussurá os maiores valores foram observados em 2004 (análise de contrastes RM-ANOVA, $F=35,7$;

p<0,001) (tabela 6, figura 8b) e para o lago Sapucuá os maiores valores foram obtidos em 2005 (pós-teste de análise de contrastes RM-ANOVA, F=32,6; p<0,001) (tabela 6, figura 8c).

Tabela 6. Valores médios de concentração de CH₄ (μmol.L⁻¹) no sedimento determinados nos lagos Batata, Mussurá e Sapucuá, ao longo dos 4 períodos (EN= enchente, AA= águas altas, VZ= vazante e AB= águas baixas) de cada ano. Também são expostos os valores médios totais por ano, períodos e lagos. Entre parênteses são mostrados os valores de desvio padrão.

Lago	Período	2004	2005	2006	Média <i>por período</i>	Média <i>por lago</i>
Lago Batata	EN	191,6 (8,0)	96,5 (11,3)	311,0 (126,0)	199,7	410,9
	AA	414,9 (28,5)	571,3 (71,7)	705,9 (189,0)	564,0	
	VZ	408,1 (45,2)	577,6 (84,1)	444,3 (21,0)	476,7	
	AB	457,9 (38,6)	331,2 (89,0)	420,7 (31,1)	403,3	
	Média	368,1	394,2	470,5		
Lago Mussurá	EN	1361,3 (113,2)	76,97 (11,3)	169,6 (30,4)	536,0	448,9
	AA	567,0 (56,4)	745,1 (80,2)	393,7 (181,8)	568,6	
	VZ	261,5 (14,9)	538,8 (117,0)	437,5 (33,1)	412,6	
	AB	294,1 (61,3)	170,7 (70,4)	370,6 (97,5)	278,5	
	Média	621,0	382,9	342,8		
Lago Sapucuá	EN	8,18 (1,11)	66,2 (16,1)	31,9 (28,1)	35,4	106,6
	AA	43,9 (4,64)	341,9 (51,9)	125,2 (21,5)	170,3	
	VZ	131,6 (9,6)	142,0 (36,7)	100,2 (36,7)	124,6	
	AB	121,6 (37,3)	82,0 (3,31)	85,0 (31,0)	96,2	
	Média	76,3	158,0	85,6		

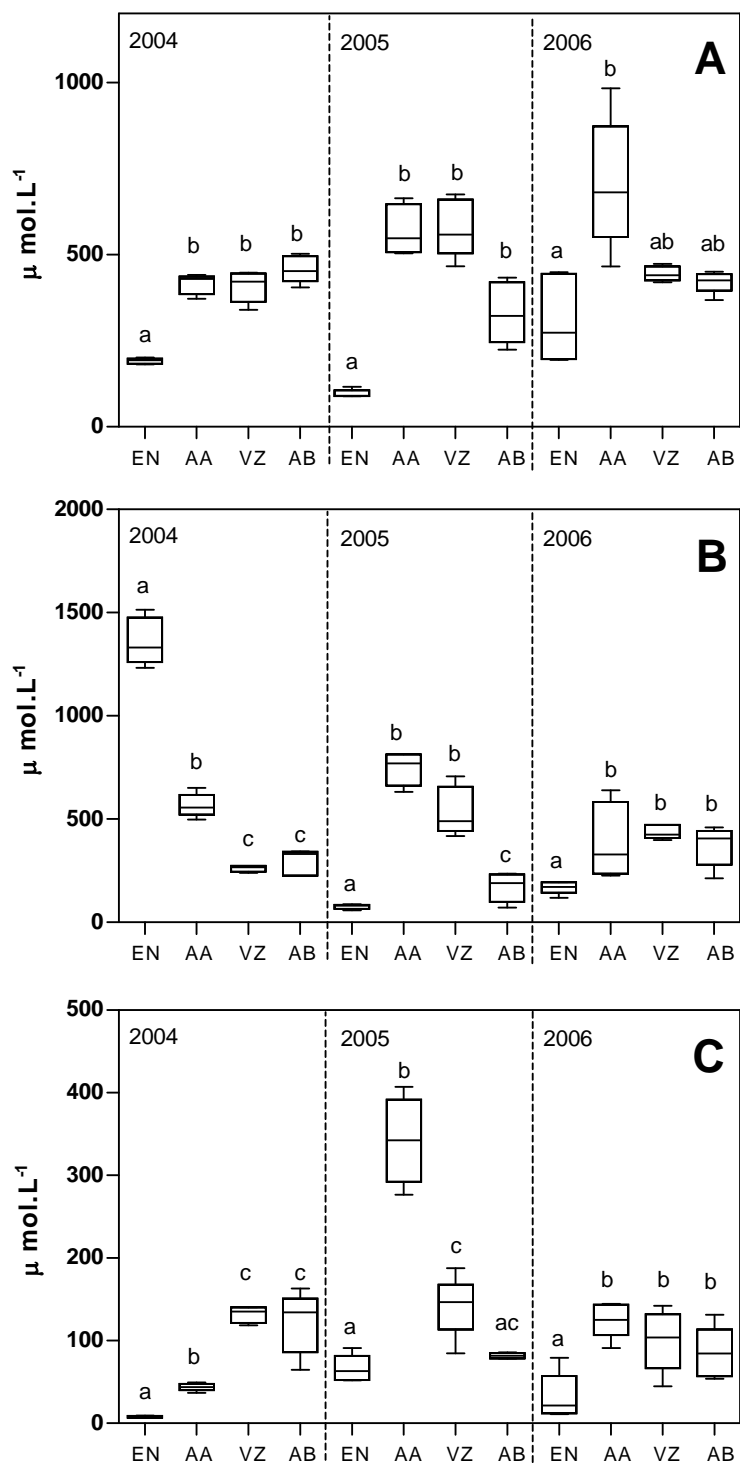


Figura 8: Concentração de CH₄ no sedimento nos lagos Batata (A), Mussurá (B) e Sapucuá (C) determinados ao longo dos 4 períodos (EN= enchente, AA= águas altas, VZ= vazante e AB= águas baixas) de cada ano amostrado. Letras iguais indicam diferenças não significativas. Linhas verticais indicam valores mínimos e máximos e as horizontais no interior da caixa são as medianas. As caixas representam 75% dos valores encontrados.

Análise de Componentes Principais (PCA)

Na Análise de Componentes Principais (PCA), com os dados referentes ao lago Batata, a porcentagem total da variância explicada pelo eixo 1 foi de 34,57% e pelo eixo 2 foi de 30,46%, sendo ambos considerados significativos. O autovalor do eixo 1 foi de 3,11 e do eixo 2 foi de 2,74. Destaca-se a contribuição das variáveis: profundidade e temperatura da água (superfície e fundo) para o eixo 1 e da concentração de oxigênio no fundo e concentração de CH₄ na superfície da água para o eixo 2 (tabela 7). Concentração de CH₄ no sedimento não apresentou significância ($d < 0,25$) no padrão das correlações (Figura 9). A emissão de metano apresentou maior relação com o eixo 1 e às variáveis mais importantes para este eixo. Desta maneira, a emissão de metano se correlacionou positivamente à temperatura (superfície e fundo) e negativamente à profundidade (Figura 9).

Tabela 7: Contribuição e correlação das variáveis utilizadas na PCA - ativas e passivas - aos eixos significativos na análise.

Variáveis	Contribuição das Variáveis aos Eixos		Correlação das Variáveis com os Eixos	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Profundidade	0,20	0,10	0,79	0,52
Temp. (superfície)	0,25	0,01	-0,88	0,20
Temp. (fundo)	0,26	< 0,01	-0,89	-0,01
[O ₂] (superfície)	< 0,01	0,14	0,06	-0,62
[O ₂] (fundo)	0,04	0,28	0,36	-0,87
[CH ₄] (superfície)	0,05	0,22	-0,41	-0,78
[CH ₄] (fundo)	0,09	0,17	-0,55	0,69
[CH ₄] sedimento	< 0,01	0,04	-0,11	-0,31
M.O. sedimento	0,08	0,03	0,50	0,28
Emissão de CH ₄	Variável Suplementar	Variável Suplementar	-0,81	0,04

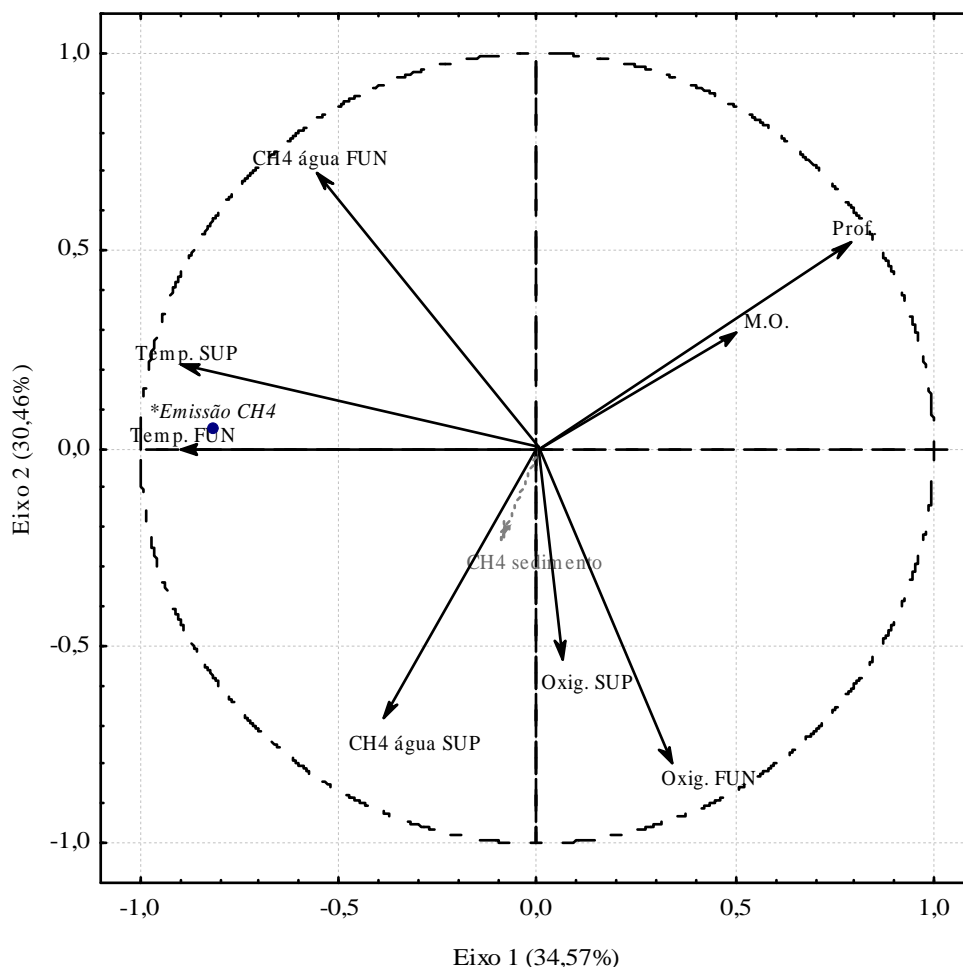


Figura 9: Representação gráfica da PCA, referente aos dados do lago Batata. Representada por ponto azul destaca-se a variável passiva/suplementar (emissão de metano), representadas por setas pretas destacam-se as variáveis ativas e, finalmente, representada por seta cinza destaca-se a variável ativa não significativa na análise (concentração de metano no sedimento).

Na Análise de Componentes Principais, com os dados referentes ao lago Mussurá, a variância total dos dados é explicada por 58,17% pelo eixo 1 e 15,12% pelo eixo 2, sendo ambos significativos. O autovalor do eixo 1 foi de 5,23 e do eixo 2 de 1,36. Destaca-se a contribuição das variáveis: profundidade, temperatura da água (fundo), concentração de oxigênio (fundo), concentração de CH₄ na água (superfície) para o eixo 1 e das variáveis: concentração de CH₄ na água (fundo) e concentração de

metano no sedimento para o eixo 2 (tabela 8). A emissão de metano apresentou maior relação com o eixo 1, mas não apresentou correlação positiva à nenhuma das variáveis ativas. Desta maneira, a emissão de metano se correlacionou negativamente à temperatura (superfície e fundo) e profundidade (Figura 9). Neste caso, o equilíbrio observado na contribuição de cada variável ativa à explicabilidade da variância dos dados para cada eixo (tabela 8) indica que a variável suplementar teve sua dispersão influenciada por um conjunto de variáveis.

Tabela 8: Contribuição e correlação das variáveis utilizadas na PCA - ativas e passivas - aos eixos significativos na análise.

Variáveis	Contribuição das Variáveis aos Eixos		Correlação das Variáveis com os Eixos	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Profundidade	0,18	0,11	-0,97	-0,12
Temp. (superfície)	0,14	0,02	0,87	-0,18
Temp. (fundo)	0,17	0,04	0,94	-0,23
[O ₂] (superfície)	0,11	0,09	0,76	-0,35
[O ₂] (fundo)	0,17	0,05	0,95	0,27
[CH ₄] água (superfície)	0,17	< 0,01	0,95	0,03
[CH ₄] água (fundo)	0,04	0,30	-0,42	-0,64
[CH ₄] sedimento	< 0,01	0,35	-0,04	-0,69
M.O. sedimento	< 0,01	0,12	0,17	-0,41
Emissão de CH ₄	Variável Suplementar	Variável Suplementar	-0,55	0,36

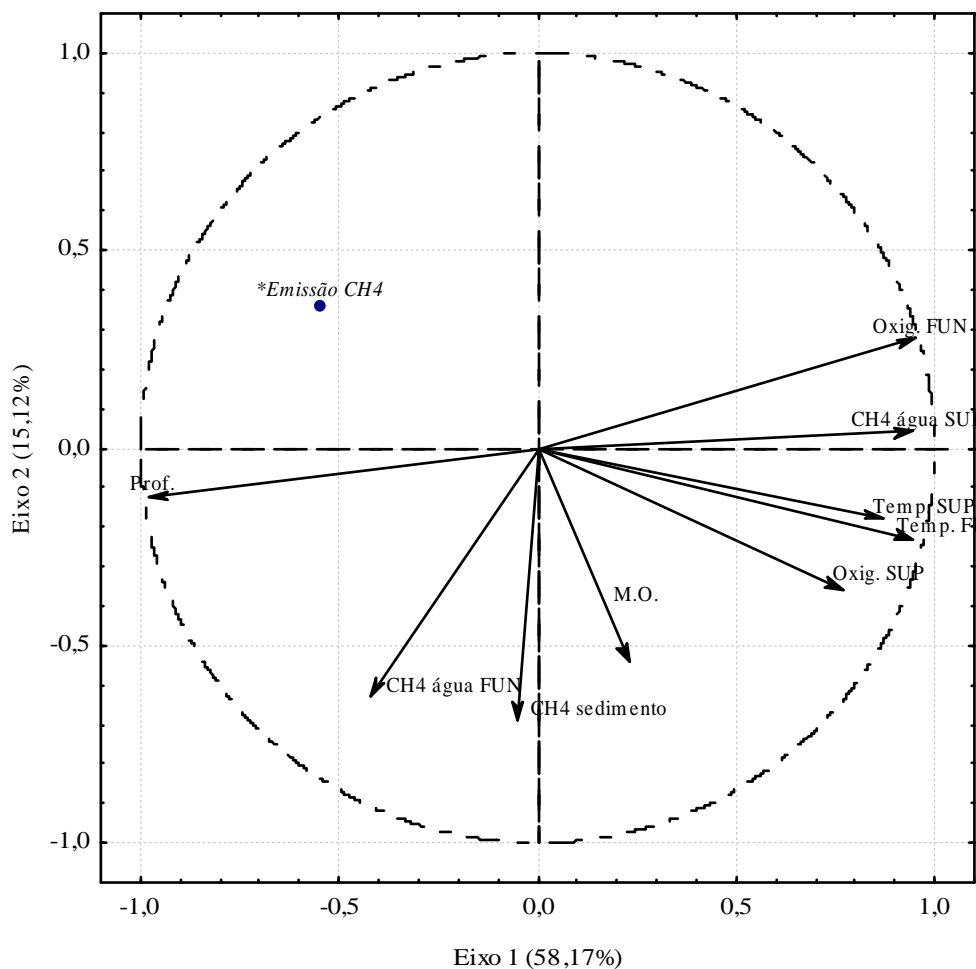


Figura 10: Representação gráfica da PCA, referente aos dados do lago Mussurá. Representada por ponto azul destaca-se a variável passiva/suplementar (emissão de metano) e representadas por setas pretas destacam-se as variáveis ativas.

Na Análise de Componentes Principais, com as variáveis referentes ao lago Sapucuá, a variância total dos dados é explicada por 37,58% pelo eixo 1 e por 26,91% pelo o eixo 2, sendo ambos significativos. O autovalor do eixo 1 foi de 3,38 e do eixo 2 de 2,42. Destaca-se a contribuição das variáveis concentração de oxigênio (fundo) e concentração de CH₄ no sedimento para o eixo 1 e das variáveis profundidade, concentração de oxigênio (superfície) e temperatura (superfície) para o eixo 2 (tabela 9). Concentração de CH₄ na água

(superfície e fundo) não apresentou significância ($d < 0,25$) no padrão das correlações. A emissão de metano apresentou maior relação com o eixo 2 e, às variáveis ativas melhor correlacionadas à este eixo. Desta maneira, a emissão de metano se correlacionou positivamente à profundidade e negativamente à temperatura (superfície) e concentração de oxigênio (superfície) (Figura 9).

Tabela 9: Contribuição e correlação das variáveis utilizadas na PCA - ativas e passivas - aos eixos significativos na análise.

Variáveis	Contribuição das Variáveis aos Eixos		Correlação das Variáveis com os Eixos	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Profundidade	0,03	0,34	-0,34	-0,91
Temp. (superfície)	0,10	0,17	-0,61	0,64
Temp. (fundo)	0,14	0,08	0,69	0,44
[O ₂] (superfície)	0,06	0,25	-0,45	0,78
[O ₂] (fundo)	0,25	< 0,01	0,92	0,10
[CH ₄] água (superfície)	0,03	0,05	0,33	0,34
[CH ₄] água (fundo)	< 0,01	0,08	0,03	0,44
[CH ₄] sedimento	0,23	0,01	0,89	-0,19
M.O. sedimento	0,13	< 0,01	0,67	0,13
Emissão de CH ₄	Variável Suplementar	Variável Suplementar	-0,51	-0,79

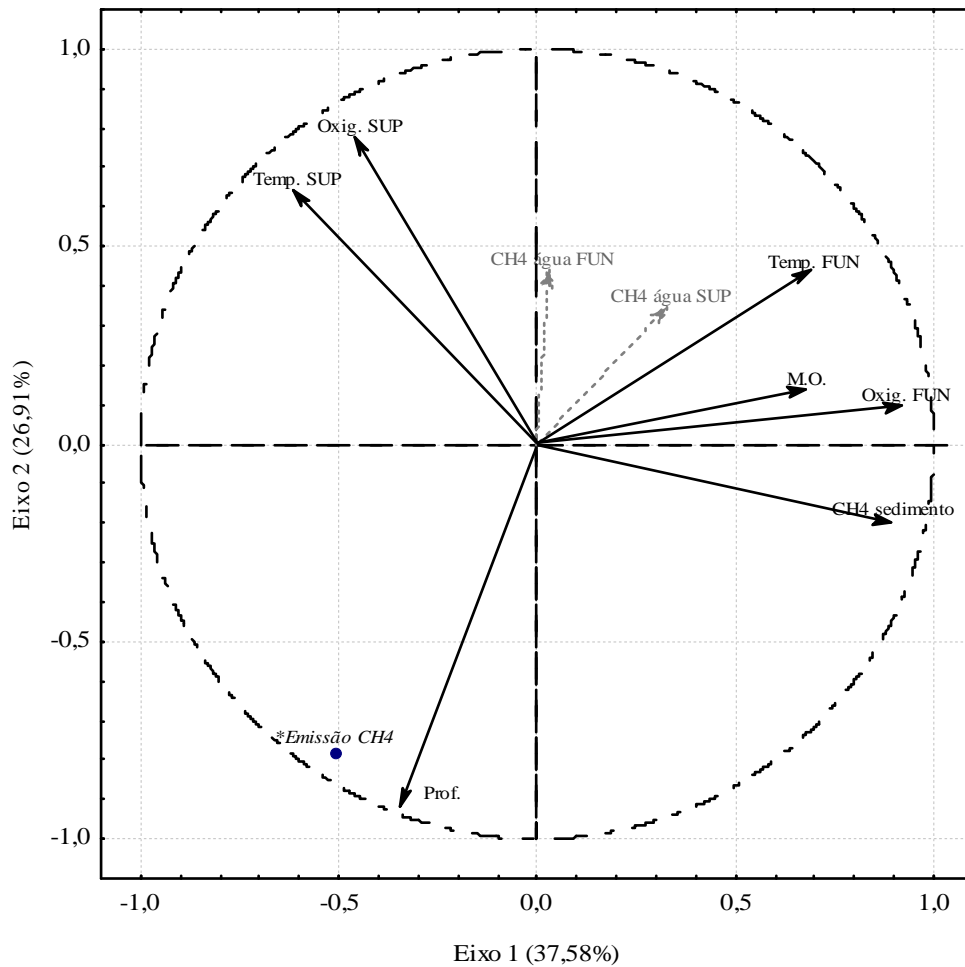


Figura 11: Representação gráfica da PCA, referente aos dados do lago Mussurá. Representada por ponto azul destaca-se a variável passiva/suplementar (emissão de metano), representadas por setas pretas destacam-se as variáveis ativas e, finalmente, por setas cinzas destacam-se as variáveis ativas não significativas na análise (concentração de metano na água - fundo e superfície).

Discussão

Emissão e concentração de CH₄ em lagos amazônicos são regulados pelo pulso de inundação.

A emissão de CH₄ para a atmosfera foi significativamente influenciada pelo pulso de inundação em todos os lagos durante os 3 anos de amostragem, sendo o período de vazante o de maior emissão, exceto para o lago Sapucuí em 2004 e 2006. A maior emissão de CH₄ observada durante a vazante pode ser explicada por dois aspectos principais: (i) aumento da temperatura da coluna d'água em consequência do período estiagem (normalmente de junho a dezembro) e (ii) diminuição da pressão hidrostática em função da redução da coluna d'água. As correlações observadas entre emissão de CH₄ e profundidade observada para todos os lagos e entre emissão de CH₄ e temperatura da água (sup e fundo) para os lagos Batata e Mussurá (tabelas 7, 8 e 9, figuras 9, 10 e 11) reforçam as explicações para os maiores valores de emissão de CH₄ no período de vazante. Tais fatores são considerados primordiais para a metanogênese causando a formação de bolhas ricas em CH₄ no compartimento bentônico (Devol *et al.* 1988; Keller & Stallard 1994).

Maior emissão de CH₄ durante o período de vazante já havia sido relatada por Engle & Melack (2000) em estudos no lago Calado, um lago amazônico influenciado pelo pulso de inundação, situado as margens do Rio Solimões. Estes autores observaram que apesar da redução da coluna d'água para 3 m de profundidade, ainda assim foi observada

estratificação térmica e oxigênio dissolvido na água sobrejacente ao sedimento ocasionando uma variação de 0,3 a 9 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ da concentração de CH_4 na superfície. Tais condições são apontadas pelos autores como a razão para a intensificação da liberação de CH_4 para a atmosfera.

Apesar de terem sido observadas algumas exceções no que se refere às emissões de CH_4 na presente pesquisa, foi possível observar um padrão, principalmente em relação aos lagos Batata e Mussurá. Para estes ambientes a vazante foi o período de maior emissão seguido do período de águas baixas e com as menores emissões determinadas nas águas altas e enchente. Sendo assim, é proposto que:

- 1) no período de enchente a coluna d'água do lago aumenta, mas ainda se observa considerável influência da ação de ventos, chuvas e correntes o que evita, de forma geral, a estratificação da coluna d'água por períodos prolongados. Assim, as concentrações de oxigênio dissolvido são altas em grande parte da coluna d'água (tabela 2), favorecendo a metanotrofia mesmo que em alguns casos seja observado baixos valores de O_2 no fundo da coluna d'água (ex: lago Mussurá). Além disso, como ainda boa parte da vegetação marginal não está inundada (igapó), a entrada de matéria orgânica alóctone ainda é incipiente. Portanto, durante o período de enchente, devem prevalecer a metanotrofia no sedimento e coluna d'água tendo como consequência uma baixa emissão de CH_4 .

- 2) durante o período de águas altas há um aumento considerável da coluna d'água (tabela 2) e, desta forma, temos: (i) aumento da área inundada causando aumento do aporte de matéria orgânica alóctone para o lago, (ii) aumento da pressão hidrostática exercida sobre o sedimento e (iii) estratificação da coluna d'água (lago Mussurá). Apesar do aumento do aporte de matéria orgânica proporcionar condições que favorecem a intensificação da produção do CH₄, o aumento da pressão hidrostática desfavorece a formação de bolhas no sedimento. Com isso a liberação de CH₄ através de bolhas oriundas do sedimento é baixa, prevalecendo processos difusivos na interface sedimento-água. Então, o CH₄ é deslocado do sedimento para a coluna d'água por difusão. Neste caso, como boa parte da coluna d'água se apresenta com elevadas concentrações de oxigênio (tabela 2), o CH₄ que difunde por esta é consumido por metanotróficas e assim são observados baixos valores de emissão.
- 3) com o fim do enchimento do lago a coluna d'água começa a diminuir o que caracteriza o período de vazante. Com isso, a pressão exercida pela água sobre o sedimento diminui e as temperaturas determinadas no fundo da coluna d'água aumentam (variando de 30 a 31,7 °C) (tabela 2). Estes fatores intensificam a formação de bolhas e com a diminuição da pressão hidrostática em relação ao período anterior as bolhas conseguem ultrapassar a interface sedimento-água e atingir a superfície do lago sem sofrer consumo por metanotróficas, sendo emitido para a atmosfera.

4) após o período de vazante temos o período onde são observados os menores valores de nível de água o que caracteriza o período de águas baixas (tabela 2). Neste período a baixa coluna d'água e o intenso revolvimento do sedimento permitem a difusão do CH₄ para a coluna d'água (Murase *et al.* 2005) e conseqüente consumo por metanotróficas já que são observadas também elevadas concentrações de oxigênio e nenhuma estratificação da coluna d'água. Estes fatos explicam as menores emissões observadas em relação à vazante, de forma geral. A partir daí o lago volta a encher e o ciclo recomeça.

Este padrão proposto pode ter variações em episódios pontuais que acarretem em deslocamentos de massas de água causadas por chuvas fortes, típicas na região amazônica. Engle & Melack (2000) observaram que durante o período de enchente e águas altas as concentrações de CH₄ foram inferiores a 0,5 $\mu\text{mol.L}^{-1}$, exceto quando ocorreram eventos climáticos com quedas de temperatura e fortes ventos. Estas condições causaram o deslocamento da água do hipolímnio, rica em CH₄, para a superfície causando mistura da coluna d'água e a concentração de CH₄ na superfície chegou a 4,8 $\mu\text{mol.L}^{-1}$.

As emissões de CH₄ não responderam às variações observadas para as concentrações de CH₄ no sedimento, ou seja, elevadas concentrações de CH₄ no sedimento não refletiram em elevados valores de emissão (tabelas 7, 8 e 9; figuras 9, 10 e 11). Somado a este fato, as baixas concentrações de CH₄ observadas na superfície da coluna d'água (< 1,2

$\mu\text{mol.L}^{-1}$) sugerem que a metanotrofia é um importante processo em ambientes aquáticos amazônicos e que grande parte do CH_4 emitido nestes lagos sejam através de bolhas. Boon *et al.* (1997), em estudos realizados em wetlands da Austrália, assumem que a explicação para baixas emissões mesmo em áreas com sedimentos ricos em CH_4 é a intensa atividade metanotrófica. A maior parte do CH_4 produzido nas camadas anóxicas do sedimento podem ser oxidadas na superfície se o oxigênio estiver presente (Frenzel *et al.* 1990; Sweerts *et al.* 1991). Neste caso, processos aeróbicos microbianos, incluindo oxidação do CH_4 , são dominantes na interface sedimento-água (Liikanen & Martikainen 2003) reduzindo as taxas de emissão de CH_4 por difusão. Como em grande parte dos períodos de maior emissão de CH_4 foram observadas elevadas concentrações de oxigênio na água sobrejacente ao sedimento, fica evidente a importância do mecanismo de emissão de CH_4 por bolhas em alguns ecossistemas aquáticos amazônicos. Em estudos realizados no lago Calado, Bartlett *et al.* (1988) concluiu que a liberação de bolhas corresponde a quase a metade (49%) do total do CH_4 emitido. Devol *et al.* (1988) e Marani & Alvalá (2007) observaram que emissão por bolhas, em ambientes aquáticos sujeitos ao pulso de inundação, é um importante e significativo mecanismo de perda de CH_4 para a atmosfera podendo corresponder de 70 a 90% da emissão. Keller & Stallard (1994) observaram que emissão por bolhas dependem das variações da profundidade da coluna d'água, com a emissão inversamente relacionada a profundidade. Bastviken *et al.* (2004) observaram que a frequência de bolhas não foi linearmente relacionada com a profundidade da água, com

a emissão ocorrendo em uma faixa de 25 a 80% das caixas receptoras de gás em locais onde a profundidade era de 4 metros ou menor. Esta profundidade mencionada como sendo propícia a emissão por bolhas é muito semelhante às profundidades observadas (variando de 1,3 a 4,5m) nos períodos de vazante onde observou-se a maior emissão de CH₄ na presente pesquisa e por Engle & Melack (2000).

Sendo assim, nos ambientes aquáticos amazônicos estudados os mecanismos de emissão de CH₄ são relacionadas ao período do pulso de inundação e o principal mecanismo de emissão aparenta ser através das bolhas formadas no sedimento. Portanto, as variações do pulso de inundação e sua influência nos processos de formação de bolhas de CH₄ são cruciais para as emissões deste gás dos lagos amazônicos para a atmosfera.

Efeito da magnitude do pulso de inundação sobre a emissão e concentração de CH₄ em lagos amazônicos

Os valores de emissão de CH₄ foram significativamente diferentes entre os anos estudados para todos os lagos e entre os períodos do pulso de inundação. Tais resultados demonstram a importância da intensidade de cada ciclo do pulso de inundação sobre as emissões de CH₄ em lagos amazônicos. Variações inter-anuais também foram observadas por Marani & Alvalá (2007) em estudos em lagos sujeitos ao pulso de inundação no Pantanal.

Apesar da previsibilidade do pulso de inundação caracterizada pelos 4 períodos, variações inter-anuais são normais e, por algumas

vezes, observa-se anos com secas pronunciadas e períodos de grande cheia. Além disso, durante os anos amostrados observamos grande distinção no que se refere a magnitude do pulso, ou seja, houve grande distinção entre os valores de profundidade quando comparados cada período hidrológico a cada ano. Em 2004, a diferença entre o período mais cheio e o mais raso foi a menor quando comparada aos outros anos (figura 3). Ao contrário, em 2005 foi observada uma vazante pronunciada culminando com profundidades próximas quando comparados os períodos considerados no trabalho como vazante e o período de águas baixas. Já em 2006, observamos uma enchente pronunciada culminando com períodos de enchente e águas altas com os maiores valores de profundidade (tabela 2, figura 3). Todas estas condições refletiram nas emissões e concentrações de CH₄ nos lagos estudados. Considerando todos os períodos do pulso, 2004 foi, em média, o ano de maior emissão de CH₄ para a atmosfera (tabela 2). Provavelmente, as emissões observadas nos períodos de águas altas e águas baixas de 2004 contribuíram para este resultado já que em 2005 e 2006 as emissões foram baixas (< 0,5 – águas altas e < 83 μmol m⁻² d⁻¹ – águas baixas) (tabela 3).

Uma possível explicação para que o ano de 2004 tenha sido o de maior emissão está relacionada à menor amplitude de variação do nível da água comparado aos outros anos. Em 2004 foi observada a menor cheia e a seca menos intensa (tabela 2, figura 3), conseqüentemente, mesmo nas águas altas o processo ebulitivo deve ter ocorrido (coluna d'água não causou pressão suficiente para reter as bolhas como nos anos

subseqüentes). Durante a vazante de 2004, observamos os menores valores de oxigênio dissolvido no fundo da coluna d'água dos lagos Batata e Mussurá ($< 1,6 \text{ mg.L}^{-1}$), elevada temperatura da coluna d'água do fundo (30,9 e 30,7 °C para os lagos Batata e Mussurá, respectivamente) e as maiores profundidades quando comparados todos os períodos de vazante (tabela 2). Tais condições foram propícias a atividade metanogênica com formação e emissão por bolhas o que refletiu nos maiores valores de emissão de CH_4 em relação a todas as medições ao longo dos anos amostrados (tabela 3). Já no período de seca de 2004, observamos que o nível da água ficou 2,16 e 1,07 metros acima em relação aos anos de 2005 e 2006, respectivamente. Apesar desta medida representar diferenças de profundidade a cerca de 30 dias antes do período de coleta, onde são observados os menores níveis de coluna d'água, certamente este fato influenciou nas emissões e concentrações de CH_4 durante o período amostrado (dezembro). Estas informações demonstram que os anos de 2005 e 2006 provavelmente tiveram maior intensidade de fatores que provocam mistura de coluna d'água e revolvimento de sedimento, possibilitando a redução das concentrações de CH_4 no sedimento e água durante os períodos de pico de seca (normalmente em novembro). Ou seja, a presença de uma coluna d'água ainda capaz de proteger o sedimento de ação de ventos e ainda com elevadas temperaturas na coluna d'água (32 °C) (diminuição de metanotrofia) devem ter contribuído para os maiores valores de emissão de CH_4 em 2004 quando comparados com os anos 2005 e 2006 (tabela 3).

Tais resultados sugerem que para lagos amazônicos de características semelhantes aos lagos estudados, principalmente Batata e Mussurá, em anos com variações do nível da água de maior amplitude entre os períodos de águas altas e águas baixas, como em 2005 e 2006, as emissões de CH₄ são menores e mais restritas ao período de vazante. Ao contrário, em anos com pulso de menor amplitude de variação, são observadas maiores emissões e com maior distribuição entre os períodos, ou seja, são observadas emissões em todas as fases do ciclo hidrológico ainda que com grande variação dos valores (tabela 3, figura 5). Vale ressaltar que esta proposta não vale para o lago Sapucuá, apesar de ter sido notado que em 2004 a emissão foi maior em relação aos outros anos, não foi evidenciada emissão considerável por todos os períodos sendo valores inferiores a 2 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ em 3 períodos dos 4 observados em 2004 (tabela 3). Neste caso, características próprias deste ambiente devem responder pelo diferente funcionamento no que se refere a emissão de CH₄ entre os anos com diferentes intensidades do pulso. Smith *et al.* (2000) também observaram diferenças nos valores de emissão CH₄ em função da intensidade do pulso de inundação, mas referente ao tempo de inundação. Estes autores sugerem que os rios Orinoco e Amazonas, dois rios sujeitos ao pulso de inundação, apresentam diferenças no tempo de inundação, sendo mais longo no Amazonas e, por conseguinte, mais propício a formação de anoxia nas águas do fundo, podendo intensificar a metanogênese. Este fato explicaria a menor emissão por unidade de área no Rio Orinoco em relação ao Amazonas.

Emissão e concentração de CH₄ diferem em lagos amazônicos de águas claras

Os lagos Batata, Mussurá e Sapucuí apresentaram diferenças significativas para a concentração e emissão de CH₄ sendo a maior diferença observada para o Sapucuí onde foram observadas as menores concentrações e emissão em todos anos estudados (tabela 3). Tais resultados mostram que as emissões de CH₄ em lagos amazônicos não só variam em escalas temporais, mas também são observadas diferenças entre os ambientes em função das características intrínsecas a cada um. Apesar do lago Sapucuí ter influência do pulso de inundação no que diz respeito as emissões de CH₄, a emissão foi inferior aos outros lagos estudados (tabela 1). A emissão foi 4,8 e 3,6 vezes menor em relação aos lagos Batata e Mussurá, respectivamente. A menor emissão e concentração de CH₄ observada para o lago Sapucuí deve ser explicada pelas características relacionadas à estratificação da coluna d'água e composição química do sedimento. Para este ambiente destaca-se contribuição da concentração de O₂ (superfície e fundo) (tabela 9). Em todas as coletas realizadas observou-se intensa movimentação da massa d'água pela ação dos ventos, que foram constantes durante os períodos de coleta (> 3,5 m/s). Este fato impede a estratificação da coluna d'água permitindo homogeneização das concentrações de O₂ e temperatura (tabela 2). Além disso, menores concentrações de matéria orgânica no sedimento em relação aos outros lagos estudados (tabela 1) indicam também uma menor produção de CH₄ e conseqüentemente menores concentrações no sedimento e emissão para a atmosfera. As

concentrações de CH₄ no sedimento foram 3,8 e 4,2 vezes menor em relação aos lagos Batata e Mussurá, respectivamente. Tais fatores favorecem menor atividade metanogênica assim como o aumento da atividade metanotrófica. Os argumentos apresentados para explicar os menores valores de concentração e emissão de CH₄ para o lago Sapucuí coincidem com o que foi observado por Purvaja & Ramesh (2001) onde obtiveram correlação positiva entre a emissão de CH₄ e conteúdo de matéria orgânica no sedimento e correlação negativa com disponibilidade de oxigênio na coluna d'água.

Em relação à concentração de CH₄ no fundo da coluna d'água (sobrejacente ao sedimento), o pulso de inundação influenciou de forma diferenciada os 3 lagos estudados. Notamos em 2004 um aumento das concentrações de CH₄ no fundo da coluna d'água nos lagos Batata e Mussurá sendo os valores 2,5 vezes maior para o Batata (tabela 4). Este aumento deve ser atribuído as condições climáticas desta época na região amazônica onde predomina a estiagem e aumento na temperatura da coluna d'água (aprox. 32°C) causando diminuição das concentrações de O₂ no fundo da coluna d'água para estes ambientes (< 1,6 mg.L⁻¹) (tabela 2). Ao contrário, em 2005 e 2006 (enchente e águas altas) os maiores valores foram observados para o lago Mussurá não sendo observada nenhuma alteração significativa para os outros lagos (figura 7). Os valores foram em média 11,1 vezes maior em 2005 (águas altas) e 8,2 e 42,8 vezes maior em 2006, em relação ao lago Batata, considerando os períodos de enchente e águas altas, respectivamente (tabela 5). Esta diferença observada em 2006 deve-se as condições impostas pelo pulso

(ano mais cheio) bem como pelas características intrínsecas ao lago Mussurá. Este lago é considerado dendrítico e está localizado perpendicularmente ao Rio Trombetas, pela qual é influenciado, o que favorece a estratificação da coluna d'água em períodos de enchente e, principalmente, nas águas altas. Com isso a concentração de O₂ atingiu valores inferiores a 1mg.L⁻¹ (tabela 2), favorecendo a metanogênese e a difusão do CH₄ para a água sobrejacente ao sedimento acarretando em aumento das concentrações de CH₄ no fundo. Como o lago Batata está localizado paralelamente ao Rio Trombetas, em períodos de pronunciadas cheias, a influência do rio é intensificada tornando o lago adjacente com características semi-lênticas permitindo a mistura da coluna d'água (Esteves *et al.* 1994). Assim não é observada estratificação da coluna d'água e as concentrações de CH₄ na água sobrejacente ao sedimento continuam baixas em função da intensa atividade metanotrófica. Em relação ao lago Sapucaá as concentrações de CH₄ no fundo da coluna d'água permaneceram baixas por todos os períodos estudados. Portanto, o pulso de inundação exerce influência diferenciada nas concentrações de CH₄ da coluna d'água sobrejacente ao sedimento em função das características de cada lago. Estudos realizados por Engle & Melack (2000) no Lago Calado, um lago amazônico dendrítico sujeito ao pulso de inundação, revelaram pronunciado efeito das mudanças hidrológicas e de temperatura nas concentrações de CH₄ na coluna d'água. Estes autores observaram que o conteúdo de CH₄ aumentou em períodos de estratificação da coluna d'água em períodos de enchente, corroborando os resultados observados no Lago Mussurá, e que o CH₄ diminuiu em

eventos de mistura de água aumentando a difusão do gás pela coluna d'água. Tais dados reforçam a hipótese de que no lago Batata, as suas características geomorfológicas favorecem a mistura d'água o que permite a desestratificação e estimula a metanotrofia, principalmente em anos de cheias pronunciadas.

Apesar de terem sido observados aumentos na concentração de CH₄ no fundo da coluna d'água para os lagos Batata e Mussurá (vazante de 2004) e Mussurá (águas altas de 2005 e enchente e águas altas de 2006), estas permaneceram baixas na superfície (< 0,4 μmol.L⁻¹) (tabela 4) o que evidencia o consumo do CH₄ por metanotróficas ao longo da coluna d'água. Este fato sugere que em períodos de estratificação da coluna d'água, o carbono oriundo do CH₄ pode ser importante recurso para a cadeia trófica aquática (Taipale *et al.* 2007). Portanto, as concentrações de CH₄ no fundo dos lagos amazônicos podem aumentar através de 2 caminhos principais: (i) em períodos de fortes cheias, como ocorreu em 2006, afetando de forma significativa os lagos da planície de inundação e (ii) em períodos de vazante onde são observados elevados valores de temperatura na coluna d'água ocorrendo anoxia no fundo (tabela 2). Neste caso, podem afetar lagos paralelos e perpendiculares ao rio pelo qual estão ligados.

Os resultados da presente pesquisa contariam, em parte, a hipótese proposta por Engle & Melack (2000) onde sustentam que em lagos amazônicos, durante o período de inundação, a estratificação da coluna d'água causa acúmulo de CH₄ no hipolímnio. O presente estudo propõe que esta hipótese poderá ser aplicada em lagos amazônicos dendríticos e

que estão localizados perpendicularmente ao rio que está sujeito, como os lagos Mussurá (margem do Rio Trombetas) e o Lago Calado (margem do Rio Solimões) (ver MacIntyre & Melack 1988). Lagos localizados paralelamente aos rios podem ter suas águas misturadas e desestratificadas evitando acúmulo de CH₄ no hipolimnion, conforme discutido acima. Vale ressaltar que o presente estudo avaliou poucos ambientes e que estudos em um maior número de lagos são importantes a fim confirmar tais proposições.

Emissão de CH₄ diferem entre lagos de águas claras e de águas brancas

Os resultados da presente pesquisa sugerem que a emissão de CH₄, através da região limnética (open waters), de lagos de águas claras são menores em relação aos lagos de águas brancas. Lagos de águas claras são conhecidamente pobres em nutrientes em relação a ambientes aquáticos de águas brancas, assim provavelmente este é o principal fator que explica as grandes diferenças dos valores de emissão entre estes tipos de lagos. Considerando os valores mínimos e máximos determinados nos 3 anos o lago Batata apresentou os maiores valores de emissão de CH₄ (0,32 a 22,8 mg m⁻² d⁻¹). Para o lago Mussurá, os valores variaram de 0,05 a 19,9 mg m⁻² d⁻¹ e os menores valores de emissão de CH₄ foram observados para o lago Sapucúá (0,002 a 4,9 mg m⁻² d⁻¹) (tabela 3). Estes valores são inferiores ao que foi observado por autores em pesquisas realizadas em rios ou lagos de águas brancas variando de 27 a 163 mg m⁻² d⁻¹ (Bartlett *et al.* 1988; Devol *et al.* 1988; Bartlett *et al.* 1990; Engle & Melack 2000). Tais comparações indicam que é

fundamental estudos sobre a emissão de CH₄ em lagos de águas claras, pretas e brancas a fim de aumentar o número de ambientes aquáticos avaliados proporcionando menor chance de erros nas estimativas em relação a este gás.

Considerações finais

As concentrações e emissões de CH₄ para a atmosfera variam em função do pulso de inundação e dos lagos. Apesar dos lagos serem de águas claras, segundo a classificação proposta por Sioli (1950), os 3 lagos estudados apresentaram comportamento distintos no que se refere às concentrações e emissão de CH₄. Além disso, os lagos analisados no presente estudo apresentaram valores inferiores a lagos de águas brancas. Portanto, fica evidente que extrapolações e estimativas que vem sendo feitas para emissão de CH₄ em ambientes aquáticos amazônicos contem equívocos e precisam ser analisadas com extrema cautela. Considerando os resultados obtidos no presente estudo, conclui-se que os estudos até então realizados em lagos amazônicos pecam ao realizar estimativas considerando-os como ambientes aquáticos homogêneos no que diz respeito as emissões de CH₄, a partir da região limnética. Apesar de estudos considerarem a área sujeita a inundação (wetlands) separadamente dos valores obtidos de áreas limnéticas (open water) dos lagos, o que diminui os erros nas estimativas devido ao grande aporte de CH₄ a partir desta região (Melack *et al.* 2004), ainda são escassos estudos em lagos amazônicos considerando as diferentes fases do pulso hidrológico e entre diferentes lagos.

Os resultados evidenciam também a importância da característica morfológica e posição do lago em relação ao rio pelo qual está sendo influenciado. Lagos dendríticos e perpendiculares quando comparados a lagos paralelos ao rio, mostram ser mais favoráveis a eventos de estratificação da coluna d'água, permitindo maior difusão de CH₄ do sedimento para a coluna d'água. Desta forma, há de se considerar também a grande importância de estudos em lagos de diferentes formações geológicas bem como de diferentes bacias de drenagem. Apesar de alguns trabalhos terem sido realizados em lagos sujeitos a pulso de inundação na Amazônia (Bartlett *et al.* 1988; Crill *et al.* 1988; Devol *et al.* 1988; Bartlett *et al.* 1990), poucos tem dado atenção para as características dos lagos no que se refere a bacia de drenagem (comparando lagos de águas brancas, claras ou pretas) assim como entre lagos com diferentes aspectos geomorfológicos.

Capítulo 2

Concentração e Emissão de Metano no Lago Batata: Variação Espacial, Temporal e o Efeito do Rejeito de Bauxita

Marcos Paulo Figueiredo de Barros¹, Francisco de Assis Esteves^{1,2}, João José Fonseca Leal³, Reinaldo Luiz Bozelli¹, Fábio Roland⁴, Claudio Cardoso Marinho¹, Rafael Guariento¹ & Vinicius Farjalla¹

¹Laboratório de Limnologia, Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, CCS, Cidade Universitária, Rio de Janeiro, RJ, CEP. 21940-590, Brasil.

²Núcleo de Pesquisas em Ecologia e Desenvolvimento Sócio Ambiental de Macaé, Rodovia Amaral Peixoto, Km 181, Macaé, RJ, CEP. 27973-030, Brasil.

³Centro Federal de Educação Tecnológica de Química, Rua Lucio Tavares 1045, Nilópolis, RJ, CEP.26530-060, Brasil.

⁴Laboratório de Ecologia Aquática, Departamento de Biologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Juiz de Fora, Campus Universitário, Juiz de Fora, MG, CEP. 36036-330.

Palavras chave: emissão de metano, lago amazônico, pulso de inundação, rejeito de bauxita.

Resumo

Os lagos amazônicos sujeitos ao pulso de inundação são considerados importantes emissores de CH₄ para a atmosfera, principalmente através das suas áreas alagáveis. Os objetivos da presente pesquisa foram: (i) determinar as concentrações (sedimento e água – superfície e fundo) e emissão de CH₄ nas diferentes regiões do lago Batata e (ii) avaliar o efeito do impacto por deposição de rejeito de bauxita na concentração e emissão de CH₄. As concentrações e emissões de CH₄ foram mensuradas durante os 4 períodos do pulso de inundação (enchente, águas altas, vazante e águas baixas) ao longo dos anos 2004, 2005 e 2006 em 4 regiões distintas: natural, impactada por rejeito de bauxita, floresta inundável (igapó) e estande da macrófita aquática *Oryza glumaepatula* Steud (arroz bravo). Foi observado um efeito significativo das regiões sobre os valores de concentração e emissão de CH₄. O igapó foi a região de maior emissão (7737,7 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) seguido da região colonizada por arroz (1404,7 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$), da natural (449,5 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) e, com menor emissão, a região impactada (2,34 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$). De forma geral as concentrações de CH₄ na coluna d'água foram inferiores a 1 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$, em média, para a superfície e foram inferiores a 7,3 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$, em média, para o fundo. A concentração de CH₄ no sedimento foi maior para a região natural (410,9 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$) em relação a impactada (138,0 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$). Foi possível concluir que: (i) o igapó é a região de maior emissão no lago Batata e (ii) o rejeito de bauxita causa diminuição das concentrações e emissão de CH₄ no lago Batata.

Introdução

O CH₄ é um componente importante do ciclo do carbono em vários ecossistemas tais como áreas alagáveis, rios, estuários e oceanos. Além disso, o CH₄ é considerado um importante gás de efeito estufa sendo sua absorção a radiação infravermelha mais eficiente que o CO₂ (21 vezes maior que o equivalente em massa) (El-Fadel & Massoud 2001). Em um ambiente aquático a liberação de CH₄ para a atmosfera depende do balanço entre a produção (metanogênese) e consumo (metanotrofia – oxidação) (Murase *et al.* 2005).

A maior parte do CH₄ presente na atmosfera é produzido em condições anaeróbicas por vários grupos de bactérias que vivem em diversos tipos de ambientes, tais como sistemas digestivos de ruminantes, áreas irrigadas para agricultura e uma variedade de áreas alagáveis naturais (Devol *et al.* 1988). Como a metanogênese é um processo obrigatoriamente anaeróbico (Casper *et al.* 2000), este geralmente ocorre em altas taxas em sistemas em que as águas são continuamente saturadas de CH₄ e ricas em matéria orgânica, como áreas alagáveis e plantações de arroz. As emissões de CH₄ em áreas alagáveis são controladas por uma série de processos físicos, tais como difusão, ebulição e ventilação e processos biológicos como produção e consumo microbiano (Purvaja & Ramesh 2001). A importância relativa desses processos pode levar a grandes trocas em magnitude do fluxo de CH₄ em um ecossistema (Venkiteswaran & Schiff 2005).

Dentre os diversos ecossistemas, os lagos amazônicos podem ser considerados como importantes emissores de CH₄ para a atmosfera

(Engle & Melack 2000), principalmente através das suas áreas alagáveis (Bartlett *et al.* 1988; Devol *et al.* 1988) devido à intensa decomposição por bactérias metanogênicas. Estimativas de emissão de CH₄ realizadas utilizando os dados de áreas alagáveis de todo o planeta indicam que cerca de 25% do total do CH₄ biogênico emitido globalmente provém destas áreas (Matthews & Fung 1987; Wuebbles & Hayhoe 2002) sendo que 41% da emissão anual de CH₄ vem das regiões tropicais (Crill 1996). No hemisfério sul, regiões sujeitas ao pulso de inundação são caracterizadas por um grande mosaico de lagos, pântanos e brejos, estes constituindo a maior parte das áreas alagáveis (Melack & Fisher 1990).

Em lagos amazônicos, as chamadas “áreas abertas” (= região limnética) também influenciam na liberação do CH₄ para a atmosfera, no entanto, com menores taxas em relação a área colonizada por macrófitas aquáticas e floresta inundável (igapó) (Wassmann *et al.* 1992; Devol *et al.* 1994), estas comumente denominadas de áreas alagáveis. As maiores emissões de CH₄ através destas regiões deve-se, basicamente, pela maior quantidade e qualidade de material orgânico depositado sobre o sedimento (Schütz *et al.* 1991). Nas áreas alagáveis, os principais mecanismos de fluxo de CH₄ são a emissão por bolhas e através das lacunas aeríferas de macrófitas aquáticas emergentes. Quando estas estão presentes, o fluxo através do tecido vegetal frequentemente é o que predomina (Chanton & Whiting 1995).

Além da variação espacial dos valores de emissão de CH₄ observada em lagos sujeitos ao pulso de inundação (Bartlett *et al.* 1988; Devol *et al.* 1988; Marani & Alvala 2007), a intensidade e duração da

inundação podem ser fatores chaves controlando a magnitude do fluxo do CH₄ para a atmosfera (Engle & Melack 2000; Altor & Mitsch 2006). Por exemplo, a frequência e intensidade de eventos de mistura aparentemente determinam se o CH₄ é acumulado ou consumido na coluna d'água dos lagos sujeitos ao pulso de inundação (Engle & Melack 2000). Em estudos realizados em áreas alagáveis do pantanal, Marani & Alvalá (2007) observaram larga variação inter-anual e espacial no que diz respeito aos fluxos de CH₄ principalmente como consequência das variações da profundidade interferindo na frequência da emissão por bolhas (ricas em CH₄).

Apesar de alguns trabalhos terem estimado a emissão de CH₄ em diferentes regiões em lagos amazônicos (Bartlett *et al.* 1988; Crill *et al.* 1988; Devol *et al.* 1988; Engle & Melack 2000) ainda são poucos os estudos considerando as áreas alagáveis de regiões tropicais e regiões subtropicais. Assim, pouco se sabe sobre a contribuição destas regiões para o balanço global do CH₄ (Marani & Alvala 2007) prejudicando na confiabilidade das estimativas globais. Além disso, raras são as informações a respeito do efeito da magnitude do pulso de inundação em cada uma das regiões (limnética – áreas abertas, floresta inundável – igapó e colonizada por macrófitas aquáticas) no que diz respeito a concentração e emissão de CH₄ para a atmosfera, principalmente se considerarmos que a maior parte dos estudos limitaram-se a áreas alagáveis de rios ou lagos com influência de rios de águas brancas. Os processos que controlam a origem e a distribuição do CH₄ no sedimento e

na coluna d'água dos lagos amazônicos não são bem conhecidos, especialmente em ambientes de águas claras.

Os lagos da bacia de drenagem do rio Trombetas, afluente da margem esquerda rio Amazonas, são tipicamente de águas claras e, portanto, pobres em nutrientes. Dentre os diversos lagos que compõem a paisagem desta bacia, destaca-se o lago Batata devido ao peculiar impacto causado pela deposição de uma elevada carga de um efluente, resultante da lavagem do minério de bauxita. Este impacto resultou no assoreamento de aproximadamente 30 % da área total do lago. Este rejeito formou um novo substrato na área afetada, com baixos valores de matéria orgânica e nutrientes em relação ao sedimento natural (Bozelli *et al.* 2000). Considerando a peculiaridade deste impacto e a falta de informações no que diz respeito ao efeito do assoreamento nas concentrações e emissão de CH₄ em lagos amazônicos, estudos neste sentido são de fundamental importância já que as atividades de mineração são crescentes em áreas próximas a ambientes aquáticos na região amazônica.

Desta forma, na presente pesquisa duas hipóteses foram testadas: (i) concentração de emissão de CH₄ variam espacialmente em lagos amazônicos de águas claras e (ii) o rejeito de bauxita causa diminuição das concentrações e emissão de CH₄. Além disso, a presente pesquisa teve como principais objetivos: (i) determinar as concentrações (sedimento e água) e emissão de CH₄ nas diferentes regiões do lago Batata (limnética – natural e impactada, floresta inundável – igapó e banco de arroz), (ii) avaliar se as concentrações e emissão de CH₄

variaram a cada ano amostrado e (iii) avaliar o efeito do impacto por deposição de rejeito de bauxita na concentração e emissão de CH₄.

Área de Estudo

O Lago Batata está situado à margem direita do Rio Trombetas que, por sua vez, pertence à bacia do médio Rio Amazonas (Fig. 1). Geograficamente, o Lago Batata está compreendido entre as coordenadas 1°25'S e 56°15'W, próximo a Porto Trombetas, município de Oriximiná, Pará (Panosso & Kubrusly 2000) (Figura 1). Segundo a tipologia de rios amazônicos proposta por Sioli (1984), o Rio Trombetas e, conseqüentemente, o Lago Batata, são corpos d'água de águas claras, caracterizados por águas ligeiramente ácidas, baixas concentrações de nutrientes e substâncias húmicas e pobres em partículas em suspensão.

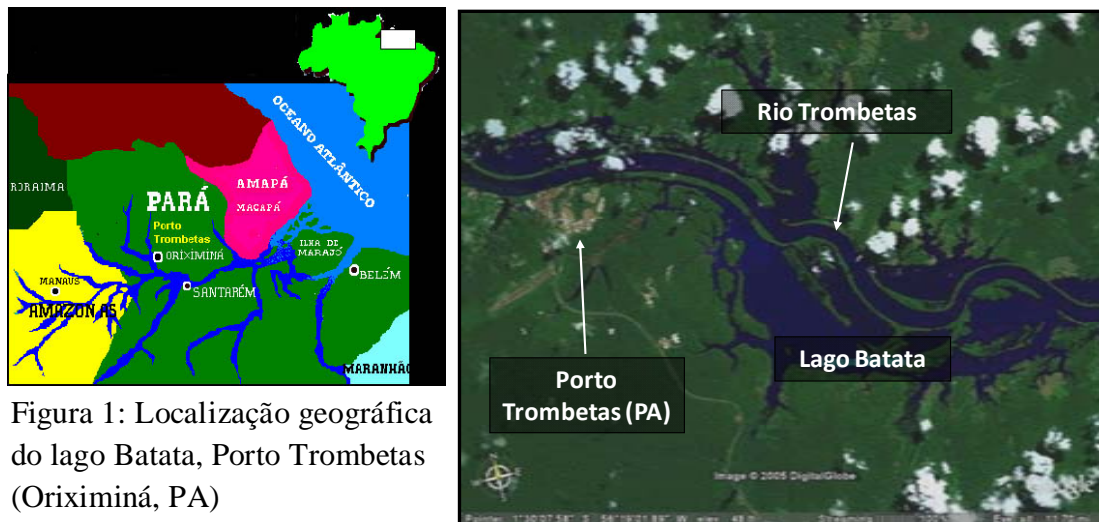


Figura 1: Localização geográfica do lago Batata, Porto Trombetas (Oriximiná, PA)

Por estar situado as margens e ter influência direta do Rio Trombetas, este lago é considerado um típico lago de planície de inundação amazônico (Junk *et al.* 1989). Nestes ecossistemas podem ser

distinguidos quatro períodos marcantes em relação ao nível d'água: enchente, águas altas, vazante e águas baixas (Figura 2). No lago Batata, os valores extremos de profundidade e área de inundação são observados durante o período de águas altas, com profundidade média variando entre 8 e 12 m e área total de 30 Km², e o período de águas baixas com profundidades variando entre 1,5 e 3,0m e uma área total de 18 Km² (Panosso *et al.* 1995; Panosso & Kubrusly 2000).

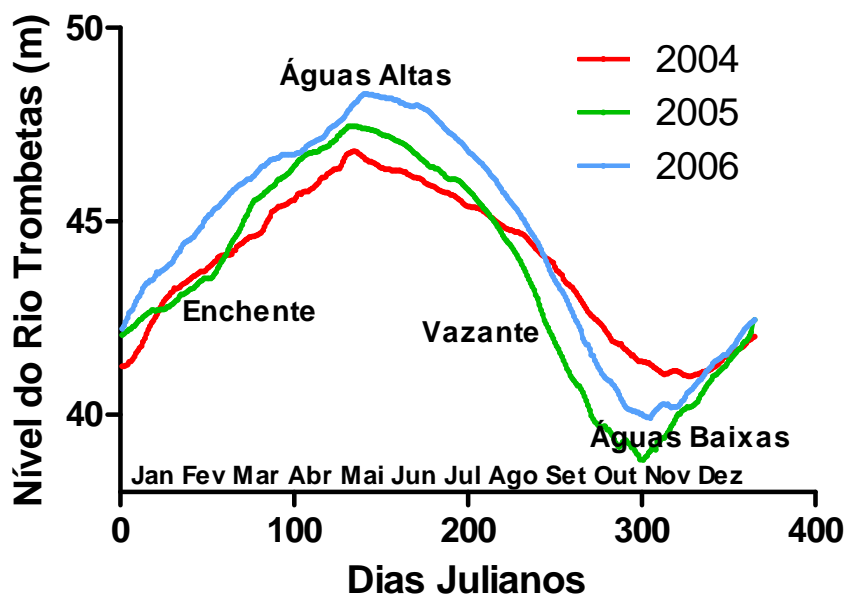


Figura 2: Curva de nível do Rio Trombetas durante os 3 anos de estudo.

Durante o período de águas altas podemos observar características hidrológicas semi-lênticas no lago Batata em função da correnteza gerada pela massa d'água que se desloca do Rio Trombetas para este ambiente, caracterizando uma forte conexão entre o lago e o rio (Esteves *et al.* 1994). A inundação de extensas áreas de mata ciliar durante este período tem como consequência o aporte de material orgânico proveniente da vegetação de igapó (vegetação adaptada a períodos de inundação, Figura 3A), evidenciando um período de predomínio de

material orgânico de origem alóctone (Ferrão-Filho & Esteves 1994; Bozelli *et al.* 2000). Este material juntamente com os bancos de *Oryza glumaepatula* Steud, principal espécie de macrófita aquática que coloniza as margens deste lago, cujo ciclo de vida é determinado pelo pulso de inundação, apresentando no período de águas altas elevada mortalidade, contribui para o incremento de matéria orgânica no sedimento do lago Batata (Enrich-Prast 2000; Enrich-Prast *et al.* 2002) (Figura 3B).



Figura 3: Região de igapó inundado (águas altas de 2006) (A) e região de igapó (parte baixa) com detritos de arroz presos as raízes de uma espécie arbórea de igapó durante o período de águas baixas de 2006 (B). Detritos desta espécie de macrófita aquática também são encontrados submersos depositados sobre o sedimento do lago.

Durante o período de águas baixas, com a redução do nível d'água podemos observar o predomínio de características lênticas, com menor influência do Rio Trombetas. Neste período é evidenciado um aumento da densidade das comunidades aquáticas como reflexo do efeito de concentração em função da redução do nível d'água. É também um período de elevada produção primária fitoplanctônica, refletindo para este período em um material sestônico e sedimentar de melhor qualidade,

ou seja, de menor razão C:N:P (Ferrão-Filho & Esteves 1994; Roland 2000).

Entre 1979 e 1989, cerca de 50.000 m³ de um efluente resultante da lavagem de bauxita, foi lançado diretamente na baía principal do lago Batata, impactando cerca de 30 % (cerca de 700 ha) da área total do lago (Bozelli *et al.* 2000) (Figura 4A). Em determinados trechos do lago a camada de rejeito sobre o sedimento natural atinge cerca de 5 m de espessura (Esteves *et al.* 1990) constituindo um novo substrato de características distintas do sedimento original (Figura 4B). As diferenças são observadas principalmente em relação às características químicas, com baixas concentrações de matéria orgânica e de nutrientes (Roland & Esteves 1993). Este efluente era resultante do processo de lavagem de bauxita, sendo composto por uma elevada carga de partículas sólidas (9%) principalmente argilas finas (<0,49 µm) e elevadas concentrações de óxidos de ferro e alumínio (7%) e silicatos (Lapa *et al.* 2000).

Material e Métodos

Periodicidade, estações e parâmetros analisados

Foram coletadas amostras representando os quatro períodos do pulso de inundação (enchente, águas altas, vazante e águas baixas) durante os anos de 2004, 2005 e 2006. Quatro estações amostrais foram determinadas: natural, sem rejeito; impactada por rejeito de bauxita, igapó e banco de *Oryza glumaepatula* (“arroz bravo”) (Figura 5).



Figura 4: Região do Lago Batata afetada pela deposição de rejeito de bauxita (A) sobre o sedimento natural. Em (B) o perfil do sedimento coletado na área impactada.

Em cada estação foram coletadas amostras de água na superfície e fundo (n=5) e amostras de sedimento (n=5) para a determinação das concentrações de CH_4 . Também foram coletadas amostras de gás emitidos por cada região do lago (n=9) para a determinação da emissão de CH_4 para a atmosfera. Em março de 2004 e 2005 foram coletadas amostras de gás emitidos pela macrófita aquática *O. glumaepatula* para a determinação da emissão através do tecido vegetal.

No campo, foram determinados os valores de profundidade do lago, temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e concentração de oxigênio dissolvido (oxímetro YSI) da coluna d' água (superfície e fundo). Dados referente a flutuação do nível da água do Rio Trombetas foram cedidos pela Mineração Rio do Norte. Foram coletadas amostras de sedimento para a determinação da matéria orgânica (n=5) e macroinvertebrados bentônicos (n=5) (estações natural e impactada).

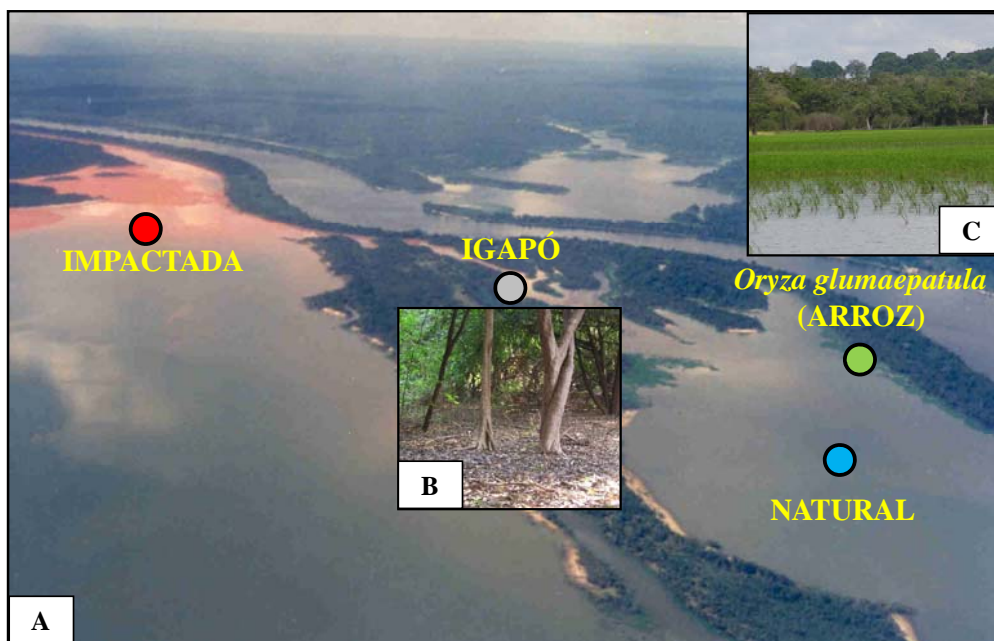


Figura 5: Visão geral das regiões amostradas no lago Batata durante o estudo (A). O círculo azul indica a localização da região natural do lago; o círculo vermelho representa a região impactada por rejeito de bauxita; o círculo cinza indica a região do igapó (em B o detalhe da área do igapó durante o período de águas baixas) e o círculo verde indica a localização da região colonizada por arroz (em C o detalhe de uma área colonizada por *Oryza glumaepatula* nas margens do lago durante a enchente).

Amostragem e determinação das concentrações de CH₄

Para obter amostras de gás emitidos pela coluna d'água nas 4 estações amostrais, foram colocados funis invertidos de 30 cm de diâmetro com exatainers acoplados na parte posterior a abertura. Estes funis (coletores de gás) são estruturas semelhantes ao que foi utilizado por Huttunen et al.(2001) em estudos com a mesma finalidade. Os funis foram colocados na lâmina d'água com bóias para proporcionar flutuação e fixados no sedimento do lago através de poitas (Figura 6 A, B e C)

permanecendo no lago de 16 a 24 horas. Após o período de incubação os exatainers foram retirados do funil e tampados com septo de borracha para posterior determinação de CH₄.

Para obter amostras de gás emitidas pelo tecido de *O. glumaepatula* foram coletadas amostras de ar de acordo com a metodologia proposta por Kaki *et al.*(2001), na qual tubos de acrílico ventilados internamente foram colocados sobre a estrutura foliar emersa (fora da lâmina d'água). Através dos septos na parte superior do tubo, foram retiradas amostras de ar (Figura 6D) para posterior determinação da concentração de CH₄.

Para se obter a concentração de CH₄ na coluna d'água, foram coletados 15ml de água (superfície e fundo) com auxílio de seringa e agulha sendo injetados em frascos de 28ml devidamente vedados com septo de borracha. Nestes frascos, foram adicionados previamente o equivalente a 20% (p/v) de NaCl e após a colocação da tampa foi retirado o ar de dentro do frasco com auxílio de uma seringa de 50ml com agulha. As amostras foram acondicionadas para posterior determinação da concentração de CH₄.

O sedimento foi coletado através de um tubo de acrílico (amostrador tipo Kajak com 8 cm de diâmetro interno e 50 cm de comprimento) modificado do modelo proposto por Ambühl & Bühler (1978). De cada sedimento coletado foi retirada a fração de 5cm da camada superficial e desta 10ml foram colocados em frascos de vidro de 25mL sendo adicionados logo após 4ml de solução de NaOH 4%. Os

frascos foram fechados com septo de borracha, agitados vigorosamente e armazenados a baixa temperatura no escuro.

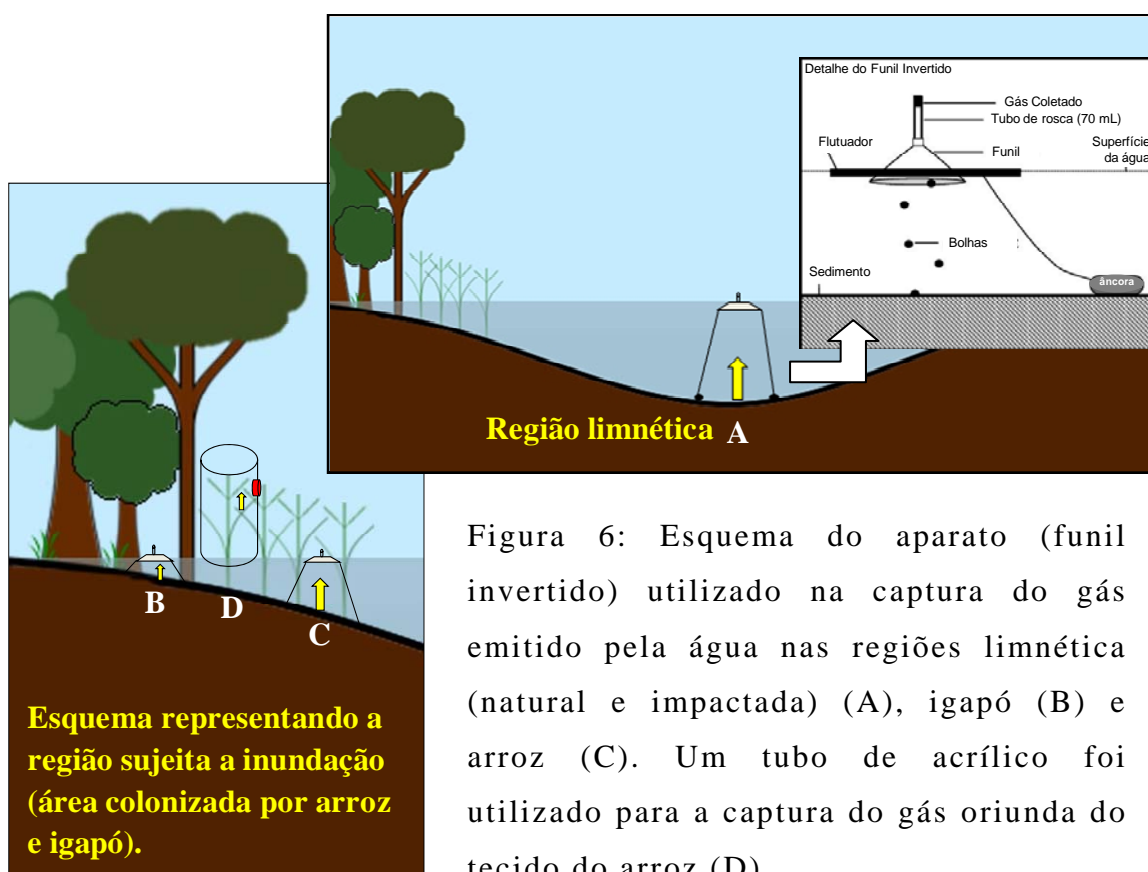


Figura 6: Esquema do aparato (funil invertido) utilizado na captura do gás emitido pela água nas regiões limnética (natural e impactada) (A), igapó (B) e arroz (C). Um tubo de acrílico foi utilizado para a captura do gás oriundo do tecido do arroz (D).

Determinação da concentração de metano

O material foi analisado através de cromatografia gasosa. Após agitação, foi retirado, com auxílio de uma seringa, 1ml da fração gasosa de cada frasco sendo injetado num cromatógrafo gasoso modelo Star 3400 da Varian com injetor “looping” de 250 μ L. Condições cromatográficas: coluna Poropak-Q (60/100 mesh) a 85°C, injetor a 120°C e detetor FID a 200°C, sendo utilizado nitrogênio como gás de arraste.

Variáveis abióticas e bióticas do sedimento

Do sedimento coletado para determinação do CH₄, também foram retiradas alíquotas para a determinação da matéria orgânica, através de incineração à 550 °C durante 4 horas (Jackson 1962) pela calcinação em mufla e determinação da água intersticial através da diferença entre peso úmido e peso seco. Os dados referente a densidade dos grupos taxonômicos de macroinvertebrados bentônicos presentes nas estações natural e impactada foram retirados dos relatórios anuais referente ao projeto “Estudos Limnológicos em Ecossistemas Aquáticos da Região de Porto Trombetas, Oriximiná, PA”.

Análises Estatísticas

Foi utilizada uma Análise de Variância com medidas repetidas (RM-ANOVA) para se avaliar o efeito das regiões na emissão e concentração (sedimento e água – superfície e fundo). Em relação a concentração foram avaliadas a superfície e fundo, em modelos independentes. Para distinguir diferenças entre os níveis dos tratamentos (teste post hoc), com o objetivo de comparar as diferenças das variáveis entre as regiões, foram realizadas ANOVA seguida do teste de Tukey. Para o sedimento, um teste t foi realizado para comparar o nível de significância dos dados entre as regiões natural e impactada. Foram utilizados os seguintes programas para a realização dos testes: Statistica 7.0 e Graph Pad Prism 5.

Resultados

Os valores de profundidade, temperatura (superfície e fundo) e oxigênio (superfície e fundo) da coluna d'água determinados nas regiões limnética – natural e impactada, floresta inundável (igapó) e colonizada por *O. glumaepatula* (arroz) são mostrados nas tabela 1 e 2.

Emissão de CH₄

Foi observado um efeito significativo das regiões (RM-ANOVA, $F=1770,9$; $p<0,001$) sobre os valores de emissão de CH₄. A emissão de CH₄ foi significativamente maior para o igapó em relação às outras durante todos os anos de estudo (figura 7). Em seguida a região onde está localizado o estande de *O. glumaepatula* apresentou os maiores valores em relação a natural e impactada (ANOVA, Tukey; 2004, $F=295$; 2005, $F=17,7$; 2006, $F=39,2$; $p<0,05$), apesar de não ter sido significativa em relação a região natural em 2005 (ANOVA, Tukey, $p>0,05$). Os valores de emissão de CH₄ foram menores na região impactada com rejeito de bauxita e este padrão foi consistente em todos os anos amostrados (figura 7).

Tabela 1: Valores de profundidade, temperatura da coluna d'água e oxigênio dissolvido (superfície – S e fundo – F) determinados nas regiões natural e impactada ao longo do 4 períodos do pulso de inundação (EN= enchente, AA= águas altas, VZ= vazante e AB= águas baixas) de cada ano. * Não determinado por falta de coluna d'água; ** Não determinado.

		Prof. (m)	Temp. (°C)		O ₂ (mg·L ⁻¹)	
			S	F	S	F
NATURAL						
2004	EN	4,8	29,6	29,3	6,89	4,45
	AA	7,0	29,8	28,1	6,73	5,92
	VZ	4,5	32,8	30,9	5,92	1,41
	AB	1,9	32,3	32,3	7,83	7,58
2005	EN	6,4	30,2	29,3	6,50	5,45
	AA	7,5	30,5	27,9	6,61	5,88
	VZ	1,8	31,0	30,0	7,38	7,15
	AB	1,9	30,4	29,1	6,46	6,19
2006	EN	8,0	30,4	28,5	5,43	5,91
	AA	8,8	29,1	26,2	7,68	5,90
	VZ	3,5	31,5	30,7	5,12	4,83
	AB	1,9	32,4	31,8	7,04	**
IMPACTADA						
2004	EN	4,0	29,7	28,9	7,80	5,35
	AA	5,7	30,9	28,3	7,21	3,52
	VZ	3,5	34,1	31,7	7,20	3,33
	AB	1,1	33,3	33,1	7,90	7,88
2005	EN	4,2	31,1	30,3	7,83	7,03
	AA	6,5	30,5	28,0	6,47	4,70
	VZ	0,5	30,0	30,0	7,54	7,73
	AB	1,1	30,1	29,4	8,13	7,47
2006	EN	7,0	29,6	28,8	6,13	1,50
	AA	8,0	27,3	26,1	6,11	6,06
	VZ	2,5	32,4	31,5	6,46	5,45
	AB	0,8	32,3	31,2	6,05	6,10

Tabela 2: Valores de profundidade, temperatura da coluna d'água e oxigênio dissolvido (superfície – S e fundo – F) determinados nas regiões igapó e arroz ao longo dos 4 períodos do pulso de inundação (EN= enchente, AA= águas altas, VZ= vazante e AB= águas baixas) de cada ano. * Não determinado por falta de coluna d'água; ** Não determinado.

		Prof. (m)	Temp. (°C)		O ₂ (mg·L ⁻¹)	
			S	F	S	F
IGAPÓ						
2004	EN	2,0	30,7	29,8	5,61	4,97
	AA	3,9	30,9	28,7	6,94	2,86
	VZ	1,1	31,8	31,7	4,42	3,93
	AB	*	*	*	*	*
2005	EN	3,1	30,6	30,8	5,47	4,93
	AA	4,5	30,4	28,5	6,93	6,06
	VZ	*	*	*	*	*
	AB	*	*	*	*	*
2006	EN	4,8	30,5	28,3	5,07	3,05
	AA	6,5	26,4	26,2	7,04	7,50
	VZ	0,6	32,4	**	5,09	**
	AB	*	*	*	*	*
ARROZ						
2004	EN	2,5	31,4	29,9	6,30	3,53
	AA	4,3	30,6	28,8	6,47	3,25
	VZ	1,9	32,0	31,5	4,71	3,68
	AB	*	*	*	*	*
2005	EN	1,6	30,6	30,3	4,70	4,25
	AA	3,6	30,2	28,7	6,34	3,27
	VZ	*	*	*	*	*
	AB	*	*	*	*	*
2006	EN	4,9	30,1	28,2	5,05	2,26
	AA	5,3	26,5	26,4	6,43	6,70
	VZ	1,5	32,2	**	5,01	**
	AB	*	*	*	*	*

Apenas a região natural apresentou diferenças significativas entre todos os anos estudados (ANOVA, Tukey, $F=60,4$; $p<0,0001$) sendo os maiores valores determinados em 2004 (tabela 3). As regiões igapó e arroz apresentaram padrão semelhante sendo observadas diferenças significativas entre os anos 2004 e 2005 e entre os anos 2004 e 2006 (ANOVA, Tukey; Igapó, $F=4,3$; $p=0,001$; Arroz, $F=5,6$; $p<0,006$) (tabela 3, figura 7) sendo os maiores valores obtidos em 2004 (tabela 3). A região impactada teve comportamento distinto das demais sendo observada diferença significativa entre os anos de 2004 e 2005 e entre 2005 e 2006 (ANOVA, Tukey; $F=7,6$; $p=0,0008$) sendo os maiores valores observados em 2005 (tabela 3).

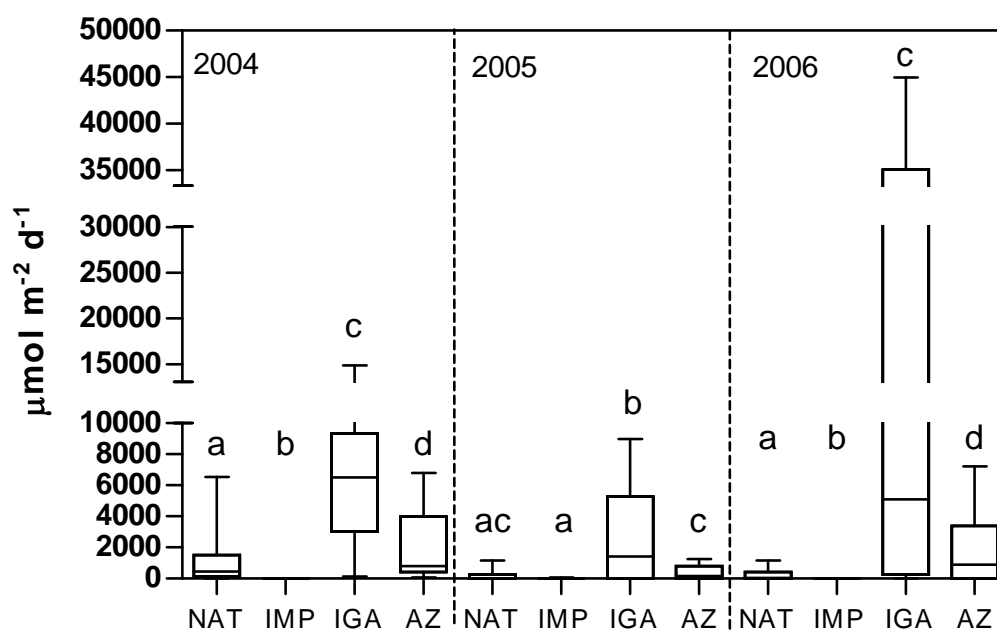


Figura 7: Emissão de CH₄ determinada nas regiões natural (NAT), impactada (IMP), igapó (IGA) e arroz (AZ) do lago Batata durante os anos 2004, 2005 e 2006. Letras iguais indicam diferenças não significativas. Linhas verticais indicam valores mínimos e máximos e as horizontais no interior da caixa são as medianas. As caixas representam 75% dos valores encontrados.

Tabela 3. Valores médios de emissão de CH₄ (μmol m⁻² dia⁻¹) determinados nas 4 estações amostradas (região limnética – natural e impactada, igapó e arroz) ao longo dos 4 períodos do pulso de inundação (EN= enchente, AA= águas altas, VZ= vazante e AB= águas baixas) de cada ano (2004, 2005 e 2006). Também são expostos os valores médios por ano, períodos e região. Entre parênteses são mostrados os valores de desvio padrão. * Não foi realizada coleta por falta de coluna d'água.

Região	Período	2004	2005	2006	Média <i>por período</i>	Média <i>por região</i>
Natural	EM	40,9 (40,0)	0,16 (0,03)	19,9 (16,9)	20,36	449,51
	AA	302,3 (221,5)	0,37 (0,24)	0,16 (0,16)	100,95	
	VZ	2884 (1611)	687,6 (261,9)	703,9 (193,3)	1425,45	
	AB	660,2 (214,3)	11,1 (10,5)	82,4 (49,3)	251,29	
	Média	972,08	174,82	201,64		
Impactada	EM	0,15 (0,03)	0,23 (0,33)	0,12 (0,07)	0,16	2,34
	AA	0,15 (0,10)	0,15 (0,08)	0,12 (0,09)	0,14	
	VZ	0,18 (0,08)	25,01 (19,9)	0,70 (0,40)	8,63	
	AB	0,08 (0,03)	0,09 (0,12)	1,10 (1,41)	0,42	
	Média	0,14	6,37	0,51		
Igapó	EM	1929 (1329)	5530 (2226)	4902 (1519)	4120,9	7737,7
	AA	6465 (950)	27,55 (16,47)	149,9 (227,5)	2214,4	
	VZ	11385 (2349)	*	36469 (5716)	23927,2	
	AB	*	*	*	*	
	Média	6593,4	2778,9	13840,6		
Arroz	EM	598,9 (600)	856,5 (287,6)	1459 (398,4)	828,0	1404,7
	AA	799,7 (458,9)	0,09 (0,07)	0,82 (0,92)	266,8	
	VZ	4327 (1699)	*	4601 (1543)	4464,6	
	AB	*	*	*	*	
	Média	1908,8	428,3	1935		

Concentração de CH₄ na água (superfície)

Foi observado um efeito significativo das regiões (RM-ANOVA, $F=58,7$; $p<0,001$) sobre as concentrações de CH₄ na superfície da coluna d'água. A concentração de CH₄ na superfície foi significativamente menor para a região impactada em relação às outras durante todos os anos de estudo (ANOVA, Tukey; 2004, $F= 6,8$; 2005, $F=13,6$; 2006, $F=24,5$; $p<0,001$) (figura 8). As regiões natural, igapó e arroz não diferiram significativamente em 2004 e 2005 (ANOVA, Tukey; $p>0,05$). Ao contrário do que ocorreu para a emissão, a região colonizada por arroz apresentou as maiores concentrações de CH₄ na superfície em 2005 e 2006 (ANOVA, Tukey; $F=13,6$; $p<0,05$), sendo que em 2006 juntamente com a região de igapó (figura 8).

Diferentemente do que foi observado em relação a emissão de CH₄, todas as regiões apresentaram comportamento distintos no que diz respeito as variações observadas ao longo dos anos amostrados (figura 8). Em relação aos valores obtidos para a região natural somente foram observadas diferenças significativas entre os anos de 2005 e 2006 (ANOVA, Tukey; $F=7,6$; $p<0,05$) sendo os maiores valores observados em 2005 (tabela 4). Em relação ao igapó não foram observadas diferenças significativas somente entre 2004 e 2005 (ANOVA, Tukey, $p>0,05$) sendo os maiores valores observados em 2006 (ANOVA, Tukey, $F=5,9$; $p=0,007$) (tabela 4). Na região colonizada por arroz não foram observadas diferenças significativas somente entre 2004 e 2005 (ANOVA, Tukey, $p>0,05$) sendo os maiores valores observados em 2006 (ANOVA, Tukey, $F=13,6$; $p<0,0001$) (tabela 4).

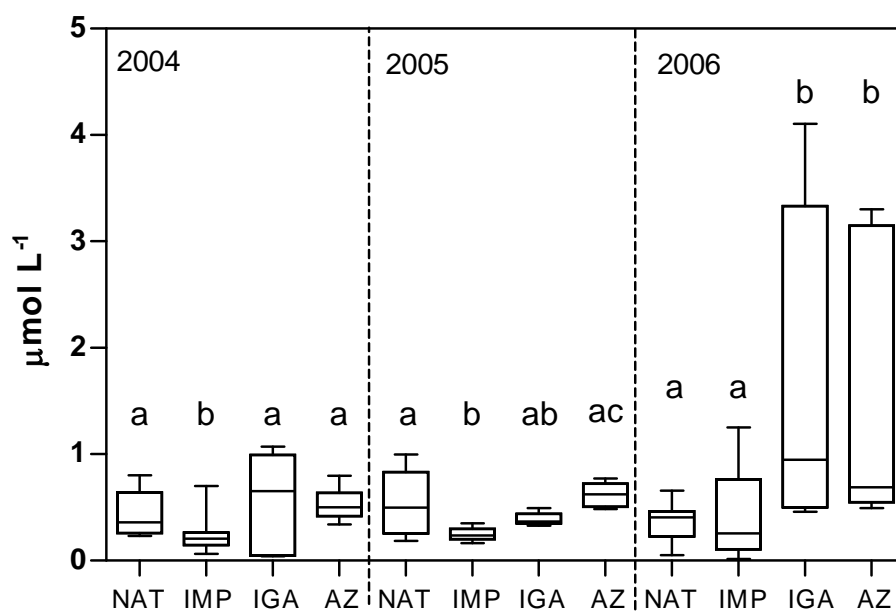


Figura 8: Concentração de CH_4 na superfície da coluna d'água determinada nas regiões natural (NAT), impactada (IMP), igapó (IGA) e arroz (AZ) do lago Batata durante os anos 2004, 2005 e 2006. Letras iguais indicam diferenças não significativas. Linhas verticais indicam valores mínimos e máximos e as horizontais no interior da caixa são as medianas. As caixas representam 75% dos valores encontrados.

Tabela 4. Valores médios de concentração de CH₄ (μmol.L⁻¹) na superfície da coluna d'água determinados nas estações natural, impactada, igapó e arroz ao longo dos 4 períodos (EN= enchente, AA= águas altas, VZ= vazante e AB= águas baixas) de cada ano. Também são expostos os valores médios por ano, períodos e lagos. Entre parênteses são mostrados os valores de desvio padrão.
* Não foi realizada coleta por falta de coluna d'água.

Estação	Período	2004	2005	2006	Média <i>por período</i>	Média <i>por região</i>
Natural	EN	0,26 (0,02)	0,21 (0,02)	0,49 (0,09)	0,32	0,44
	AA	0,43 (0,04)	0,31 (0,02)	0,37 (0,02)	0,37	
	VZ	0,28 (0,05)	0,88 (0,14)	0,44 (0,03)	0,53	
	AB	0,72 (0,04)	0,77 (0,11)	0,12 (0,05)	0,54	
	Média	0,42	0,54	0,36		
Impactada	EN	0,21 (0,21)	0,23 (0,02)	0,32 (0,03)	0,25	0,29
	AA	0,19 (0,02)	0,26 (0,04)	1,01 (0,14)	0,49	
	VZ	0,35 (0,19)	0,29 (0,06)	0,21 (0,01)	0,28	
	AB	0,16 (0,03)	0,18 (0,03)	0,04 (0,02)	0,13	
	Média	0,23	0,24	0,40		
Igapó	EN	0,05 (0,01)	0,44 (0,05)	0,48 (0,01)	0,32	1,00
	AA	0,68 (0,06)	0,34 (0,01)	0,94 (0,05)	0,66	
	VZ	1,01 (0,05)	*	3,51 (0,35)	2,26	
	AB	*	*	3,19 (0,08)	3,19	
	Média	0,58	0,39	2,03		
Arroz	EN	0,43 (0,08)	0,51 (0,02)	0,54 (0,03)	0,49	0,87
	AA	0,44 (0,05)	0,72 (0,03)	0,68 (0,03)	0,61	
	VZ	0,71 (0,07)	*	3,19 (0,08)	1,95	
	AB	*	*	*	*	
	Média	0,53	0,62	1,47		

Concentração de CH₄ na água (fundo)

Foi observado um efeito significativo das regiões (RM-ANOVA, $F=28,0$; $p<0,001$) sobre as concentrações de CH₄ no fundo da coluna d'água. A concentração de CH₄ no fundo foi significativamente maior para a região natural em relação às outras durante os anos de 2004 e 2005 (ANOVA, Tukey; 2004, $F= 4,9$; 2005, $F=23,3$; $p<0,05$) (figura 9). Os dados obtidos durante estes dois anos não apresentaram diferenças significativas (ANOVA, Tukey; $p>0,05$) entre as regiões impactada, igapó e arroz. Em 2006, a região de igapó apresentou valores significativamente maiores em relação às outras estações (ANOVA, Tukey; $F=15,5$; $p<0,05$). Para este ano as regiões natural, impactada e arroz não apresentaram diferenças significativas entre si (ANOVA, Tukey; $p>0,05$) (figura 9) apesar do valores médios terem sido maiores para a região do arroz.

As regiões igapó e arroz apresentaram padrão semelhante sendo observadas diferenças significativas entre os anos 2004 e 2006 e entre os anos 2005 e 2006 (ANOVA, Tukey; Igapó, $F=92,6$; $p<0,05$; Arroz, $F= 7,9$; $p<0,05$) sendo os maiores valores obtidos em 2006 (tabela 5). Não foram observadas diferenças significativas, para estas regiões, somente entre os anos de 2004 e 2005 (ANOVA, Tukey; $p>0,05$) (figura 9). Comportamento diferenciado foi observado para a região natural onde os valores foram significativamente diferentes entre o ano de 2004 e os demais anos amostrados (ANOVA, Tukey; $F=6,9$; $p<0,05$) sendo os maiores valores observados em 2004 (tabela 5). Em relação à região impactada, somente foram observadas diferenças significativas entre os

anos 2005 e 2006 (ANOVA, Tukey; $F=3,6$; $p<0,05$) sendo os maiores valores observados em 2006 (tabela 5).

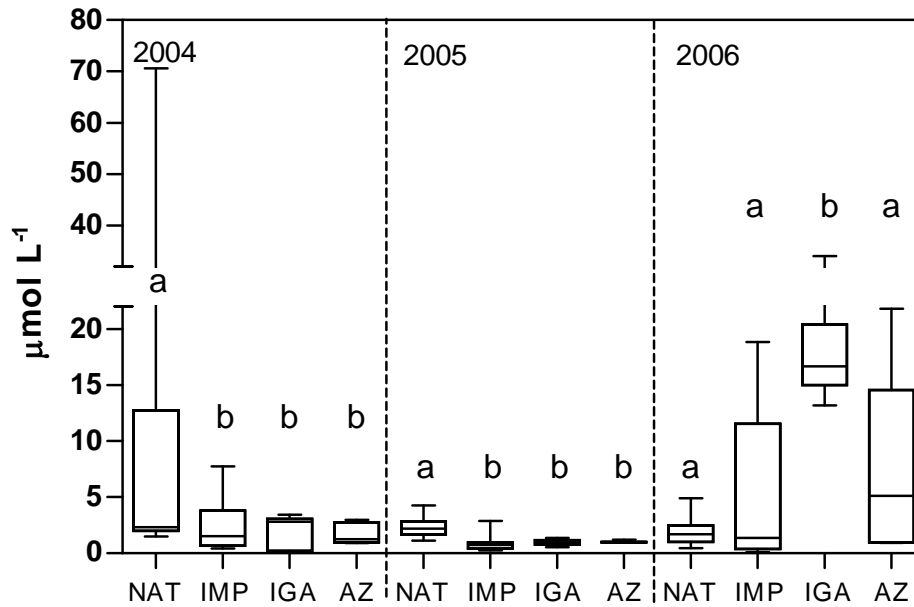


Figura 9: Concentração de CH₄ na superfície da coluna d'água determinada nas regiões natural (NAT), impactada (IMP), igapó (IGA) e arroz (AZ) do lago Batata durante os anos 2004, 2005 e 2006. Letras iguais indicam diferenças não significativas. Linhas verticais indicam valores mínimos e máximos e as horizontais no interior da caixa são as medianas. As caixas representam 75% dos valores encontrados.

Tabela 5. Valores médios de concentração de CH₄ (μmol.L⁻¹) no fundo da coluna d'água determinados nas estações natural, impactada, igapó e arroz ao longo dos 4 períodos (EN= enchente, AA= águas altas, VZ= vazante e AB= águas baixas) de cada ano. Também são expostos os valores médios por ano, períodos e lagos. Entre parênteses são mostrados os valores de desvio padrão.
* Não foi realizada coleta por falta de coluna d'água.

Estação	Período	2004	2005	2006	Média <i>por período</i>	Média <i>por região</i>
Natural	EN	2,27 (0,07)	2,30 (0,43)	2,0 (0,50)	2,19	5,25
	AA	2,59 (0,47)	1,56 (0,48)	2,23 (0,89)	2,13	
	VZ	39,9 (20,4)	2,86 (0,57)	2,55 (1,35)	15,1	
	AB	1,72 (0,17)	2,29 (1,13)	0,68 (0,19)	1,56	
	Média	11,63	2,25	1,86		
Impactada	EN	3,74 (2,39)	0,39 (0,08)	16,42 (1,51)	6,85	2,73
	AA	0,84 (0,22)	0,78 (0,12)	1,64 (0,45)	1,09	
	VZ	4,93 (1,69)	1,58 (0,91)	0,93 (0,51)	2,48	
	AB	0,54 (0,11)	0,75 (0,40)	0,24 (0,09)	0,51	
	Média	2,52	0,88	4,81		
Igapó	EN	0,14 (0,10)	0,74 (0,15)	22,91 (7,73)	7,93	7,32
	AA	2,96 (0,14)	1,21 (0,14)	14,96 (1,31)	6,38	
	VZ	3,00 (0,32)	*	*	3,00	
	AB	*	*	*	*	
	Média	2,03	0,98	18,94		
Arroz	EN	0,97 (0,06)	1,04 (0,08)	14,46 (5,40)	5,49	3,47
	AA	1,23 (0,03)	0,99 (0,02)	0,99 (0,04)	1,07	
	VZ	2,83 (0,08)	*	*	2,83	
	AB	*	*	*	*	
	Média	1,68	1,01	7,72		

Concentração de CH₄ no Sedimento

Foi observado um efeito significativo das regiões (RM-ANOVA, $F=42,5$; $p<0,001$) sobre as concentrações de CH₄ no sedimento das regiões natural e impactada. A região natural apresentou valores de concentração de CH₄ no sedimento significativamente maiores (Mann Whitney test, $p<0,0001$) em relação a região impactada (figura 10). Isto ocorreu para todos os anos amostrados.

Os dados obtidos na região impactada apresentaram diferença significativa entre os anos 2004 e 2006 (ANOVA, Tukey; $F=3,6$; $p<0,05$) sendo os maiores valores observados para o ano de 2006 (tabela 6). No entanto, não foram observadas diferenças significativas ao longo dos anos para a região natural (ANOVA, Tukey; $F=1,9$; $p>0,05$).

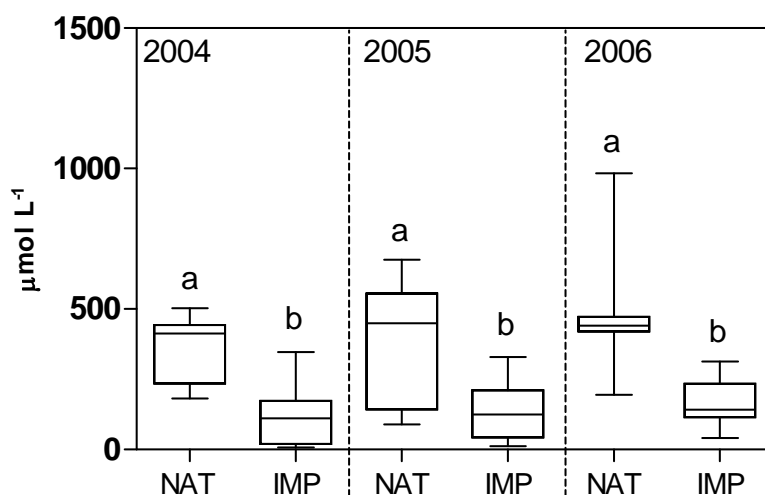


Figura 10: Concentração de CH₄ no sedimento determinado nas regiões natural (NAT), impactada (IMP), igapó (IGA) e arroz (AZ) do lago Batata durante os anos 2004, 2005 e 2006. Letras iguais indicam diferenças não significativas. Linhas verticais indicam valores mínimos e máximos e as horizontais no interior da caixa são as medianas. As caixas representam 75% dos valores encontrados.

Tabela 6. Valores médios de concentração de CH₄ (μmol.L⁻¹) no sedimento determinados nas estações natural e impactada ao longo dos 4 períodos (EN= enchente, AA= águas altas, VZ= vazante e AB= águas baixas) de cada ano. Também são expostos os valores médios totais por ano, períodos e lagos. Entre parênteses são mostrados os valores de desvio padrão.

Lago	Período	2004	2005	2006	Média <i>por período</i>	Média <i>por região</i>
Natural	EN	191,6 (8,0)	96,5 (11,3)	311,0 (126,0)	199,7	
	AA	414,9 (28,5)	571,3 (71,7)	705,9 (189,0)	564,0	
	VZ	408,1 (45,2)	577,6 (84,1)	444,3 (21,0)	476,7	410,9
	AB	457,9 (38,6)	331,2 (89,0)	420,7 (31,1)	403,3	
	Média	368,1	394,2	470,5		
Impactada	EN	14,5 (5,9)	27,9 (10,3)	115,5 (24,8)	52,6	
	AA	55,4 (28,5)	161,3 (57,6)	122,8 (36,2)	113,2	
	VZ	225,0 (71,8)	245,5 (53,7)	266,2 (37,9)	245,5	138,0
	AB	147,8 (21,1)	106,3 (49,1)	167,4 (97,9)	140,5	
	Média	110,7	135,2	168,0		

Discussão

Emissão e concentração de CH₄ nas regiões de igapó (floresta inundável) e região colonizada por Oryza glumaepatula (arroz bravo)

Os valores de emissão de CH₄ observados na região de igapó do lago Batata demonstram a importante contribuição desta para o total de CH₄ emitido para a atmosfera em relação as outras regiões, durante os 3 anos de estudo (tabela 3). O valor de emissão para esta região foi 3300 vezes maior em relação à região impactada, 17 vezes maior em relação à natural e 5,5 vezes maior em relação à região colonizada por arroz. Os elevados valores de emissão de CH₄ no igapó provavelmente devem-se ao acúmulo de matéria orgânica no sedimento oriundo da vegetação arbórea que compõem a paisagem deste local (figura 5b) bem como a liberação de exudatos (Schütz *et al.* 1991) pelas raízes da própria vegetação de igapó. O acúmulo de matéria orgânica no sedimento promove grande quantidade de substrato para a metanogênese (Ding *et al.* 2002). Sedimentos que recebem significativa entrada de carbono orgânico permanecem em anaerobiose como consequência da elevada demanda de oxigênio para a respiração de bactérias heterotróficas, na qual decompõem o carbono orgânico, e da baixa difusão do oxigênio da água para o sedimento. Assim, processos anaeróbicos de decomposição predominam nestas regiões tendo como consequência a emissão CH₄ para a atmosfera em maiores valores em relação às regiões abertas (região limnética) (tabela 3, figura 7).

Elevados valores de emissão de CH₄ para a atmosfera através das áreas alagáveis foram observados por Bartlett *et al.* (1988) e Devol *et al.* (1988) em estudos realizados em ambientes aquáticos amazônicos (tabela 7). Os resultados da presente pesquisa são semelhantes ao que foi observado por estes autores, no entanto, observamos grandes variações entre os períodos de cada ano estudado (tabela 3). A emissão no período de vazante foi 5 e 10 vezes superior em relação aos períodos de enchente e águas altas, respectivamente. Sendo assim, os valores de emissão obtidos durante a vazante não podem ser extrapolados para todos os períodos durante os quais esta região encontra-se inundada.

Estudos realizados por Boon *et al.* (1997) mostram que a gradual depleção de material orgânico em solos de áreas alagáveis efêmeras pode ser o fator responsável pela diferença de magnitude e tempo de emissão de CH₄ entre uma época de inundação e outra subsequente. No caso do pulso de inundação amazônico, os resultados indicam que a magnitude e tempo de emissão são relacionadas ao período do pulso e a intensidade do pulso que varia a cada ano. Com base na hipótese proposta por Boon *et al.* (1997) no final da fase aquática do igapó (período de vazante) deveríamos encontrar as menores emissões em função do decaimento do material orgânico (quantidade e qualidade) utilizável como substrato para metanogênese. No entanto, os resultados da presente pesquisa indicam que a disponibilidade de substrato orgânico necessário à metanogênese não é um fator limitante nas regiões de igapó amazônicas (tabela 3). Ao contrário, durante a fase seca e inundável do igapó, nota-se um contínuo aporte de material orgânico, desta forma, elevadas

emissões de CH₄ podem ser observadas durante todo o período de inundação. Exceto em determinadas situações como, por exemplo, elevadas profundidades onde a pressão hidrostática diminui a formação de bolhas e com o aumento do fluxo por difusão é intensificada a metanotrofia na extensa e oxigenada coluna d'água, diminuindo as emissões deste gás para a atmosfera. Assim, o fator que afeta a emissão de CH₄ em áreas de igapó amazônicas é a magnitude do pulso e não disponibilidade de material orgânico.

Outro fator que deve ser destacado é a importância da emissão por bolhas no igapó em relação aos processos difusivos entre água-atmosfera. De forma geral, foram observadas baixas concentrações de CH₄ no fundo da coluna d'água (2,0 μmol L⁻¹ - 2004; 0,98 μmol L⁻¹ - 2005 e 18,9 μmol L⁻¹ - 2006) e, principalmente, na superfície (0,58 μmol L⁻¹ - 2004; 0,39 -2005 e 2,0 - 2006). No entanto, os valores de emissão foram elevados, típicos de áreas alagáveis amazônicas (tabela 7), sendo assim, fica evidente que o mecanismo de perda de CH₄ para a atmosfera foi, predominantemente, via bolhas ao longo dos 3 anos estudados.

Os maiores valores de emissão de CH₄ observados para o igapó em relação à região colonizada por *O. glumaepatula* deve ser explicada pela qualidade de material orgânico disponível para as bactérias metanogênicas. Estudos realizados por Farjalla *et al.* (2006) observaram maiores concentrações de carboidratos como, por exemplo, glicose (4 vezes maior) nos extratos oriundos da vegetação do igapó. Bergman *et al.* (2000) estudando 5 brejos na Suécia, observaram que a metanogênese estava relacionada com a qualidade da matéria orgânica sujeita à

degradação. Assim, além da maior quantidade de material orgânico disponível, a qualidade do material presente na região do igapó deve favorecer a maiores taxas de produção de CH₄ em função da disponibilidade de melhor substrato para a metanogênese em relação a região colonizada por arroz. A taxa do metabolismo microbiano no sedimento depende da habilidade do consórcio de microrganismos existentes para decompor a matéria orgânica que persiste numa dada profundidade (Kiene 1991). No caso da metanogênese, que utiliza apenas poucos substratos orgânicos de pequeno tamanho molecular (Zinder 1993), pode ser severamente limitada pela natureza refratária da matéria orgânica (Nedwell 1984). Considerando o fato de que *O. glumaepatula* é uma macrófita aquática emersa e rica em compostos de sustentação como lignina, é possível propor que esta vegetação possuir compostos mais refratários que a vegetação. Este fato reforça a proposta de que a qualidade de matéria orgânica é um fator importante para explicar os maiores valores de emissão para a região do igapó em relação a área do arroz.

Depois do igapó, a região colonizada por arroz foi a que mais emitiu CH₄ (tabela 3, figura 7). O fato interessante é que os maiores valores de emissão foram obtidos durante o período de vazante, onde toda a região colonizada por arroz está completamente livre destes indivíduos que morreram durante o período de águas altas (tabela 3). Os valores foram 7 e 3 vezes maior em relação aos períodos de enchente de 2004 e 2006, respectivamente. De forma geral, as maiores emissões de CH₄ ocorrem durante o período de vazante em função do aumento da

temperatura e diminuição da profundidade (ver capítulo 1). No entanto, o acúmulo de material orgânico oriundo da decomposição do tecido vegetal do arroz que se deposita sobre o sedimento, principalmente na região colonizada por este, pode ser apontado como um fator crucial intensificador da emissão de CH₄ para a atmosfera durante este período. Estas macrófitas aquáticas, na fase de senescência, promovem a entrada anual de material orgânico rico em nutrientes para os ecossistemas aquáticos sujeitos ao pulso de inundação (Junk 1970; Howard-Williams & Junk 1977) provocando grande disponibilidade de material orgânico para processos como a metanogênese.

Durante o período de enchente foi possível perceber o estande de arroz bem estruturado e densamente colonizado durante os 3 anos de amostragem. A emissão de CH₄ através do tecido do arroz observados durante este período demonstrou ser importante, correspondendo em média a 42% do total do CH₄ emitido para a atmosfera através desta região. Neste caso, os resultados da presente pesquisa indicam que o arroz é um importante meio condutor transferindo CH₄ do sedimento para a atmosfera. O importante papel da vegetação aquática nas emissões de CH₄ para a atmosfera em ambientes amazônicos também foi relatada por Bartlett *et al.*(1990) (tabela 7). Estes autores observaram que os espaços de ar internos nos tecidos das macrófitas tinham elevadas concentrações de CH₄, principalmente as partes submersas, sugerindo a transferência deste gás para a atmosfera através do tecido. Esta importante contribuição do arroz na emissão total do CH₄ nesta região provavelmente não se mantém para o período de águas altas, pois muitos

indivíduos iniciam a fase de senescência ao final do período de enchente, perdem a fixação com o sedimento e ficam a deriva na coluna d'água. A partir daí uma grande quantidade destes organismos afundam e permanecem depositados sobre o sedimento na mesma área ou em regiões adjacentes ao estande. Com isso esta região pode ter grandes oscilações entre os períodos e entre os anos no que se refere as emissões de CH₄ já que o processo de morte e afundamento dos indivíduos se dá lentamente e de forma desigual. É comum observar em lagos amazônicos pequenos aglomerados de vegetação sendo levados por correntezas, sendo assim, a cada ano a quantidade de material vegetal depositado sobre o sedimento é incerto e desigual a cada ciclo. Além disto, partes destes aglomerados de plantas podem ficar retidas nas árvores das partes baixas do igapó (Figura 3B), principalmente próximo as raízes. Outro fator que pode explicar a grande variação nas emissões de CH₄ nos períodos de águas altas é a retenção de bolhas de gás entre a superfície do sedimento e a camada de arroz em decomposição sobre este. Nesta interface sedimento-detrito do arroz ficam aprisionadas bolhas de gás que somente ultrapassam a barreira física em pulsos ao longo do dia em função de deslocamento causada por movimentações de água no fundo. Tal condição também deve explicar a grande variação dos valores de emissão de CH₄ observada durante o período de águas altas.

Os valores médios de emissão de CH₄ observados no estande de arroz foi inferior ao que foi observado por Bartlett *et al.* (1990) (201mg m⁻² d⁻¹) em estudos realizados no Rio Amazonas (tabela 7). Esta grande diferença pode estar relacionada a dois fatores principais: (i) pelo fato

do estudo realizado por estes autores reportar-se a um ambiente de águas brancas e (ii) por se tratarem de espécies de macrófitas diferentes. A vegetação de áreas alagáveis associadas a ambientes de águas claras são reconhecidamente menos desenvolvidas em relação a vegetação de regiões de águas brancas como resultado das menores concentrações de nutrientes (Junk 1983). Tais resultados indicam que ambientes de águas claras emitem menor quantidade de CH_4 através de seus estandes de macrófitas em relação aos ambientes de águas brancas. No caso das macrófitas aquáticas o mecanismo de transporte do CH_4 através do tecido pode variar em função dos diferentes grupos encontrados (Whiting & Chanton 1996). Além disso, também pode ser destacada a importância do estágio de crescimento, arquitetura da raiz/rizoma para explicar as variações espaciais na emissão de CH_4 (Duan *et al.* 2005). Portanto, ainda são necessários estudos mais detalhados a fim de elucidar o efeito da característica da água e das diferentes espécies de macrófitas na emissão de CH_4 em ambientes aquáticos amazônicos.

Tabela 7: Emissão de metano ($\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) em diferentes ambientes aquáticos localizados na região amazônica.

Local de amostragem	Emissão de CH_4 ($\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	Fonte
Represa de Tucuruí (PA)	15,3 – 211,2	Rosa <i>et al.</i> (2003)
Represa Samuel (RO)	23,0 – 182,3	Rosa <i>et al.</i> (2003)
Lago Calado - vazante (AM)	53 - 328	Engle & Melack (2000)
Rio Orinoco – limnética (Venezuela)	23,2	Smith <i>et al.</i> (2000)
Rio Orinoco – macrófitas (Venezuela)	24,8	Smith <i>et al.</i> (2000)
Rio Orinoco – igapó (Venezuela)	108,6	Smith <i>et al.</i> (2000)
Lagos (AM)	27 - 74	Bartlett <i>et al.</i> (1988)
Igapó Lagos (AM)	126 - 192	Bartlett <i>et al.</i> (1988)
Igapó bacia amazônica (AM)	108	Devol <i>et al.</i> (1988)
Rio Amazonas – limnética (AM)	74	Bartlett <i>et al.</i> (1990)
Rio Amazonas – macrófitas (AM)	201	Bartlett <i>et al.</i> (1990)
Rio Amazonas – igapó (AM)	126	Bartlett <i>et al.</i> (1990)
Lago Batata - natural (PA)	0,32 – 22,8	Presente pesquisa
Lago Batata – impactada (PA)	0,002 – 0,1	Presente pesquisa
Igapó Lago Batata (PA)	35,4 – 382,8	Presente pesquisa
Arroz Lago Batata (PA)	4,2 – 71,4	Presente pesquisa

Emissão e concentração de CH_4 na região limnética: área natural vs área assoreada por rejeito de bauxita

A baixa emissão de CH_4 na área assoreada do lago pode ser explicada pelas características do sedimento. Este novo substrato que se depositou sobre o sedimento natural é pobre em nutrientes e com concentração de material orgânico inferior a área natural do lago (Leal 2003). Este, provavelmente, é o principal fator que explica as baixas concentrações e emissão de CH_4 em relação as outras regiões estudadas. De forma geral, a concentração de CH_4 do sedimento da região impactada foi cerca de 3 vezes menor e a emissão foi cerca de 190 vezes inferior

em relação a região natural (tabela 3). Apesar dos baixos valores observados para a concentração de CH₄ no sedimento (tabela 6) como consequência do assoreamento em parte do lago Batata, valores semelhantes podem ser observados para lagos naturais como foi observado para o lago Sapucaá (típico lago amazônico sujeito ao pulso de inundação) (ver capítulo 1). Considerando os valores médios da concentração de CH₄ do sedimento dos anos estudados observa-se que o valor obtido para a região impactada (138,0 μmol.L⁻¹) é superior em relação ao lago Sapucaá (106 μmol.L⁻¹). No entanto, os valores de emissão de CH₄ no lago Sapucaá foi, em média, 146 vezes maior em relação a região impactada, o que demonstra o efeito negativo do rejeito de bauxita na emissão de CH₄ no lago Batata.

Com a deposição do rejeito de bauxita sobre o sedimento natural a área impactada teve sua porção de coluna d'água diminuída, pois em certas regiões a camada de rejeito chega a mais de 5 metros. Assim, a região impactada possui condições mais favoráveis a total mistura de coluna d'água em grande parte do ano permitindo o consumo do CH₄ por metanotróficas. Como o sedimento possui baixa produção de CH₄, indicados pela baixa concentração deste no sedimento, a emissão por bolhas nesta região, é na maioria das vezes, próxima a zero.

Apesar da diferença da concentração de CH₄ da região impactada ser explicada, principalmente, em função das características do rejeito de bauxita outro fator pode contribuir para as baixas concentrações de CH₄ no sedimento. A presença do macroinvertebrado *Campsurus notatus* reduz as concentrações de CH₄ no sedimento por promover a oxidação

das camadas profundas do sedimento, intensificando os processos de metanotrofia. Além disso, deslocam este gás para a água sobrejacente ao sedimento em função da bioirrigação promovida pelo movimento das projeções branquiais, intensificando, também, a metanotrofia na coluna d'água (Leal *et al.* 2007). Este mecanismo pode explicar as menores concentrações de CH₄ no sedimento observadas durante o período de enchente e águas altas em 2004 em relação aos mesmos períodos dos outros anos de estudo (tabela 6). Durante a enchente de 2004 a densidade de *C. notatus* foi de 400 ind.m⁻² e a concentração foi 2 e 8 vezes menor em relação ao período de enchente de 2005 e 2006 (ambos com - 0 ind.), respectivamente. Em relação ao período de águas altas a densidade desta espécie foi de 40 ind.m⁻² e a concentração foi 3 e 2 vezes menor em relação ao período de águas altas de 2005 e 2006 (ambos com - 0 ind.), respectivamente. Apesar dos estudos realizados por Leal *et al.* (2007) terem observado influência significativa desta espécie somente nos microcosmos com sedimento natural, os dados de campo indicam que esta espécie pode intensificar a redução das concentrações de CH₄ também no sedimento impactado. Isto pode ser explicado pela presença de outros grupos durante os anos de coleta como, por exemplo, Chironomidae (120 ind m⁻²) e Olygochaeta (600 ind m⁻²) (EN-2004) e Chironomidae (200 ind m⁻²), Chaoboridae (120 ind m⁻²) e Olygochaeta (ind m⁻²) (AA-2004). O efeito de complementaridade funcional (Caliman *et al.* 2007) pode ser um fator que explicaria a redução das concentrações de CH₄ no sedimento impactado quando na presença de *C. notatus* e de

outros importantes grupos bioturbadores como Chironomidae (Caliman *et al.* 2007) e Olygochaeta.

No entanto, a influência dos invertebrados não foi observada para o período de águas baixas de 2006 quando a densidade de *C. notatus* observada foi de 120 ind.m⁻² e de 0 (zero) para o mesmo período dos outros anos. É provável que a influência desta espécie sobre as concentrações de CH₄ no sedimento seja inferior ao efeito da ressuspensão de sedimentos que ocorre em função da baixa profundidade e das chuvas e ventos causando grande mistura da coluna d'água e revolvimento do sedimento nestes períodos do ano. Com a suspensão de sedimentos, parte do CH₄ acumulado é deslocado para a coluna d'água aumentando as concentrações de CH₄ neste compartimento (Sakai *et al.* 2002; Bussmann 2005; Murase *et al.* 2005) e, conseqüentemente, reduzindo a concentração no sedimento. Durante os anos 2004 e 2005 a profundidade da coluna d'água na estação impactada foi de 1,1m e em 2006 foi de 0,8m no período de águas baixas, sendo tais condições bastante favoráveis a mistura e ressuspensão de sedimentos. Portanto, a profundidade pode ter tido maior efeito reduzindo a contribuição do processo de bioturbação por em períodos de águas baixas na redução da concentração de CH₄ neste compartimento.

Apesar de alguns estudos comprovarem o efeito de macroinvertebrados intensificando a metanotrofia no sedimento através de experimentos em microcosmos (Kajan & Frenzel 1999; Leal *et al.* 2007) poucas espécies foram estudadas tornando difícil a avaliação dos resultados em relação as concentrações de CH₄ no sedimento. Apesar

dos indícios de que no período de enchente e águas altas de 2004 a presença da espécie *C. notatus* ter sido determinante na diminuição da concentração deste gás no sedimento da região impactada, este efeito pode não ser significativo em outros períodos do pulso de inundação. Além disto, no lago Batata outros grupos são encontrados, como por exemplo, Oligochaeta, Chironomidae e Chaoboridae sendo a influência destes grupos nas concentrações de CH₄ em sedimentos desconhecida ou pouco estudada. Desta forma, são necessários estudos que visem avaliar o papel de diferentes espécies e/ou espécies de diferentes características funcionais em processos relacionados ao ciclo do CH₄ como a metanotrofia e metanogênese.

Efeito da magnitude do pulso de inundação sobre a emissão e concentração de CH₄ em regiões do lago Batata

Na região limnética natural as maiores emissões foram observadas em 2004 (cerca de 5 vezes maior em relação a 2005) (tabela 3) e as hipóteses propostas para explicar tais diferenças foram demonstradas no capítulo 1.

Considerando a região de igapó, os maiores valores de emissão de CH₄ foram determinados durante o período de vazante de 2006, sendo 3 vezes maior em relação ao mesmo período em 2004 (tabela 3). Esta diferença deve ser atribuída a baixa profundidade nesta região no ano de 2006 (0,6m) em relação a 2004 (1,1m). As baixas profundidades possibilitam a formação de bolhas de gás contendo CH₄ bem como seu deslocamento do sedimento para a superfície da coluna d'água,

intensificando, desta forma, as taxas de emissão deste gás (Devol *et al.* 1988; Keller & Stallard 1994). Este comportamento vai de encontro ao que foi observado nos estudos comparando diferentes lagos amazônicos (capítulo 1). Analisando os valores de emissão de CH₄ obtidos nos diferentes períodos de 2006 e 2005, podemos observar que em 2006 os valores foram cerca de cinco vezes maiores em relação ao ano anterior. Neste caso, esta diferença pode ser atribuída ao fato do igapó estar seco já no período de vazante (período de maior emissão quando o igapó está inundado) em razão da forte estiagem observada em 2005 (tabela 2). Com isto, o total de CH₄ emitido para a atmosfera a partir desta região do lago provavelmente foi inferior em relação aos outros anos. Como as regiões de igapó da região amazônica são consideradas importantes emissoras de CH₄ (Melack *et al.* 2004) podemos propor que em anos de forte estiagem são observadas as menores emissões totais de CH₄ para a atmosfera em função da diminuição do tempo de inundação destas áreas. Por outro lado, é importante destacar que fortes estiagens permitem maior área de exposição de solos e sedimentos. Com isso, espécies de macrófitas aquáticas como, por exemplo, *O. glumaepatula*, que só germinam nestas condições (Enrich-Prast *et al.* 2006), podem ocupar extensas áreas em um lago. Considerando que estes vegetais promovem a emissão de CH₄ através de seus tecidos, podendo contribuir com cerca de 42% do total de CH₄ emitido na região colonizada por esta, fica evidente que durante a enchente (de janeiro a junho) do ano subsequente a um ano de extrema seca, a emissão total do lago pode ter um importante incremento.

De acordo com Altor & Mitsch (2006) a intensidade e a duração da inundação podem ser considerados fatores chave controlando a magnitude do fluxo de CH₄ em áreas alagáveis. Em estudos realizados no Pantanal, Marani & Alvalá (2007) também observaram diferenças nos valores de emissão de CH₄ entre dois anos subseqüentes. Estes autores concluíram que tal diferença foi causada pela variação do nível do rio observada entre os anos de 2004 e 2005.

Assim como para o igapó, a região colonizada por arroz apresentou os maiores valores de emissão em 2004, tendo os valores aumentados da enchente para a vazante, o que não ocorreu em 2005 e 2006 (tabela 3). Considerando o período de águas altas, por exemplo, os valores médios de emissão de CH₄ foram 8800 e 974 vezes menores para os anos de 2005 e 2006, respectivamente, em comparação ao ano de 2004. Esta grande diferença observada para este período pode ser explicada, em parte, pela baixa densidade ou ausência de indivíduos de *O. glumaepatula* na região em função da magnitude do pulso de inundação. Em 2004 foi observado o menor valor de profundidade durante o período de águas altas em relação ao mesmo período dos outros anos (tabela 2, figura 2). Como o período de águas altas representa o fim do ciclo de vida desta espécie, quanto maior a cheia mais cedo os organismos entram na fase de senescência e decomposição. Portanto, durante o período de águas altas de 2005 e 2006 não houve emissão através do tecido do arroz em função de sua ausência na região, contribuindo, desta forma, para a diminuição dos valores de emissão de CH₄ para a atmosfera em relação a 2004 durante os períodos de águas altas. Além disso, o período de águas altas é normalmente um

período de baixa emissão de CH₄. Este fato também explica as baixas concentrações de emissão de CH₄ durante os anos de 2005 e 2006 em relação ao ano de 2004, exceto em anos com baixa amplitude de variação do nível da água como o de 2004 (ver capítulo 1).

Apesar de ter sido observada diferenças nas concentrações de CH₄ (superfície) durante os anos amostrados, os valores foram sempre inferiores, em média, a 1 μmol.L⁻¹, exceto para o igapó e arroz (3,5 e 3,19 μmol.L⁻¹, respectivamente) para a vazante de 2006. Como são regiões de intensa produção de CH₄, visto pelos dados de emissão neste período, provavelmente, estes valores são explicados, em parte, pela reduzida coluna d'água (0,6m – igapó e 1,5m – arroz). Neste caso, além da emissão por bolhas, provavelmente uma fração do CH₄ foi difundido para a coluna d'água não sendo consumido por metanotróficas. Nestas regiões a estreita coluna d'água pode ter sido um fator limitante ao consumo do CH₄ por estas bactérias.

Considerando as concentrações de CH₄ determinadas no fundo da coluna d'água, observamos duas situações distintas que podem explicar as diferenças observadas entre os anos amostrados. Comparando os dados de 2004 e 2005 obtidos em todos os períodos amostrados observamos que a média obtida para 2004 (4,46 μmol.L⁻¹) teve grande contribuição em razão da elevada concentração de CH₄ no período de vazante (39,9 μmol.L⁻¹) na região natural. Este valor foi, no mínimo, 8 vezes maior considerando o restante dos períodos e das regiões analisadas no mesmo ano. Em relação a segunda situação (2005 x 2006) os valores obtidos para as regiões impactada (EN-2006), igapó (EN e AA-2006) e arroz

(EN-2006) (variando de 14,46 a 22,91 $\mu\text{mol.L}^{-1}$) contribuíram para que no ano de 2006 fossem registradas as maiores concentrações de CH_4 no fundo da coluna d'água em relação a 2005 (tabela 5). Estes resultados sugerem que no lago Batata, as concentrações de CH_4 no fundo da coluna d'água podem aumentar de forma considerável em consequência do pulso de inundação por dois caminhos distintos. O primeiro, observado durante a vazante de 2004, deve ser explicado pela maior coluna d'água, em relação aos outros anos considerando o mesmo período, e pelo aumento da temperatura da coluna d'água. Com isso, os níveis de oxigênio diminuíram intensificando a metanogênese e processos difusivos na interface sedimento-água (Kortelainen *et al.* 2000). O outro caminho, proposto para 2006, seria o aumento das concentrações de CH_4 no fundo da coluna d'água em resposta a forte cheia ocorrida em 2006. Este fato provocou a estratificação da coluna d'água durante a enchente e águas altas acarretando em aumento da metanogênese e difusão do CH_4 na interface sedimento-água em função das baixas concentrações de O_2 no fundo e/ou devido a predominância de processos difusivos em relação a formação de bolhas em razão da maior pressão hidrostática sobre o sedimento (Keller & Stallard 1994). Engle & Melack (2000) em estudos realizados no lago Calado (lago sujeito ao pulso de inundação do Rio Solimões) observaram aumento das concentrações de CH_4 durante o período de águas altas, sendo o CH_4 estocado no hipolíminio (até 150 $\mu\text{mol L}^{-1}$). No entanto, considerando os dados obtidos em 2006, a estação natural não apresentou aumento das concentrações de CH_4 no fundo como nas outras regiões. Este fato deve ser explicado pela intensa

mistura da massa d'água que pode ter ocorrido em função das condições semi-lênticas observadas devido a grande cheia (Esteves *et al.* 1994) intensificando a atividade metanotrófica (ver detalhes no capítulo 1). Portanto, as flutuações observadas em relação à concentração de CH₄ no fundo da coluna d'água são o resultado das consideráveis mudanças na distribuição do CH₄ e oxigênio através da coluna d'água (Ford *et al.* 2002).

Apesar do aumento das concentrações de CH₄ no fundo da coluna d'água observados em alguns períodos de 2004 e 2006, estes provavelmente não causaram influência no total do CH₄ emitido para a atmosfera já que a concentração na superfície foi, em média, 0,58 $\mu\text{mol.L}^{-1}$. A metanotrofia pode significativamente afetar o conteúdo de CH₄ em lagos estratificados. Por exemplo, a oxidação do CH₄ na interface oxica/anóxica do lago Mono, Califórnia, diminuiu as concentrações de CH₄ a cerca de 98% (Oremland *et al.* 1987). Elevadas taxas de oxidação do CH₄ na coluna d'água também foram observadas por Striegl & Michmerhuizen (1998) e Utsumi *et al.* (1998) onde estimaram que de 62% a 79% do CH₄ produzido foi oxidado. Embora a oxidação do CH₄ tenha efeito nas concentrações de CH₄ dissolvidos na coluna d'água, esta não pode afetar o fluxo por bolhas do sedimento para a atmosfera ou afetar a concentração de CH₄ nas bolhas quando atravessam diretamente a coluna d'água (Martens *et al.* 1986). Neste caso, fica evidente que a emissão por bolhas predominaram em todos os anos amostrados. Devol *et al.* (1988) e Marani & Alvalá (2007) observaram que emissão por bolhas, em ambientes aquáticos sujeitos ao

pulso de inundação, é um importante e significativo mecanismo de perda de CH₄ para a atmosfera podendo corresponder de 70 a 90% da emissão. Engle & Melack (2000) observaram que a emissão por bolhas pode variar de 20% a 95% em lagos sujeitos ao pulso de inundação. Em estudos no Lago Calado, Crill *et al.* (1988) observaram que todo o CH₄ emitido pode ocorrer por processos ebulitivos.

As variações dos valores de concentração e emissão de CH₄ observadas para as regiões do lago Batata (limnética- natural e assoreada, igapó e arroz) (tabela 3) demonstram que as estimativas referentes às emissões de CH₄ determinadas em lagos amazônicos sujeitos ao pulso de inundação devem ser avaliadas com extrema cautela. Por exemplo, no ano de 2006, com a intensa cheia observada, uma área maior de floresta foi inundada. Este fato provavelmente causou maior quantidade de CH₄ emitido em relação aos anos com menor intensidade de inundação já que o igapó inundado é uma região onde são observados os maiores valores de emissão deste gás.

Vale ressaltar que eventos de fortes cheias e intensas secas não ocorrerem com grande frequência, sendo assim, os estudos de longa duração nestas regiões são importantes já que cada pulso hidrológico se expressa de forma diferenciada a cada ano (figura 2).

Considerações finais

De forma geral os resultados de emissão de CH₄ obtidos na presente pesquisa para todas as regiões amostradas estão dentro de uma escala de variação considerando os dados obtidos em ambientes

amazônicos naturais bem como reservatórios (tabela 7). Em relação a região limnética natural do lago Batata, se considerarmos a média obtida em 2004, os valores de emissão de CH₄ são semelhantes aos menores valores observados no reservatório Tucuruí (região amazônica, PA) e se considerarmos os valores médios do período do pulso de maior emissão (vazante) os valores médios (22,8 mg CH₄ m⁻² d⁻¹) são semelhantes aos menores valores obtidos para o reservatório Samuel (região amazônica, RO). Em relação as áreas inundáveis, os valores médios de emissão obtidos para o igapó são superiores quando comparados aos reservatórios citados acima. Portanto, apesar das grandes variações nos valores de emissão de CH₄ observadas no lago Batata ao longo dos períodos do pulso, entre os anos e entre as regiões, este ambiente pode ser considerado um potencial emissor de CH₄. Esta proposta foi baseada nos resultados obtidos, principalmente, na área de igapó quando está inundada bem como na região limnética durante o período de vazante. Tais resultados foram próximos aos obtidos em reservatórios da região amazônica. Os resultados demonstram que a região de igapó de lagos amazônicos podem ser “hotspots” de emissão de CH₄ para atmosfera. Apesar desta região ficar exposta (sem coluna d’água) por cerca de 6 meses (dependendo da proximidade com a parte limnética e declividade do solo) tão logo a água comece a inundar a esta área, durante o período de enchente, a emissão pode ser iniciada entre 3 e 6 dias (Boon *et al.* 1997). Além disso, os elevados valores de emissão indicam a sobrevivência e a rápida reativação das metanogênicas mesmo depois de um prolongado período de seca que ocorre a cada ano.

Os resultados da presente pesquisa reforçam os argumentos expostos por estudos que apontam problemas nas estimativas de emissão de CH₄ através de ambientes aquáticos localizados na bacia amazônica. Melack *et al.*(2004) apontam incertezas quanto a estimativas de emissão do metano na Bacia Amazônica, em parte por conta de erros nas estimativas de área inundada e de cobertura vegetal e indicam a intensificação de medidas de campo, aliadas a dados de sensoriamento remoto e o desenvolvimento de modelos de produção e emissão do CH₄ como forma de aperfeiçoar as estimativas de emissão do metano regionalmente. Assim, os resultados apresentados aqui apenas apontam para uma possível alteração no processo de emissão do CH₄ em um lago amazônico considerando suas diferentes regiões (igapó, estande de arroz e limnética), a influência do pulso e as variações anuais. Estes resultados podem ajudar a discussões no sentido de avaliar programas de coleta de dados no sentido de considerarem medições em escalas temporais maiores assim como a intensificação de estudos em áreas alagáveis amazônicas.

Capítulo 3

Ligando Interfaces: Papel de Invertebrados Bentônicos sobre Fluxos e Emissão de CH₄ entre Compartimentos Aquáticos e a Atmosfera

Marcos Paulo Figueiredo-Barros¹, Adriano Caliman¹, Murilo Minello¹, João J. F. Leal^{1,2}, Reinaldo L. Bozelli¹, Francisco A. Esteves^{1,3} & Vinicius Fortes Farjalla^{1,3}

¹Laboratório de Limnologia, Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, CCS, Cidade Universitária, Rio de Janeiro, RJ, CEP. 21940-590, Brasil.

²Centro Federal de Educação Tecnológica de Química, Rua Lucio Tavares 1045, Nilópolis, RJ, CEP.26530-060, Brasil.

³Núcleo de Pesquisas em Ecologia e Desenvolvimento Sócio Ambiental de Macaé, Rodovia Amaral Peixoto, Km 181, Macaé, RJ, CEP. 27973-030, Brasil.

Palavras chave: bioturbação, acoplamento interface sedimento-água, lagos rasos, espécies engenheiras, ciclo do carbono.

Resumo

Ecossistemas aquáticos continentais são importantes emissores de CH₄ para a atmosfera. Embora estudos recentes venham destacando o papel de algumas comunidades aquáticas sobre a emissão de CH₄, a importância da fauna bentônica sobre as concentrações e fluxos de CH₄ permanece pouco explorada. O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da presença e da densidade de *Heteromastus similis* (Polychaeta – depositívoro de sub-superfície) sobre o perfil de CH₄ no sedimento e o fluxo entre as interfaces sedimento-água-atmosfera, sendo para tanto, utilizados experimentos em laboratório através da incubação em microcosmos. *H. similis* alterou significativamente as concentrações de CH₄ no sedimento, sendo o resultado dependente da profundidade do sedimento e da densidade, efeito mais intenso nos tratamentos de maior densidade. Em média, a presença de *H. similis* aumentou 3,7 vezes a concentração de CH₄ na superfície do sedimento (0-2 cm) e reduziu de 2 vezes as concentrações nas camadas de 2 a 8 cm. Estes efeitos podem estar relacionados a um estímulo na produção de CH₄ na superfície do sedimento devido à deposição de pelotas fecais e/ou desaparecimento da camada superficial oxigenada causada pela decomposição das pelotas fecais acumulando parte do CH₄ difundido das camadas profundas. Para a fração de 2-8cm o deslocamento de CH₄ entre as camadas de sedimento, combinado à intensificação da oxidação do CH₄ nas camadas profundas (metanotrofia) promovida pela maior difusão de O₂ e pelo transporte ativo (sedimento para a água) via atividade de bioirrigação promoveram a redução de CH₄ nesta fração. No tratamento de maior densidade (8 indivíduos) foi observado, em média, um aumento de 150 vezes nas concentrações de CH₄ na coluna d'água e de 106 vezes na atmosfera. Estes resultados demonstram que invertebrados bentônicos podem mediar o fluxo de CH₄ entre compartimentos de ecossistemas aquáticos, podendo intensificar o acoplamento de cadeias tróficas bento-pelágicas via metanotrofia, bem como, contribuir para a emissão de CH₄ para a atmosfera.

Introdução

Estima-se que cerca de 15 a 45% do total do CH₄ emitido para a atmosfera sejam oriundos de áreas alagáveis, lagos rasos e plantações de arroz (Prather *et al.* 1994). Recentemente tem se apontado a importância de comunidades aquáticas sobre a emissão de CH₄ de ecossistemas aquáticos para a atmosfera, mas estes estudos têm avaliado basicamente o papel das macrófitas aquáticas como principais mediadores (Joabsson *et al.* 1999). Pouco se sabe, por exemplo, sobre o papel de invertebrados bentônicos em processos que envolvam a ciclagem de CH₄ em ecossistemas aquáticos continentais. Raros estudos têm demonstrado que a produtividade de invertebrados bentônicos pode ser largamente subsidiada pelo forrageamento sobre bactérias metanotróficas no sedimento (Eller *et al.* 2005). Entretanto, se e como invertebrados bentônicos afetam o ciclo do CH₄ através de mecanismos não-tróficos indiretos (e.g. bioturbação), permanece ainda uma questão pouco explorada [mas ver Kajan & Frenzel (1999); Leal *et al.* (2007)].

A bioturbação é um processo biogênico e tem sido considerado como um arquétipo de bio-engenhieramento de ecossistemas, uma vez que altera gradientes geofísicoquímicos, e redistribui recursos e organismos no interior do sedimento e entre os compartimentos bentônicos e pelágicos de ecossistemas aquáticos (Meysman *et al.* 2006). Como a bioturbação é um importante processo modificador das características do sedimento, a produção, a oxidação (i.e. metanotrofia) e, portanto os fluxos de CH₄ na interface sedimento-água podem ser fortemente influenciados em função deste processo (Kajan & Frenzel

1999; Leal *et al.* 2007). Tais modificações intensificam o acoplamento bentônico-pelágico com importantes implicações para o funcionamento do ecossistema principalmente em sistemas aquáticos rasos, onde a importância relativa do sedimento em subsidiar comunidades e processos pelágicos é maior (Schindler & Scheuerell 2002). Por exemplo, estudos recentes têm demonstrado que o CH₄ liberado do sedimento para a coluna d'água tem o potencial de subsidiar uma significativa parte do fluxo de energia em cadeias tróficas planctônicas via incorporação do carbono por bactérias metanotróficas (Bastviken *et al.* 2003). Além disso, parte do CH₄ liberado do sedimento para coluna d'água pode não ser oxidado e difundir para atmosfera, mas nenhum estudo até o momento testou se os efeitos de invertebrados bentônicos no fluxo de CH₄ entre a interface sedimento-água reverberam em significativo aumento da emissão de CH₄ para atmosfera.

Dos dois estudos existentes que procuraram avaliar os efeitos de invertebrados bentônicos no fluxo de CH₄ na interface sedimento-água (Kajan & Frenzel 1999; Leal *et al.* 2007), as espécies de invertebrados estudadas eram filtradoras e detritívoras. Tais grupos constroem túneis em forma de J ou U. Entretanto, muitas espécies de invertebrados bentônicos diferem quanto as suas estratégias de distribuição e forrageamento no sedimento (ex: grupos funcionais) acarretando em variadas taxas de consumo de O₂, fluxo de nutrientes e atividade microbiológica (Heilskov & Holmer 2001; Figueiredo-Barros 2004; Michaud *et al.* 2006; Nogaro *et al.* 2006; Caliman *et al.* 2007). Sendo assim, invertebrados bioturbadores de diferentes grupos funcionais

devem exercer efeitos diferenciados no ciclo do CH₄ na interface sedimento-água. Paralelamente, a densidade de organismos também pode ser um fator importante, uma vez que efeitos denso-dependentes podem modificar o comportamento de forrageamento dos organismos e/ou aumentar a superfície de contato entre sedimento e água.

O objetivo deste trabalho foi avaliar através de um experimento em microcosmos se e como a presença e a densidade da espécie *Heteromastus similis* (Capitellidae: Polychaeta) afeta a concentração de CH₄ no sedimento e se estas trocas influenciam no compartimento pelágico e atmosférico. Um experimento utilizando microcosmos em laboratório foi realizado para testar as hipóteses de que a densidade de *H. similis* causará (i) alterações das concentrações de CH₄ no sedimento; (ii) aumento das concentrações de CH₄ na água sobrejacente ao sedimento e atmosfera e (iii) aumento das taxas de oxidação de CH₄.

Área de Estudo

Os organismos de *H. similis* (figura 1A), sedimento e água, foram coletados na lagoa Imboassica, localizada no Município de Macaé (22^o 50'S e 44^o 42'W), no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Esta lagoa costeira tem área total de 3,26 x 10⁶ m² e profundidade média de 1,0 m. Localizada na área urbana, este ambiente está sujeito a variados impactos antrópicos como aterro das margens, entrada de efluentes domésticos e industriais não tratados, resultando em processo contínuo de eutrofização artificial, além de aberturas artificiais da barra de areia que a separa a lagoa do mar, refletindo em alterações das

características físico, químicas e biológicas, deste corpo hídrico (Figueiredo-Barros *et al.* 2006; Santangelo *et al.* 2007).

Com relação à comunidade bentônica, os principais grupos presentes são *Heleobia australis*, larvas de Chironomidae e Polychaeta (Callisto *et al.* 1998). As espécies de Polychaeta ocorrentes foram *Polydors websteri* (Hartmun,1943) e *Heteromastus similis* (Southern, 1921) sendo esta ultima com maiores densidades variando entre 132 e 9481 ind/m².

Indivíduos da família Capitellidae frequentemente são encontrados em ecossistemas aquáticos sujeitos a distúrbios (Beukema 1991). Meksumpun & Meksumpun (1999) observaram que a abundância deste grupo está positivamente relacionada com altas concentrações de matéria orgânica no sedimento. Adultos de *H. similis* possuem cerca de 1mm de diâmetro e chegam a 15 cm de comprimento, vivem em tubos semi-permanentes que podem se estender até 30 cm de profundidade no interior do sedimento (Shaffer 1983) (figura 1B). Indivíduos deste gênero forrageiam e ingerem detritos orgânicos nas camadas entre 10 a 30 cm de profundidade e suas pelotas fecais são depositadas em aglomerados na superfície do sedimento (figura 1C). Segundo Wild *et al.* (2005) as pelotas fecais de *Heteromastus filiformes* medem de 400 a 500 µm de comprimento e 200 µm largura que são depositados em pequenos aglomerados de 3 a 5 mm de altura.

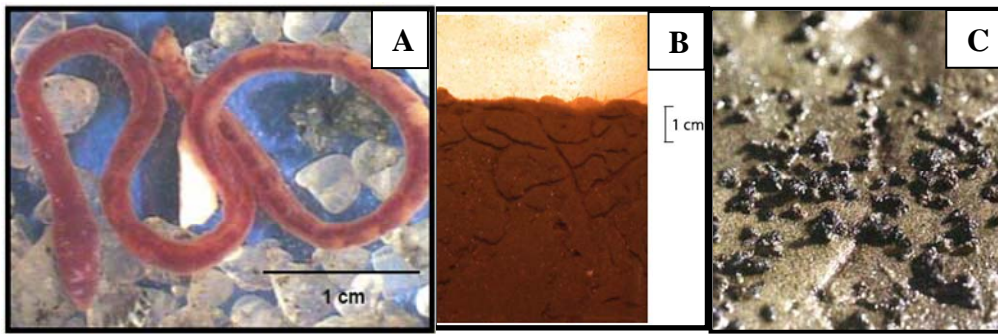


Figura 1: Indivíduo da espécie *H. similis* coletado na lagoa Imboassica (A) constroem tubos irregulares que podem conectar-se entre si (B). Suas pelotas fecais são depositadas na superfície do sedimento (C).

Material & Métodos

Coleta de sedimento e procedimentos

Amostras de sedimento, água e indivíduos de *H. similis* foram coletados na área central da lagoa Imboassica (figura 2A), utilizando-se para tanto um amostrador tipo “core” ($\varnothing = 8\text{cm}$ e área 50 cm^2) modificado por Ambühl & Bühner (1978) para coleta de sedimento, sendo a água coletada com frascos de polietileno diretamente da sub-superfície (10 cm de profundidade). Posteriormente, o sedimento foi levado para laboratório e lavado com água da lagoa sobre peneira de 0,5 mm de abertura para excluir macroinvertebrados bentônicos (figura 2B). Durante este procedimento os indivíduos de *H. similis* foram coletados e estocados em pequenos aquários contendo sedimento e água da lagoa Imboassica, e mantidos durante 10 dias sobre aeração para aclimação às condições laboratoriais. Após a lavagem, o sedimento foi

acondicionado em um aquário (40x30x40cm) formando uma camada aproximadamente de 20 cm de altura. Sobre a camada de sedimento uma coluna de aproximadamente 15 cm de água filtrada (GF/C Whatman – 1.2 μm) da lagoa Imboassica foi cuidadosamente adicionada. O aquário foi mantido sob constante aeração e no escuro durante 10 dias para permitir a recuperação da comunidade microbiana e do gradiente de oxi-redução do sedimento, conforme proposto por Svensson (1998) e Leal *et al.* (2007).

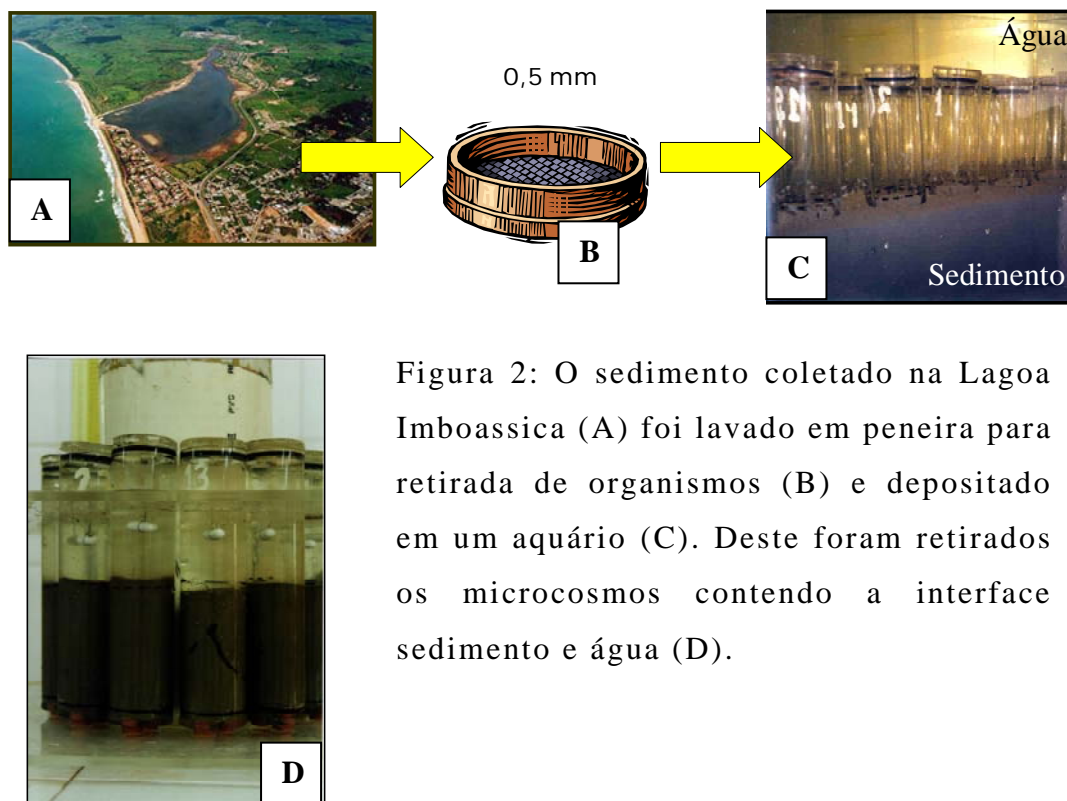


Figura 2: O sedimento coletado na Lagoa Imboassica (A) foi lavado em peneira para retirada de organismos (B) e depositado em um aquário (C). Deste foram retirados os microcosmos contendo a interface sedimento e água (D).

Após 10 dias de estabilização, 20 microcosmos (cilindros de acrílico de 20 cm de altura e $\text{Ø} = 4 \text{ cm}$) foram cuidadosamente retirados do aquário (figura 2C) mantendo-se a interface sedimento água com aproximadamente 10cm de sedimento e 10 cm de água. Em seguida os 20

microcosmos tiveram suas tampas superiores removidas e cada tubo foi equipado com magnetos conectados a um cilindro de acrílico a cerca de 5cm acima da superfície do sedimento (figura 2D). Os microcosmos foram acomodados abertos ao redor de um motor de rotação magnética e todo o sistema foi mantido submerso em um aquário contendo água da lagoa Imboassica filtrada (GF/C Whatmann – 1.3 μm) e aerada constantemente (figura 3A). Os microcosmos foram mantidos nestas condições por 12 horas (Figueiredo-Barros 2004). Posteriormente, 5 amostras (8 ml) foram coletadas da água do aquário para a determinação da concentração de CH_4 inicial na água. Quatro microcosmos foram escolhidos aleatoriamente para retirar amostras de sedimento em 4 diferentes profundidades (0-2, 2-4, 4-6 e 6-8 cm) para a determinação do conteúdo de água intersticial e concentração inicial de CH_4 . Para determinação da concentração inicial de CH_4 da atmosfera dos tubos consideraram-se os valores obtidos da atmosfera no local onde foi realizado o experimento.

Desenho experimental e incubações

Três níveis de densidade de *H. similis* foram considerados 4, 6 e 8 indivíduos por microcosmo, o que representa um intervalo compatível com os valores de densidade de *H. similis* observados na lagoa Imboassica (3175 a 6349 ind.m⁻²). O tratamento controle conteve apenas a interface sedimento-água sem a adição de organismos. Todos os tratamentos mais o controle foram constituídos de 4 réplicas. Depois da introdução dos organismos foram retirados 20 ml de cada microcosmo

para estabelecer um head-space (atmosfera) de aproximadamente 2 cm de altura (prox. 20mL) no interior de cada microcosmo. Em seguida os microcosmos foram hermeticamente fechados com tampas contendo septos de silicone e deixados incubando por 12 horas (Figura 3B). Este período de incubação foi determinado com base nos experimentos realizados por Figueiredo-Barros (2004) considerando as taxas de consumo de oxigênio deste tipo de sedimento e espécie estudada. Este período de incubação permitiu que a saturação de oxigênio ao final da incubação fosse superior a 25% no interior dos cores, permitindo condições favoráveis aos organismos além da manutenção das atividades metabólicas aeróbicas conforme sugerido por Svensson (1997).

Procedimentos e Análises

As concentrações finais de CH₄ no sedimento, foram estimadas a partir de 5 mL ($n=4$) de cada fração do sedimento, sendo estas coletadas e armazenadas em frascos de vidro de 12mL com 2 mL de NaOH (4%). Destes frascos foram coletadas sub-amostras de ar em seringas de 1mL. Para a determinação do conteúdo de água intersticial e porosidade de cada fração do sedimento foram coletadas amostras de sedimento das diferentes frações de cada tratamento, acondicionadas em potes plásticos previamente pesados e foram determinados os valores através de gravimetria, utilizando-se das relações entre peso úmido e peso seco (após secagem a 60 C por três dias), para volumes de sedimento específicos.

Para determinar a concentração final de CH₄ da coluna d'água (overling water) e atmosfera (head-space) de cada microcosmo, foram coletadas amostras de água e ar ao final da incubação. Amostras de água foram coletadas em cada tubo (8 mL) e injetadas em frascos de vidro de 12 mL com tampa de borracha contendo NaCl a 20% v/v e pressão negativa. De cada frasco foi retirada sub-amostras de 1mL conforme foi feito para o sedimento. As alíquotas de ar do “head space” de cada microcosmo foram retiradas com auxílio de seringas de 1mL, sendo estas posteriormente armazenadas em freezer.

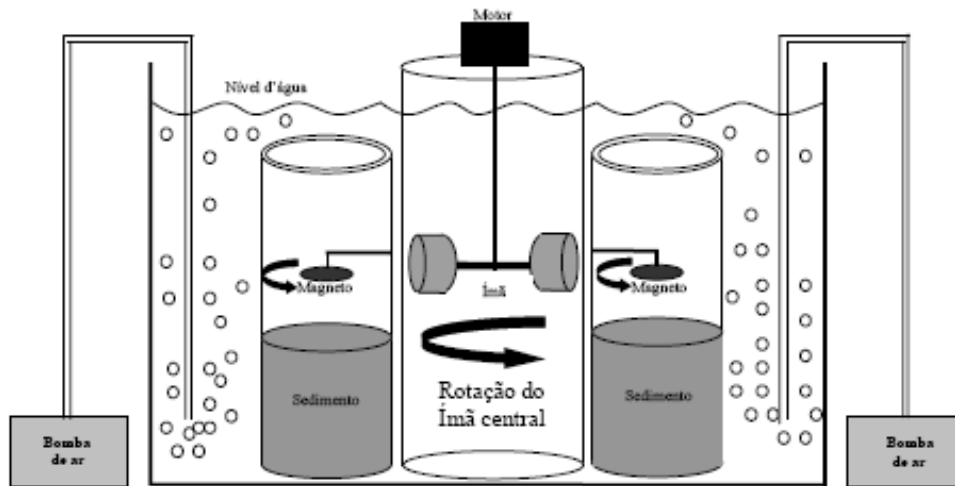
A partir de alíquotas de ar retiradas dos frascos contendo as amostras de sedimento e água e das seringas com amostras da atmosfera, foram estimadas as concentrações de CH₄ através de cromatografia gasosa usando um cromatógrafo Varian Star 3400 equipado com coluna POROPAK-Q a 85°C, detector FID a 200 °C e injeção a 120 °C utilizando N₂ como gás de arraste. As sub-amostras de ar foram injetadas usando válvula C6W6 com loop de 250µL. Para armazenamento dos dados e registros dos picos foi utilizado o programa Star Chromatography workstation 5.51 (Varian, USA).

A taxa líquida de oxidação de CH₄ em resposta a densidade de invertebrados foi estimada como descrito abaixo:

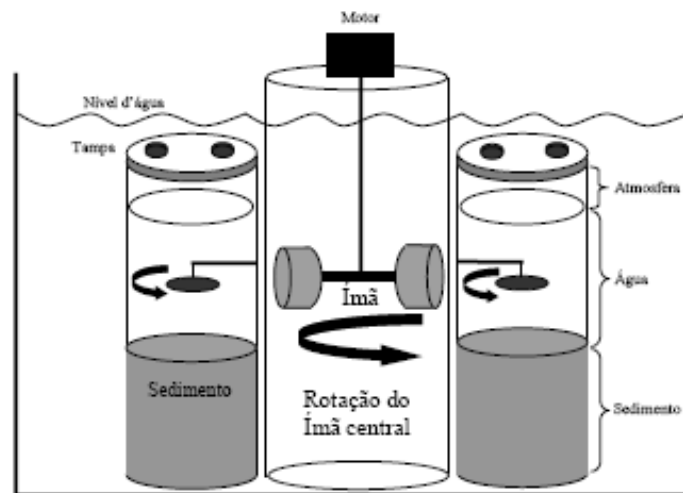
$$CH_{4oxi} = \frac{[\bar{S}_c - S_i] - [(W_i + A_i) - (\bar{W}_c + \bar{A}_c)]}{T}$$

Onde S_i , W_i e A_i são respectivamente a concentração de CH₄ no sedimento, água e ar de cada microcosmo em densidade de invertebrados (i) e \bar{S}_c , \bar{W}_c e \bar{A}_c são respectivamente a média da concentração de CH₄ no

sedimento, água e ar dos microcosmos sem *H. similis* (controles) e T é o tempo de incubação (12 horas).



(A)



(B)

Figura 3: Esquema representativo do método utilizado para a incubação dos tubos: (A) durante a pré-incubação e (B) período de incubação. Os bastões magnéticos de cada tubo eram impulsionados por um ímã central que girava em função de um motor permitindo a homogeneização da coluna d'água dos tubos, seguindo metodologia descrita por Svensson (1998) e Leal *et al.* (2007).

Análises Estatísticas

Foi usada uma análise de variância bifatorial de medidas repetidas (RM-ANOVA) para testar efeitos individuais e interativos da densidade de *H. similis* (fator principal) e profundidade do sedimento (fator repetido) na concentração de CH₄ do sedimento. Os dados foram logaritimizados (log₁₀) para melhorar a homogeneidade da variância e foram ajustados (para o fator repetido) pelo método de Huynh–Feldt para satisfazer as premissas de circularidade dos dados. Comparações pareadas (Tukey) foram realizadas para testar se as diferenças da concentração de CH₄ no sedimento foram entre níveis de densidade ou entre controle e qualquer nível de densidade (efeito da presença). Análises de variância unifatorial (ANOVA) seguidas de comparações pareadas Tukey foram usadas para testar o efeito da densidade de *H. similis* na concentração de CH₄ da água, ar e das taxas de oxidação de CH₄. O nível de significância ($\alpha = 0.05$) foi conservado para todas as análises. O programa STATISTICA v.7.0 (StatSoft Inc., 2001) foi usado para todas as análises estatísticas.

Resultados

A densidade de *H. similis* e a profundidade do sedimento afetaram significativamente de forma individual e interativa a concentração de CH₄ no sedimento (RM-ANOVA, figura 4; Tabela 1). Para todos os tratamentos, a concentração de CH₄ no sedimento foi uma função unimodal da profundidade do sedimento com a maior concentração de CH₄ observada na camada de 4-6cm (figura 4). Densidade de *H. similis*

causou uma redução não linear na concentração de CH₄ considerando todas as camadas do sedimento, na qual foi mais pronunciada (2.1× menor que o controle) no tratamento de maior densidade (figura 5c; Tukey pós teste $P < 0,05$). Apesar desse significativo efeito global negativo da densidade de *H. similis* na concentração de CH₄ no sedimento, a força e direção do efeito de *H. similis* na concentração de CH₄ no sedimento foram, no entanto, também dependentes da profundidade do sedimento como pode ser observado pelo seu significativo efeito interativo (RM-ANOVA, Tabela 1). Comparado com o controle a atividade bioturbadora de *H. similis* aumentou a concentração de CH₄ na superfície do sedimento (0-2 cm) em média 3,7x mas decresceu até todas as camadas do sedimento localizadas abaixo (2-8 cm) em média 2,5× (figura 4). Adicionalmente, comparações emparelhadas do pós teste Tukey mostraram que, em relação a profundidade do sedimento, o efeito da densidade de *H. similis* na concentração de CH₄ no sedimento foi consistente na camada de 4-6cm, onde ambos os tratamentos com 6 e 8 indivíduos por microcosmo foram significativamente diferentes do tratamento com somente 4 indivíduos e o controle (Figura 4, pós teste Tukey $P < 0.05$). No entanto, a presença de *H. similis* afetou a concentração de CH₄ considerando toda a camada do sedimento no qual pode ser avaliada pela diferença significativa entre, pelo menos, o tratamento com *H. similis* e o controle (figura 4, pós teste Tukey $P < 0.05$). O forte efeito da densidade de *H. similis* na concentração de CH₄ na camada de 4-6 cm refletiu no efeito observado considerando toda a camada do sedimento (Figura 5c) sugerindo

complexas interações entre comportamento bioturbador denso-dependente e atividades microbianas denso-dependentes podem dirigir substancialmente todo o caminho que *H. similis* afeta a concentração de CH₄ no sedimento como um todo.

Tabela 1: Sumário da análise estatística RM-ANOVA correspondente aos efeitos individuais e combinados da densidade de *H. similis* e da profundidade do sedimento na concentração de CH₄ no sedimento.

	df	MS	F	P
Entre fatores				
Densidade	3	2369.41	35.03	< 0.0001
Erro	12	67.62		
Fator repetido (ajuste Huynh-Feldt)				
Profundidade do sedimento	3	5881.79	56.50	< 0.0001
Densidade x Profundidade Sedimento	9	827.82	7.95	< 0.0001
Erro	36	104.09		

Como observado para o sedimento, a densidade de *H. similis* teve um forte efeito na concentração de CH₄ na água (one way ANOVA; $F = 325,8$; $P < 0.0001$) e no ar (one way ANOVA; $F = 72,75$; $P < 0.0001$) (Figura 5a-b). Densidade de *H. similis* teve um efeito positivo no aumento das concentrações de CH₄ na coluna d'água e no ar (pós teste Tukey, $P < 0.05$). Em media a concentração de CH₄ na água e no ar foram respectivamente 150× e 106× maior nos tratamentos de maiores densidades quando comparados ao controle (figura 5 a,b).

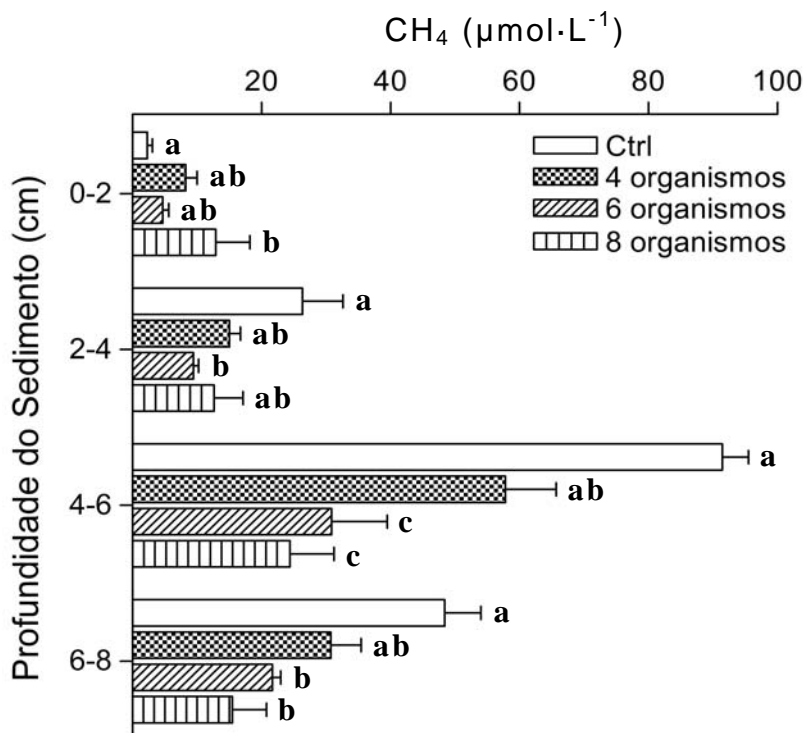


Figura 4: Efeitos da presença e densidade de *H. similis* na concentração de CH₄ em diferentes profundidades do sedimento. Barras representam médias ($n = 4$) ± 1 EP. Ctrl refere-se a microcosmos contendo apenas as interfaces sedimento-água-atmosfera, sem a presença de organismos. Tratamentos identificados com letras iguais não são estatisticamente diferentes.

A densidade de *H. similis* teve também efeito significativamente positivo nas taxas de oxidação do CH₄ (one way ANOVA; $F = 5.72$, $P = 0.03$). No entanto, tais efeitos exibiram uma saturação em resposta ao aumento da densidade (figura 6). Diferenças significativas foram observadas somente para as comparações compartilhadas realizadas contra o tratamento de menor densidade (pós teste Tukey, $P < 0.05$).

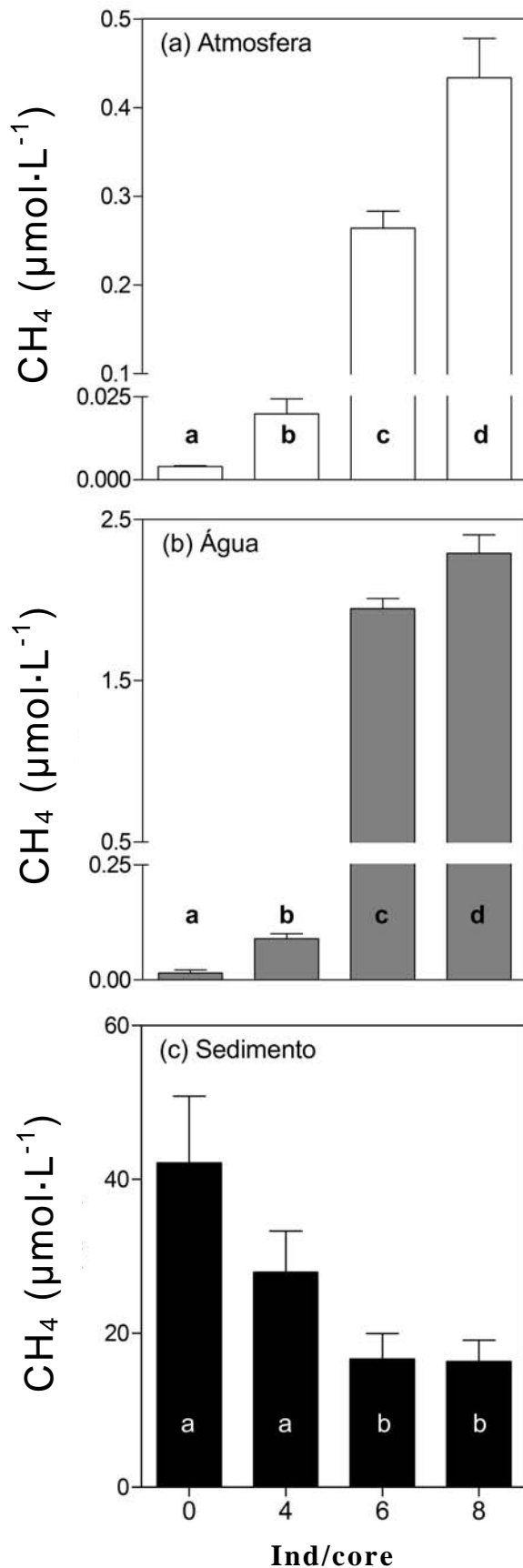


Figura 5: Efeito da densidade de *H. similis* na concentração de CH₄ na (a) atmosfera, (b) na água e (c) no sedimento dos microcosmos. A concentração de CH₄ no sedimento representa o efeito global da densidade de *H. similis* onde os valores médios foram calculados utilizando as concentrações de todos os perfis de sedimento referentes a uma mesma densidade de organismos. Barras representam médias [$n = 4$ em (a) e (b) e $n = 16$ em (c)] ± 1 EP. Tratamentos identificados com letras iguais não são estatisticamente distintos (ANOVA; pós-teste de Tukey, $P < 0.05$).

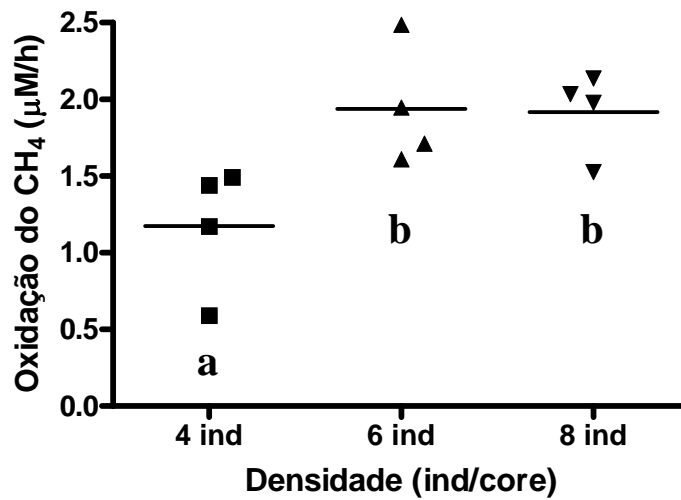


Figure 6: Taxa de oxidação de CH₄ (µM/h), estimada pela diferença entre a perda de CH₄ no sedimento (cores controles e bioturbados) e o aumento da concentração de CH₄ na água sobrejacente (overlying water) e atmosfera (head space) durante as incubações para os tratamentos com organismos (4, 6 e 8 *H. similis*). Letras iguais indicam diferenças não significativas.

Discussão

Efeito da bioturbação na dinâmica espacial das concentrações de CH₄ no sedimento

A bioturbação por *H. similis* teve efeitos contrários na concentração de CH₄ no perfil vertical do sedimento, aumentando na superfície (0-2 cm), mas promovendo a redução da concentração nas três camadas inferiores (2-8 cm) em relação aos controles. A hipótese para este efeito polarizado de *H. similis* sobre a concentração de CH₄ no sedimento pode ser atribuído a mecanismos não mutuamente exclusivos mediados pela característica funcional que esta espécie possui

relacionados ao forrageamento no sedimento. Primeiro, a deposição de pelotas fecais sobre a superfície do sedimento pode ter causado decréscimo das concentrações de oxigênio nesta região limitando a oxidação do CH₄ localmente e/ou favorecendo a metanogênese nesta parte do sedimento. Segundo, processo de bioirrigação promovida por *H. similis* pode ter translocado água intersticial das camadas mais profundas do sedimento (rica em CH₄) para as camadas superficiais bem como promovendo a oxidação do CH₄ nas camadas profundas. Embora não tenha sido avaliada/monitorada a taxa de deposição de pelotas fecais na presente pesquisa, estudos similares com espécies que forrageiam as camadas mais profundas do sedimento e depositam pelotas fecais sobre a superfície do sedimento tem mostrado que a deposição de pelotas fecais por invertebrados bentônicos pôde ser observada 6 horas após ter sido iniciada a incubação (Mermillod-Blondin *et al.* 2005), a metade do período de incubação utilizada para *H. similis*. Além disso, um recente estudo conduzido com *H. filiformes* condições de água estagnada também mostraram que a taxa de consumo de O₂ foi cerca de 10 vezes maior na região com pelotas fecais recentemente depositadas em comparação ao entorno do sedimento (livre de pelotas fecais) (Wild *et al.* 2005). Outros estudos também têm reportado significativo aumento na abundância de bactérias ativas no sedimento associados a pelotas fecais de tubificídeos, na qual geralmente tem maior conteúdo de matéria orgânica em relação ao sedimento do entorno, sem de pelotas fecais (Vandebund *et al.* 1994; Mermillod-Blondin *et al.* 2002). Ao final da incubação foram observados pequenos aglomerados de pelotas fecais na superfície do sedimento nos

microcosmos incubados com indivíduos de *H. similis*, e o aumento destes parecem ter sido proporcionais ao aumento da densidade dos organismos. Sendo assim, os resultados indicam que a deposição de pelotas fecais por *H. similis* pode ter intensificado processos diagênicos na superfície do sedimento por promover microhabitats nesta região caracterizados por condições anóxicas favorecendo a metanogênese e/ou limitando a oxidação de CH₄, aumentando as concentrações de CH₄ na camada superficial do sedimento. Outro mecanismo possível que pode ter contribuído para o aumento da concentração de CH₄ na superfície do sedimento está relacionada à diminuição de processos difusivos através da interface sedimento-água pela deposição de pelotas fecais (Vandebund *et al.* 1994). Tal barreira geoquímica pode ter retido parte do CH₄ transportado das camadas inferiores do sedimento para a superfície através da bioirrigação de *H. similis*. Apesar de estas duas possibilidades poderem ocorrer simultaneamente, nós sugerimos que a primeira hipótese deve ser mais importante já que cerca de 90% do CH₄ difundido para as camadas oxigenadas do sedimento podem ser consumidos por metanotróficas (Kajan & Frenzel 1999) Considerando que a difusão do oxigênio atinge poucos milímetros em sedimentos orgânicos (Leal *et al.* 2005) e que pelotas fecais são importantes fontes de carbono e sua disponibilidade direciona a metanogênese (Bodelier *et al.* 2006) funcionando como um microhabitat para a produção de CH₄. Esta hipótese pode ser reforçada considerando o efeito da densidade sobre as concentrações de CH₄ no sedimento (figuras 4 e 5c). Nossos resultados indicam que a concentração de CH₄ no sedimento é dependente da

densidade. O aumento da densidade reflete em aumento na deposição de pelotas fecais, intensificando os processos responsáveis pelo acúmulo de CH₄ na fração 0-2 cm do sedimento, conforme discutido acima.

Por outro lado, o decréscimo das concentrações de CH₄ observada para a camada de 2-8 cm do sedimento (Figura 4) pode ser atribuída ao estímulo da metanotrofia, bem como ao aumento do transporte do CH₄ das camadas inferiores para as camadas superiores do sedimento. Invertebrados bentônicos que constroem tubos e/ou galerias permitem maior difusão de oxigênio para o sedimento (Svensson 1997; Hansen *et al.* 1998; Leal *et al.* 2003) influenciando processos metabólicos devido a mudanças da capacidade de oxi-redução (Altmann *et al.* 2004). Eller *et al.* (2005) observaram que *Chironomus plumosus* pode aumentar a superfície de contato do sedimento de 1 a 3 vezes. Assim, os tubos formados por invertebrados bioturbadores podem ser importantes microhabitats para a oxidação do CH₄ no interior do sedimento (Kajan & Frenzel 1999). O aumento da superfície de contato nos tratamentos com organismos pode explicar o efeito denso-dependente nas camadas profundas do sedimento (2-8 cm.) observados para *H. similis* (figura 5c).

Reconhecidamente as modificações nas concentrações de CH₄ no sedimento podem resultar da interação de dois fatores principais: (1) o efeito mecânico da bioturbação do sedimento sobre a liberação de CH₄ presente na água intersticial para a coluna d'água ao construir e irrigar o tubo e (2) pelo aumento da zona oxidada intensificando a metanotrofia (Kajan & Frenzel 1999; Leal *et al.* 2007). Nossos resultados indicam que além destes fatores, espécies que se comportam como *H. similis* podem

promover um padrão polarizado da distribuição vertical de matéria orgânica. Assim, a deposição diferenciada de pelotas fecais na superfície, modificaria as taxas de oxidação desta camada, podendo inclusive estimular a metanogênese nesta interface. Ao contrário do que observamos, Leal *et al.* (2007), em estudos com *C. notatus*, verificaram decréscimo nas concentrações de CH₄ em todas as frações do sedimento. Tais diferenças podem ser atribuídas às diferenças funcionais entre *H. similis* e *C. notatus*. Apesar de *C. notatus* construir tubos e forragear as camadas mais profundas do sedimento, esta espécie não deposita pelotas fecais na superfície, prevalecendo a metanotrofia em todo o sedimento.

Indivíduos de *H. similis* se alimentam em camadas que podem variar da superfície do sedimento a até vários centímetros de profundidade, construindo entremeadas galerias semi-permanentes no sedimento (Rao 1980). Este comportamento modifica, entre outros aspectos, o potencial redox do sedimento, o que segundo Sun *et al.* (2002) trata-se de um aspecto que interfere diretamente no balanço do acoplamento de vias metabólicas microbianas complementares. As estruturas biogênicas construídas por *H. similis* pode ter provocado um balanço assimétrico entre a metanotrofia e a metanogênese nas camadas do sedimento tendo como consequência diferentes concentrações de CH₄ entre a superfície e a camada profunda.

Efeito da bioturbação nos fluxos na interface sedimento-água-atmosfera.

Embora a atividade de *H. similis* tenha estimulado significativamente os fluxos de CH₄ entre as interfaces sedimento-água-

atmosfera (Figura 5 a,b), as baixas concentrações absolutas de CH₄ na água e na atmosfera em relação ao sedimento, sugerem que a maior parte do CH₄ tenha sido oxidado no sedimento ao invés de exportado para a coluna d'água. Nossos resultados corroboram o que foi observado por Leal *et al.* (2007), que detectaram liberação de CH₄ do sedimento para a coluna d'água nos microcosmos bioturbados por ninfas de *Campsurus notatus* (Ephemeroptera) em até 457 vezes maior em relação ao tratamento sem ninfas. A liberação de CH₄ do sedimento para a coluna d'água pode ser atribuída a bombeamento da água intersticial do sedimento causado pela movimentação dos organismos bentônicos ao forragear o sedimento. Sendo assim, o aumento da densidade de *H. similis* causou aumento nos fluxos entre sedimento-água-atmosfera. Nossos resultados demonstram o potencial da bioturbação por *H. similis* na emissão de CH₄, principalmente em ambientes aquáticos rasos.

Nossos resultados demonstram que *H. similis* possui papel importante no fluxo de carbono na interface sedimento-água-atmosfera. Esta espécie permite que o CH₄ acumulado na água intersticial do sedimento seja disponibilizado favorecendo a metanotrofia também na coluna d'água. Através da estimativa entre a concentração de metano nos perfis de sedimento dos cores controles e a concentração aferida nos cores submetidos à bioturbação, podemos estimar o balanço da quantidade de metano perdida nos sedimentos e compará-los os incrementos observados nos compartimentos superficiais (água e ar). Desta forma podemos calcular uma perda em média de 56,6 µM, 99,6 µM e 100,5 µM de CH₄ que foram suprimidos do sedimento nos cores

respectivamente com 4, 6 e 8 indivíduos, mas que não foram registrados nos demais compartimentos dos microcosmo (Figura 6). Estes resultados revelam uma intensa taxa potencial de oxidação (trófica) do CH_4 nos cores submetidos a bioturbação, revelando o papel de invertebrados bentônicos sobre as vias oxidativas deste elemento, contribuindo diretamente na intensificação da conectividade entre os diferentes compartimentos via interações tróficas (Figura 7).

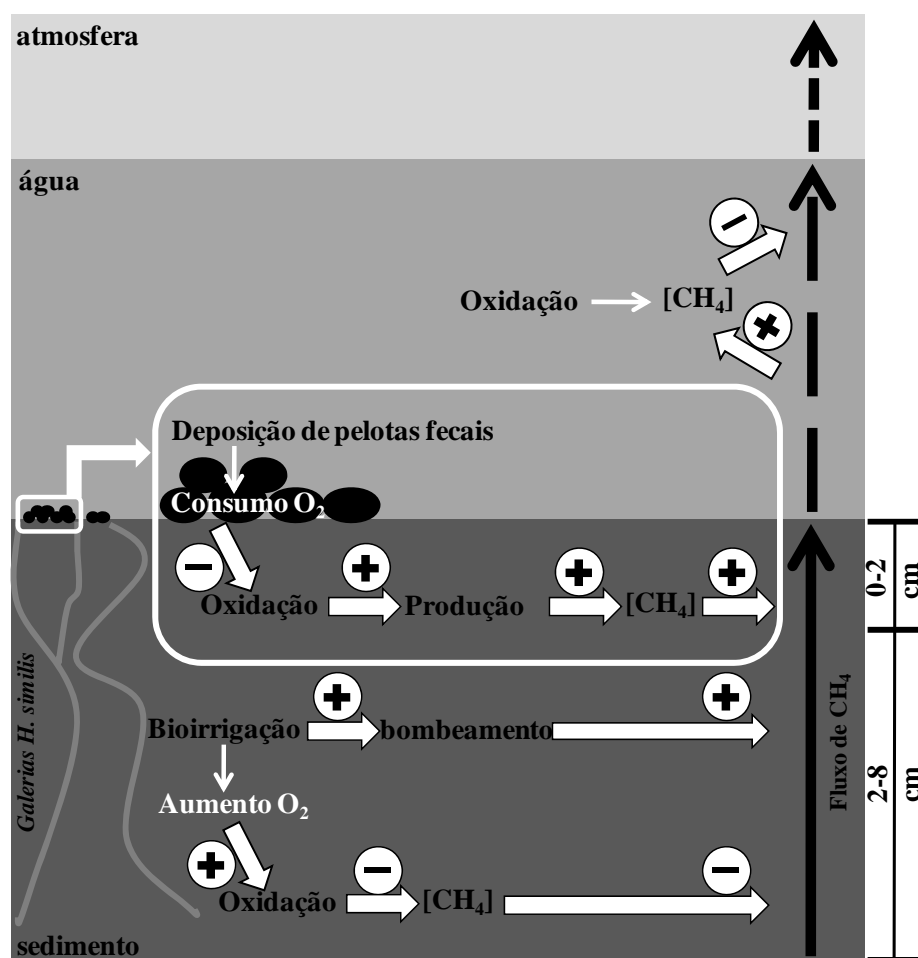


Figura 7: Esquema síntese do efeito de *H. similis* sobre os fluxos de CH_4 entre sedimento, água e atmosfera.

Conseqüências da bioturbação sobre o ciclo do CH₄ e o acoplamento entre compartimentos aquáticos e a atmosfera

Apesar dos resultados terem sido obtidos através de experimentações em microcosmos, é possível propor que os mesmos podem ser extrapolados para o ambiente aquático. Embora a emissão de CH₄ possa ter sido superestimada devido à pequena coluna d'água dos microcosmos, muitos ambientes, tal como áreas alagáveis, plantações de arroz e alguns lagos e rios rasos, isto pode ocorrer. Assim, pode-se sugerir que *H. similis* pode promover a emissão de CH₄ em ambientes aquáticos rasos. No entanto, em ambientes aquáticos com maior coluna d'água, a oxidação do CH₄ pode chegar a 100%. Neste caso, *H. similis* pode ter um papel importante por reduzir as concentrações de CH₄ no sedimento.

Por reduzir as concentrações de CH₄ no sedimento, *H. similis* reduz a possibilidade de formação de bolhas ricas em CH₄, que potencialmente podem ser formadas a medida que as concentrações de CH₄ superem as concentrações de saturação. Segundo Nielsen *et al.* (2004) a concentração máxima de CH₄ possível na água intersticial é dada pela concentração de saturação de 900 μM de CH₄ a 29 °C e 1 atm, sendo que essa concentração de saturação aumenta em condições que aumenta a pressão (profundidade) ou diminui a temperatura. Neste caso as concentrações observadas nos cores submetidos a bioturbação refletem valores bem inferiores as concentrações de saturação máxima impedindo a formação de bolhas. Como as bolhas de gás CH₄ uma vez formadas

tendem a atravessar a coluna d'água sem sofrer a oxidação, fica claro o importante papel destes organismos na redução das taxas de emissão de CH₄ em ambientes aquáticos. Neste caso forçando a difusão deste através da coluna de água favorecendo a oxidação. Apesar de ter sido observado aumento do fluxo de CH₄ para a atmosfera através da bioturbação, os valores encontrados são potencialmente baixos em consequência da metanotrofia na interface sedimento-água. Nos experimentos realizados 2% do CH₄ liberado do sedimento pela ação dos macroinvertebrados bentônicos chega a atmosfera, revelando que mais de 98% de todo o metano é oxidado na interface sedimento-água. Embora a oxidação possa ter sido superestimada devido a pequena coluna d'água, em muitos ambientes como áreas alagáveis, áreas de plantios de arroz e regiões litorâneas de ecossistemas aquáticos a profundidade pode não diferir muito da utilizada nos microcosmos. Por outro lado para ecossistemas onde a coluna d'água constituída apresenta maior profundidade estas taxas podem chegar até 100% de oxidação.

Ao oxigenar o sedimento e deslocar o CH₄ do sedimento para a coluna d'água, *H. similis* permite que o CH₄ seja consumido por bactérias metanotróficas nestes dois compartimentos. Além disto, considerando que do C incorporado a biomassa de um invertebrado bentônico, 16,5 a 29,1% tinham sua origem do CH₄ (Eller *et al.* 2005) e que o carbono pode ser transferido do fundo do sedimento para a superfície deste através da deposição de pelotas fecais, estes organismos representam importante elo entre os compartimentos bentônico e pelágico (Bastviken *et al.* 2003). Sendo assim, invertebrados bentônicos

intensificam o fluxo de C e energia em cadeias tróficas pelágicas pela transferência alternativa de C via alça microbiana mediada por metanotróficas.

Discussão Geral

O pulso de inundação demonstrou ser um importante fator regulador das emissões de CH₄ para a atmosfera em lagos amazônicos. Apesar desta hipótese já ter sido aceita em estudos anteriores, os dados da presente pesquisa demonstraram que o efeito do pulso de inundação variou a cada ano e em cada lago. Estes resultados têm uma grande importância já que os lagos amazônicos tem sido considerados como ambientes homogêneos entre si no que diz respeito a emissão deste gás. Além disso, as variações inter-anuais, típicas nestes ambientes, também não vem sendo consideradas como fatores que podem influenciar significativamente nas emissões de CH₄. Os resultados da presente pesquisa permitiram propor dois padrões:

1. Em anos com menor amplitude do nível d'água entre o período mais cheio (águas altas) e o mais raso (águas baixas) (ver curva do rio em 2004, Figura 2) são observadas as maiores emissões de CH₄ no total de um ano. Esta proposta baseia-se nas seguintes premissas: (i) maior emissão de CH₄ é observada ao longo de todos os períodos do pulso, ou seja, de maneira mais uniforme (EN, AA, VZ e AB) (ver capítulo 1) e (ii) as áreas alagáveis, como o igapó, permanecem maior número de dias inundado e com isso ocorre a emissão por maior tempo nesta região do lago.
2. Lagos dendríticos localizados perpendicularmente ao rio que está associado apresentam maior concentração de CH₄ no fundo da coluna d'água nos períodos de águas altas em relação a lagos dispostos paralelamente ao rio. Esta proposta baseia-se nas

seguintes premissas: (i) maior estratificação da coluna d'água aumentando a difusão de CH₄ do sedimento para a coluna d'água sobrejacente em lagos dendríticos e perpendiculares (ver capítulo 1) e (ii) lagos paralelos possuem maior mistura da coluna d'água causada pela correnteza através da forte conexão rio-lago durante águas altas (Esteves *et al.* 1994).

Ainda em relação à importância da magnitude do pulso de inundação sobre a emissão total de CH₄, eventos de fortes estiagens, como a que ocorreu em 2005, podem promover incremento da emissão total de CH₄, através da biomassa de plantas aquáticas, no ano seguinte. Por exemplo, a espécie *O. glumaepatula*, também conhecida regionalmente como arroz bravo, tem a capacidade de emitir consideráveis quantidades de CH₄ para a atmosfera através de seu tecido (Devol *et al.* 1988). *O. glumaepatula* germina no solo exposto e se desenvolve crescendo ao mesmo tempo em que o nível da água aumenta até que, durante as águas altas, a planta perde a fixação com o sedimento e entra em senescência (Enrich-Prast *et al.* 2006). Como a semente desta espécie só germina em solo exposto, deduz-se que quanto mais pronunciada for a seca, maior a área disponível a colonização por estes indivíduos. Desta forma, maior será a emissão total de CH₄ no ambiente em relação a anos considerados dentro de uma variação de nível da água normal. Além disso, seus detritos são depositados no fundo do lago ou nas regiões marginais gerando grande quantidade de biomassa sobre o sedimento o que contribui com significativo aporte de material orgânico e condições anóxicas nestes locais. Tais condições são propícias a

produção de CH₄ sendo possível intensificar ainda mais a emissão de CH₄ durante esta fase. Apesar de não terem sido feitas avaliações neste sentido, os maiores valores de concentração de CH₄ observados na região impactada durante a enchente de 2006 (tabela 5, capítulo 2), no lago Batata, pode ser explicado pelo acúmulo de matéria orgânica (oriunda do arroz) depositada sobre o sedimento após um ano de extrema seca (observação visual). Como a região impactada do lago Batata sofreu assoreamento por despejo de rejeito de bauxita, extensas áreas ficam suscetíveis a exposição do sedimento sendo boa parte da área colonizada por esta espécie quando ocorrem fortes secas. Por isso, nossos resultados sugerem que apesar da região impactada ter demonstrado baixos valores de emissão de CH₄, esta região pode contribuir na contagem total de emissão ao considerar a perda deste gás através do tecido do arroz, principalmente em períodos subseqüentes a fortes estiagens.

Os resultados da presente pesquisa demonstram que lagos amazônicos podem ser considerados como importantes exportadores de CH₄ para a atmosfera. Em determinados períodos foram observados valores de emissão semelhantes ou até superiores em relação a alguns reservatórios localizados na região amazônica (tabela 7, capítulo 2). Este grande aporte de CH₄ emitido para a atmosfera provém, basicamente, das regiões de igapó, conforme observado por diversos autores (Bartlett *et al.* 1988; Devol *et al.* 1988; Bartlett *et al.* 1990; Smith *et al.* 2000). No entanto, elevados valores de emissão de CH₄ foram observados para a região limnética em estudos realizados por Engle & Melack (2000) durante o período de vazante. Na presente pesquisa, o período de maior

emissão foi o de vazante o que reforça a hipótese de que o momento de diminuição do nível da água dos lagos associados a elevada temperatura deste período podem ser apontados como os principais fatores que explicam tal comportamento. Portanto, podemos propor que, de forma geral, a emissão de CH₄ através da região limnética em lagos amazônicos ocorre durante a vazante e que nas regiões sujeitas a períodos de inundação a emissão é relevante bastando ser iniciado o processo de alagamento.

Apesar dos lagos amazônicos serem considerados importantes emissores de CH₄ para atmosfera, esse mecanismo de exportação de CH₄ é diferenciado entre os lagos conforme visto na presente pesquisa. O lago Sapucúá apresentou valores de emissão inferiores aos lagos Batata e Mussurá e os principais argumentos mencionados foram: (i) menor disponibilidade de matéria orgânica no sedimento e (ii) intensa atuação de ventos sobre o lago evitando a estratificação da coluna favorecendo a metanotrofia. Estes dados sugerem a importância de estudos no que diz respeito as emissões de gases estufa em um grande número de lagos a fim de mitigar os erros que possam vir a ser cometidos nas estimativas de emissão de CH₄ a partir da região limnética de ambientes aquáticos amazônicos. Há de se considerar também que apesar da emissão do CH₄ na região limnética do lago Sapucúá ter sido ínfima, este ambiente possui extensas áreas alagáveis, principalmente na sua porção mais próxima ao rio Amazonas bem como na área próxima a desembocadura de dois igarapés (Saracá e Araticum). Como estas regiões são importantes emissoras de CH₄, conforme observado no capítulo 2, estudos neste

sentido devem ser realizados considerando estas áreas a fim esclarecer a real importância deste ambiente com tais características nas emissões de CH₄ para a atmosfera.

As baixas concentrações de CH₄ na superfície da coluna d'água observados nos capítulos 1 e 2 da presente pesquisa indicam que o principal mecanismo de perda de CH₄ para a atmosfera foi através de bolhas produzidas no sedimento. Apesar de terem sido observadas elevadas concentrações de CH₄ no sedimento em alguns períodos nos lagos Batata (ex: AA-2006) e Mussurá (ex: EN-2004; AA-2005), isto não foi refletido em consideráveis valores de emissão de CH₄ para ambos os lagos. Ou seja, a metanotrofia é um importante mecanismo na interface sedimento-água e na coluna d'água em lagos amazônicos. Outro fato que reforça a importância das bactérias metanotróficas no consumo de CH₄ em lagos amazônicos é a baixa emissão deste gás mesmo com o aumento considerável dos valores de concentração de CH₄ no fundo da coluna d'água observados para o lago Mussurá nas águas altas de 2005 (17,8 μmol L⁻¹) e 2006 (95,4 μmol L⁻¹). Este fato sugere que a produção de carbono orgânico como o resultado da oxidação do CH₄ (metanotrofia) na coluna d'água pode ser responsável, em determinadas situações pela sustentação da produção planctônica em lagos amazônicos. De acordo com o modelo proposto por Taipale *et al.* (2007) bactérias metanotróficas contribuem com 64-87% da dieta de *Daphnia* durante o período de baixa produtividade fitoplanctônica. Assim, estas bactérias podem suprir todo o carbono requerido durante determinado período no lago. Com base no modelo proposto por estes autores e com base nos

dados da presente pesquisa, é possível propor que em lagos amazônicos de águas claras (oligotróficos) o carbono provido do CH₄ pode ter grande importância na cadeia aquática, principalmente durante os períodos de enchente e águas sustentando não só a cadeia microbiana bem como alguns grupos zooplactônicos. Portanto, a oxidação do CH₄ em lagos não só diminui a emissão deste para a atmosfera, mas também transferem carbono para a cadeia alimentar aquática (Bastviken *et al.* 2003).

Outro importante mecanismo de redução das concentrações de CH₄ no sedimento através da intensificação da metanotrofia é a bioturbação realizada por invertebrados bentônicos. Os resultados observados na presente pesquisa reforçam o que foi observado por Leal *et al.* (2007) em estudos com *C. notatus*. Os resultados obtidos na presente pesquisa observaram redução significativa das concentrações de CH₄ no sedimento colonizado por *H. similis* por estimular a metanotrofia na interface sedimento-água. Ao reduzir as concentrações de CH₄ no sedimento, estas espécies reduzem a possibilidade de formação de bolhas, ricas em CH₄, que potencialmente podem ser formadas a medida que as concentrações de CH₄ superem as concentrações de saturação. Ao oxigenar o sedimento e deslocar o CH₄ do sedimento para a coluna d'água, *C. notatus* (Leal *et al.* 2007) e *H. similis* permitem que o CH₄ seja consumido por bactérias metanotróficas nestes dois compartimentos. Além disto, considerando que do C incorporado a biomassa de um invertebrado bentônico, 16,5 a 29,1% tinham sua origem do CH₄ (Eller *et al.* 2005) e que o carbono pode ser transferido do fundo do sedimento para a superfície deste através da deposição de pelotas fecais (no caso de *H. similis*), estes

organismos representam importante elo entre os compartimentos bentônico e pelágico (Bastviken *et al.* 2003). Sendo assim, invertebrados bentônicos podem intensificar o fluxo de C e energia em cadeias tróficas pelágicas pela transferência alternativa de C via alça microbiana mediada por metanotróficas.

Apesar das duas pesquisas terem observado, de forma geral, o mesmo efeito (estímulo a metanotrofia no sedimento) ainda são raros os trabalhos sendo prematuro afirmar que todas as espécies de invertebrados bentônicos terão o mesmo efeito no que diz respeito ao ciclo do CH₄. Espécies com diferenças funcionais podem trabalhar o sedimento de maneiras diversas. Nos lagos estudados, foram observados grupos como, por exemplo, Oligochaeta, Polychaeta, Chironomidae, Ephemeroptera e Chaoboridae sendo e a influência destes grupos nas concentrações de CH₄ em sedimentos desconhecidos ou pouco estudados. Desta forma, são necessários estudos que visem avaliar o papel de diferentes espécies e/ou espécies de diferentes características funcionais em processos relacionados ao ciclo do CH₄ como a metanotrofia e metanogênese.

Conclusões

- O pulso de inundação tem efeito significativo na concentração e emissão de CH₄ nos lagos Batata, Mussurá e Sapucá (hipótese 1 aceita).
- O efeito do pulso de inundação foi diferenciado para cada lago (hipótese 2 aceita).
- Concentração e emissão de CH₄ variam espacialmente em lagos amazônicos de águas claras (hipótese 3 aceita)
- A região impactada por rejeito de bauxita apresentou as menores concentrações e emissão de CH₄ (hipótese 4 aceita)
- *H. similis* significativamente modificou os perfis de concentração de CH₄ no sedimento (hipótese 5 aceita)
- *H. similis* intensificou o fluxo de CH₄ do sedimento para a coluna d'água e atmosfera (hipótese 6 aceita)

Referências Bibliográficas

- Aller R. (1982). The effects of macrobenthos on chemical properties of marine sediment and overlying water. *Topics in Geobiology.*, 53-102.
- Aller R.C. (1994). Bioturbation and Remineralization of Sedimentary Organic Matter - Effects of Redox Oscillation. *Chemical Geology*, 114, 331-345.
- Aller R.C. & Aller J.Y. (1998). The effect of biogenic irrigation intensity and solute exchange on diagenetic reaction rates in marine sediments. *Journal of Marine Research*, 56, 905-936.
- Aller R.C., Blair N.E., Xia Q. & Rude P.D. (1996). Remineralization rates, recycling, and storage of carbon in Amazon shelf sediments. *Continental Shelf Research*, 16, 753-786.
- Altmann D., Stief P., Amann R. & de Beer D. (2004). Nitrification in freshwater sediments as influenced by insect larvae: Quantification by microsensors and fluorescence in situ hybridization. *Microbial Ecology*, 48, 145-153.
- Altor A.E. & Mitsch W.J. (2006). Methane flux from created riparian marshes: Relationship to intermittent versus continuous inundation and emergent macrophytes. *Ecological Engineering*, 28, 224-234.
- Ambühl H. & Bühner H. (1978). Zur technik der Entnahme Ungestörter Grossproblem von Seesedimenten: ein Nerbessertes Bohrlot. *Schweiz. Z. Hydrol*, 175-186.
- Anesio A. (1997). Influence of the Hydrological Cycle on the Bacterioplankton of an Impacted Clear Water Amazonian Lake. *Microbial Ecology*, 34, 66-73.
- Augenbraum H., Matthews, E., Sarma, D. (1999). The Global Methane Cycle. icp.giss.nasa.gov/research/methane.html.
- Baird C. (1995). *Environmental Chemistry*. New York, Freeman and Company.
- Bartlett K.B., Crill P.M., Bonassi J.A., Richey J.E. & Harriss R.C. (1990). Methane Flux from The Amazon River Floodplain - Emissions During Rising Water. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 95, 16773-16788.
- Bartlett K.B., Crill P.M., Sebacher D.I., Harriss R.C., Wilson J.O. & Melack J.M. (1988). Methane Flux From The Central Amazonian Floodplain. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 93, 1571-1582.
- Bastviken D., Cole J., Pace M. & Tranvik L. (2004). Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate. *Global Biogeochemical Cycles*, 18.
- Bastviken D., Ejlertsson J., Sundh I. & Tranvik L. (2003). Methane as a source of carbon and energy for lake pelagic food webs. *Ecology*, 84, 969-981.
- Bazhin N.M. (2004). Influence of plants on the methane emission from sediments. *Chemosphere*, 54, 209-215.
- Bergman I., Klarqvist M. & Nilsson M. (2000). Seasonal variation in rates of methane production from peat of various botanical origins: effects of temperature and substrate quality. *Fems Microbiology Ecology*, 33, 181-189.
- Beukema J.J. (1991). Changes in composition of bottom fauna of a tidal-flat area during a period of eutrophication. *Marine Biology*, 111, 293-301.
- Bodelier P., Stomp M., Santamaria L., Klaassen M. & Laanbroek H. (2006). Animal-plant-microbe interactions: direct and indirect effects of swan foraging behaviour modulate methane cycling in temperate shallow wetlands. *Oecologia*, 149, 233-244.
- Boon P.I., Mitchell A. & Lee K. (1997). Effects of wetting and drying on methane emissions from ephemeral floodplain wetlands in south-eastern Australia. *Hydrobiologia*, 357, 73-87.

- Boulton A.J. (2000). The functional role of the hyporheos. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, 27, 51-63.
- Bozelli R. (1991). Estrutura da comunidade zooplancônica em ecossistemas naturais (Rio Trombetas e Lago Mussurá) e em um ecossistema impactado por efluentes de bauxita (Lago Batata) da região amazônica, PA. In. MSc thesis, UFSCar, Sao Carlos, SP, Brasil, 219 pp.
- Bozelli R.L., Esteves F.A. & Roland F. (2000). *Lago Batata: Impacto e recuperação de um ecossistema amazônico*. Instituto de Biologia (UFRJ)/Sociedade Brasileira de Limnologia, Rio de Janeiro.
- Brune A., Frenzel P. & Cypionka H. (2000). Life at the oxic-anoxic interface: microbial activities and adaptations. *Fems Microbiology Reviews*, 24, 691-710.
- Bussmann I. (2005). Methane release through resuspension of littoral sediment. *Biogeochemistry*, 74, 283-302.
- Caliman A., Leal J.J.F., Esteves F.A., Carneiro L.S., Bozelli R.L. & Farjalla V.F. (2007). Functional bioturbator diversity enhances benthic-pelagic processes and properties in experimental microcosms. *Journal of the North American Benthological Society*, 26, 450-459.
- Callisto M. (2000). Macroinvertebrados Bentônicos. In: *Lago Batata: Impacto e recuperação de um ecossistema Amazônico* (eds. Bozelli R, Esteves FA & Roland F). Instituto de Biologia (UFRJ)/Sociedade Brasileira de Limnologia Rio de Janeiro, pp. 141-151.
- Callisto M., Gonçalves Jr.J.F., Fonseca J.J.L. & Petrucio M.M. (1998). Macroinvertebrados bentônicos nas lagoas Imboassica, Cabiúnas e Comprida. In: *Ecologia de lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do município de Macaé (RJ)* (ed. Esteves FA). NUPEM/UFRJ Macaé, pp. 283-298.
- Carmouze J.P. (1994). *O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas*. Edgard Blücher e FAPESP, São Paulo.
- Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R.W., Sharpley A.N. & Smith V.H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8, 559-568.
- Casper P., Maberly S.C., Hall G.H. & Finlay B.J. (2000). Fluxes of methane and carbon dioxide from a small productive lake to the atmosphere. *Biogeochemistry*, 49, 1-19.
- Chanton J. & Whiting G. (1995). Trace gas exchange in freshwater and coastal marine environments: ebullition and transport by plants. *Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water*, 98-125.
- Conrad R. (1989). Control of methane production in terrestrial ecosystems. In: *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere* (eds. Andreae MO & Schimel DS). Wiley-Interscience Publition, pp. 39-58.
- Crill P. (1996). Lattitudinal differences in methane fluxes from natural wetlands. In: *Cycling of Reduced Gases in the Hydrosphere* (eds. Evans D.D., S.P. S & P. C). E Schweizerbart Stuttgart, pp. 163-171.
- Crill P.M., Bartlett K.B., Wilson J.O., Sebacher D.I., Harriss R.C., Melack J.M., Macintyre S., Lesack L. & Smithmorrill L. (1988). Tropospheric Methane From an Amazonian Floodplain Lake. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 93, 1564-1570.
- Crill P.M., Harriss R.C. & Bartlett K.B. (1991). Methane fluxes from terrestrial wetland environments. In: *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases:*

- Methane, Nitrogen Oxides and Halomethanes* (eds. Rogers JE & Whitman WB). American Society for Microbiology Washington, D.C., pp. 91-109.
- Devol A.H., Richey J.E., Clark W.A., King S.L. & Martinelli L.A. (1988). Methane Emissions to the Troposphere from The Amazon Floodplain. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 93, 1583-1592.
- Devol A.H., Richey J.E., Forsberg B.R. & Martinelli L.A. (1994). Environmental Methane in the Amazon River Floodplain. In: *Global Wetlands: Old World and New* (ed. Mitsch WJ). Elsevier Sci.
- Ding W., Cai Z., Tsuruta H. & Li X. (2002). Effect of standing water depth on methane emissions from freshwater marshes in northeast China. *Atmospheric Environment*, 36, 5149-5157.
- Duan X.N., Wang X.K., Mu Y.J. & Ouyang Z.Y. (2005). Seasonal and diurnal variations in methane emissions from Wuliangsu Lake in arid regions of China. *Atmospheric Environment*, 39, 4479-4487.
- El-Fadel M. & Massoud M. (2001). Methane emissions from wastewater management. *Environmental Pollution*, 114, 177-185.
- Eller G., Deines P., Grey J., Richnow H. & Kruger M. (2005). Methane cycling in lake sediments and its influence on chironomid larval d13C. *Fems Microbiology Ecology*, 54, 339-350.
- Engle D. & Melack J.M. (2000). Methane emissions from an Amazon floodplain lake: Enhanced release during episodic mixing and during falling water. *Biogeochemistry*, 51, 71-90.
- Enrich-Prast A. (2000). Importância de *Oryza glumaepatula* STEUD (arroz bravo) na recuperação do Igapó. In: *Lago Batata: Impacto e recuperação de um ecossistema amazônico* (eds. Bozelli R, Esteves FA & Roland F). Instituto de Biologia (UFRJ)/ Sociedade Brasileira de Limnologia Rio de Janeiro, pp. 249-260.
- Enrich-Prast A., de Esteves F., Biesboer D., Bozelli R. & Farjalla V. (2006). The Influence of Bauxite Tailings on the Growth and Development of *Oryza glumaepatula* in an Amazonian Lake. *Hydrobiologia*, 563, 87-97.
- Enrich-Prast A., Esteves F. & Breves A. (2002). Variation of biometric parameters and C, N, and P concentrations of *Oryza glumaepatula* at different depths of an amazonian lake impacted by bauxite tailings (Lake Batata, Pará, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 62, 85-92.
- Esteves F., Bozelli R. & Roland F. (1990). Lago Batata: Um laboratório de limnologia tropical. *Ciência Hoje*, 11, 26-33.
- Esteves F.A. (1998). *Fundamentos de Limnologia*. Interciência/FINEP, Rio de Janeiro.
- Esteves F.D., Thomaz S.M. & Roland F. (1994). Comparison of the Metabolism of 2 Floodplain Lakes of The Trombetas River (Para, Brazil) Based on a Study of Diel Variation. *Amazoniana-Limnologia Et Oecologia Regionalis Systemae Fluminis Amazonas*, 13, 33-46.
- Fallon R.D., Harrits S., Hanson R.S. & Brock T.D. (1980). The Role of Methane in Internal Carbon Cycling in Lake Mendota During Summer Stratification. *Limnology and Oceanography*, 25, 357-360.
- 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 clear-water amazonian lake. *Microbial Ecology*, 52, 334-344.
- Fenchel T., King G. & Blackburn T. (1998). *Bacterial Biogeochemistry: The Ecophysiology of Mineral Cycling*. Academic Press.

- Ferrão-Filho A. & Esteves F.A. (1994). Nutritive value and sedimentation rates of particulate matter in the course of two floodpulse in an Amazonian varzea lake. *Arch. Hydrobiol.*, 130, 325-337.
- Figueiredo-Barros M.P. (2004). Bioturbação na interface sedimento-água por três espécies de macroinvertebrados bentônicos com ênfase na ciclagem de nutrientes. In: *Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho*. Universidade Federal do Rio de Janeiro Rio de Janeiro, p. 78.
- Figueiredo-Barros M.P., Leal J.J.F., Esteves F.D., Rocha A.D. & Bozelli R.L. (2006). Life cycle, secondary production and nutrient stock in *Heleobia australis* (d'Orbigny 1835) (Gastropoda : Hydrobiidae) in a tropical coastal lagoon. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 69, 87-95.
- Ford P., Boon P. & Lee K. (2002). Methane and oxygen dynamics in a shallow floodplain lake: the significance of periodic stratification. *Hydrobiologia*, 485, 97-110.
- Freeman C., Nevison G.B., Kang H., Hughes S., Reynolds B. & Hudson J.A. (2002). Contrasted effects of simulated drought on the production and oxidation of methane in a mid-Wales wetland. *Soil Biology & Biochemistry*, 34, 61-67.
- Frenzel P., Thebrath B. & Conrad R. (1990). Oxidation of Methane in The Oxidic Surface-Layer of a Deep Lake Sediment (Lake Constance). *Fems Microbiology Ecology*, 73, 149-158.
- Fukuhara H. & Sakamoto M. (1988). Ecological Significance of Bioturbation of Zoobenthos Community in Nitrogen Release from Bottom Sediments in a Shallow Eutrophic Lake. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 113, 425-445.
- Gallepp G.W. (1979). Chironomid Influence on Phosphorus Release in Sediment-Water Microcosms. *Ecology*, 60, 547-556.
- Graneli W. (1979a). Influence of *Chironomus plumosus* larvae on The Exchange of Dissolved Substances Between Sediment and Water. *Hydrobiologia*, 66, 149-159.
- Graneli W. (1979b). Influence of *Chironomus plumosus* larvae on the Oxygen-Uptake of Sediment. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 87, 385-403.
- Hansen K. & Kristensen E. (1998). The impact of the polychaete *Nereis diversicolor* and enrichment with macroalgal (*Chaetomorpha linum*) detritus on benthic metabolism and nutrient dynamics in organic-poor and organic-rich sediment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 231, 201-223.
- Hansen K., Mouridsen S. & Kristensen E. (1998). The impact of *Chironomus plumosus* larvae on organic matter decay and nutrient (N,P) exchange in a shallow eutrophic lake sediment following a phytoplankton sedimentation. *Hydrobiologia*, 364, 65-74.
- Harrits S.M. & Hanson R.S. (1980). Stratification of Aerobic Methane-Oxidizing Organisms in Lake Mendota, Madison, Wisconsin. *Limnology and Oceanography*, 25, 412-421.
- Heilskov A.C. & Holmer M. (2001). Effects of benthic fauna on organic matter mineralization in fish-farm sediments: importance of size and abundance. *Ices Journal of Marine Science*, 58, 427-434.
- Houghton J. (1996). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. OECD.
- Howard-Williams C. & Junk W. (1977). The Chemical Composition of Central Amazonian Aquatic Macrophytes with Special Reference to Their Role in the Ecosystem. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 79.

- Huszar V.L.M. (2000). Fitoplâncton. In: *Lago Batata: Impacto e recuperação de um ecossistema amazônico* (eds. Bozelli RL, Esteves FA & Roland F). Instituto de Biologia (UFRJ)/ Sociedade Brasileira de Limnologia Rio de Janeiro, pp. 91-104.
- Hutsch B.W. (1998). Methane oxidation in arable soil as inhibited by ammonium, nitrite, and organic manure with respect to soil pH. *Biology and Fertility of Soils*, 28, 27-35.
- Huttunen J.T., Lappalainen K.M., Saarijarvi E., Vaisanen T. & Martikainen P.J. (2001). A novel sediment gas sampler and a subsurface gas collector used for measurement of the ebullition of methane and carbon dioxide from a eutrophied lake. *Science of the Total Environment*, 266, 153-158.
- Jackson M.L. (1962). *Soil Chemical Analysis*. Prentice-Hall, INC. Englewood Cliffs, New York, USA.
- Joabsson A., Christensen T.R. & Wallen B. (1999). Vascular plant controls on methane emissions from northern peatforming wetlands. *Trends in Ecology & Evolution*, 14, 385-388.
- Junk W. (1970). Investigations on the ecology and production-biology of the "floating meadows" (Paspalo-Echinochloetum) on the Middle Amazon. *Amazoniana*, 2, 449-495.
- Junk W.J. (1983). Aquatic Habitats in Amazonia. *Environmentalist*, 24-34.
- Junk W.J., Bayley P.B. & Sparks R.E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain ecosystems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106, 110-127.
- Junk W.J. & Welcome R.L. (1990). Floodplains. In: *Wetlands and shallow continental water bodies* (ed. Patten BC). SPB Academic Publishing by The Hague, The Netherlands, pp. 491-524.
- Kajan R. & Frenzel P. (1999). The effect of chironomid larvae on production, oxidation and fluxes of methane in a flooded rice soil. *Fems Microbiology Ecology*, 28, 121-129.
- Käki T., Ojala A. & Kankaala P. (2001). Diel variation in methane emissions from stands of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. and *Typha latifolia* L. in a boreal lake. *Aquatic Botany*, 71, 259-271.
- Keller M. & Stallard R.F. (1994). Methane Emission by Bubbling from Gatun Lake, Panama. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 99, 8307-8319.
- Kiene R.P. (1991). Production and consumption of methane in aquatic systems. In: *Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides, and halomethanes* (eds. Rogers JE & Whitman WB). American Society for Microbiology Washington, D. C., pp. 111-146.
- King G.M. (1994). Associations of Methanotrophs with the Roots and Rhizomes of Aquatic Vegetation. *Applied and Environmental Microbiology*, 60, 3220-3227.
- Kortelainen P., Huttunen J., Vaisanen T., Mattsson T., Karjalainen P. & Martikainen P. (2000). CH₄, CO₂ and N₂O supersaturation in 12 Finnish lakes before and after ice-melt. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 27, 1410-1414.
- Kristensen E. (1985). Oxygen and Inorganic Nitrogen Exchange in a *Nereis virens* (Polychaeta) Bioturbated Sediment-Water System. *Journal of Coastal Research*, 1, 109-116.
- Kristensen E. (2000). Organic matter diagenesis at the oxic/anoxic interface in coastal marine sediments, with emphasis on the role of burrowing animals. *Hydrobiologia*, 426, 1-24.

- Kristensen E., Jensen M.H. & Aller R.C. (1991). Direct Measurement of Dissolved Inorganic Nitrogen Exchange and Denitrification in Individual Polychaete (*Nereis virens*) Burrows. *Journal of Marine Research*, 49, 355-377.
- Lapa R., Bozelli R., Esteves F. & Roland F. (2000). A bauxita eo rejeito da bauxita. *Lago Batata: Impacto e Recuperação de um Ecossistema Amazônico*. Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro/Sociedade Brasileira de Limnologia, Rio de Janeiro, 25-37.
- Leal J., Enrich-Prast A., de Assis Esteves F., Bozelli R. & Farjalla V. (2005). Influence of *Campsurus notatus* bioturbation on oxygen profile and uptake in sediments of an Amazonian lake impacted by bauxite tailings. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 162, 557-574.
- Leal J.J.F. (2003). Bioturbação e ciclagem de nutrientes na interface sedimento-água de um lago amazônico impactado com rejeito de bauxita (Pará, Brasil). In: *Departamento de Ecologia*. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p. 264.
- Leal J.J.F., Esteves F.D., Farjalla V.F. & Enrich-Prast A. (2003). Effect of *Campsurus notatus* on NH₄⁺, DOC fluxes, O₂ uptake and bacterioplankton production in experimental microcosms with sediment-water interface of an Amazonian lake impacted by bauxite tailings. *International Review of Hydrobiology*, 88, 167-178.
- Leal J.J.F., Furtado A.L.D., Esteves F.D., Bozelli R.L. & Figueiredo-Barros M.P. (2007). The role of *Campsurus notatus* (Ephemeroptera : Polymitarcyidae) bioturbation and sediment quality on potential gas fluxes in a tropical lake. *Hydrobiologia*, 586, 143-154.
- Liikanen A. & Martikainen P.J. (2003). Effect of ammonium and oxygen on methane and nitrous oxide fluxes across sediment-water interface in a eutrophic lake. *Chemosphere*, 52, 1287-1293.
- Lohrer A.M., Thrush S.F. & Gibbs M.M. (2004). Bioturbators enhance ecosystem function through complex biogeochemical interactions. *Nature*, 431, 1092-1095.
- MacIntyre S. & Melack J. (1988). Frequency and Depth of Vertical Mixing in an Amazon Floodplain Lake(L. Calado, Brazil). *Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen IVTLAP*, 23.
- Marani L. & Alvala P.C. (2007). Methane emissions from lakes and floodplains in Pantanal, Brazil. *Atmospheric Environment*, 41, 1627-1633.
- Martens C., Blair N., Green C. & Des Marais D. (1986). Seasonal variations in the stable carbon isotopic signature of biogenic methane in a coastal sediment. *Science*, 233, 1300-1303.
- Matthews E. & Fung I. (1987). Methane emission from natural wetlands: global distribution, area, and environmental characteristics of sources. *Global biogeochemical cycles*, 1, 61-86.
- Meade R.H., Dunne T., Richey J.E., Santos U.D. & Salati E. (1985). Storage and Remobilization of Suspended Sediment in the Lower Amazon River of Brazil. *Science*, 228, 488-490.
- Meksumpun C. & Meksumpun S. (1999). Polychaete-sediment relations in Rayong, Thailand. *Environmental Pollution*, 105, 447-456.
- Melack J. & Fisher T. (1990). Comparative limnology of tropical floodplain lakes with an emphasis on the central Amazon. *Acta Limnol. Brasil*, 3, 1-48.
- Melack J.M. & Fisher T.R. (1983). Diel Oxygen Variations and Their Ecological Implications in Amazon Floodplain Lakes. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 98, 422-442.

- Melack J.M., Hess L.L., Gastil M., Forsberg B.R., Hamilton S.K., Lima I.B.T. & Novo E. (2004). Regionalization of methane emissions in the Amazon Basin with microwave remote sensing. *Global Change Biology*, 10, 530-544.
- Melack J.M., Sippel S.J., Valeriano D.M. & Fisher T.R. (1991). Environmental conditions and change on the Amazon floodplain: an analysis with remotely sensed imagery. In: *24th Int. Symp. on Remote Sensing of Environment*.
- Mermillod-Blondin F., des Chatelliers M.C., Gerino M. & Gaudet J.P. (2000). Testing the effect of *Limnodrilus* sp. (Oligochaeta, Tubificidae) on organic matter and nutrient processing in the hyporheic zone: a microcosm method. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 149, 467-487.
- Mermillod-Blondin F., François-Carcaillet F. & Rosenberg R. (2005). Biodiversity of benthic invertebrates and organic matter processing in shallow marine sediments: an experimental study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 315, 187-209.
- Mermillod-Blondin F., Gaudet J.P., Gerino M., Desrosiers G. & des Chatelliers M.C. (2003). Influence of macroinvertebrates on physico-chemical and microbial processes in hyporheic sediments. *Hydrological Processes*, 17, 779-794.
- Mermillod-Blondin F., Gerino M., des Chatelliers M.C. & Degrange V. (2002). Functional diversity among 3 detritivorous hyporheic invertebrates: an experimental study in microcosms. *Journal of the North American Benthological Society*, 21, 132-149.
- Meysman F., Middelburg J. & Heip C. (2006). Bioturbation: a fresh look at Darwin's last idea. *Trends in Ecology & Evolution*, 21, 688-695.
- Michaud E., Desrosiers G., Mermillod-Blondin F., Sundby B. & Stora G. (2006). The functional group approach to bioturbation: II. The effects of the *Macoma balthica* community on fluxes of nutrients and dissolved organic carbon across the sediment-water interface. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 337, 178-189.
- Mosier A.R. (1998). Soil processes and global change. *Biology and Fertility of Soils*, 27, 221-229.
- Murase J., Sakai Y., Kametani A. & Sugimoto A. (2005). Dynamics of methane in mesotrophic Lake Biwa, Japan. *Ecological Research*, 20, 377-385.
- Nedwell D.B. (1984). The Input and Mineralization of Organic-Carbon in Anaerobic Aquatic Sediments. *Advances in Microbial Ecology*, 7, 93-131.
- Nielsen L.P., Enrich-Prast A. & Esteves F.A. (2004). Pathways of organic matter mineralization and nutrient regeneration in the sediment of five tropical lakes. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 16, 193 - 202.
- Nogaro G., Mermillod-Blondin F., François-Carcaillet F., Gaudet J.P., Lafont M. & Gibert J. (2006). Invertebrate bioturbation can reduce the clogging of sediment: an experimental study using infiltration sediment columns. *Freshwater Biology*, 51, 1458-1473.
- Ojima D.S., Valentine D.W., Mosier A.R., Parton W.J. & Schimel D.S. (1993). Effect of Land-Use Change on Methane Oxidation in Temperate Forest and Grassland Soils. *Chemosphere*, 26, 675-685.
- Oremland R., Miller L. & Whiticar M. (1987). Sources and flux of natural gases from Mono Lake, California. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 51, 15-2929.
- Panosso R. & Kubrusly L. (2000). Avaliação espacial e temporal das variáveis limnológicas básicas e nutrientes. In: *Lago Batata: Impacto e recuperação de um ecossistema amazônico*. (eds. Bozelli RL, Esteves FA & Roland F). Instituto

- de Biologia (UFRJ)/ Sociedade Brasileira de Limnologia Rio de Janeiro, pp. 55-71.
- Panosso R., Muehe D. & Esteves F. (1995). Morphological characteristics of an Amazon floodplain lake(Lake Batata, Para State, Brazil). *Amazoniana. Kiel*, 13, 245-258.
- Prance G.T. (1979). Notes on The Vegetation of Amazonia. 3 - Terminology of Amazonian Forest Types Subject to Inundation. *Brittonia*, 31, 26-38.
- Prather M., Derwent R., Ehhalt D., Fraser P., Sanhueza E. & Zhou X. (1994). Other trace gases and atmospheric chemistry. In: *Climate Change* (eds. Houghton JT, Meira Filho LG, Bruce J, Hoesung Lee Callander BA, Haites E & Maskell K). Cambridge University Press Cambridge, UK, pp. 73-126.
- Purvaja R. & Ramesh R. (2001). Natural and anthropogenic methane emission from coastal wetlands of South India. *Environmental Management*, 27, 547-557.
- Rao D.S. (1980). Ecology of *Heteromastus similis* Southern 1921 (Polychaeta, Capitellidae) in the Vasishta Godovari. *Proceedings of the Indian Academy of Sciences*, 89, 407-414.
- Reay D.S., Radajewski S., Murrell J.C., McNamara N. & Nedwell D.B. (2001). Effects of land-use on the activity and diversity of methane oxidizing bacteria in forest soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 33, 1613-1623.
- Reise K. (2002). Sediment mediated species interactions in coastal waters. *Journal of Sea Research*, 48, 127-141.
- Roland F. (2000). Produção Primária Fitoplanctônica. In: *Lago Batata: Impacto e recuperação de um ecossistema amazônico* (eds. Bozelli RL, Esteves FA & Roland F). Instituto de Biologia (UFRJ)/ Sociedade Brasileira de Limnologia Rio de Janeiro, pp. 107-117
- Roland F. & Esteves F.A. (1993). Dynamics of phosphorus, carbon and nitrogen in an Amazonian lake impacted by bauxite tailings (Batata Lake, Para, Brazil). *Verh. Int. Verein. Limnol*, 25, 925-925.
- Rosa L.P., Dos Santos M.A., Matvienko B., Sikar E., Lourenco R.S.M. & Menezes C.F. (2003). Biogenic gas production from major Amazon reservoirs, Brazil. *Hydrological Processes*, 17, 1443-1450.
- Roslev P. & King G.M. (1996). Regulation of methane oxidation in a freshwater wetland by water table changes and anoxia. *Fems Microbiology Ecology*, 19, 105-115.
- Ross J.L., Boon P.I., Ford P. & Hart B.T. (1997). Detection and quantification with 16S rRNA probes of planktonic methylotrophic bacteria in a floodplain lake. *Microbial Ecology*, 34, 97-108.
- Sakai Y., Murase J., Sugimoto A., Okubo K. & Nakayama E. (2002). Resuspension of bottom sediment by an internal wave in Lake Biwa. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 7, 339-344.
- Santangelo J.M., Rocha A.D.M., Bozelli R.L., Carneiro L.S. & Esteves F.D.A. (2007). Zooplankton responses to sandbar opening in a tropical eutrophic coastal lagoon. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 71, 657-668.
- Schimel J. (2000). Global change - Rice, microbes and methane. *Nature*, 403, 375-+.
- Schindler D. & Scheuerell M. (2002). Habitat coupling in lake ecosystems. *Oikos*, 98, 177-189.
- Schulz S. & Conrad R. (1995). Effect of Algal Deposition on Acetate and Methane Concentrations in the Profundal Sediment of a Deep Lake (Lake Constance). *Fems Microbiology Ecology*, 16, 251-259.

- Schütz H., Schröder P. & Rennenberg H. (1991). Role of plants in regulating the methane flux to the atmosphere. *Trace Gas Emissions by Plants*, 29–63.
- Sculthorpe C.D. (1985). *The biology of aquatic vascular plants*. Koeltz Scientific Books, Königstein/West Germany.
- Shaffer P. (1983). Population ecology of *Heteromastus filiformis* (Polychaeta: Capitellidae). *Netherlands journal of sea research*, 17, 106-125.
- Sioli H. (1950). *Das Wasser im Amazonasgebiet*. Forschungen und Fortschritte.
- Sioli H. (1984). *The Amazon: limnology and landscape ecology*. Junk Publishers, Dordrecht.
- Smith L.K., Lewis W.M., Chanton J.P., Cronin G. & Hamilton S.K. (2000). Methane emissions from the Orinoco River floodplain, Venezuela. *Biogeochemistry*, 51, 113-140.
- Snelgrove P., Blackburn T.H., Hutchings P.A., Alongi D.M., Grassle J.F., Hummel H., King G., Koike I., Lamshead P.J.D., Ramsing N.B. & Solis-Weiss V. (1997). The importance of marine sediment biodiversity in ecosystem processes. *Ambio*, 26, 578-583.
- Snelgrove P.V.R. (1999). Getting to the bottom of marine biodiversity: Sedimentary habitats - Ocean bottoms are the most widespread habitat on Earth and support high biodiversity and key ecosystem services. *Bioscience*, 49, 129-138.
- Stern D.I. & Kaufmann R.K. (1996). Estimates of global anthropogenic methane emissions 1860-1993. *Chemosphere*, 33, 159-176.
- Stief P., Altmann D., Beer D., Bieg R. & Kureck A. (2004). Microbial activities in the burrow environment of the potamal mayfly *Ephoron virgo*. *Freshwater Biology*, 49, 1152-1163.
- Striegl R. & Michmerhuizen C. (1998). Hydrologic influence on methane and carbon dioxide dynamics at two north-central Minnesota lakes. *Limnology and Oceanography*, 43, 1519-1529.
- Sun M.Y., Aller R.C., Lee C. & Wakeham S.G. (2002). Effects of oxygen and redox oscillation on degradation of cell-associated lipids in surficial marine sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 66, 2003-2012.
- Svensson J.M. (1997). Influence of *Chironomus plumosus* larvae on ammonium flux and denitrification (measured by the acetylene blockage- and the isotope pairing-technique) in eutrophic lake sediment. *Hydrobiologia*, 346, 157-168.
- Svensson J.M. (1998). The role of benthic macrofauna on nitrogen cycling in eutrophic lake sediment. In: *Department of Ecology*. Lund University, Lund, p. 47 p.
- Sweerts J., Bargilissen M.J., Cornelese A.A. & Cappenberg T.E. (1991). Oxygen-Consuming Processes at the Profundal and Littoral Sediment Water Interface of a Small Meso-Eutrophic Lake (Lake Vechten, The Netherlands). *Limnology and Oceanography*, 36, 1124-1133.
- Taipale S., Kankaala P. & Jones R.I. (2007). Contributions of different organic carbon sources to *Daphnia* in the pelagic foodweb of a small polyhumic lake: Results from mesocosm (DIC)-C-13-additions. *Ecosystems*, 10, 757-772.
- Tundisi J.G. (1990). Perspectives for Ecological Modeling of Tropical and Subtropical Reservoirs in South-America. *Ecological Modelling*, 52, 7-20.
- Tyler S.C. (1991). The global methane budget. In: *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides and Halomethanes* (eds. Rogers JE & Whitman WB). American Society for Microbiology Washington, D.C., pp. 7-38.
- Utsumi M., Nojiri Y., Nakamura T., Nozawa T., Otsuki A., Takamura N., Watanabe M. & Seki H. (1998). Dynamics of dissolved methane and methane oxidation in dimictic Lake Nojiri during winter. *Limnology and Oceanography*, 43, 10-17.

- Vandebund W.J., Goedkoop W. & Johnson R.K. (1994). Effects of deposit-feeder activity on bacterial production and abundance in profundal lake sediment. *Journal of North American Benthological Society*, 13, 532-539.
- Venkiteswaran J.J. & Schiff S.L. (2005). Methane oxidation: isotopic enrichment factors in freshwater boreal reservoirs. *Applied Geochemistry*, 20, 683-690.
- Verma A., Subramanian V. & Ramesh R. (2002). Methane emissions from a coastal lagoon: Vembanad Lake, West Coast, India. *Chemosphere*, 47, 883-889.
- Wang F.Y., Tessier A. & Hare L. (2001). Oxygen measurements in the burrows of freshwater insects. *Freshwater Biology*, 46, 317-327.
- Wassmann R., Thein U., Whiticar M., Rennenberg H., Seiler W. & Junk W. (1992). Methane emissions from the Amazon floodplain: Characterization of production and transport. *Global Biogeochem. Cycles*, 6, 3-13.
- Wetzel R.G. (1993). *Limnologia*.
- Wetzel R.G. (2001). *Limnology, lake and river ecosystems*. 3 edn. Academic Press, Florida, USA.
- Whiting G.J. & Chanton J.P. (1996). Control of the diurnal pattern of methane emission from emergent aquatic macrophytes by gas transport mechanisms. *Aquatic Botany*, 54, 237-253.
- Widdicombe S., Austen M.C., Kendall M.A., Warwick R.M. & Jones M.B. (2000). Bioturbation as a mechanism for setting and maintaining levels of diversity in subtidal macrobenthic communities. *Hydrobiologia*, 440, 369-377.
- Wild C., Roy H. & Huettel M. (2005). Role of pelletization in mineralization of fine-grained coastal sediments. *Marine Ecology-Progress Series*, 291, 23-33.
- Wuebbles D.J. & Hayhoe K. (2002). Atmospheric methane and global change. *Earth-Science Reviews*, 57, 177-210.
- Yang S.S. & Chang H.L. (1998). Effect of environmental conditions on methane production and emission from paddy soil. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 69, 69-80.
- Yavitt J.B., Williams C.J. & Wieder R.K. (1997). Production of methane and carbon dioxide in peatland ecosystems across north America: Effects of temperature, aeration, and organic chemistry of peat. *Geomicrobiology Journal*, 14, 299-316.
- Zinder S.H. (1993). Physiological ecology of methanogens. In: *Methanogenesis: Ecology, Physiology, Biochemistry & Genetics* (ed. G. FJ). Chapman & Hall Inc., pp. 128-206.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)