

Efeito de enriquecimento *in situ* sobre a biomassa da comunidade perifítica de um córrego de altitude da Serra do Cipó (MG).

MENDES¹, R. S. & BARBOSA¹, E. A. R.

¹ Departamento de Biologia Geral - Laboratório de Limnologia, Instituto de Ciências Biológicas, UFMG. CP 486 - 30161-070, Belo Horizonte - Minas Gerais, Brasil. E-mail: raquelsm@icb.ufmg.br

RESUMO: Efeito de enriquecimento *in situ* sobre a biomassa da comunidade perifítica de um córrego de altitude da Serra do Cipó (MG). A comunidade perifítica, além de configurar-se como boa indicadora ecológica, é tipicamente mais importante e produtiva em rios do que em lagos. Ensaios sobre a resposta de organismos autótrofos à adição de nutrientes têm sido adaptados para utilização *in situ*, possibilitando uma resposta rápida de toda a comunidade. Este estudo teve como objetivo principal identificar mudanças na biomassa algal da comunidade perifítica causadas pelo enriquecimento artificial, bem como verificar se existe uma melhor absorção de nutrientes quando estes são fornecidos separadamente (N,P) ou em conjunto. O experimento foi realizado de 23 de setembro a 21 de outubro de 2000 no córrego de altitude Capão da Mata, localizado no Parque Nacional da Serra do Cipó (bacia do rio São Francisco). A resposta da comunidade algal foi verificada a partir da medida das concentrações de clorofila-a (biomassa algal). O conjunto experimental consistiu de potes contendo os seguintes tratamentos: a) somente ágar 2% (controle), b) NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^- isoladamente e c) todos em conjunto. As concentrações utilizadas foram o dobro daquelas encontradas no ambiente mantendo-se, contudo a relação N/P dissolvidos (95,15). Em cada um dos potes foi fixado um filtro de fibra de vidro, os quais foram recolhidos após 28 dias para análise em laboratório. As médias das concentrações de clorofila-a encontradas foram: controle: 4,0 mg/m², nitrato: 4,9 mg/m², íon amônio: 3,7 mg/m², orto-fosfato: 17,5 mg/m² e os três em conjunto: 2,8 mg/m². Através do teste t (Student) verificamos diferença significativa da resposta ao tratamento com PO_4^- -P sugerindo a limitação da produção por fósforo, corroborando a caracterização deste córrego como oligotrófico. A combinação dos três tratamentos não resultou em aumento significativo, provavelmente em função das baixas concentrações utilizadas.

Palavras-chave: biomassa, enriquecimento, perifiton, nutrientes, córrego.

ABSTRACT: Effect of *in situ* enrichment on the biomass of the periphytic community of an altitudinal stream of Serra do Cipó (MG). The periphytic community, besides configuring a good indicator of ecological conditions, is likely to be more important and productive in rivers than in lakes. Experiments on the response of autotrophic organisms to the addition of nutrients have been adapted for use *in situ*, in order to make possible quicker answer of the whole community. This study had as major objectives to identify changes in the algal biomass of the periphytic community caused by artificial enrichment, as well as to verify if a better absorption of nutrients exists when nutrients are supplied separately (N, P) or altogether. The experiment was conducted during the period September 23 to October 21, 2000, in the mountain stream Capão da Mata, located within the National Park of Serra do Cipó (São Francisco watershed). The response of algae communities was based on the measurement of chlorophyll-a concentrations (algal biomass). The experimental set consisted of plastic pots containing the following treatments: a) only agar 2% (control), b) NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^- -P separately, and c) these nutrients altogether. The concentrations used in the experiment were the double of those found in the stream, maintaining however the dissolved N/P ratio (95.15). In each pot a glass fiber filter was fastened, which were collected after 28 days for analysis in the laboratory. The recorded average concentrations of chlorophyll-a were: controls: 4.0 mg/m², nitrate-nitrogen: 4.9 mg/m², ammonium-nitrogen: 3.7 mg/m², soluble reactive phosphorus: 17.5 mg/m² and altogether: 2.8 mg/m². Through the Student's t test it was verified a significant difference in the treatment with PO_4^- -P suggesting some phosphorus limitation and corroborating the characterization of this stream as an oligotrophic one. The combination of the three treatments didn't result in significant increase probably due to the low used concentrations.

Key-words: biomass, enrichment, periphyton, nutrients, stream.

Introdução

Os prejuízos decorrentes do mau uso dos recursos hídricos têm se manifestado de duas maneiras: através da introdução de substâncias tóxicas nas águas subterrâneas e através do fenômeno da eutrofização artificial (Esteves, 1998).

O nitrogênio é um dos elementos-chave no metabolismo de ecossistemas aquáticos, sendo um dos principais macronutrientes que controla a produção primária (Lund, 1965). A sua contribuição na forma inorgânica, através da fixação biológica, é um dos fatores primordiais para a produtividade destes ecossistemas (Stewart, 1969; Ryther & Dunstan, 1971). Segundo Bushong & Bachmann (1989), bem como Esteves (1998), a assimilação de íon amônio pela comunidade algal requer menos energia do que a assimilação de nitrato, devido ao fato de que o primeiro está disponível em uma forma para utilização imediata pela célula, enquanto o nitrato precisa primeiro ser reduzido para íon amônio para depois ser utilizado, com substancial consumo de energia. Esta preferência das algas pelo íon amônio como fonte de nitrogênio foi devidamente documentada tanto em culturas de laboratório como estudos de campo (Bushong & Bachmann, 1989).

Outra variável limnológica fundamental para avaliar-se a qualidade das águas é a concentração de fósforo. Na maioria das águas continentais, o fósforo é o principal fator limitante de sua produtividade. Além disso, tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas (Esteves, 1998) e, mais recentemente, tem sido utilizado como um dos principais estimadores do grau de trofia dos ambientes aquáticos (Salas & Martino 1991), bem como a razão N/P (Vollenweider, 1983 apud Salas & Martino 1991). Assim, uma razão de 9:1 tem sido utilizada para caracterizar corpos d'água nos quais este elemento é limitante para o crescimento do fitoplâncton. No caso específico da comunidade perifítica contudo, a razão N/P total proposta por Borchardt (1996) é sugerida como mais adequada. Assim, razões maiores que 20:1 indicam limitação por fósforo, razões menores que 10:1 indicam limitação por nitrogênio e razões entre 10:1 e 20:1 não sugerem limitação para o crescimento do perifíton por nenhum destes nutrientes.

Em Whitton et al. (1991), foi observado que a maioria dos trabalhos realizados em rios é feita utilizando-se comunidades perifíticas, já que segundo Stanley et al. (1990) o fitoplâncton é mais sensível ao fluxo, enquanto que o perifíton à concentração de nutrientes. Também segundo Smoot et al. (1998), podemos ter uma resposta indireta do fitoplâncton através do perifíton, já que perifíton e fitoplâncton responderam similarmente à limitação e não limitação de nutrientes em experimentos de laboratório, embora a comunidade perifítica seja mais importante e produtiva em rios do que o fitoplâncton (Payne, 1986). Segundo Watanabe (1990), configura-se como boa indicadora ecológica quando são feitas medidas simples, tais como: determinação gravimétrica, concentração de pigmentos e atividade metabólica, sendo estes índices biológicos melhores indicadores do que aqueles baseados em análises acuradas da composição específica da comunidade de algas do perifíton.

A utilização de experimentos de enriquecimento *"in situ"* possibilita uma resposta mais rápida de toda a comunidade do que de uma única espécie em particular e estes experimentos são apropriados para testar uma provável resposta à uma futura eutrofização (Kelly & Whitton, 1998), podendo fornecer informações valiosas sobre os ecossistemas aquáticos (Henriques & Ibañez, 1988). Estes autores salientam ainda o cuidado com o delineamento experimental e a atenção com o substrato utilizado no experimento, importante recurso para a comunidade perifítica.

O presente estudo teve como objetivos: identificar alterações quantitativas na assembléia de algas bentônicas causadas pelo enriquecimento artificial e identificar a forma de nitrogênio que é preferencialmente assimilada no ambiente, verificando se existe uma melhor absorção quando os nutrientes são fornecidos em conjunto. Além disto, é também objetivo deste estudo verificar a eficiência de colonização pelo perifíton, dos substratos utilizados.

Área de estudo

A Serra do Cipó localiza-se no centro do estado de Minas Gerais, ao sul da Cordilheira do Espinhaço (19°-20° S; 43°-44° W). A vegetação característica é peculiar às regiões de elevadas altitudes (campos rupestres, 1200-1400m) e cerrado nas altitudes menores (até 1000m). O substrato predominante é formado por quartzitos, com solos pouco profundos. O Parque Nacional da Serra do Cipó é reconhecido como área particularmente rica em espécies endêmicas (Madeira & Fernandes, 1999; Affini & Ladeira, 1992). Além disto destaca-se o fato de constituírem reservas importantes de água para o abastecimento futuro da região metropolitana de Belo Horizonte.

Nesta região (Fig. 1) foi objeto de estudo o córrego Capão da Mata pertencente à bacia hidrográfica do rio São Francisco, em trecho localizado a 1250m de altitude, no interior do Parque Nacional da Serra do Cipó. Este córrego apresenta boa qualidade de água (44,4 -134,8 % de saturação de oxigênio dissolvido, < 17,5 μ S/cm de condutividade elétrica, < 0,29 mEq/LCO₂), baixa concentração de nutrientes (Tab. I) e baixa produtividade primária (0,04 mgC/m³.h.) fitoplanctônica (Barbosa et al., dados não publicados). Merece destaque no trecho estudado a presença de densa mata ciliar e praticamente nenhuma influência antrópica.

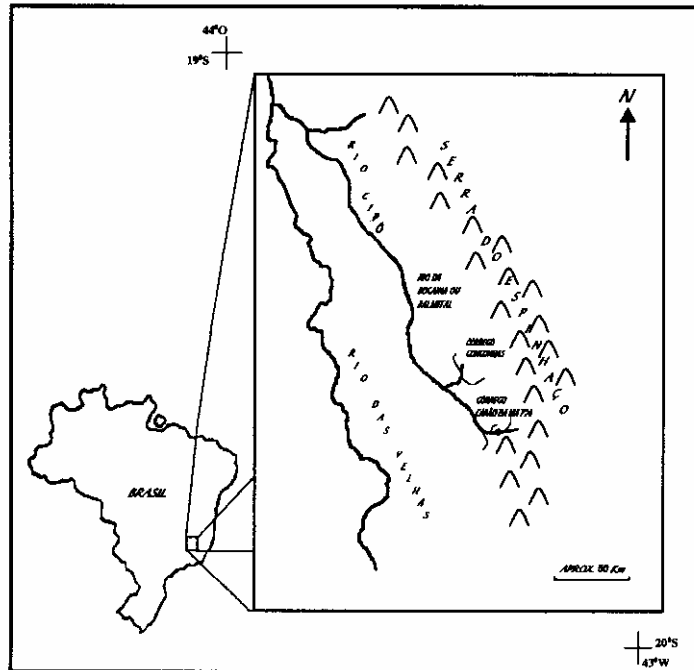


Figura 1: Mapa (croquis) da área de estudos com ponto de amostragem (*).

Material e Métodos

O experimento no córrego Capão da Mata foi realizado em um trecho com a presença de vegetação ripária. Apesar desta vegetação, o trecho escolhido não é totalmente sombreado. A velocidade média da correnteza é de 2,95 m/s, o que permite o estabelecimento de boas condições para o desenvolvimento de biomassa algal, conforme sugerido por Bushong & Bachmann (1989), para quem ambientes lóticos com baixo fluxo, água com temperatura mediana (c. 23°C) e com pouca chuva, proporcionam boas condições para que o crescimento algal cubra a maior parte do leito do rio.

Em uma estação na calha central foram feitas medidas *in situ* da temperatura da água, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido, antes (23/09/00) e após (21/10/00) o período de enriquecimento, a montante (0,5m) e a jusante (0,5m) do experimento. A alcalinidade total foi medida pelo método Gran, modificado por Carmouze (1983) e as concentrações de sílica solúvel "reativa", amônio, nitrito, nitrato, fósforo solúvel "reativo", nitrogênio total e fósforo total, foram medidas a partir de amostras de água coletadas nos mesmos pontos e nos mesmos períodos, segundo técnicas descritas em Golterman et al. (1978) e Mackereth et al. (1978), bem como concentrações de clorofila-a, que seguiram metodologia descrita em Lorenzen (1967).

O efeito da adição de formas dissolvidas de nitrogênio e fósforo, sobre a biomassa da comunidade perifítica, foi testado de acordo com metodologia adotada por Lindström (1996), como segue: o conjunto experimental constou de 15 potes de plástico (fundo de garrafas PET com capacidade para 600ml), montados em uma bandeja de polietileno (Fig. 2) e cobertos por uma tampa de

borracha perfurada com orifícios de 45 mm de diâmetro. Antes de serem usados, estes potes foram lavados copiosamente com água de torneira e em seguida com água destilada, imersos em solução sulfocrômica por 24 horas e novamente lavados com água destilada.

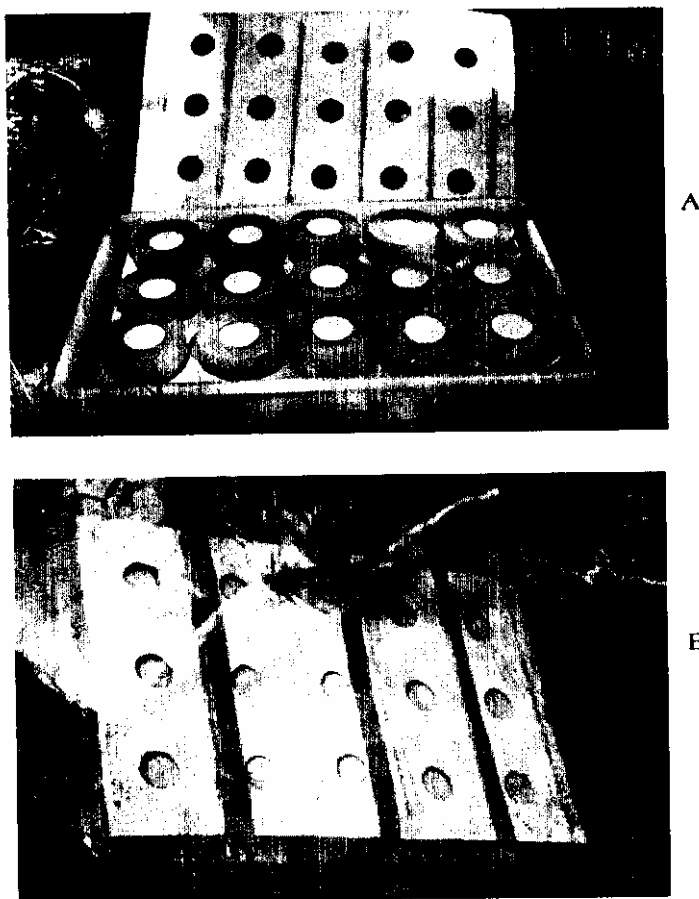


Figura 2: Detalhe do aparato usado no experimento de enriquecimento *in situ*. (A) aberto mostrando a disposição dos potes com os filtros e (B) fechado dentro do córego.

Cada pote continha 600 ml de ágar 2% (Scrimgeour & Chambers, 1997) enriquecido com nitrogênio ($\text{NO}_3^- \text{N}$: 67,64 $\mu\text{g/L}$ KNO_3 e NH_4^+ : 470,39 $\mu\text{g/L}$ NH_4Cl), fósforo (PO_4^{3-} : 3,01 $\mu\text{g/L}$ KH_2PO_4) e nitrogênio + fósforo, além do controle (somente ágar). Foram consideradas nos cálculos das concentrações acima, as concentrações presentes no ambiente as quais foram dobradas, mantendo-se contudo a relação N/P (dissolvidos) existente de 95,15.

Em cada pote foi fixado sobre o ágar, através da tampa de borracha, um filtro de fibra de vidro de 47mm de diâmetro (maior que o diâmetro do orifício da tampa) o qual, após 28 dias de enriquecimento, foi coletado para avaliação da biomassa perifítica. Foram também coletadas duas amostras do perifton sobre pedras bem como duas lâminas de vidro que haviam sido colocadas no início do experimento e seguras por fio de nylon adjacente à bandeja. Um terceiro conjunto de filtros foi incorporado ao experimento, com a finalidade de permitir uma análise qualitativa da colonização bem como uma estimativa da riqueza e diversidade de algas perifíticas. Este material está sendo processado. Os experimentos foram conduzidos em duplicata.

Para verificar possíveis diferenças de biomassa entre os tratamentos e o controle e a biomassa nos diferentes substratos utilizados (filtros de fibra de vidro, pedras e lâminas de vidro) foi realizado o teste t de Student ($p = 0,05$).

Resultados e Discussão

A qualidade física e química da água

Os resultados das variáveis físicas e químicas estão sintetizados na Tab. II. Pode-se observar que não houve diferença entre os pontos à montante e à jusante do experimento, tanto no início como no final do enriquecimento. Apesar de ter havido aumento no valor de nitrogênio total e clorofila-a a jusante no final do experimento, não houve diferença nos outros parâmetros e inclusive observou-se maiores concentrações de amônia a montante. Este fato aliado à comparação dos valores médios dos nutrientes, no início e no final do experimento, com valores obtidos em estudos preliminares (Tab. I), demonstra não ter ocorrido a mudança esperada (aumento nos valores de $\text{NO}_3\text{-N}$, NH_4^+ , $\text{PO}_4\text{-P}$, N_{total} e P_{total}) no ponto à jusante, após 28 dias de enriquecimento. Estes resultados sugerem ainda que as concentrações utilizadas nos tratamentos não alteraram as concentrações existentes no ambiente.

O córrego Capão da Mata mostrou-se, em geral, com águas bem oxigenadas (80,7 a 89,2% sat.) e com baixa condutividade elétrica (13,9 a 20,3 mS/cm) quando comparadas com valores encontrados na literatura para rios (ex. 17,2 a 186,9 mS/cm, rio de grande porte, Piracicaba, Marques et al., 1999). Os valores obtidos neste estudo são porém comparáveis àqueles obtidos para águas de cabeceira do rio São Francisco (Serra da Canastra) por Galdean et al. (1999), que oscilaram entre 1,6 e 12,6 mS/cm.

São águas levemente ácidas (pH entre 6,17 e 6,47) e com baixas concentrações de nitrato (4,0 mg/L a 7,4 mg/L) e de amônio (2,3 mg/L a 52,3 mg/L), quando comparadas com os valores obtidos por Watanabe et al. (1990, 1994) para rios impactados (Gramame e Mamuaba) na Paraíba, onde a concentração de amônia variou de 3,3 mg/L a 755,0 mg/L e no rio Açú, também na Paraíba, onde a concentração de nitrato foi em média de 346,9 mg/L. As concentrações de clorofila-a, são baixas (0,01-1,32 mg/L) e similares somente àquelas observadas por Souza & Couto (1999) no rio Piauí/Sergipe (0,2-2,5 mg/L).

Foram igualmente baixas as concentrações de fósforo total (entre 12,6 e 21,6 mg/L) quando comparadas àquelas encontradas por Primavesi et al. (2000) para os rios da microbacia do Ribeirão Cachim, estado de São Paulo, cujos valores oscilaram entre 0,0 a 800,0 mg/L. As concentrações de nitrogênio total variaram entre 160,2 e 299,9 mg/L valores também relativamente baixos comparados aos encontrados no alto São Francisco (244 mg/l a 1208 mg/l) por Necchi et al. (2000).

Variações sazonais nas concentrações de nutrientes e na razão N/P foram observadas neste ambiente nos anos 97-99 (Tab. I) e valores da razão N/P acima de 9 foram observados no presente estudo (Tabs. I e II), sugerindo uma possível limitação de fósforo para o crescimento do fitoplâncton, segundo proposta de Vollenwelder (Salas & Martino, 1991). Entretanto, considerando-se os valores da razão N/P propostos por Borchardt (1996), especificamente para a comunidade perifítica (entre 10:1 e 20:1), este ambiente não seria limitado por nenhum destes nutrientes.

O experimento de enriquecimento *in situ*

Uma considerável variabilidade na concentração de clorofila-a para a comunidade perifítica tem sido verificada na literatura. Assim por exemplo, os valores obtidos por Ostrofsky et al. (1998) em um rio nos EUA, limitado por fósforo, oscilaram entre 0,42 e 553,13 mg/m². No presente estudo os valores oscilaram entre 0,9 e 18,3 mg/m² e são considerados baixos quando comparados com aqueles obtidos por Bothwell (1985) em um rio no Canadá (10-30 mg/m²) e valores entre 40-70 mg/m² obtidos por Guasch et al. (1995), em um córrego não impactado na Espanha.

As baixas concentrações de fósforo solúvel reativo verificadas no córrego Capão da Mata no período estudado (1,2-1,7 mg/L) podem constituir uma possível explicação para os baixos valores de clorofila-a da comunidade perifítica, refletindo assim as características oligotróficas deste ambiente e sugeridas pela razão N/P de 9:1. Entretanto, esta hipótese não é corroborada se for utilizado o modelo proposto por Borchardt (1996) para a comunidade perifítica.

Tabela I: valores mínimos e máximos (n = 9) das variáveis físicas e químicas obtidas em estudo preliminar (chuva e seca) e valores médios (n = 2) obtidos no início e no final do experimento de enriquecimento.

	Temp. (°C)	pH	Condut. (µS/cm)	Ox. Dis. (%)	Alcalinid. (meqCO ₃ l ⁻¹)	SiO ₂ (mg l ⁻¹)	NO ₂ (µg l ⁻¹)	NO ₃ (µg l ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (µg l ⁻¹)	PO ₄ ⁻³ (µg l ⁻¹)	N T (µg l ⁻¹)	PT (µg l ⁻¹)	Chl-a (µg l ⁻¹)	N/P total
Dados preliminares 97/98/99	8,5-19,6	5,31-7,55	8,7-17,5	44,4-134,8	0,06-0,289	2,5-47,8	0,5-3,2	8,3-123,7	8,8-588,3	0,0-10,3	17,4-527,2	5,4-21,3	0,00-2,14	1,5-55,8
Início	19,2	6,42	17,1	86,5	0,155	3,9	2,2	7,2	4,1	1,4	257,6	21,1	0,22	12,2
Final	22,0	6,18	17,0	84,9	0,169	4,8	2,0	4,7	33,7	1,2	192,1	12,6	0,66	15,3

Tabela II: valores das variáveis físicas e químicas medidas em um ponto (0,5 m) a montante e em um ponto (0,5 m) a jusante do local do experimento de enriquecimento no córrego Capão da Mata, Serra do Cipó-MG.

Estações	Temp. (°C)	pH	Condut. (µS/cm)	Ox. Dis. mgO ₂ /l (%)	Alcalinid. (meqCO ₃ l ⁻¹)	SiO ₂ (mg l ⁻¹)	NO ₂ (µg l ⁻¹)	NO ₃ (µg l ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (µg l ⁻¹)	PO ₄ ⁻³ (µg l ⁻¹)	N T (µg l ⁻¹)	PT (µg l ⁻¹)	Chl-a (µg l ⁻¹)	N/P total
Montante (início)	19,4	6,47	20,3	7,25 (84,6)	0,165	4,0	2,3	7,0	5,9	1,7	215,3	20,6	0,22	10,4
Jusante (início)	19,0	6,37	13,9	8,72 (88,4)	0,145	3,8	2,2	7,4	2,3	1,2	299,9	21,6	0,22	13,9
Montante (final)	22,0	6,19	17,5	7,85 (89,2)	0,169	4,8	2,1	5,3	52,3	1,2	160,2	12,6	0,01	12,7
Jusante (final)	22,0	6,17	16,6	6,92 (80,7)	0,170	4,8	2,0	4,0	15,2	1,2	223,9	12,6	1,32	17,8

A sugestão de limitação por fósforo é contudo corroborada pela diferença significativa ($P < 0,01$) na biomassa sobre os filtros enriquecidos com este elemento (Fig. 3). Respostas positivas ao enriquecimento com fósforo têm sido observadas por diferentes autores (Peterson et al., 1983; Peterson et al., 1985; Stanley et al., 1990; Pringle & Triska, 1991; Matlock et al., 1999) e este parece ser o resultado mais comum em ambientes lóticos, comparando-se com respostas positivas à outros tratamentos, como por exemplo, enriquecimento com nitrogênio (Hill & Knight, 1988; Bushong & Bachmann, 1989).

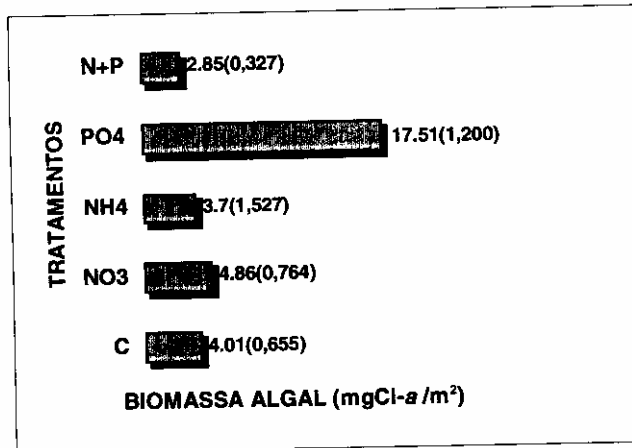


Figura 3: Resposta da biomassa algal perifítica aos diversos tratamentos. Valores médios (n=2) com desvio padrão entre parênteses. N+P= nitrogênio e fósforo, C= controle.

Segundo Stanley et al. (1990) o grau em que as algas são limitadas por fósforo pode ser inferido a partir dos níveis deste elemento necessários para produzir uma concentração de clorofila-a significativamente maior que o controle. Apesar das baixas concentrações de nutrientes utilizadas no experimento, particularmente de $PO_4\text{-P}$ ($3,0 \mu\text{g/L}$) seu efeito foi suficiente para obter-se uma resposta significativa em relação ao controle e demonstrar a limitação deste elemento no meio, apesar da mínima replicação (n=2). Deve-se salientar a ocorrência de variações sazonais as quais podem interferir nesta limitação, conforme demonstrado por Stanley et al. (1990) e também sugerido por Rosemond et al. (1993) para alguns sistemas, nos quais o nutriente limitante pode variar de ano para ano e pequenas mudanças na concentração de um nutriente limitante pode rinduzir a limitação por outro.

A resposta negativa obtida para os tratamentos com nitrato e íon amônio, sugere que o ambiente provavelmente não seja limitado por nitrogênio. Por sua vez, a resposta negativa ao tratamento com nitrogênio e fósforo fornecidos em conjunto, pode ser devida à dois fatores: i) às baixas concentrações utilizadas no tratamento, já que segundo Scrimgeour & Chambers (1997) concentrações inferiores a $0,5 \text{ M/L}$, não permitem uma resposta do perifiton ao tratamento. Além disso, uma revisão bibliográfica detalhada demonstrou que na maioria dos trabalhos foram utilizadas, em experimentos de enriquecimento, concentrações entre $0,05$ e $0,5 \text{ M/L}$ (por ex. Fairchild et al., 1985; Stanley et al., 1990; Chessman et al., 1992; Pan & Lowe, 1995; Lindstrøm, 1996; Corkum, 1996; Scrimgeour & Chambers, 1997); ii) à uma adaptação das espécies em assimilar fósforo em baixas concentrações ou mesmo utilizar fósforo orgânico, no caso das cianobactérias. Esta possibilidade foi demonstrada para macro-algas bentônicas (por exemplo *Batrachospermum* sp.-Rhodophyta e Rivulariaceae-Cyanophyta) que alteram sua produção de fosfatase e/ou aumentam o número e comprimento de pêlos, especializados na absorção de fósforo (Whitton, 1987; Sabará, 1999).

Experimentos de enriquecimento realizados em um lago (Fairchild et al., 1985) bem como em 3 rios dos EUA (Kutka & Richards, 1997) e experimentos com fluxo-contínuo em um rio do Canadá (Bothwell, 1985), demonstraram existir a preferência de certas es-

espécies por algum nutriente específico. De seu estudo, Fairchild et al. (1985) concluíram que a resposta da comunidade perifítica pode depender do crescimento de um pequeno número de espécies. Tal conclusão permite inferir que a comunidade perifítica do córrego Capão da Mata possa depender, em grande parte, das espécies capazes de assimilar o fósforo solúvel reativo, nutriente que tem a menor disponibilidade no meio e portanto, preferencialmente assimilado quando fornecido isoladamente e não combinado com o nitrogênio, nutriente presente em quantidades compatíveis com as necessidades desta comunidade.

Além da limitação por fósforo, outra possibilidade para explicar as baixas concentrações de clorofila-a no perifiton do córrego Capão da Mata é o sombreamento causado pela densa vegetação ripária em grande parte do trecho estudado. A este respeito, os experimentos com fluxo contínuo em áreas abertas e fechadas do rio Gelbæk na Dinamarca conduzidos por Kjeldsen (1996), bem como aqueles realizados por Steinman & Mulholland (1995) e Scrimgeour & Chambers (1997), demonstraram que a limitação por luz pode ser mais importante que a limitação por nutrientes. Estes estudos permitiram também concluir que o manejo de margens e áreas com vegetação ripária pode influenciar significativamente o aumento ou a inibição do desenvolvimento de algas bentônicas em pequenos rios, afetando indiretamente a estrutura biológica do ecossistema aquático.

Finalmente, deve ser salientado o papel do substrato na produção de biomassa da comunidade perifítica, conforme demonstrado por Kjeldsen (1996), Kjeldsen et al. (1998) e Dodds et al. (1996) ao compararem valores de clorofila-a sobre sedimentos e sobre pedras. Esta importância foi também demonstrada no presente estudo (Fig. 4), comparando-se os valores de clorofila-a sobre filtros (controle), pedras e lâminas de vidro. A maior biomassa registrada sobre o filtro se deve, provavelmente à maior homogeneidade de sua superfície em relação aquela das pedras e à sua maior rugosidade em relação aquela das lâminas de vidro. Esta combinação de fatores possivelmente proporciona um substrato mais favorável para a colonização da comunidade perifítica.

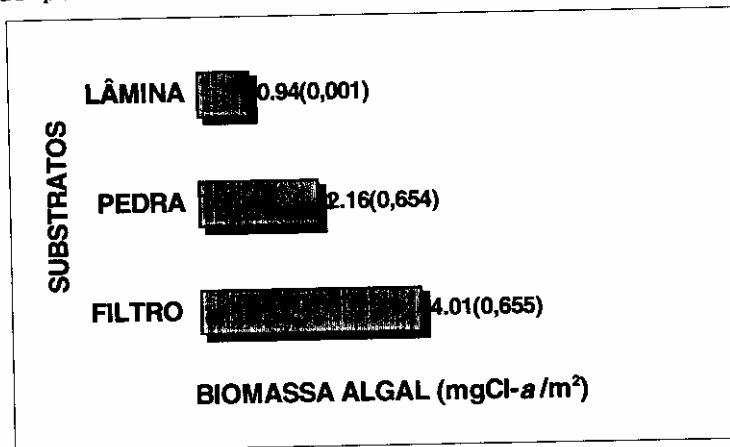


Figura 4: Resposta da biomassa perifítica aos tipos de substratos testados. Valores médios (n=2) com desvio padrão entre parênteses.

Os resultados obtidos neste estudo permitem concluir que dentre os substratos testados os filtros utilizados no experimento constituem os mais adequados para experimentos de enriquecimento com a comunidade perifítica de ambientes lóticos. Além disto foi possível verificar que o córrego Capão da Mata é um ambiente com águas de boa qualidade, oligotrófico e possivelmente limitado por fósforo, mantendo portanto baixos valores de biomassa algal (planctônica e perifítica).

Agradecimentos

Os autores agradecem o auxílio concedido pela FAPEMIG e aos colegas do Laboratório de Limnologia do ICB/UFMG pelas críticas e sugestões.

Referências citadas

- Affini, M. & Ladeira, C. 1992. Serra do Cipó- o jardim rochoso de Minas. Superinteressante, 8: 54-59.
- Barbosa, F. A. R., Mendes, R. S. & Chumbinho, S. de A. (submetido para publicação) Estado trófico e a comunidade fitoplanctônica de coleções de água da Serra do Cipó, Minas Gerais. Acta Limnol. Brasil.
- Borchardt, M. A. 1996. Nutrients. In: Stevenson, R. J., Bothwell, M. L. & Lowe, R. L. (eds) Algal ecology: freshwater benthic ecosystems. Academic Press, San Diego. p. 183-226.
- Bothwell, M. L. 1985. Phosphorus limitation of lotic periphyton growth rates: an interside comparison using continuous-flow troughs (Thompson River system, British Columbia). Limnol. Oceanogr., 30(3):527-542.
- Bushong, S. J. & Bachmann, R. W. 1989. In situ nutrient enrichment experiments with periphyton in agricultural streams. Hydrobiologia, 178: 1-10.
- Carmouze, J. P. 1983. Ecology and productivity of a shallow tropical ecosystem. W. Junk, The Hague. 575p.
- Chessman, B. C., Hutton, P. E. & Burch, J. M. 1992. Limiting nutrients for periphyton growth in sub-alpine, forest, agricultural and urban streams. Freshwater Biol., 28: 349-361.
- Corkum, L. D. 1996. Responses of chlorophyll-a, organic matter, and macroinvertebrates to nutrient additions in rivers flowing through agricultural and forested land. Arch. Hydrobiol., 136(3): 391-411.
- Dodds, W. K., Hutson, R. E., Eichen, A. C., Evans, M. A., Gudder, D. A., Fritz, K. M. & Gray, L. 1996. The relationship of floods, drying, flow and light to primary production and producer biomass in a prairie stream. Hydrobiologia, 333: 151-159.
- Esteves, F. A. 1998. Fundamentos de Limnologia. 2ª. ed. Interciência/FINEP, Rio de Janeiro. 602p.
- Fairchild, G. W., Lowe, R. L. & Richardson, W. B. 1985. Algal periphyton growth on nutrient-diffusing substrates: in situ bioassay. Ecology, 66(2): 465-472.
- Galdean, N., Callisto, M. & Barbosa, F. A. R. 1999. Benthic macroinvertebrates of the head waters of river São Francisco (National Park of Serra da Canastra), Brazil. Trav. Mus. Nat. Hist. Grigore Antipa, 41:455-464.
- Golterman, H. L., Clymo, R. S. & Ohnstad, M. A. M. 1978. Methods for physical & chemical analysis on freshwaters. 2ª ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 166p. (IBP Handbook 8)
- Guasch, H., Martí, E. & Sabater, S. 1995. Nutrient enrichment effects on biofilm metabolism in a Mediterranean stream. Freshwater Biol., 33:373-383.
- Henriques, R. P. B. & Ibañez, M. S. R. 1988. O efeito da estrutura de comunidades planctônicas em experimentos de enriquecimento artificial. Acta Limnol. Bras., 2: 431-446.
- Hill, W. R. & Knight, A. W. 1988. Nutrient and light limitation of algae in two northern California streams. J. Phycol., 24: 125-132.
- Kelly, M. G. & Whitton, B. A. 1998. Biological monitoring of eutrophication in rivers. Hydrobiologia, 384: 55-67.
- Kjeldsen, K. 1996. Regulation of algal biomass in a small lowland stream: field experiments on the role of invertebrate grazing, phosphorus and irradiance. Freshwater Biol., 36: 535-546.
- Kjeldsen, K., Iversen, T. M., Thorup, J. & Winding, T. 1998. Benthic algal biomass in an unshaded first-order lowland stream: distribution and regulation. Hydrobiologia, 377: 107-122.
- Kutka, F. J. & Richards, C. 1997. Short-term nutrient influences on algal assemblages in three rivers of the Minnesota River basin. J. Freshwater Ecol., 12(3): 411-419.
- Lindstrøm, E.-A. 1996. River algal studies in Norway. In: Whitton, B. A. & Rott, E. (eds). Use of algae for monitoring rivers II. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, Austria. p. 143-148.
- Lorenzen, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. Limnol. Oceanogr., 12: 343-346.
- Lund, J. W. G. 1965. The ecology of the freshwater phytoplankton. Biol. Rev. Camb. Philos. Soc., 40: 231-293.
- Mackereth, F. J. H., Heron, J. & Talling, J. F. 1978. Water analysis. Academic, Orlando. 120p. (F. B. A. Scientific Publication, 36).
- Madeira, J. A. & Fernandes, G. W. 1999. Reproductive phenology of sympatric taxa of *Chamaecrista* (Leguminosae) in Serra do Cipó, Brazil. J. Trop. Ecol., 15: 463-479.
- Marques, M. M. G. S. M., Barbosa, F. A. R. & Callisto, M. 1999. Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in an impacted watershed in southeast Brazil. Rev. Bras. Biol., 59(3): 1-9.
- Matlock, M. D., Storm, D. E., Smolen, M. D. & Matlock, M. E. 1999. Determining the lotic ecosystem nutrient and trophic status of three streams in eastern Oklahoma over two seasons. Aquat. Ecosyst. Health Manag., 2: 115-127.

- Necchi, O. J., Branco, L. H. Z. & Branco, C. C. Z. 2000. Características limnológicas da bacia do Alto Rio São Francisco, Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais. *Acta Limnol. Bras.*, 12: 11-22.
- Ostrowsky, M. L., Weigel, D. E., Hasselback, C. K. & Karle, P. A. 1998. The significance of extracellular production and winter photosynthesis to estimates of primary production in a woodland stream community. *Hydrobiologia*, 382: 87-96.
- Pan, Y. & Lowe, R. L. 1995. The effects of hydropsychid colonization on algal response to nutrient enrichment in a small Michigan stream, U.S.A. *Freshwater Biol.*, 33: 393-400.
- Payne, A. I. 1986. *The ecology of tropical lakes and rivers*. John Wiley & Sons, New York. 301p.
- Peterson, B. J., Hobbie, J. E., Hershey, A. E., Lock, M. A., Ford, T. E., Vestal, J. R., McKinley, V. L., Hullar, M. A. J., Miller, M. C., Ventullo, R. M. & Volk, G. S. 1985. Transformation of a tundra river from heterotrophy to autotrophy by addition of phosphorus. *Science*, 229: 1383-386.
- Peterson, B. J., Hobbie, J. E. & Corliss, T. L. 1983. A continuous-flow periphyton bioassay: Tests of nutrient limitation in a tundra stream. *Limnol. Oceanogr.*, 28(3):583-591.
- Primavesi, O., Freitas, A. R., Oliveira, H. T. & Primavesi, A. C. P. A. 2000. A qualidade da água na microbacia hidrográfica do Ribeirão Canchim, São Carlos, SP, ocupada por atividade pecuária. *Acta Limnol. Bras.*, 12: 95-111.
- Pringle, C. M., Triska, F. J. 1991. Effects of geothermal groundwater on nutrient dynamics of a lowland Costa Rican Stream. *Ecology*, 72(3): 951-965.
- Rosemond, A. D., Mulholland, P. J. & Elwood, J. W. 1993. Top-down and bottom-up control of stream periphyton: effects of nutrients and herbivores. *Ecology*, 74(4): 1264-1280.
- Ryther, J. & Dunstan, W. 1971. Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. *Science*, 171: 1008-1013.
- Sabará, M. G. 1999. Comparação ecológica entre rios de menor ordem, drenando bacias cobertas por plantios agrícolas, pastagens e plantios de *Eucalyptus grandis*, na região do médio Rio Doce (MG). São Carlos, UFSCar, 259p (Tese).
- Salas, H. J. & Martino, P. 1991. A simplified phosphorus trophic state model for Warm-water Tropical lakes. *Water Res.*, 25(3): 341-350.
- Scrimgeour, G. J. & Chambers, P. A. 1997. Development and application of a nutrient-diffusing bioassay for large rivers. *Freshwater Biol.*, 38: 221-231.
- Smoot, J. C., Langworthy, D. E., Levy, M. & Findlay, R. H. 1998. Periphyton growth on submerged artificial substrate as a predictor of phytoplankton response to nutrient enrichment. *J. Microbiol. Methods*, 32(1): 11-19.
- Souza, M. F. L. & Couto, E. C. G. 1999. Short-term changes and longitudinal distribution of carbon metabolism in the Piauí River Estuary (Sergipe, Brazil). *Rev. Bras. Biol.*, 59(2): 195-202.
- Stanley, E. H., Short, R. A., Harrinson, J. W., Hall, R. & Wiedenfeld, R. C. 1990. Variation in nutrient limitation of lotic and lentic algal communities in a Texas (USA) river. *Hydrobiologia*, 206: 61-71.
- Steinman, A. D. & Mulholland, P. J. 1995. Effects of biomass, light, and grazing on phosphorus cycling in stream periphyton communities. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 14(3): 371-381.
- Stewart, W. D. P. 1969. Biological and ecological aspects of nitrogen fixation by free living microorganisms. *Proc. R. Soc. B*, 172: 367-388.
- Watanabe, T. 1990. Perifíton: comparação de metodologias empregadas para caracterizar o nível de poluição das águas. *Acta Limnol. Bras.*, 3: 593-615.
- Watanabe, T., Lima, M. A. M., Machado, V. M. N. & Paz, R. J. 1990. Caracterização limnológica do rio Gramame, João Pessoa (PB), Brasil: variáveis ambientais. *Acta Limnol. Bras.*, 3: 363-389.
- Watanabe, T., Oliveira, R. B., Sassi, R., Melo, G. W., Gadelha, C. L. & Machado, V. M. N. 1994. Evidences of contamination caused by the sugar-cane monocultures and industry in water bodies of the state of Paraíba, Northeast Brazil. *Acta Limnol. Bras.*, 5: 85-101.
- Whitton, B. A. 1987. The biology of Rivulariaceae. In: Fay, P. & Van Baalen, C. (eds.) *The Cyanobacteria*. Elsevier, Amsterdam. p. 513-534.
- Whitton, B. A., Rott, E. & Friedrich, G. (eds) 1991. *Use of algae for monitoring rivers*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, Austria. 193p

Recebido em: 09 / 09 / 2001

Aprovado em: 08 / 04 / 2002