

Universidade Federal do Rio de Janeiro
Departamento de Ecologia
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

O papel dos efeitos ascendente (adição de nutrientes) e descendente (adição de peixe onívoro) no metabolismo aquático: uma nova proposta do uso de perfis de oxigênio no cálculo do metabolismo.

Breno Alves Guimarães de Souza

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários a obtenção de grau de Mestre em ecologia.

Orientador: Dr. Alex Enrich Prast

Rio de Janeiro
Outubro/2008

Livros Grátis

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

Milhares de livros grátis para download.

Breno Alves Guimarães de Souza

O papel dos efeitos ascendente (adição de nutrientes) e descendente (adição de peixe onívoro) no metabolismo aquático: uma nova proposta do uso de perfis de oxigênio no cálculo do metabolismo.

Rio de Janeiro, 20 de outubro de 2008

Prof. Dr. Alex Enrich Prast, UFRJ

Prof. Dr. Vinícius Farjalla, UFRJ

Prof. Dr. Marcelo Bernardes

GUIMARÃES-SOUZA, B.A..

O papel dos efeitos ascendente (adição de nutrientes) e descendente (adição de peixe onívoro) no metabolismo aquático: uma nova proposta do uso de perfis de oxigênio no cálculo do metabolismo.

Dissertação de Mestrado – Departamento de Ecologia, UFRJ, 2008. 46p

Palavras-chave: 1. Metabolismo Aquático 2. Teia Trófica 3. Efeitos Ascendente e Descendente 4. Perfil de Oxigênio

O papel dos efeitos ascendente (adição de nutrientes) e descendente (adição de peixe onívoro) no metabolismo aquático: uma nova proposta do uso de perfis de oxigênio no cálculo do metabolismo.

Resumo

O objetivo desta dissertação foi avaliar os efeitos ascendentes (EA) (adição de nutrientes) e descendentes (ED) (presença de peixe onívoro) sobre o metabolismo aquático. A área de estudo foi a lagoa Cabiúnas (Macaé, RJ). Esta lagoa se caracteriza por ser oligohalina com coloração escura, isto se deve aos compostos orgânicos oriundos da vegetação do entorno. Foram utilizados mesocosmos de polietileno fixados dentro da própria lagoa, a fim de passarem pelos mesmos regimes meteorológicos e climáticos. Os mesmos foram monitorados por 11 semanas. Para a medição do metabolismo aquático foi desenvolvido uma nova aplicação da metodologia que utiliza microeletrodos para medir a produção primária de algas bentônicas, com o auxílio de programa PROFILE. Esta metodologia possui maior refinamento de escala devido o uso de microeletrodos de oxigênio e, quando comparada com o método da água-livre, apresentou valores menores. Possivelmente, devido a incorporação do metabolismo do filme algal formado na superfície d'água, filme este não levado em consideração pelo método da água-livre. Para avaliar os EA e ED utilizou-se 4 tratamentos: controle (CTR), peixe (onívoro) (FIS), nutrientes (NUT) e nutriente + peixe (NUFI). Os tratamentos CTR e FIS não apresentaram diferença significativa nos valores de metabolismo. Já o tratamento NUT, apresentou manutenção de um status heterotrófico, enquanto que o tratamento NUF1 apresentou intensificação de um status autotrófico, exceto pela semana 11, na qual voltou a ser heterotrófico. Deste modo, o incremento das concentrações de nutrientes não necessariamente leva a um favorecimento da autotrofia; isto dependerá da estrutura trófica do ambiente. Além disso, o ED de onívoros no metabolismo aquático também dependerá do

status trófico do ambiente, devido o efeito direto na abundância da fonte alimentar preferencial destes organismos.

Abstract

The aim of this thesis was to evaluate the bottom-up (nutrient addition) and top-down (omnivorous fish presence) effects on the aquatic diurnal metabolism. The study area was Cabiunas Lagoon (Macaé, RJ). It is characterized by oligohaline status and dark water, due the presence of humic compounds. Polyethylene enclosures were fixed at the lagoon's bottom, exposing it to the same environmental conditions of the lagoon. The enclosures were monitored for 11 weeks. Diurnal aquatic metabolism was measured by a new application of the approach that utilizes microsensors for measured the net primary productivity of benthic algae with the assistance of PROFILE program. This approach has a more refined resolution due the microsensors characteristics and shows smaller values when it was compared with free-water approach. This was probably the result of algae film incorporation into the model. It was situated in the water column surface, and, therefore, would be not considered by the free-water approach. To evaluate the bottom-up and top-down effects 4 treatments were used: Control (CTR), fish (FIS), nutrient (NUT) and nutrient + fish (NUFI). CTR and FIS didn't show significative difference of metabolism values during the entire experiment. NUT showed heterotrophic status intensification and NUFI showed maintenance of autotrophic status , excepted by the 11th week. In conclusion, the enhance of nutrients concentration did not stimulate the autotrophy; this will depends on the trophic structure of the ecosystem. Moreover, the top-down effects of the omnivorous fish in the diurnal aquatic metabolism will depends on ecosystem trophic status,

due the direct effects on the abundance of preferential food sources of these organisms.

Agradecimentos

Primeiramente, agradeço a minha família (Eduardo, Juçara e Flávio) que sempre me apoiou em todas as minhas empreitadas. Sem as oportunidades possibilitadas pelo os esforços diários de meu pai e minha mãe, eu não chegaria onde estou hoje em dia. Ambos são exemplos de cidadãos honestos batalhadores e conscientes. Sou o que sou por causa deles!

Ao meu orientador Alex Enrich-Prast por ter acreditado em mim e sempre me apoiado (nos bons e maus momentos) ao longo desses quase seis anos de convívio. Muito obrigado, muito mesmo!

Aos meus grandes amigos: Humberto Marotta (grande Humbertinho!!!) por sua paciência e eterna amizade. Suas contribuições foram decisivas para a confecção desta dissertação, além de ter me aturado em todas as saídas de campo! E ao meu amigo-irmão/irmão-amigo Luiz Fernando Jardim Bento pela amizade fraterna e ajuda tanto profissional quanto pessoal em todos os momentos nesses mais de seis anos de convívio. Muito obrigado aos dois do fundo do meu coração.

Aos meus avôs José Alves e Jorge Souza (ambos já não estão mais conosco) e minhas avós Dina Lucchesi e Inah Souza. Tios Carlinhos, Fernando e Marcos e tias Tânia, Ana Lúcia e Inês. Primos Sandro, Lúcio, Pedro e Clara.

Ao pessoal do Laboratório de Biogeoquímica (Ana Lúcia, Carol, Leandro, Lia, Roberta, Marcelo, Guilherme, Vivi, Juliana, Luciene, Luana, Flávia, Ângela e Jones). Valeu galera!!!!!!!!!!

Ao Laboratório de Limnologia pelos anos de convívio e pela maravilhosa estrutura oferecida.

A minha amiga e irmã Ana Laura e sua família (Ângela, Adalberto pai e Adalberto). Nunca esquecerei a eterna torcida pelo meu sucesso. Muito obrigado por tudo.

A minha tia Ângela e ao Alexandre. Essa tia mora no meu coração eternamente, sempre ao meu lado independente do que esteja acontecendo. Ela foi e continua sendo muito importante na minha vida.

A minha madrinha Lena (Bióloga também!!! Só podia ser minha madrinha!) e ao meu padrinho (de muita consideração) Renato, aos meus primos Renata e Bernardo.

A equipe Berimbal!! Novos e eternos amigos! Por terem me ajudado muito em momentos bem difíceis. Além de terem me proporcionado momentos inesquecíveis! Felipe, Davala, Gilvan, Mariquito, Daniel, Perro e aos outros componentes.

Aos meus amigos e amigas, que por motivos óbvios não citarei nenhum nome, pois se esquecer de algum seria uma grande injustiça. Muito obrigado por tudo pessoal!!

E por última (por ordem de aparecimento, e não de importância. rs) minha namorada Helen. Ela entrou na minha vida em um momento muito conturbado e conseguiu deixar tudo mais leve. Obrigado pelo companheirismo, paciência e amor.

Sumário

| | |
|---|----|
| Introdução geral..... | 02 |
| Capítulo 1: Do sedimento para coluna d'água: O uso do programa PROFILE na avaliação do metabolismo aquático..... | 05 |
| Capítulo 2: Regulação ascendente e descendente do metabolismo aquático diurno: Uma análise experimental pela metodologia dos perfis de oxigênio em uma lagoa húmica tropical..... | 21 |
| Conclusão Final..... | 38 |
| Referências..... | 39 |

Introdução geral

Em ecossistemas aquáticos, o oxigênio dissolvido (OD) é uma variável crítica que afeta e integra alguns componentes destes ecossistemas (Caraco, 2000). Condições de baixas concentrações de OD podem afetar seriamente, ou até causar mortandade de algumas populações de peixes e invertebrados (Constantini et al. 2008), além de alterar ciclos biogeoquímicos (Caraco, 2000).

O metabolismo aquático é definido pelo balanço entre a produção primária bruta (PPB), que consiste na assimilação do carbono inorgânico em matéria orgânica e a liberação de oxigênio (O_2), e a respiração (R), que consiste na mineralização da matéria orgânica com consumo de oxigênio e liberação de gás carbônico (CO_2) (Odum, 1956). Esses dois processos são considerados as mais importantes rotas de degradação e produção de matéria orgânica (Cole, 2000). Valores negativos de metabolismo aquático indicam uma predominância dos processos heterotróficos sobre os autotróficos, caracterizando um status heterotrófico do ambiente. Valores positivos de metabolismo indicam uma predominância dos processos autotróficos sobre os heterotróficos, caracterizando um status autotrófico do ambiente. Desta maneira, o metabolismo representa o balanço metabólico geral de um ecossistema, que pode ser autotrófico ou heterotrófico (Howarth, 1996).

A disponibilidade de nutrientes e de radiação fotossinteticamente ativa (RFA) são condições preponderantes na regulação da produção primária (Schindler, 1978) que indiretamente se reflete em alterações no metabolismo aquático (Gattuso et al., 1998). A produção autotrófica depende

imprescindivelmente da disponibilidade de RFA, sendo que esta pode ser atenuada pela presença de compostos orgânicos dissolvidos ou materiais em suspensão na coluna d'água. Bidanda et al (2001) sugerem que a entrada de nitrogênio (N) e fósforo (P) em ecossistemas aquáticos (efeito ascendente), geralmente, aumenta seu caráter autotrófico, embora possa incrementar tanto a produção primária quanto a atividade heterotrófica (R). Isto se deve ao fato dos organismos heterotróficos possuírem maior capacidade de absorção de nutrientes, quando comparados com os produtores primários, em condição de oligotrofia (Sanders et al, 1992), além da taxa de respiração bacteriana ser bem maior nestas mesmas condições (Cimblaris & Kalff, 1998). Já em condições eutróficas, existe uma dominância dos organismos autotróficos (Bidanda et al, 2001).

O carbono orgânico dissolvido (COD) de origem terrestre é outro importante fator que exerce influência sobre a produção primária. Este composto é relativamente refratário e pigmentado (Thurman, 1985). O COD pigmentado é um recurso que pode subsidiar o metabolismo heterotrófico, além de atenuar a entrada de RFA na coluna d'água, exercendo efeito negativo na produção primária (Williamson et al, 1999). Ambos os efeitos levam o ecossistema aquático a apresentar intensificação do status heterotrófico.

A estrutura trófica de um ambiente também pode exercer grande influência no seu status metabólico (Schindler et al., 1997). Comumente, o efeito descendente consiste no controle que a abundância dos níveis tróficos mais superiores (ex. carnívoros) exerce na abundância dos níveis tróficos intermediários (ex. herbívoros), aliviando a pressão de predação sobre os níveis tróficos mais basais (Vanni et al, 1997). Do mesmo modo que a abundância das

comunidades presentes em um ambiente aquático depende da estrutura e composição trófica do ambiente, a contribuição que cada uma vai exercer no balanço metabólico final do ambiente (maior predomínio ou das comunidades autotróficas, ou das heterotróficas) vai também depender da estrutura e composição trófica.

Com isso, é de suma importância o estudo da influência, tanto da adição de nutrientes, como da estrutura trófica do ambiente e, ainda, dos efeitos combinados de ambos no metabolismo aquático.

Objetivo

Avaliar a possibilidade de uso do método dos perfis de oxigênio para o cálculo do metabolismo aquático diurno (utilizando o programa PROFILE).

Avaliar os efeitos da adição de nutrientes e da presença de uma espécie de peixe onívora no metabolismo aquático diurno.

**Do sedimento para coluna d'água: O uso do programa PROFILE
na avaliação do metabolismo aquático diurno.**

Introdução

O metabolismo aquático é a diferença entre a produção primária bruta (PPB), que consiste na assimilação do carbono inorgânico em matéria orgânica e a liberação de oxigênio (O_2), e a respiração das comunidades (R), que consiste na remineralização do carbono orgânico em gás carbônico, com consumo de oxigênio (Cole et al., 2000).

Tradicionalmente, quando o metabolismo aquático é avaliado (sendo O_2 o gás de referência) o método da água livre é largamente mais utilizado. O método da água livre proposto por Odum (1956), consiste na variação das concentrações de oxigênio dissolvido em sistemas abertos, descontado a respiração e o fluxo para água-atmosfera desse gás. Essas medidas por serem feitas diretamente da coluna d'água, compreendem toda a complexidade do sistema real, isto é, as condições ecológicas não são modificadas para a realização destas medições (Carmouze, 1994). Além dessa tradicional, uma nova metodologia foi desenvolvida e se utiliza de variação nas concentrações de δO_2 para estimar as taxas PPB e R (Tobias et al, 2007).

Como em toda metodologia, prós e contras devem ser analisados antes da sua execução. O método da água-livre continua sendo o mais usado para a determinação do metabolismo aquático, porém, o uso de sondas de sensoriamento remoto tem se expandindo cada vez mais nos últimos tempos, permitindo medições cada vez mais precisas e freqüentes (Cole, 2000; Hanson, 2003). Entretanto, como no método que utiliza incubações, existem alguns contras na sua realização: possibilidade de ocorrer deslocamentos de massas d'água

entre duas medições sucessivas. Isto poderia invalidar o método, amostras distintas (diferentes condições físico-químicas) estariam sendo comparadas; esta metodologia não engloba faixas de alta produção, isto é, em ambientes eutróficos com faixas dominadas por fitoplâncton. Ela trabalha com faixas de profundidades limitadas pelo baixo refinamento de medição dos eletrodos de oxigênio. Deste modo, pode-se deixar de se avaliar faixas de profundidade específicas para status metabólico do ambiente. A metodologia que acompanha a variação do δO_2 mostra-se promissora devido a exatidão de suas medidas, além mostrar que os métodos tradicionais subestimam as taxas de R aproximadamente em 30% (Tobias et al, 2007). Entretanto, sua aplicabilidade ainda é bastante dispendiosa, sendo necessária a disponibilidade um espectrômetro de massa, bem como dos elevados custos com os reagentes utilizados.

Em ambientes muito produtivos (eutrofizados), os componentes autotróficos do sistema tendem a serem favorecidos em um primeiro momento, isto é, resultando em uma maior produtividade primária (Biddanda, 2001). Este aumento na produtividade primária é seguido de um aumento na atenuação da entrada de luz na coluna d'água, devido basicamente a interceptação física pelas células dos produtores primários concentrados nas camadas mais superficiais da coluna d'água (Krause-Jensen, 1998). Sendo assim, o perfil de oxigênio se apresenta na forma clinograda (altas concentrações sub-superficiais, seguida de acentuada queda) (Esteves, 1998). Já no sedimento, este comportamento também é observado, entretanto, não pelas mesmas razões. O perfil clinagrado do sedimento se deve ao intenso consumo microbiano de oxigênio nas camadas mais superficiais, além da difusão dificultada fisicamente pelos grãos do sedimento.

Uma técnica bastante utilizada para avaliar a produção primária de algas que crescem sobre o sedimento é realizada através da obtenção de perfis de O_2 utilizando-se microeletodos de oxigênio e com posterior integração com o auxílio de um programa denominado PROFILE. Os microeletrodos são capazes de obter concentrações precisas de oxigênio na escala micrométrica. Esta metodologia assume que perfis de concentração representam estados estáveis e, assim, a taxa de produção e consumo em função da profundidade e o fluxo entre o sedimento/água podem ser calculados através do método estatístico de séries de mínimos quadrados que se ajustem ao perfil das concentrações medidas, sendo que a comparação dos ajustes é feita através do teste-F (Berg et al. 1998). Esta metodologia foi primeiramente desenvolvida para ser usada em perfis de O_2 , NO_3^- , NH_4^+ e ΣCO_2 no sedimento (Berg et al. 1998, Revesbech, et al 2005; Zopfi, et al, 2001; Risgaard-Petersen, 2006). Este modelo assume três tipos de transportes verticais de solutos no sedimento: difusão molecular, bioturbação (processo semelhante à difusão causada por movimentação de meio fauna) e irrigação (atividade de bombeamento de animais que formam câmaras no sedimento) (Berg, 1998). Entretanto ao se utilizar desta metodologia em coluna d'água, somente deve-se levar em consideração o transporte via difusão molecular em meio aquoso, pois os outros fenômenos são exclusivos de sedimento, o que torna mais simples o cálculo e a utilização do programa.

Sendo esse um valor instantâneo, ao realizar outras medidas durante ao longo do dia torna-se possível à integração desses valores em um valor diário mais representativo, sendo assim, passível de comparação com outros dados da literatura.

O presente trabalho tem como objetivo propor uma nova aplicação para determinação do metabolismo aquático através de perfis de concentrações de O₂ na coluna d'água, com posterior utilização do programa PROFILE.

A aplicação deste programa foi testada em mesocosmos eutrofizados experimentalmente para comparação com o método tradicional (água-livre).

Materiais e métodos

Mesocosmos

O experimento foi realizado em mesocosmos de polietileno com volume de 4000L aproximadamente e dimensão de 2m de altura por 2m de diâmetro. Estes mesocosmos eram abertos na sua parte de cima (possibilitando o contato atmosfera/superfície d'água) e suas paredes eram transparentes com espessura de 0,6cm, compreendendo todo o volume de água da superfície ao fundo da lagoa. Eles se estendiam até 30 cm acima da superfície da coluna d'água com a ajuda de flutuantes de plástico que mantinham esse nível, afim de evitar entrada de água com possíveis variação do nível d'água da lagoa. Já no fundo, eles foram enterrados até 30 cm dentro do sedimento, evitando qualquer contato com meio externo.

Foram utilizados dois tratamentos para o teste da metodologia: Peixe (FIS) somente adição de indivíduos de peixe e Nutriente+Peixe (NUFI) adição de nutrientes e indivíduos de peixe. O tratamento FIS funcionou como um tratamento controle, visto que objetivou-se obter semelhança com o ambiente natural.

Foram adicionados nitrogênio e fósforo em excesso para não haver nenhuma comunidade limitada por nutrientes, pois considerou-se as razões ideais de 20:1 para o fitoplâncton (Guildford, 2000) e de 5:1 para o bacterioplâncton (Fagerbakke, 1996). Foram utilizadas as formas NH_4Cl (nitrogênio) e a combinação de KH_2PO_4 e K_2HPO_4 (fósforo) (para a manutenção do pH característico da lagoa). A concentração final de nitrogênio foi de $300\mu\text{M}$ e a de fósforo foi de $60\mu\text{M}$.

A espécie de peixe adicionada foi a *Hyphessobrycon bifasciatus*, a qual possui características onívoras (se alimenta tanto de zooplâncton, quanto de perifiton), característico da composição ictiológica da lagoa. Não existiam macrófitas de qualquer tipo crescendo no interior dos mesocosmos.

Mensuração dos perfis de oxigênio

Os perfis de oxigênio na coluna d'água foram medidos com auxílio de microeletrodos de oxigênio acoplados a um picoamperímetro (modelo Unisense Picoammeter PA2000) e de um oxímetro. Isto se deve ao fato da presença de um espesso filme de algas na superfície da coluna d'água. Os 10 primeiros centímetros da coluna d'água (medidos de 1 cm em 1cm) foram analisados com os microeletrodos de oxigênio e em seguida, as profundidades seguintes (40cm, 70cm, 100cm, 130cm e 160cm) foram realizadas com o auxílio de um oxímetro (modelo: YSI-55).

Realizou-se também um teste para a confirmação da equivalência das medidas entre os dois aparelhos. As medidas realizadas pelos dois não apresentam diferenças significativas (Mann-Whitney, $p < 0,05$).

A vantagem desta medição diferenciada das concentrações de oxigênio é que se pode incorporar no cálculo do metabolismo este filme algal, pois os microeletrodos têm um maior refinamento na medida das concentrações de oxigênio. Possibilitando medidas na escala milimétrica, o que não é possível com o uso de eletrodos. Este fato não é levado em conta quando se faz pelo método da água livre, pois se medem somente as concentrações da superfície e fundo ou intervalos grandes entre profundidades consecutivas, não havendo um refinamento maior em ocasiões de afloramento algal.

Variáveis utilizadas

O programa gera um valor de produção integrado positivo (produção) ou negativo (consumo) para o perfil de oxigênio amostrado *in situ*. Isto se deve ao fato da geração de perfis modelados pelas equações, usadas no código fonte do programa, serem comparados com o perfil real. O perfil modelado deve ter o formato o mais semelhante possível ao perfil real, sendo que este formato será determinado pela a escolha do número de zonas produtoras ou consumidoras de oxigênio. A resultante das diferentes zonas geradas é o valor final modelado pelo programa para o perfil analisado.

Além disso, o programa precisa de algumas variáveis estabelecidas pelo usuário para seu correto funcionamento. Entretanto, somente serão abordadas aqui variáveis passíveis de discussão devido a adaptação do método para a coluna d'água, isto é, variáveis que serão utilizadas pelo programa para integração do perfil na coluna d'água. Além disso, outras variáveis referentes aos conjuntos

de dados (como os valores superiores e inferiores de profundidade, por exemplo) serão peculiares a cada perfil, também não sendo sua discussão necessária.

O número máximo de zonas igualmente separadas foi de doze. O manual do programa lembra que este valor deve ser inferior ao número de profundidades medidas, assim, este valor é permitido, já que os perfis possuem quinze valores de profundidade. Além de ser o número de doze zonas o máximo permitido pelo programa, então por ser um primeiro teste, esse número foi usado. Basicamente, não há alteração em usar o número máximo, somente o tempo despendido pelo programa para calcular será maior.

As condições limites foram as concentrações de oxigênio na superfície (primeira profundidade) e no fundo (última profundidade). Nesse caso é a primeira alternativa das apresentadas. Essa alternativa não leva em consideração o fluxo no fundo ou na superfície. O valor de p usado foi menor que 0,05, como já estabelecido na literatura para análises estatísticas de dados biológicos.

As outras variáveis utilizadas são as propostas pelo manual do programa, não necessitando de discussões sobre seus usos.

Método da água livre

O método utilizado segue o proposto por Cole et al. (2000).

$$\text{Metabolismo} = \Delta O_2 + \text{fluxo}$$

$$\text{Fluxo} = -V_{o_2} ([O_2] - [O_2]_{\text{sat}})$$

ΔO_2 representa a variação da concentração de oxigênio em um determinado intervalo de tempo, o fluxo se refere a troca gasosa entre a coluna

d'água e a atmosfera, V_{O_2} corresponde a velocidade de pistão do oxigênio e $[O_2]_{Sat}$ corresponde a concentração máxima de oxigênio na amostra de água (levando-se em consideração sua temperatura e salinidade). As concentrações de oxigênio foram medidas em 50 cm de profundidade. Foram realizadas 3 medições ao longo do dia para posterior integração em um valor diário. Deste modo, pôde ser obtido o metabolismo aquático diurno.

Resultados e discussão

A partir dos perfis realizados nos mesocosmos foram obtidos perfis modelados relativos a cada tratamentos realizado (Figura 1). Os tratamentos peixe (FIS) e nutriente + peixe (NUFI) apresentaram valores integrados de produção de $-38,73$ e $-4,46 \mu\text{mol.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ de O_2 , respectivamente. Esses valores são relativos à média das quatro réplicas de cada tratamento. Os valores obtidos pelo tratamento peixe apresentaram valores integrados negativos, indicando heterotrofia ($R > P$), e menor que o tratamento NUIFI. Este tratamento também apresentou valor negativo, entretanto bem menor que o tratamento FIS (8,7 vezes menor). No tratamento NUIFI, pode-se observar altas concentrações superficiais (por volta dos primeiros 10 cm de profundidade) de oxigênio devido à formação do espesso filme algal, visto que o processo de eutrofização tende a favorecer o desenvolvimento maior dos produtores primários do sistema (Bidanda, 2001). Esse filme algal influencia diretamente a coluna d'água sob ele, podendo atenuar a penetração radiação fotossinteticamente ativa, bem como ser o próprio filme responsável por tal influência devido o próprio metabolismo da comunidade algal que o forma.

Além disso, diferente de outras metodologias, esse filme algal pôde ser incorporado no cálculo do metabolismo devido ao uso dos microeletrodos nos 10 primeiros centímetros de profundidade. Caso isso não ocorresse, seria bem provável que os resultados fossem bem diferentes dos encontrados, visto que a influência do metabolismo desse filme não é contabilizada ao fazer medições das concentrações de oxigênio somente nos 50 cm de profundidade.

Em ambos os tratamentos, houve uma sobreposição quase que perfeita entre os perfis gerados pelo programa e os perfis reais (Figura 2). Isto indica uma maior confiabilidade do valor integrado do metabolismo. Este resultado também foi observado nos perfis médios de cada tratamento, fato que incrementa a qualidade dos resultados obtidos e perfis modelados gerados.

Outro fato importante diz respeito em assumir que a coluna d'água se encontrasse em um estado estável em relação a grandes movimentos de massa d'água. Os mesocosmos possuem paredes que se estendem 30cm acima da coluna d'água, o que protege a mesma da possível ação dos ventos da possibilidade de abalar esse estado estável (mínimos movimentos de massa d'água). Além disso, devido o tamanho do diâmetro (2 metros), essa influência tende a ser menor ainda. Outro fato importante foi a estabilização dos mesocosmos por 2 semanas antes do início das medições com esta metodologia, deste modo, possíveis revolvimentos do sedimento e, assim, um aumento do material em suspensão foram remediados. Bem como a realização do perfil ser feita em um curto espaço de tempo e com cautela para não provocar movimentos bruscos na coluna d'água.

Pode-se observar que no tratamento que sofreu eutrofização (NUFI) o número de zonas de produção/consumo foram maiores (Figura 2). Este fato pode indicar uma maior complexidade desses sistemas. Isto é, formação de faixas compostas por comunidades que se desenvolveram após a adição de nutrientes, visto que a lagoa apresenta naturalmente oligotrófica, e que na computação geral do balanço geral do sistema podem influenciar de maneira direta no valor final do metabolismo destes sistemas. Assim, como mais um ponto positivo, esta metodologia pôde detectar estas mudanças provocadas pela eutrofização e englobá-las no cálculo final do metabolismo.

Ao se comparar as duas metodologias, observa-se que os valores obtidos através do método da água livre são mais autotróficos quando comparados com os valores obtidos pelo uso do programa Profile (Figura 3). Por fazer as medições a 50 cm de profundidade, o método da água livre não incorpora o espesso filme algal gerado no tratamento NUF1, além de não incorporar a influência das comunidades que se formam em profundidades maiores (próximos ao sedimento) em ambos os tratamentos. Deste modo, superestima os valores de metabolismo (maior autotrofia), sendo que isto é melhor observado em ambientes aquáticos eutrofizados (no tratamento essa diferença chegou a ser 165 vezes maior, sendo que no tratamento FIS essa diferença não foi superior a 20 vezes), justamente devido ao metabolismo das comunidades formadoras dos filmes algais localizados nas camadas mais superficiais deste ambientes (maior complexidade do ambiente).

Conclusão

A utilização deste método tanto em ambiente eutrofizados, como oligotróficos produziu perfis modelados que se sobrepuseram muito bem com os perfis reais. Deste modo, esta metodologia se mostra bastante flexível em relação ao status trófico dos sistemas analisados.

A utilização deste método possibilita ajustar zonas de maior resolução de medidas em profundidades definidas pelo usuário, levando em consideração as peculiaridades de cada ambiente, dando assim, grande plasticidade à técnica. Além de filmes algais no espelho d'água, outra possível utilização consiste, por exemplo, no acompanhamento da influência do metabolismo de comunidades de que migram verticalmente dentro da coluna d'água. O método poderia ser feito em conjunto com as rotineiras amostragens dessas comunidades.

Por se basear nas concentrações de oxigênio, o método se mostra de baixo custo operacional e de execução devido à fácil acessibilidade a simples equipamentos capazes de fazer tais medições. Além disso, a quantidade de dados referentes a perfis de oxigênio na coluna d'água existente na literatura é enorme, sendo assim, este conjunto de dados poderá ser usado para calcular bases históricas do metabolismo aquático dos ambientes amostrados. Isto se deve ao fato de, rotineiramente, monitoramentos em ambientes aquáticos realizarem perfis de O₂ e salinidade.

Entretanto, após a análise dos dados, alguns pontos relativos à metodologia utilizada são passíveis de revisão. Devido às poucas medidas de profundidade (15 pontos) a formação de zonas perde um pouco da sua resolução, isto é, zonas

menores são juntas numa zona maior, sendo que esta zona resultante é a média das menores. Este fato, não altera em nada o resultado final, pois o valor integrado final é a resultando de todas as zonas formadas. Para uma confiabilidade ainda maior nos resultados deveria ter sido usado mais pontos de profundidade (maior resolução) ao terem sido feitos os perfis de oxigênio da coluna d'água.

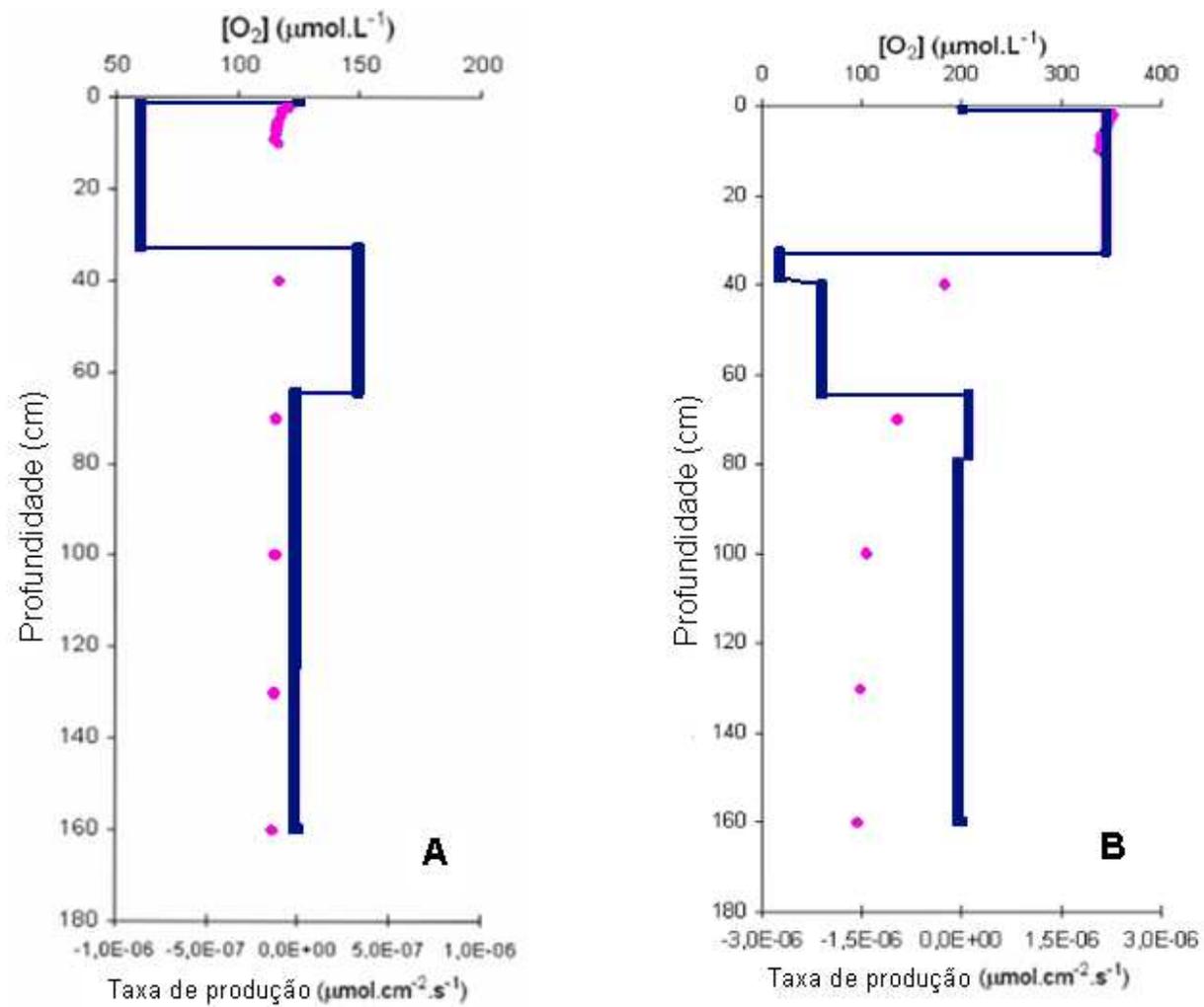


Figura 1: Perfis reais médios (círculos roas) e zonas de produção/consumo médias (quadrados azuis) dos tratamentos FIS (A) e NUFI (B).

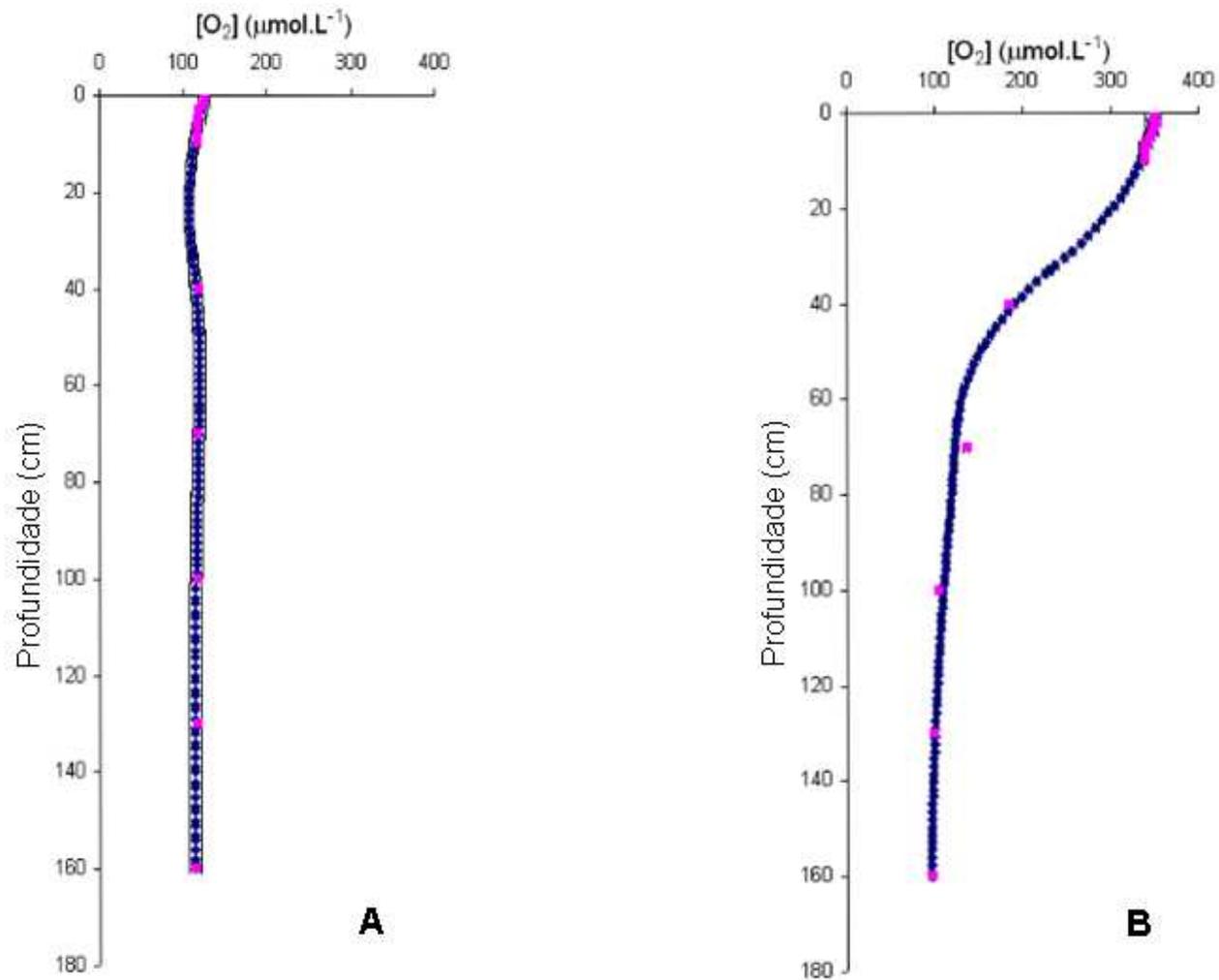


Figura 2: Perfis real (quadrados rosas) e perfil modelado (círculos azuis) dos tratamentos FIS (A) e NUFI (B). Os valores consistem na média e no erro padrão.

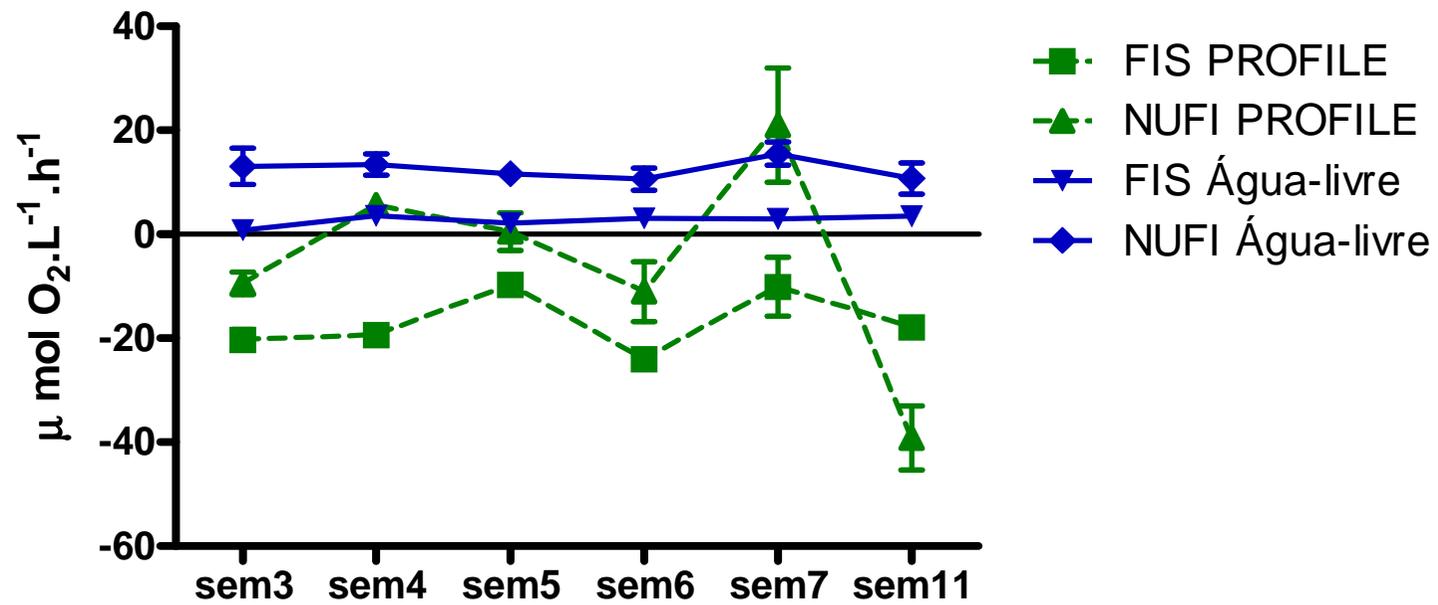


Figura 3: Metabolismo aquático baseado em dois métodos diferentes: água-livre (verde) e perfis (azul) (média \pm erro padrão).

Regulação ascendente e descendente do metabolismo aquático diurno: Uma análise experimental pela metodologia dos perfis de oxigênio em uma lagoa húmica tropical.

Introdução

O metabolismo aquático é uma medida integradora das respostas (produção primária e respiração) das diferentes comunidades aquáticas em relação a variáveis ambientais (ex: nutrientes (Cole et al, 2000)) e da dinâmica de interação entre as diferentes populações que compõe essa comunidade (Vanni et al, 2001). Portanto, fatores que promovam mudanças na estrutura ou na regulação da teia trófica de um ecossistema, terão influencia indireta no metabolismo aquático como um todo (del Giorgio, 1999). Basicamente, a estrutura trófica regulará a biomassa dos produtores primários planctônicos (fitoplâncton e bacterioplâncton) via pastagem sobre este compartimento (Vanni et al., 1990), alterando as taxas de produtividade primária bruta, e, assim, o metabolismo geral do ambiente.

Teia trófica é definida como o padrão de fluxo de energia e matéria entre organismos resultante quando algum organismo ingere parcial ou totalmente outros organismos ou suas partes (Cohen et al, 1993). Na literatura, observa-se duas hipóteses bem definidas de regulação da estrutura trófica aquática: Cascata trófica e Efeitos ascendente e descendente

Atualmente, os estudos de cascata trófica são os mais abundantes em ecologia de teias trófica. Cascata trófica é o exemplo mais extremo de efeitos indiretos (mais precisamente de efeitos descendentes) em ecologia e possui grande importância como aplicação de teorias ecológicas para a melhora da qualidade de vida do homem (Polis, 2000). O conceito de cascata trófica tem suas bases descritas no trabalho de Hairston et al. (1960), no qual o autor juntou em

níveis tróficos discretos as espécies de acordo com suas semelhanças no modo de alimentação (herbívoro, consumidor primário e predador de topo) e, por fim, tentou explicar o porquê do mundo ser verde: os carnívoros exercem pressão na população de herbívoros via predação e, assim, liberam os produtores primárias da pressão por pastagem dos herbívoros. Sendo assim, uma definição mais completa para cascata trófica seria a de padrões inversos de abundância ou biomassa ao longo de mais de nível trófico dentro de uma teia trófica (Carpenter, 1993). Em ecossistemas naturais, devido sua complexidade de estrutura trófica (formando uma teia trófica), a cascata trófica apresenta grande força e exerce considerável influência nas propriedades do sistema como um todo (Pace et al, 1999)

Podem-se caracterizar dois tipos de cascata trófica: ao nível de espécie, que ocorre dentro de uma parte da comunidade ou em um compartimento da teia trófica, isto é, mudanças na abundância de predadores afetam a abundância de uma ou algumas espécies de produtores primários; e ao nível de comunidade, quando essa influência dos predadores, por exemplo, afeta toda a comunidade de produtores primários (Polis, 1999). Porém, as cascatas tróficas ao nível de comunidade têm um papel mais significativo nos processos que ocorrem dentro de um ecossistema (Polis, 2000).

O Modelo de efeitos ascendente e descendente foi primeiramente proposto por Lewis (1979), no qual se leva em consideração tanto os efeitos dos predadores (efeito descendente), como também o efeito da disponibilidade de nutrientes (efeito ascendente). Nesse modelo, a biomassa máxima teórica (de um nível trófico) que pode ser alcançada depende basicamente da disponibilidade de

nutrientes, porém, a biomassa real de um determinado momento será resultante da interação combinada tanto do efeito ascendente quanto do efeito descendente. Ele também prediz que a força do efeito ascendente será maior nos níveis tróficos superiores, enquanto no efeito descendente ela será maior nos níveis tróficos inferiores.

Deste modo, o estudo da dinâmica dos efeitos ascendente (Cole et al, 2000) e descendente (Schindler et al, 1997) no metabolismo aquático se mostra de extrema importância, pois afeta de maneira crucial o status trófico (heterotrófico ou autotrófico) do ambiente em questão.

Outro fenômeno interessante observado ao se estudar interações tróficas é a onivoria. Ela é uma característica comum em teias tróficas e reflete a flexibilidade dos consumidores na aquisição de energia (Yodzis, 1984). A definição mais amplamente aceita define que os onívoros se alimentam de mais de um nível trófico dentro de uma cadeia trófica (Pimm et al. 1978), entretanto os ecossistemas aquáticos, tamanha é a complexidade, raramente apresentam relações tróficas lineares. Deste modo, Vadeboncouer (et al. 2005) definiu o termo onivoria multi-cadeia, como os predadores generalistas que exploram diferentes teias tróficas baseadas em diferentes grupos funcionais de produtores primários. Nesse contexto, pouco se sabe sobre a influência da onivoria no metabolismo aquático, visto que a própria definição do termo continua em debate.

O presente trabalho se utilizou de mesocosmos para a realização do experimento, pois os mesmos se apresentam como uma solução intermediária entre os custos e dificuldades de um experimento em lago inteiro, e a falta de realismo no uso de microcosmos em pesquisas ecológicas (Naeem, 2001). Tendo

como objetivo a avaliação dos efeitos ascendentes (eutrofização) e descendentes (adição do peixe onívoro) no metabolismo aquático diurno de uma lagoa húmica tropical. Foram testadas duas hipóteses: (1) a adição de nutrientes aumenta o caráter autotrófico do ambiente; e (2) o peixe onívoro não influencia essa dinâmica.

Metodologia

Área de estudo

A lagoa Cabiúnas localiza-se no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (22° 30'S e 41° 15'W) no município de Macaé (RJ). Sua área é de aproximadamente de 0,35 Km² e possui profundidade máxima de 3,5 m. Ela é caracterizada como sendo oligohalina (Roland, 1998), com águas com caráter ligeiramente ácido e coloração escura (presença de compostos húmicos originados na restinga presente no entorno da lagoa) (Farjalla, 2001).

Experimento

O experimento foi realizado em mesocosmos de polietileno com volume de 4000L aproximadamente e dimensão de 2m de altura por 2m de diâmetro. Estes mesocosmos eram abertos na sua parte de cima e suas paredes eram transparentes com espessura de 0,6cm, compreendendo todo o volume de água da superfície ao fundo da lagoa. Eles se estendiam até 30cm acima da superfície da coluna d'água com a ajuda de flutuantes de plástico que mantinha esse nível, afim de evitar entrada de água com possíveis variação do nível d'água da lagoa. Já no fundo, eles foram enterrados até 30cm dentro do sedimento, evitando

qualquer contato com meio externo. Deste modo, o mesocosmo mantinha contato com o fundo da lagoa e com a atmosfera.

O desenho experimental consistiu de 4 tratamentos em quadruplicata: Controle (CTR) sem adição de peixe e nutrientes, Peixe (FIS) com adição de peixe e sem adição de nutrientes, Nutriente (NUT) sem adição de peixe e com adição de nutrientes e Nutriente + Peixe (NUFI) com adição de nutriente e peixe. Os mesocosmos foram instalados em abril de 2005, sendo que a primeira semana foi de estabilização da montagem. Isto foi feito para precipitação e estabilização do sedimento que foi revolvido na hora da instalação. Os peixes foram adicionados na segunda semana de experimento.

Os nutrientes começaram a ser adicionados após a semana de estabilização. Foram adicionados nitrogênio e fósforo em excesso para não haver nenhuma comunidade limitada por nutrientes, sendo que a razão do fitoplâncton é de 20:1 (Guildford, 2000) e do bacterioplâncton é de 5:1 (Fagerbakke, 1996). Foram utilizadas as formas NH_4Cl (forma nitrogenada) e a combinação de KH_2PO_4 e K_2HPO_4 1:1 (forma fosfatada) (para a manutenção do pH característico da lagoa). A concentração final de nitrogênio foi de $300\mu\text{M}$ e a de fósforo foi de $60\mu\text{M}$.

Os resultados utilizados no trabalho foram obtidos a partir da terceira semana do experimento para possibilitar uma melhor estabilização dos mesocosmos. As coletas aconteceram da terceira semana a sétima seguidamente, sendo que ocorreu uma última medição na décima primeira semana. Durante estas onze semanas a adição de nutrientes foi mantida.

Nas semanas amostradas, foram realizadas as seguintes análises: (a) Metabolismo aquático, onde as concentração de oxigênio dos perfis foram medidas com micro eletrodo acoplado a um picoamperímetro (modelo Unisense Picoammeter PA2000) nos primeiros 10 cm de profundidade. Nas profundidades de 40, 70, 100, 140 e 160 cm de profundidade, a medição da concentração de oxigênio foi feito com um Oxímetro (modelo: YSI-55). Os valores integrados foram calculados pelo método de perfis de oxigênio (software PROFILE) (Berg, 1998); (b) Clorofila pelágica medida com através do fluorímetro-turbidímetro (Aquafluor, modelo 8000-001). Análise de amostra integrada; (c) Clorofila perifítica também medida com o fluorímetro-turbidímetro (Aquafluor, modelo 8000-001). Foram colocados cartões de polietileno com área de 157,5 cm², dentro dos mesocosmos, na superfície (0,4 m) e fundo (1,3m) na segunda semana do experimento. Dois cartões eram retirados semanalmente para serem raspados e analisado (em laboratório) a concentração de clorofila aderida nos mesmos. (d) Nitrogênio Inorgânico Total, onde o nitrato foi analisado por análise por injeção de fluxo (FIA), somado ao íon amônio (Bower, 1980). Análise de amostra integrada, previamente filtrada em GF/F Whatmann 47 mm. (e) Fósforo Inorgânico, onde o orto-fosfato foi analisado pelo método de Mackreth et al. (1978). Análise de amostra integrada, previamente filtrada em GF/F Whatmann 47 mm.

A espécie de peixe adicionada foi a *Hyphessobrycon bifasciatus*, que possui características onívoras, isto é, que se alimenta de mais de um nível trófico (se alimenta tanto de zooplâncton, quanto de fitoplâncton) (Vandeboncoeur, 2005). Não existiam macrófitas de qualquer tipo crescendo no interior dos mesocosmos.

Análises estatísticas

Os efeitos da adição de nutrientes, da adição do peixe e do tempo foram analisados usando as diferenças par-a-par como descrito por Benjamini & Hochberg (1995) com o auxílio do método de False Discovery Rate ($FDR < 0,05$). Foram considerados os valores do teste-t para avaliar o efeito dos diferentes tratamentos em uma semana específica e ao longo do tempo; e foram utilizados os valores do teste-t pareado para avaliar o efeito de um mesmo tratamento ao longo do tempo. FDR foi calculado através do programa Q-value, utilizando lambda específico igual a zero.

Resultados

Os valores de metabolismo, clorofila pelágica, clorofila perifítica e Sechhi dos tratamentos CTR e FIS não apresentaram (na sua quase que totalidade) diferença significativa durante o experimento. Poucos pontos apresentaram diferença significativa em raras ocasiões e estas diferenças encontradas não influenciaram na interpretação final do experimento.

Os tratamentos CTR, FIS e NUT apresentaram caráter heterotrófico durante todas as semanas analisadas (figura 1). Entretanto, o tratamento NUT, apesar de ter tido o caráter menos heterotrófico na semana 3, apresentou aumento significativo ($p < 0,05$ FDR) do caráter heterotrófico entre a semana 3 e a semana 6. NUT apresentou diferença significativa ($p < 0,05$ FDR) do tratamento CTR nas semanas 5 e 6. Já o tratamento NUFI apresentou caráter autotrófico nas semanas 4, 5 e 7. Na semana 4, o valor apresentou diferença significativa ($p < 0,05$ FDR) do

tratamento CTR. Entre os tratamentos NUT e NUFI, houve diferença significativa ($p < 0,05$ FDR) nas semanas 4, 5 e 6.

Em relação à clorofila pelágica, os tratamentos CTR e FIS apresentaram pequena amplitude (variaram entre 6,34 e 14,21 $\mu\text{g/L}$) (figura 2). O tratamento NUT apresentou diferença significativa ($p < 0,05$ FDR) do tratamento CTR nas semanas 3 e 11. Já o tratamento NUFI apresentou diferença significativa ($p < 0,05$ FDR) do tratamento CTR durante todo o experimento. Somente durante a semana 6 houve diferença significativa ($p < 0,05$ FDR) entre os tratamentos NUT e NUFI.

Os valores de clorofila perifítica do tratamento NUT foram significativamente maiores ($p < 0,05$ FDR) do que o tratamento CTR na semana 6. O tratamento NUFI apresentou valores significativamente maiores ($p < 0,05$ FDR) do que o tratamento CTR na semana 5. Apesar de não ter apresentado diferença entre os tratamentos NUT e NUFI e o tratamento CTR durante as outras semanas, os valores de NUT e NUFI foram sempre bem maiores que os valores do tratamento CTR (figura 3).

O valor de Sechhi (figura 4) do tratamento NUT foi significativamente menor ($p < 0,05$ FDR) que o tratamento CTR na somente na semana 11. Já o tratamento NUFI apresentou valores significativamente menores ($p < 0,05$ FDR) que o tratamento CTR em todas as semanas amostradas, exceto na semana 3 ($p > 0,05$ FDR). Já entre os tratamentos NUT e NUFI, os valores de NUFI foram significativamente menores ($p < 0,05$ FDR) nas semanas 5, 6 e 7.

Discussão

Em lagos, a produção primária por algas é determinada pelas interações entre uma variedade de fatores, incluindo o aporte de nutrientes (Schindler, 1977,

Schindler, 1978) e a estrutura da teia trófica (Vanni, 1990). No geral, ambientes que sofrem maiores aportes de nutrientes possuem maiores taxas de produção primária. Já em relação à teia trófica, a estrutura é determinada principalmente pelas características alimentares dos peixes (planctívoros, piscívoros ou onívoros) (Schindler, 1997).

Em condições oligotróficas (baixa concentração de nutrientes), as comunidades heterotróficas são favorecidas (Bidanda, 2002, Cotner, 2002). Nos tratamentos CTR e FIS, devido suas naturezas oligotróficas, as taxas de respiração das comunidades heterotróficas (bactéria, flagelados, zooplâncton) tendem a serem maiores que as medidas de produção primária ($P/R < 1$), gerando ambientes com metabolismo global heterotrófico (del Giorgio, 1999, Cole, 1999). Fato este confirmado pela manutenção da heterotrofia durante todo o experimento. Em ambientes oligotróficos, bactérias heterotróficas são as maiores consumidoras de matéria orgânica (Azam, 1998) e, nestas condições de escassez de nutrientes, podem ser mais eficientes na aquisição de nutrientes do que os produtores primários planctônicos (Sanders et al. 1992).

Nos tratamentos NUT e NUFI, apesar de não ter havido diferença significativa, foi observado um aumento da autotrofia na semana 3 (duas semanas após o início da adição de nutrientes) em relação aos tratamentos CTR e FIS, sendo que, durante a semana 2, provavelmente, esse mesmo padrão poderia ter sido observado. Entretanto, com o passar do tempo, os tratamentos tomaram comportamento opostos: o tratamento NUT teve um declínio nos valores de metabolismo, sendo mais heterotrófico que o tratamento CTR em algumas semanas; já o tratamento NUFI apresentou caráter variando de menos

heterotrófico até autotrófico, sendo sempre menos heterotrófico que o tratamento CTR, exceto pela última semana.

Estes resultados estão de acordo com a literatura, onde em um primeiro momento, a adição de nutrientes responde pelo aumento da biomassa autotrófica (Bidanda, 2001). Entretanto, não quer dizer que o ambiente assumirá caráter autotrófico. Complementando esse padrão, como também observado por Cole et al. (2000) a manutenção da autotrofia pode depender da composição trófica do ambiente. Isto pode ser devido aos distintos tempos de reposta a adição de nutriente das diferentes comunidades, sendo que o tempo de resposta do zooplâncton é maior que o de algas (McQueen et al., 1989). Isto é, em um primeiro momento, observa-se crescimento algal (tanto fitoplâncton, quanto perifíton). Em seguida, as comunidades zooplanctônicas possivelmente seriam favorecidas devido a maior disponibilidade de alimento (fitoplâncton). Outra possibilidade reside no fato de a lagoa apresentar altas concentrações de COD oriundo da vegetação de restinga do entorno, o que sustentaria alta atividade heterotrófica (Rantakari, 2005). Portanto no tratamento NUT, onde a biomassa autotrófica residia basicamente nos perifíton (baixos valores de clorofila pelágica), a atividade heterotrófica sustentada pelo COD alóctone se sobrepôs a atividade autotrófica perifítica.

Em ambos os tratamentos com adição de nutrientes, a concentração de clorofila pelágica apresentou valores maiores que nos tratamentos sem nutrientes. Entretanto, no tratamento NUFI esses valores foram bem maiores e significativamente diferentes do tratamento CTR e FIS, além de aumentarem durante o passar do tempo. Comportamento parecido também foi observado

quando analisados os valores de concentração de clorofila perifítica: os tratamentos com nutrientes apresentaram valores maiores que os tratamentos sem nutrientes ao longo de todo o experimento. Este grande aumento da biomassa autotrófica e sua posterior manutenção e incremento foi um dos fatores responsáveis pelo caráter mais autotrófico do status metabólico no tratamento NUFI, visto que em todos os tratamentos do experimento não havia a presença de macrófitas ou fitobentos. Além disso, a alta disponibilidade de PAR (comum em ambientes tropicais), associada às condições de pequena profundidade, foram fatores que potencializaram os efeitos da adição de nutrientes, mesmo com as condições húmicas da lagoa.

Nos tratamentos com a adição do peixe onívoro, situações opostas foram observadas. No tratamento FIS, mesmo com a predação do peixe sobre o zooplâncton, não se observou o fenômeno da cascata trófica (aumento da biomassa de produtores primários). Duas hipóteses podem explicar este comportamento: primeira, como já descrito na literatura, onde a onivoria tem a capacidade de diminuir a força da cascata trófica, isto se deve a interações mais fracas e difusas entre os níveis tróficos (Borer, 2005); e segunda, onde mesmo apesar da liberação de pastagem do zooplâncton sobre o fitoplâncton devido à predação do peixe sobre o zooplâncton, os produtores primários não aumentaram em biomassa devido à limitação oriunda da disponibilidade reduzida de nutrientes em ambientes oligotróficos. Sendo que em ambos os casos existe a possibilidade do excesso de COD oriundo da vegetação do entorno tenha suportado a predominância do metabolismo heterotrófico (del Giorgio, 1997)

Dados da literatura indicam que a presença do peixe por si só pode ser capaz de promover mudanças na biomassa dos produtores primários. Vanni et al. (1990) observou que a presença do peixe pode alterar o ciclo de nutrientes do sistema, principalmente do elemento Fósforo. Entretanto, as espécies de peixes usadas no seu experimento possuem tamanhos corporais bem maiores em relação a utilizada no presente trabalho. A espécie *Hyphessobrycon bifasciatus* possui pequeno tamanho e, deste modo, suas taxas de excreção e egestão são bem inferiores em relação a outras espécies de maior tamanho. Por este motivo, não foi observado incremento da biomassa autotrófica no tratamento FIS.

No tratamento NUFI, o efeito do peixe foi fortemente observado. Com a adição de nutrientes, a questão do efeito oligotrofia limitando o crescimento dos produtores primários foi anulado. Além disso, pode-se observar uma preferência de alimentação do peixe por zooplâncton. Semelhantemente ao comportamento também observado por Carpenter et al. (2001), onde a presença de peixes com hábitos planctívoros, aliada a adição de nutrientes, possibilitaram o aumento das concentrações dos produtores primários. A explicação para tal fenômeno reside no fato da preferência dos peixes planctívoros pelo zooplâncton de maior tamanho corporal, diminuindo drasticamente a pressão de pastagem sobre o fitoplâncton. Pois quanto maior o tamanho corporal do zooplâncton, maiores são as taxas de pastagem sobre estes (Knoechel, 1986). Sendo assim, o peixe planctívoro age diretamente sobre um componente de grande importância na regulação da biomassa fitoplanctônica (Vanni, 1990), fato este que se refletiu no aumento das concentrações de clorofila pelágica neste tratamento.

Ao final do experimento, na semana 11, o tratamento NUF1 apresentou mudança brusca no seu status metabólico (intensificação do caráter heterotrófico). Nesta mesma semana, este tratamento teve suas maiores concentrações de clorofila pelágica (matéria particulada em suspensão) e menor valor de disco de Secchi de todo experimento. Com o aumento da clorofila pelágica, o filme algal, que se encontrava na superfície da coluna d'água, também ficou mais denso. Deste modo, com estes dois fatores atuando em conjunto (maior espessamento do filme algal e maior concentração de algas na coluna d'água) contribuíram para uma maior interceptação da radiação fotossinteticamente ativa. Além disso, quanto maior a biomassa algal, maior a quantidade de COD lábil excretada, sendo que este COD é preferencialmente utilizado pelas comunidades bacterianas como fonte energética. Então, em sinergismo com a diminuição da disponibilidade de PAR na coluna d'água, o provável aumento da biomassa bacteriana atuou como importante componente da forte intensificação da heterotrofia observado ao final do experimento.

Conclusão

A adição de nutrientes, por si só, não favoreceu a autotrofia do ambiente. Pelo contrário, o tratamento NUT apresentou seu caráter heterotrófico intensificado. O tratamento NUF1 apresentou aumento de autotrofia, porém o efeito da presença de peixe foi decisivo para este comportamento.

A onivoria possui papel muito importante na regulação da estrutura de teias tróficas. Em ambientes eutróficos, por apresentar esta flexibilidade de fontes

alimentares, o onívoro pode dar preferência a uma fonte em questão. Deste modo, sua capacidade de afrouxar ou intensificar relações entre os diferentes níveis tróficos dependerá do estatus trófico do ambiente, portanto, não foi confirmada a segunda hipótese deste trabalho.

Finalmente, a estrutura da teia trófica também se mostrou como fator determinante para a resposta do ambiente ao acréscimo de nutrientes, regulando as a dinâmica das biomassas das comunidades heterotróficas e autotróficas. Fato este que confirma em parte a primeira hipótese levantada pelo presente trabalho. Sendo assim, de maneira indireta, a estrutura de teia trófica é um fator de grande influência no metabolismo aquático.

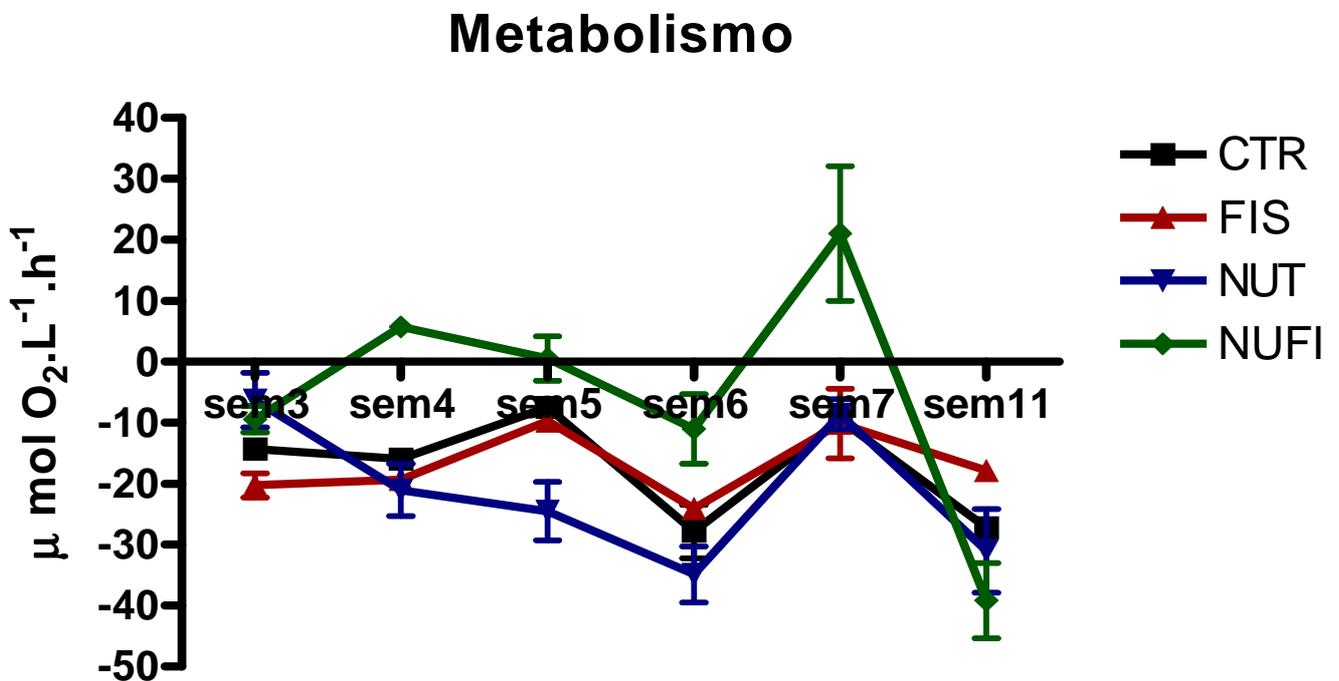


Figura 1: Metabolismo aquático diurno de cada tratamento nas semanas amostradas (média ± erro padrão)

Clorofila Pelágica

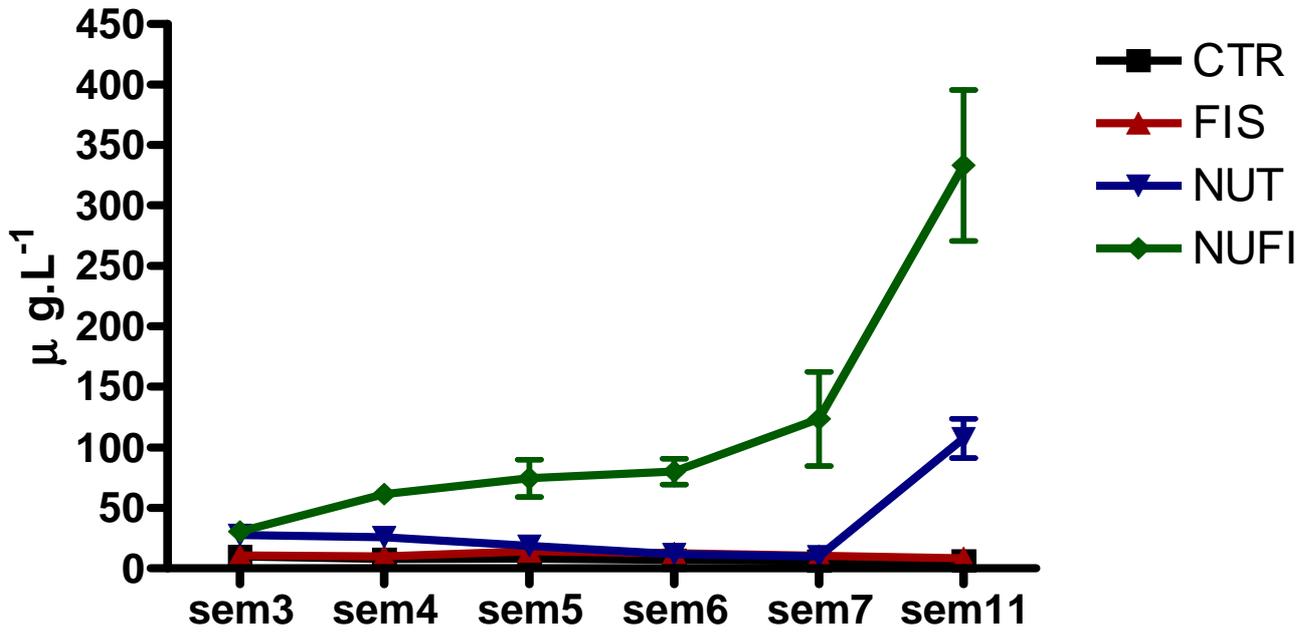


Figura 2: Clorofila pelágica de cada tratamento nas semanas amostradas (média \pm erro padrão)

Clorofila Perifítica

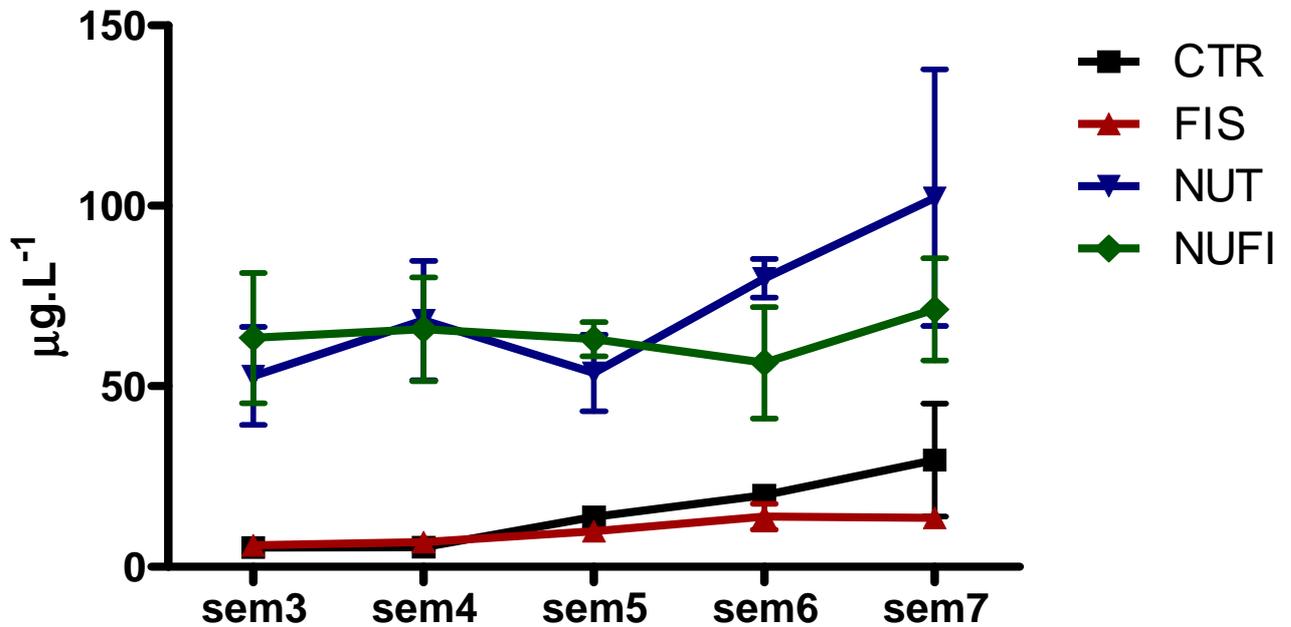


Figura 3: Clorofila perifítica de cada tratamento nas semanas amostradas (média \pm erro padrão)

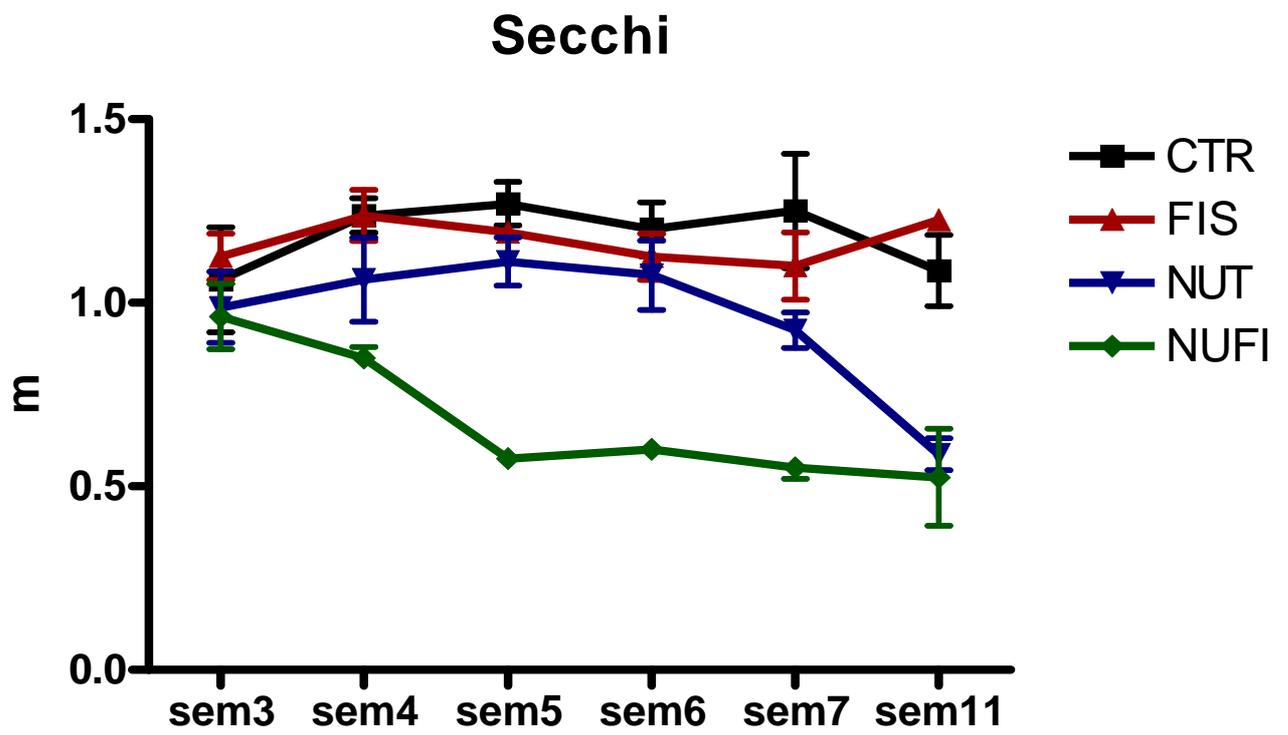


Figura 4: Medida de disco de Secchi de cada tratamento nas semanas amostradas (média \pm erro padrão)

Conclusão final

A adaptação do método de medição do metabolismo de algas bentônicas para a medição do metabolismo aquático na coluna d'água foi bastante satisfatória, visto que apresenta grande plasticidade de adaptação as condições peculiares de cada ambiente. Este método conseguiu diferenciar captar as diferentes respostas de cada tratamento, com resultados coerentes e passíveis de comparação com outros encontrados na literatura.

Além disso, pode-se observar que o fenômeno da onivoria é de grande importância no metabolismo aquático, principalmente em ambientes que vem sofrendo com o processo de eutrofização artificial. Visto que, este processo afeta diretamente as abundâncias das comunidades dos ambientes aquáticos.

Referências

- Azam, F. 1998. Microbial control of oceanic carbon flux: The plot thickens. *Science* **280**:694-696
- Benjamini, Y. & Hochberg, Y. 1995. Controlling the False Discovery Rate - a Practical and Powerful Approach to Multiple Testing. *Journal of the Royal Statistical Society Series B-Methodological*, **57**:289-300.
- Berg, P., N. Risgaard-Petersen, & S. Rysgaard. 1998. Interpretation of measured concentration profiles in sediment pore water. *Limnol. Oceanogr.* **43**: 1500-1510.
- Biddanda, B., M. Ogdahl, & J. Cotner. 2001. Dominance of bacterial metabolism in oligotrophic relative to eutrophic waters. *Limnology and Oceanography* **46**: 730-739.
- Biddanda, B. M. & Cotner, J. B. 2002. Love handles in aquatic ecosystems: the role of dissolved organic carbon drawdown, resuspended sediments, and terrigenous inputs in the carbon balance of lake Michigan. *Ecosystems* **5**: 431–445.
- Borer, E. T., Seabloom, E. W., Shurin, J. B., Anderson K. E., Blanchette, C. A., Broitman, B., Cooper, S. D. & Halpern, B. S. 2005. What determines the strength of trophic cascade? *Ecology* **86(2)**: 528-537.
- Carpenter, S. R. and Kitchell, J. F. 1993. *The Trophic cascade in lakes*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Carpenter, S. R., Cole, J. J., Hodgson, J. R., Kitchell, J. F., Pace, M. L., Bade, D., Cottingham, K. L., Essington, T. E., Houser, J. N. & Schindler, D. E. 2001.

- Trophic cascades, nutrients and lake productivity: whole-lake experiments. *Ecological Monographs* **71(2)**: 163-186.
- Cohen, J. E., Beaver, R. A., Cousins, S. H., DeAngelis, D. L., Goldwasser, L., Heong, K. L., Holt, R. D., Kohn, A. J., Lawton, J. H., Martinez, N., O'Malley, R., Page, L. M., Patten, B. C., Pimm, S. L., Polls, G. A., Rejmanek, M., Schoener, T. W., Schoenly, K., Sprules, W. G., Teal, J. M., Ulanowicz, R. E., Warren, P. H., Wilbur, H. M. & Yodzis, P. 1993. Improving food webs. *Ecology* **74(1)**: 252-258.
- Cole, J. J. 1999. Aquatic microbiology for ecosystem scientists: news and recycled paradigms in ecological microbiology. *Ecosystems* **2**: 215-255.
- Cole, J. J., & N. F. Caraco. 1998. Atmospheric exchange of carbon dioxide in a low-wind oligotrophic lake measured by the addition of SF₆. *Limnology and Oceanography* **43**: 647-656.
- Cole, J. J., M. L. Pace, S. R. Carpenter, & J. F. Kitchell. 2000. Persistence of net heterotrophy in lakes during nutrient addition and food web manipulations. *Limnology and Oceanography* **45**: 1718-1730.
- Costantini, M., S. A. Ludsin, D. M. Mason, X. S. Zhang, W. C. Boicourt, & S. B. Brandt. 2008. Effect of hypoxia on habitat quality of striped bass (*Morone saxatilis*) in Chesapeake Bay. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **65**:989-1002.
- Cotner, J. B. & Bidanda, B. A. 2002. Small players, large role: Microbial influence on biogeochemical processes in pelagic aquatic ecosystems. *Ecosystems* **5**: 105-121.

- del Giorgio, P. A., Cole, J. J., Caraco, N. F. & Peters, R. H. 1999. Linking planktonic biomass and metabolism to net gas fluxes in northern temperate lakes. *Ecology* **80**:1422-1431
- del Giorgio, P. A., Cole, J. J. & Cimbleris, A. 1997. Respiration rates in bacteria exceed phytoplankton production in unproductive aquatic systems. *Nature* **385**:148-151.
- del Giorgio, P. A., Cole, J. J. & Cimbleris, A. 1997. Respiration rates in bacteria exceed phytoplankton production in unproductive aquatic systems. *Nature* **385**:148-151. Carpenter, S. R., Cole, J. J., Hodgson, J. R., Kitchell, J. F., Pace, M. L., Bade, D., Cottingham, K. L., Essington, T. E., Houser, J. N. & Schindler, D. E. 2001. Trophic cascades, nutrients and lake productivity: whole-lake experiments. *Ecological Monographs* **71(2)**: 163-186.
- Duarte, C. M., & S. Agusti. 1998. The CO₂ balance of unproductive aquatic ecosystems. *Science* **281**: 234-236.
- Duarte, C. M., & Y. T. Prairie. 2005. Prevalence of heterotrophy and atmospheric CO₂ emissions from aquatic ecosystems. *Ecosystems* **8**: 862-870.
- Esteves, F. A. 1998. *Fundamentos de limnologia*. 2^a ed. Interciência, Rio de Janeiro. 602 pp.
- Guildford, S. J., & R. E. Hecky. 2000. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnology and Oceanography* **45**:1213-1223.
- Hairton, N. G., F. E. Smith, & L. B. Slobodkin. 1960. Community Structure, Population Control, and Competition. *American Naturalist* **94**:421-425.

- Hanson, P. C., D. L. Bade, S. R. Carpenter, & T. K. Kratz. 2003. Lake metabolism: Relationships with dissolved organic carbon and phosphorus. *Limnology and Oceanography* **48**: 1112-1119.
- Fagerbakke, K. M., Haldal, M. & Norland, S. 1996. Content of carbon, nitrogen, oxygen, sulphur and phosphorus in native aquatic and cultured bacteria. *Ecology* **10(1)**: 15-27
- Farjalla, V. F., Faria, B., Esteves, F. A. & Bozelli, R. L. 2001. Bacterial density and biomass and relations with abiotic factors in 14 coastal lagoons of Rio de Janeiro State. pp. 65-76. In: Faria, B., Farjalla, V. F. & Esteves, F. A.. Aquatic microbial ecology in Brazil. Series Oecologia Brasiliensis, vol IX. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brazil.
- Hanson P. C., Bade, D. L. & Carpenter, S. R. 2003. Lake metabolism: relationships with dissolved organic carbon and phosphorus. *Limnology & Oceanography*, **48(3)**:1112–1119.
- Knoechel, R. & Holtby, L. B. 1986. Cladoceran filtering rate : body length relationships for bacterial and large algal particles. *Limnology and Oceanography* **31(1)**: 195-200.
- Krause-Jensen, D. & Sand-Jensen, K.. 1998. Light attenuation and photosynthesis of aquatic plant communities. *Limnology & Oceanography* **43 (3)**: 396-407.
- Lewis, W. M. 1979. Zooplankton community analyses: studies on a tropical system. Springer-Verlag, New York. New-York, USA.
- Mackereth, F.J.H.; Heron, J. & Talling, J.F. 1978. Water Analysis: Some Revised Methods for Limnologists. Freshwater Biological Association Scientific Publication N. 36. Cumbria and Dorset, Windermere.

- McQueen, D. J., Johannes, M. R. S., Post, J. R., Stewart, T. J., & Lean, D. R. S. 1989. Bottom-up and top-down impact on freshwater pelagic community structure. *Ecological Monographs* **59(3)**: 289-309
- Naeem, S. 2001. Experimental validity and ecological scale as a criteria for evaluating research programs. *Scaling relations in experimental ecology*. R. H. Gardner, W. M. Kemp, V. S. Kennedy and J. E. Petersen. New York, Columbia University Press: 223-244.
- Odum, H. T. 1956. Primary Production in Flowing Waters. *Limnology and Oceanography* **1**: 102-117.
- Pace, M. L., J. J. Cole, S. R. Carpenter, & J. F. Kitchell. 1999. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* **14**:483-488.
- Polis, G. A. 1999. Why are parts of the world green? Multiple factors control productivity and the distribution of biomass. *Oikos* **86**:3-15.
- Polis, G. A., A. L. W. Sears, G. R. Huxel, D. R. Strong, & J. Maron. 2000. When is a trophic cascade a trophic cascade? *Trends in Ecology & Evolution* **15**:473-475.
- Rantakari, M. & Kortelainen, P. 2005. Interannual variation and climatic regulation of the CO₂ emission from large boreal lakes. *Global Change Biology* **11**:1368-1380.
- Revsbech, N. P., Jacobsen, J. P. & Nielsen, L. P. 2005. Nitrogen transformations in microenvironments of river beds and riparian zones. *Ecological Engineering* **24(5)**: 447-455
- Risgaard-Petersen, N., Langezaal, A. M., Ingvarsdén, S., Schmid, M. C., Jetten, M. S. M., den Camp, H. J. M. O., Derksen, J. W. M., Piña-Ochoa, E., Eriksson,

- S. P., Nielsen, L. P., Revsbech, N. P., Cedhagen, T. & van der Zwaan, G. J. 2006. Evidence for complete denitrification in a benthic foraminifer. *Nature* **443 (7107)**:93-6
- Rolland, F. 1998. Produção fitoplanctônica em diferentes classes de tamanho nas lagoas Imboassica e Cabiúnas. In: *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. UFRJ – Departamento de Ecologia, Rio de Janeiro, Brasil, 442 p.
- Sanders, R. W., D. A. Caron & U. G. Berninger. 1992. Relationships between bacteria and heterotrophic nanoplankton in marine and freshwaters: an inter-ecosystem comparison. *Marine Ecology Progress Series* **86**: 1-14.
- Schindler, D. E., S. R. Carpenter, J. J. Cole, J. F. Kitchell, & M. L. Pace. 1997. Influence of food web structure on carbon exchange between lakes and the atmosphere. *Science* **277**:248-251.
- Schindler, D.W. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*, **195**:260-262
- Schindler, D. W. 1978. Factors Regulating Phytoplankton Production and Standing Crop in Worlds Freshwaters. *Limnology and Oceanography* **23**:478-486.
- Tobias, C.R., Böhlke, J.K., & Harvey, J.W., 2007, The oxygen-18 isotope approach for measuring aquatic metabolism in high-productivity waters: *Limnology & Oceanography* **52(4)**: 1439-1453.
- Vadeboncoeur, Y., K. S. McCann, M. J. VanderZanden, & J. B. Rasmussen. 2005. Effects of multi-chain omnivory on the strength of trophic control in lakes. *Ecosystems* **8**:682-693.

- Vanni, M. J. & Findlay, D. L. 1990. Trophic cascades and phytoplankton community structure. *Ecology* **71(3)**: 921-937.
- Vanni, M. J., Bowling, A. M., Dickman, E. M., Hale, R. S., Higgins, K. A., Horgan, M. J., Knoll, L. B., Renwick, W. & Stein, R. A. 2006. Nutrient cycling by fish supports relatively more primary production as lake productivity increases. *Ecology* **87(7)**: 1696-1709.
- Yodzis, P. 1984. How rare is omnivory ? *Ecology* **65**: 321-323.
- Zopfi, J., Kjær, T., Nielsen, L. P. & Bo Barker Jørgensen, B. B. 2001. Ecology of *Thioploca* spp.: Nitrate and Sulfur Storage in Relation to Chemical Microgradients and Influence of *Thioploca* spp. on the Sedimentary Nitrogen Cycle. *Applied Environmental Microbiology* **67**: 5530-5537.

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](#)