

IV-213 - CONTROLE DE FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS ATRAVÉS DO USO DE UMA ARGILA IONICAMENTE MODIFICADA PARA RESTAURAÇÃO DE SISTEMAS AQUÁTICOS RASOS SUBTROPICAIS

Roberto Rosa⁽¹⁾

Graduado em Ciências Biológicas – ênfase em Gestão Ambiental Marinha e Costeira – Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS.

Vanessa Becker

Graduada em Ciências Biológicas pela Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul – PUC. Mestre em Ecologia pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS. Doutora pela Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ.

Tiago Finkler Ferreira

Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul Mestre em Ecologia pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Auditor Líder ISO-14001 – BVQI/IRCA. PhD em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS.

Luciana de Souza Cardoso

Graduada em Ciências Biológicas pela Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul – PUC. Especialização em Zoologia pela Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul – PUC. Mestre em Botânica pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS. Doutora em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH/UFRGS.

Cacinele Mariana da Rocha

Química pela Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC.

Endereço⁽¹⁾: Av. Sen. Salgado Filho, 3000 - Campus Universitário- Natal – RN - Cep. 59078-970- Brasil.
email: nusarei@hotmail.com

RESUMO

Uma das principais modificações provocadas pelo homem em ambientes aquáticos resulta na eutrofização, que é causada geralmente pelo aporte excessivo de nutrientes. Diversos estudos vêm sendo desenvolvidos para o controle do crescimento intenso de algumas espécies de algas planctônicas, sobretudo cianobactérias, e a remoção de fósforo tem sido o principal foco para restauração ambiental de ecossistemas aquáticos. Este trabalho testou uma nova alternativa para remoção do fósforo solúvel reativo (FSR), a fim de verificar sua eficácia na recuperação da qualidade de água do Lago do Minizoológico (Ceclimar), localizado no sul do Brasil. Na tentativa de reverter a eutrofização, foi testada a argila modificada Phoslock[®] em uma dose de 125 kg, visando atenuar a concentração de FSR e diminuir a biomassa de cianobactérias. O FSR diminuiu aproximadamente 50% nas primeiras duas horas após a aplicação da argila, com queda de 84,2% após 30 dias. Após 12 meses ainda não foram registradas concentrações de FSR semelhante aos valores iniciais (0,86 mg.L⁻¹). A dominância de cianobactérias no sistema foi representada pelos gêneros *Microcystis*, *Sphaerocavum* e *Anabaena*. Dois eventos de florações de cianobactérias foram observados durante o estudo, no inverno de 2009, antes da aplicação do produto, e outro no verão de 2010, após a adição. O primeiro evento esteve relacionado com altas concentrações de FSR, enquanto que o segundo, com altas temperaturas. Com a aplicação do Phoslock[®] foi constatada a diminuição do FSR, e consequentemente, da biomassa de cianobactérias. No final do inverno e durante a primavera, a comunidade fitoplanctônica apresentou uma composição mais diversa, com o aparecimento de algas verdes (Chlorophyceae), principalmente espécies de *Scenedesmus* e *Desmodesmus*. A aplicação-teste de Phoslock[®] no ambiente comprovou o efeito do produto na diminuição da biomassa fitoplanctônica, e mudança na comunidade em função do aumento da transparência do lago.

PALAVRAS-CHAVE: Fitoplâncton, recuperação ambiental, lagos rasos, biomanipulação, monitoramento.

INTRODUÇÃO

O enriquecimento das águas superficiais, influenciado por causas antropogênicas (eutrofização) é uma ameaça para muitos ecossistemas de água doce (Smith e Schindler, 2009). A necessidade de reduzir o fluxo de nutrientes em ecossistemas de água doce, oferecendo qualidade a esses ambientes e reduzir a eutrofização, tem sido tratada a nível mundial (Conley, 2009). O fósforo, juntamente com o nitrogênio, é um dos mais importantes macro-nutrientes responsáveis pela eutrofização das águas naturais (Likens, 1972). Nos ecossistemas de água doce, a disponibilidade de P é o fator chave que limita o crescimento do fitoplâncton, incluindo florações de espécies de cianobactérias (Schindler et al., 2008). Assim, controlar as entradas de P tem sido a meta principal para os gestores de recursos.

O enriquecimento de sistemas lacustres através da afluição excessiva de nitrogênio e de resíduos de fosfato costuma mostrar grande relação com os impactos antrópicos e a sensibilidade das algas a estas mudanças causam alterações na estrutura e dinâmica do ambiente. Compreender a estrutura e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica e os efeitos decorrentes da crescente eutrofização em lagos e reservatórios em todo o mundo ainda é um desafio (Crossetti, 2008). O crescimento excessivo do fitoplâncton, principalmente devido à poluição orgânica, leva a águas turvas, e a uma cascata de efeitos ecológicos, resultando em uma biodiversidade fortemente empobrecida, gerando efeitos negativos para saúde pública. Tão importante quanto o aumento da biomassa relacionada com a eutrofização é a mudança na composição de espécies do fitoplâncton, com a dominância de cianobactérias, organismos que podem causar problemas na qualidade das águas através da produção de cianotoxinas, tornando-as menos adequadas para uso humano (Huszar e Silva, 1999; Pearl et al. 2011).

Dada a extensão e gravidade do problema sobre a incidência de florações potencialmente tóxicas, a investigação sobre as causas e as possíveis estratégias para o seu controle tem sido estimulada (Panosso et al., 2007). Técnicas para controlar física, química e biologicamente o crescimento das populações de cianobactérias têm sido investigadas para melhorar a qualidade da água de reservatórios e lagos afetado por florações (Chorus e Bartram, 1999). Nas últimas décadas, muitos esforços têm sido feitos para combater a eutrofização, reduzindo o fluxo de matéria orgânica do ambiente externo (Wetzel, 1990). Uma análise de 35 estudos de caso em ecossistemas aquáticos foi relatada por Jeppesen et al. (2005) diante da redução no fornecimento de nutrientes, tanto através de biomanipulação (controle “*top-down*”), como através de métodos físicos e químicos. Na maioria dos casos, houve redução nas concentrações de fósforo solúvel reativo e clorofila-*a*, contrastando com a transparência da água, que aumentou. Søndergaard et al. (2005) documentou um recurso relativo aos fluxos sazonais de entrada e saída de nutrientes em 12 lagos na Dinamarca, para estabelecer um planejamento de recuperação mais eficaz para estes ecossistemas. No Lago Paranoá, em Brasília, duas estações de tratamento de esgoto foram inseridas no entorno, além de um sistema de coleta de esgoto, reduzindo ainda mais o fornecimento de matéria indesejável, a fim de restaurar a qualidade da água. Os resultados mostraram uma diminuição das concentrações de fósforo total e clorofila-*a* e aumento da claridade da água (Jeppesen et al., 2007). Outros estudos mostraram melhora na transparência e turbidez da água como um resultado do controle da população fitoplanctônica, impedindo a entrada de esgoto doméstico (Edmondson e Lehman, 1981, Bernhardt et al, 1985; Bauerle e Gaedke, 1998).

Os estudos limnológicos podem ser direcionados para a caracterização de problemas específicos, como a eutrofização e o aporte de nutrientes, bem como propor ações mitigadoras, observando que os custos econômicos para recuperação ambiental dos ecossistemas aquáticos pode ser bastante elevado (Tundisi, 1999), e nem sempre conseguem os objetivos esperados. Além disso, há uma percepção da necessidade de novos métodos para restaurar os recursos hídricos degradados, sem causar efeitos colaterais nos organismos e/ou interações ecológicas no ambiente. Alguns lagos apresentaram resistência à restauração, especialmente pequenos lagos com grande parte dos nutrientes armazenados nos sedimentos e sujeitos a ressuspensão. Assim, os métodos biológicos, físicos e os químicos têm sido aprimorados para acelerar os processos de restauração de ecossistemas aquáticos eutróficos (Jeppesen et al., 2007).

Considerando a falta de medidas de auto-sustentação, sem efeitos colaterais ao meio ambiente, surge uma nova alternativa para a recuperação de sistemas eutróficos, que consiste na aplicação de uma argila ionicamente modificada chamada Phoslock[®], que atua na remoção de fósforo solúvel reativo (FSR) (Finkler-Ferreira e Motta-Marques, 2009). Phoslock[®] é um produto à base de silicato (argila) contendo lantânio, um elemento capaz de complexar os íons de fósforo, capturando-os e, em seguida, solidificando-os na parte inferior do corpo de água (Finkler-Ferreira e Motta-Marques, 2009). Os trabalhos anteriores (Robb et al, 2003; Akhurst et al,

2004; Ross et al, 2008; van Oosterhout e Lüring, 2010) avaliaram e comprovaram a capacidade da argila modificada para adsorção de fosfatos em condições de diferentes (por exemplo, pH, luz anoxia). O produto é considerado capaz de remover fosfatos, tanto em águas doces como salgadas (Robb et al., 2003). Após a aplicação Phoslock®, o fósforo reativo é rapidamente adsorvido, e forma uma molécula insolúvel com a estrutura da argila modificada. Assim, a alternativa para imobilizar o FSR no âmbito do próprio ecossistema com a argila ionicamente modificada é uma opção inovadora. A capacidade de Phoslock® em se complexar ao fósforo é bem estabelecida através de estudos laboratoriais (Finkler-Ferreira e Motta-Marques, 2009; Douglas e Adeney, 2001). A argila modificada não gera lodo e ensaios ecotoxicológicos mostraram que o produto não afetou vários organismos aquáticos, bem como a saúde do ser humano (ex. Chriswell Moore, 2006; Moore, 2007). O potencial de Phoslock® para restauração de ambientes aquáticos foi aprovado na Europa (Alemanha, Holanda, Inglaterra, Polónia), Austrália e EUA. Rios australianos foram tratados com a argila modificada e apresentaram melhoras na qualidade da água (Douglas e Adeney, 2001; Robb et al., 2003). Na Alemanha, as recentes aplicações foram realizadas nos lagos Silbersee e Bärensee (Instituto Nowak, 2008).

De acordo com a literatura científica sobre a eficácia da Phoslock, foi proposto um estudo *in situ* em um lago eutrófico subtropical, com frequência de eventos de florações de cianobactérias. A hipótese deste trabalho é que a argila ionicamente modificada (Phoslock®) é eficaz na remoção de FSR em águas lagos rasos subtropicais, resultando na redução da biomassa de cianobactérias potencialmente nocivas, podendo ser uma ferramenta valiosa para a restauração dos sistemas aquáticos. Assim, o objetivo deste estudo foi testar o potencial de Phoslock® em adsorver FSR e verificar a eficácia de sua ação indireta como um redutor de biomassa de cianobactérias potencialmente nocivas, recuperando a qualidade da água do lago. Neste trabalho, as toxinas não foram analisadas, embora sejam importantes para o contexto discutido.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O lago do Minizoológico está localizado no litoral norte do Rio Grande do Sul, no município de Imbé, dentro de uma unidade da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) denominada CECLIMAR (Centro de estudos costeiros, limnológicos e marinhos). O lago foi construído há aproximadamente 18 anos, possui uma área de 882 m², volume máximo de 1323 m³ e uma profundidade máxima de 1,5 m. O clima regional é subtropical úmido, sem estação seca (Cfa; Köppen, 1936). O histórico das temperaturas médias anuais está entre 16 e 20 °C, e a precipitação total anual está entre 1200 e 1300 mm.

O lago e seu entorno vinham sendo utilizados como espaço para a inserção de espécies (tartarugas, peixes, aves e capivaras) que compunham um minizoológico para fins educacionais. É importante salientar que, concomitante às ações especificadas neste trabalho, o lago sofreu algumas alterações de manejo. Possui uma comporta que, quando aberta, possibilita a ligação do lago com a Laguna de Tramandaí, um sistema com características estuarinas devido à sua ligação com o Oceano Atlântico. A comporta foi aberta durante eventos de altas precipitações, para evitar que o nível da água subisse muito, pois a região estava sofrendo a influência do El Niño. Um aerador foi instalado em maio de 2009 para melhorar a qualidade da água. A sua ação propiciou que a coluna d'água fosse desestabilizada, promovendo maior oxigenação na coluna d'água. Além disso, um aterramento foi realizado em uma grande área do lago (441 m²), onde como medida de contenção, foi feito um plantio de grama seguido por uma colocação de pedras na margem oeste.

DOSAGEM E APLICAÇÃO DA ARGILA MODIFICADA

Considerando uma concentração inicial de fósforo total na coluna d'água de 1,4 mg/L, o tratamento estimado, baseado em uma dosagem mínima recomendada pelo (100:1, *i.e.*, 100 mg/L de Phoslock® para 1 mg/L fósforo solúvel reativo) deveria ser de 185 kg. Entretanto, para um tratamento efetivo, a concentração de fósforo no sedimento deve ser considerada, bem como a entrada de fósforo por fonte difusa.

Devido à entrada de material orgânico do Mini Zoológico ao longo de décadas, uma espessa camada de lodo foi acumulada no fundo do lago e as concentrações de PT atingiram aproximadamente 2000 mg P/kg.

De acordo com trabalhos anteriores de restauração (Instituto Dr. Nowak, 2008), cerca de 40% da concentração de PT está a 4 cm antes da camada superior do sedimento e deve ser contabilizada para um tratamento eficaz.

Neste caso, a quantidade de Phoslock estimado para imobilizar o fósforo no sedimento e para manter a TP abaixo de 0,04 mg/L é de aproximadamente 2,8 toneladas.

A fim de testar a capacidade do produto em reduzir o estoque de fósforo no sistema, 125 kg de Phoslock foram aplicadas em julho de 2009. A aplicação foi realizada em um barco equipado com uma mangueira e uma barra de pulverização para a aplicação do Phoslock® sobre o lago. Esta aplicação-teste da argila no lago representa 67% do estimado para o tratamento da coluna de água e menos de 5% para imobilizar a fonte interna de fósforo do sedimento.

MONITORAMENTO LIMNOLÓGICO

O monitoramento consistiu na coleta de amostras de água no ponto central do lago, sendo que a primeira coleta foi feita antes do experimento (controle), em julho/2009. Ao aplicar o teste de 125 kg de Phoslock®, amostras de água foram coletadas após 2 e 24 horas da aplicação do produto, seguida de amostragem semanal no primeiro mês, e posteriormente mensal após este período, até fechar um ciclo anual (julho 2009-julho 2010). Oxigênio dissolvido (Istrutherm MO 890), turbidez (Quimis Q279P), condutividade (Lutron CD 4301) e pH (homis PH 016) foram medidos utilizando dispositivos específicos. A transparência da água foi medida usando um disco de Secchi. Os dados sobre as chuvas na região do lago foram adquiridos através do DEPREC (Departamento Estadual de Portos, Rios e Canais), adaptados de Gerlack (2010).

ANÁLISE DAS AMOSTRAS

A análise dos nutrientes totais (fósforo e nitrogênio), e a análise de sólidos (suspensos e totais dissolvidos) seguiram padrão APHA (1998). Para as análises de nutrientes dissolvidos inorgânicos (fósforo solúvel reativo e amônio), as amostras inicialmente foram filtradas em filtros de fibra de vidro 0.45 µm e após foram medidos através de espectrofotometria (APHA 1998).

A clorofila-*a* foi medida através de um fluorômetro multi-canal de clorofila (PHYTO- PAM, Walz®) para determinar as concentrações respectivas para os grupos fitoplânctônicos (cianobactérias, algas verdes e pardas), bem como a atividade fotossintética respectiva (através do valor do fotossistema II), além de utilizar o método de extração com acetona de Golterman et al. (1978) para a clorofila-*a* total.

As amostras quantitativas de fitoplâncton foram preservadas de acordo com APHA (1998), analisadas em microscópio óptico Olympus IX40, utilizando uma câmara de Sedgewick-Rafter em 400x de aumento. Ao menos 100 indivíduos da espécie mais abundante foram contados ($P < 0.05$) de acordo com Lund et al. (1958).

ANÁLISE DE DADOS

A zona eufótica (Zeu) foi calculada como sendo 2,7 vezes a profundidade obtida com o disco de Secchi (Cole, 1994). O biovolume de algas foi calculado utilizando fórmulas de formas geométricas (Hillebrand et al., 1999), e assumindo que a unidade de massa fresca, expressa em massa, em que $1 \text{ mm}^3/\text{L} = 1 \text{ mg/L}$ (Wetzel & Likens, 2000).

Para estabelecer relações entre a análise de componentes bióticos e abióticos foi feita r-correlação de Pearson ($P < 0,05$), utilizando o software Statistica® (Statsoft Inc., 1996). Análise de Componentes Principais (PCA) foi realizada por meio do programa PC-ORD (McCune & Mefford, 1999) para determinar a variação espacial e temporal das condições físicas e químicas.

RESULTADOS

CENÁRIO FÍSICO E QUÍMICO

Durante o estudo, a temperatura da água seguiu o padrão sazonal, com um mínimo durante o inverno de 2009 e aumento gradual até o verão de 2010 (Tabela 1). Altas concentrações médias de oxigênio dissolvido e condutividade foram registradas durante os primeiros meses (inverno 2009) após a aplicação de Phoslock®.

(Tabela 1). Os meses seguintes mostraram uma diminuição das concentrações, resultando em uma média de 6,8 mg/L e 0,5 mS/cm no final de um ciclo anual, no inverno de 2010 (Tabela 1).

Tabela 1: Variação temporal das variáveis físicas e químicas analisadas durante o estudo:

	Inverno 2009		Primavera 2009		Verão 2010		Outono 2010		Inverno 2010	
	Média (SD)	intervalo	Média (SD)	intervalo	Média (SD)	intervalo	Média (SD)	intervalo	Média (SD)	intervalo
*Precipitação (mm)	86 (± 113.5)	29.1 - 243.4	200.7 (± 119.7)	88.9 - 327	141.8 (± 67.2)	64.2 - 183.6	76.4 (± 6.1)	72 - 80.7	282.0 (± 41.9)	252.3 - 311.6
T água (°C)	16.6 (± 3.9)	11.0 - 22.7	22.5 (± 4.2)	18.2 - 26.5	24 (± 1.4)	22.5 - 25.4	22.0 (± 1.9)	20.2 - 24	17.2 (± 4.5)	14 - 20.4
pH	8.8 (± 1.4)	6.7 - 10.0	8.9 (± 1.2)	7.5 - 9.9	9.3 (± 0.5)	8.8 - 9.7	8.4 (± 0.8)	7.8 - 9.4	8.0 (± 0.7)	7.6 - 8.5
Cond (mS/cm)	2.6 (± 0.9)	1.6 - 3.4	0.8 (± 0.1)	0.7 - 0.9	0.6 (± 0.2)	0.5 - 0.8	0.9 (± 0.4)	0.5 - 1.3	0.5 (± 0.04)	0.5 - 0.6
Turb (NTU)	198.7 (± 111.2)	49.3 - 319.0	88.6 (± 75.7)	44.0 - 176.0	143.4 (± 73.9)	58.1 - 188.0	167.8 (± 121.8)	52.3 - 295.0	71.8 (± 37.2)	45.5 - 98.1
OD (mg/L)	13.2 (± 3.8)	6.2 - 16.8	7.0 (± 1.4)	5.5 - 8.3	10.9 (± 1.6)	9.2 - 12.4	6.7 (± 3.0)	3.4 - 9.3	6.8 (± 1.8)	5.6 - 8.1
Secchi (cm)	10.0 (± 0)	10.0 - 10.0	16.7.1 (± 4.7)	13.0 - 22.0	11.8 (± 4.1)	9.0 - 16.5	12.3 (± 1.5)	11.0 - 14.0	27.5 (± 0.7)	27.0 - 28.0
Profundidade (m)	1.3 (± 0.3)	0.9 - 1.5	0.9 (± 0)	0.9 - 0.9	0.9 (± 0.2)	0.8 - 1.1	1.0 (± 0.3)	0.9 - 1.4	0.9 (± 0.04)	0.9 - 0.9
SS (mg/L)	114.7 (± 76.5)	40.0 - 230.0	89.8 (± 48.2)	34.5 - 123	63.0 (± 30.8)	37.0 - 97.0	80.8 (± 29.8)	47 - 103	25.6 (± 19.7)	11.6 - 39.5
STD (mg/L)	1648.3 (± 703.3)	942 - 2590	499.7 (± 58.9)	437 - 554	393.3 (± 64.4)	320 - 441	542.0 (± 78.3)	490 - 632	212.0 (± 94.8)	145 - 279
NT (mg/L)	1.2 (± 0)	1.22 - 1.22	0.8 (± 0)	0.82 - 0.85	0.9 (± 0.2)	0.71 - 1.17	1.0 (± 0.2)	0.88 - 1.16	2.8 (± 0.2)	2.69 - 2.96
NH ₃ (mg/L)	0.5 (± 0.7)	0.00 - 1.69	0.1 (± 0.02)	0.10 - 0.15	0.2 (± 0.06)	0.20 - 0.30	0.2 (± 0.06)	0.12 - 0.27	2.2 (± 0.5)	1.83 - 2.55
PT (mg/L)	0.9 (± 0.4)	0.41 - 1.40	0.7 (± 0.1)	0.60 - 0.76	0.4 (± 0.2)	0.31 - 0.63	0.8 (± 0.02)	0.77 - 0.81	0.7 (± 0.1)	0.63 - 0.74
FSR (mg/L)	0.5 (± 0.2)	0.14 - 0.86	0.5 (± 0.02)	0.48 - 0.53	0.3 (± 0.1)	0.20 - 0.35	0.6 (± 0)	0.53 - 0.65	0.5 (± 0.2)	0.34 - 0.62
Cl a (µg/L)	159.7 (± 78.5)	79.1 - 289.3	81.6 (± 61.1)	30.1 - 149.2	120.9 (± 71)	57.6 - 197.8	188.6 (± 89.4)	91.5 - 267.5	67.8 (± 55.9)	28.2 - 107.4

T= temperatura; cond= condutividade; turb= turbidez; OD= oxigênio dissolvido; SS= sólidos suspensos; STD= sólidos totais dissolvidos

NT= nitrogênio total; NH₃= amônia; PT= fósforo total; FSR= fósforo solúvel reativo; Cl a= Clorofila a

* Dados de precipitação de Gerlack, 2010.

O pH registrou concentrações mais elevadas durante quase todo o estudo, exceto durante o inverno de 2009, quando o lago apresentou uma grande variação, devido à aplicação Phoslock® (Tabela 1). O lago tinha pouca transparência, refletindo numa zona eufótica curta, sendo que durante os primeiros meses foi de 30 cm, e no final do estudo chegou a 84 centímetros, com praticamente toda a coluna de água iluminada. A turbidez da zona eufótica apresentou uma queda acentuada nos primeiros quatro meses, após a aplicação, e no final do estudo, após um ano.

A dinâmica dos nutrientes foi orientada pela aplicação-teste de Phoslock®, principalmente o fósforo. Os resultados da pré-avaliação do ambiente apresentaram altas concentrações de fósforo solúvel reativo (0,86 mg/L FSR). Após duas horas de aplicação-teste, o FSR diminuiu acentuadamente, até 56% (0,48 mg/L, Figura 1). Após 24h, os resultados relataram um aumento na concentração de FSR, atingindo 0,60 mg/L. No entanto, nas amostragens subsequentes, os níveis de FSR diminuíram gradativamente, até atingir a redução máxima no estudo, de 84% (0,14 mg/L), um mês após a aplicação (Figura 1). Comportamento semelhante foi registrado para o fósforo total (PT), reduzindo cerca de 75% das concentrações após um mês da aplicação (Figura 1). No entanto, no final da primavera, tanto FSR e PT aumentaram novamente, mas com valores inferiores aos registrados no início do estudo, antes da aplicação do produto. No final do estudo, no inverno de 2010, uma nova queda foi registrada para PT e FSR, atingindo, respectivamente, 0,62mg/L e 0,33 mg/L.

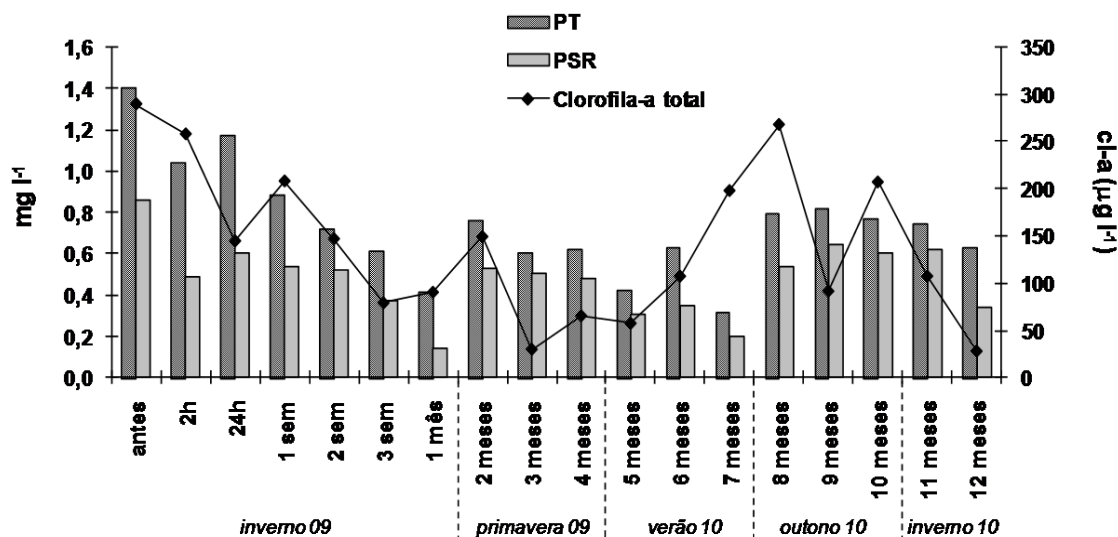


Figura 1 – Variação temporal da clorofila-a total, fósforo total (PT) e fósforo solúvel reativo (FSR) no lago do Ceclimar, antes e depois da aplicação do Phoslock®.

O nitrogênio total (NT) diminuiu 30% após dois meses de aplicação, com valores similares às concentrações iniciais, antes de aplicar o produto. No início do estudo foi registrada a concentração média de 1,22 mg/L NT durante o inverno de 2009, sofrendo redução nas estações seguintes, mas voltou a aumentar no final do estudo (Tabela 1). Para a amônia (NH₃) os valores foram reduzidos apenas no primeiro mês de acompanhamento (Tabela 1).

Os sólidos totais dissolvidos (STD) mostraram um padrão semelhante ao PT e FSR, diminuindo acentuadamente (76%) até a estação do verão (Tabela 1). Durante o outono de 2010, o valor médio de STD aumentou e diminuiu novamente no fim do estudo. Os sólidos suspensos (SS) registraram o mesmo padrão sazonal de STD (Tabela 1).

A COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

A aplicação-teste de Phoslock® resultou em uma forte redução nas concentrações de clorofila-*a* (Figura 1). No início do estudo, os maiores valores de concentração de clorofila-*a* foram registrados (>250 µg/L), especialmente antes de aplicar o teste, diminuindo em 50% após 3 meses, com valores abaixo de 50 µg/L um ano após a aplicação, no final do estudo (inverno 2010).

A maior parte da biomassa total expressa pela clorofila-*a*, correspondeu à biomassa de cianobactérias durante um ciclo anual. Após a terceira semana da aplicação, a biomassa de cianobactérias diminuiu drasticamente e manteve-se baixa até o verão, seis meses após a aplicação, com um leve aumento. Durante os meses de menor biomassa de cianobactérias, Primavera de 2009, as algas verdes (Chlorophyceae) se desenvolveram no lago, com uma biomassa muito expressiva, que permaneceu até o início do verão, quando as cianobactérias cresceram novamente (Figura 2).

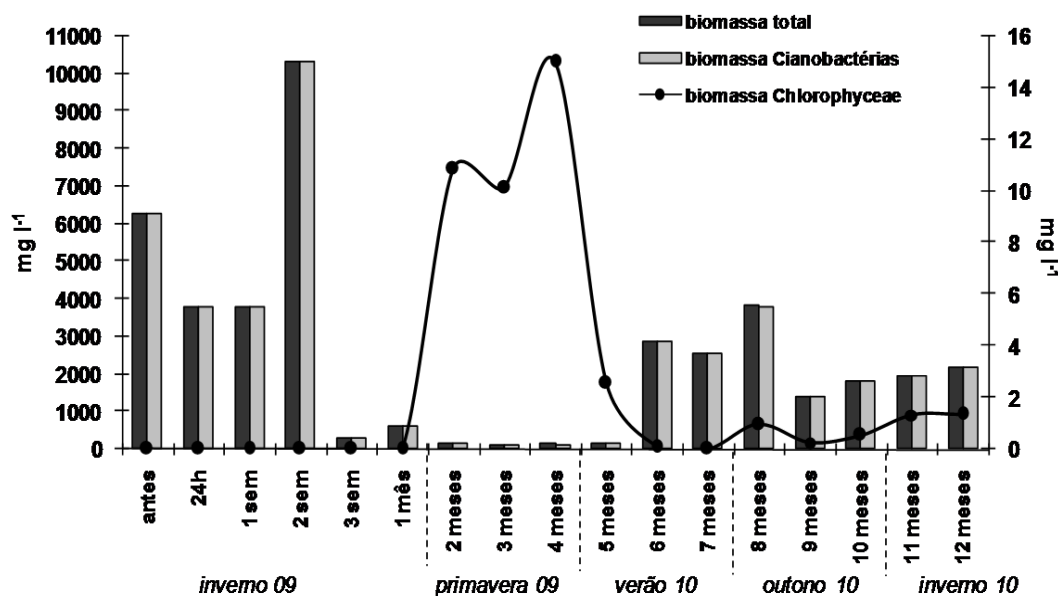


Figura 2 – Variação temporal da biomassa fitoplanctônica total, biomassa de cianobactérias e biomassa de Chlorophyceae (algas verdes), no lago do Ceclimar antes e depois da aplicação do Phoslock®.

A correlação r -Pearson mostrou resultados significativos ($P < 0,05$) entre algumas variáveis físicas e químicas da biomassa. A cianobactéria *Microcystis aeruginosa* (Kützinger) foi positivamente correlacionada com sólidos totais dissolvidos (0,78), condutividade (0,69), clorofila- a (0,65), fósforo total (0,61), turbidez (0,57) e profundidade (0,53). *Sphaerocavum Brasiliensis* (Azevedo et Sant'Anna) também apresentou correlação significativa com a transparência da água (0,75) e com a zona eufótica (0,63). A diatomácea *Nitzschia* sp. e as algas verdes, *Scenedesmus brasiliensis* (Bohlin) e *Desmodesmus javanensis* (Chodat), foram correlacionadas com a transparência da água (0,78, 0,82 e 0,78 respectivamente). Uma correlação negativa foi registrada entre a alga verde *Dictyosphaerium* sp. e nitrogênio total (-0,55). A cianobactéria *Sphaerocavum brasiliensis* foi positivamente correlacionada com as algas verdes *Scenedesmus brasiliensis* e *Desmodesmus javanensis* (0,93 e 0,66, respectivamente). Estas algas verdes, por sua vez, apresentaram correlação com a alga marrom *Nitzschia* sp (0,92 e 0,97, respectivamente).

A análise de componentes principais (PCA) explicou 65,7% da variabilidade dos dados (eixo 1 = 47,4%, o eixo 2 = 18,3% (Figura 3). As variáveis mais importantes em um eixo foram STD (0,93), condutividade (0,91), profundidade (0,89), turbidez (0,86), SS (0,84), PT (0,82), clorofila das cianobactérias (0,82), clorofila- a total (0,73), temperatura da água (-0,65), OD (0,63), FSR (0,53) e pH (0,43). No eixo 2, as variáveis mais importantes foram NT (0,83), zona eufótica (0,62), amônia (0,61), clorofila verde (-0,49) e clorofila marrom (-0,49). No lado positivo do eixo 1, a unidade anterior e até duas semanas após a aplicação do produto (inverno 2009) esteve relacionada com os elevados valores de sólidos, turbidez, condutividade, total e azul clorofila- a , fósforo (FSR e PT), pH, OD e profundidade máxima do lago. Do lado negativo do eixo 1, as unidades amostrais após três semanas de aplicação do produto foram relacionados às altas temperaturas. No lado positivo do eixo 2, as unidades amostrais do inverno de 2010 estiveram associadas com um aumento da zona eufótica e as maiores concentrações de nitrogênio (NH_3 e NT). Do lado negativo do eixo 2, os maiores valores de clorofila das algas verdes e pardas estiveram relacionados com as unidades amostrais da primavera de 2009 e do verão de 2010. Os resultados da PCA indicou que o primeiro eixo apresentou uma tendência de recuperação da qualidade da água após a aplicação do produto Phoslock®, refletindo na mudança nas concentrações de fósforo e na biomassa de cianobactérias (Figura 3).

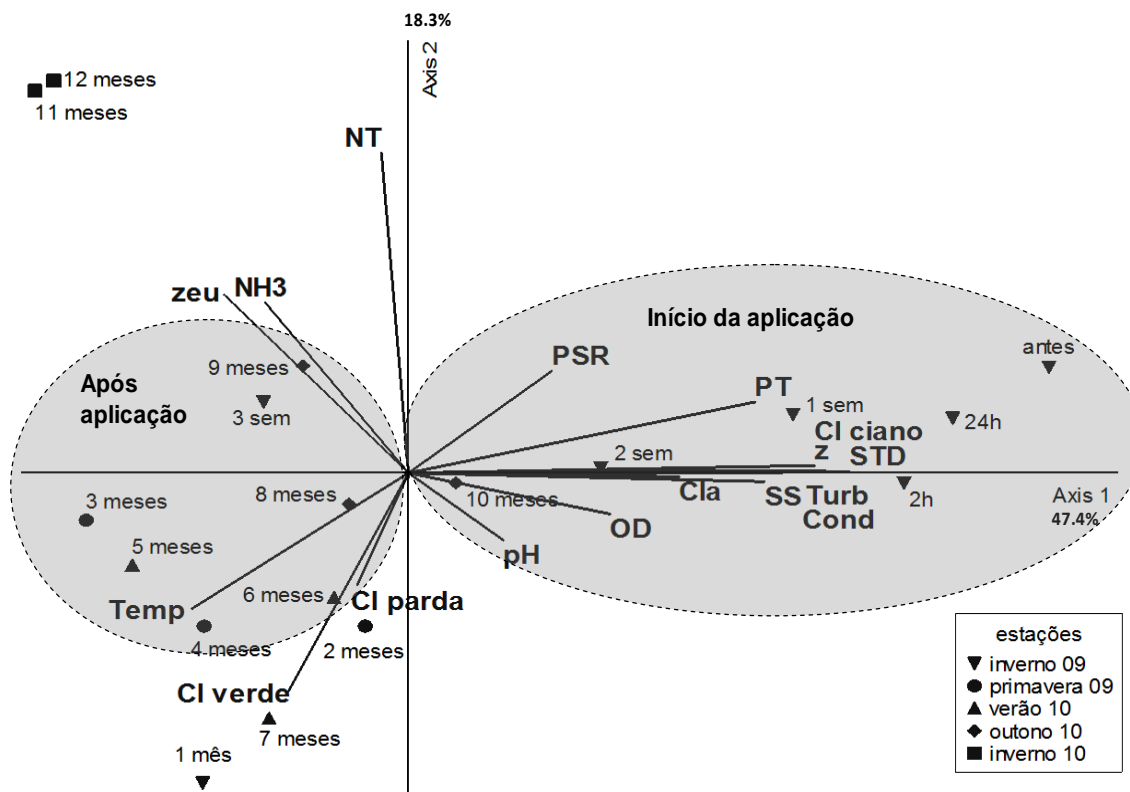


Figura 3 - Ordenação da Análise dos componentes principais das variáveis ambientais no lago do Ceclimar, antes e depois da aplicação do Phoslock®.

DISCUSSÃO

O estudo sugere que o grau de hipereutrofização do lago esteve associado aos valores elevados de fósforo solúvel reativo (FSR) e baixa transparência da água, resultando em uma dominância da biomassa de cianobactérias altamente expressiva, seguindo o padrão documentado por Schindler (1977), Krienitz et al. (1996) Smith, e Bennett (1999), Jeppesen et al. (2002, 2005, 2007), Finkler-Ferreira e Motta-Marques (2009) e Smith e Schindler (2009), entre outros.

O efeito da aplicação-teste (julho - inverno 2009) induziu uma diminuição acentuada nas concentrações de FSR em cerca de 50%, diminuindo duas horas após a aplicação, e até o final do estudo (um ano) não foi registrado valor semelhante ao inicial. Depois de três meses, com o aumento da transparência da água, a redução da disponibilidade de fósforo foi observado no lago, e foi o fator responsável pela ocorrência de alterações na comunidade fitoplanctônica, com uma queda drástica no processo de floração, permitindo uma reestruturação da cadeia alimentar (Moss 1990, Scheffer, 1998). Depois de um ano (inverno 2010), a coluna de água esteve quase toda iluminada, com menores concentrações de FSR, resultando em uma menor biomassa de cianobactérias, e um epilânio claro. No entanto, deve-se assumir um erro, já que o fósforo que fica armazenado no sedimento composto por uma espessa camada de lodo pode ser um contribuinte em eventos de ressuspensão.

O padrão de relações entre a alta concentração de FSR e a alta biomassa do fitoplâncton neste estudo foi semelhante ao registrado na literatura (Edmondson e Lehman, 1981; Bernhardt et al, 1985; Sas, 1989; Bauerle e Gaedke, 1998; Søndergaard et al, 2005; Jeppesen et al, 2007). O estado hipereutrófico causou um decréscimo na relação N/P. O decréscimo dessa taxa indica um declínio de grupos funcionais fitoplanctônicos, perda de diversidade e, conseqüentemente, um aumento na densidade de cianobactérias com estratégia adaptativa de

fixação de nitrogênio (Scheffer, 1998). Foi estipulado por Smith (1985), Smith e Bennett (1999) e Reynolds (2006) que as concentrações de nutrientes totais (NT e PT) na epilímnia e a disponibilidade de luz, controlam os níveis de biomassa de cianobactérias e algas.

Durante o estudo, dois eventos da dominância de cianobactérias foram observados. A primeira floração no inverno de 2009 foi relacionada às altas concentrações de nutrientes, especialmente o PT e o FSR. O segundo evento, no verão, apresentou uma biomassa de cianobactérias com cerca de 27,8 % menor em comparação com a floração do inverno e foi explicada pelas altas temperaturas. Apesar desta segunda floração, a presença de algas verdes foi registrada, e menos expressiva em termos de biomassa. Entretanto, é importante notar que, com a diminuição da FSR, especialmente na primavera, as algas verdes e marrons apresentaram grande abundância, competindo com as cianobactérias, resultando numa biomassa reduzida. No próximo inverno (em 2010), a biomassa total (2.182 mg/L) diminuiu em relação ao inverno anterior (em 2009), antes da aplicação-teste. Além disso, altas concentrações de clorofila-*a* registrada no inverno de 2010 foram relacionadas às altas concentrações de NH_3 e NT. Este fato pode ser explicado pela diminuição da biomassa de cianobactérias, enquanto outros estudos mostraram aumento nas concentrações de amônia a partir da decomposição ou senescência da biomassa do fitoplâncton (Falconer, 1998; Reynolds, 2006).

As chuvas intensas na primavera (327 mm; Gerlack, 2010) também pode explicar a tendência de renovação da água, refletindo em uma comunidade mais diversificada do fitoplâncton. Essa relação pode ser explicada pelo aumento do volume de água, resultando em uma diluição dos nutrientes, permitindo maior competição entre os grupos de fitoplâncton (Reynolds, 2006). Além disso, a alta biomassa de clorofila-*a* que ocorreu durante os dois eventos de floração refletiu em significativas concentrações de oxigênio dissolvido, resultante da maior atividade fotossintética do fitoplâncton. O mesmo padrão foi igualmente evidenciado por Reynolds (2006), Smith et al. (2008) e Jahan et al. (2010).

A tendência de recuperação da qualidade da água do lago do Mini Zoológico, após a adição de Phoslock®, também foi observado em reservatórios e lagos na Europa e na Austrália (Robb et al, 2003; Instituto Nowak 2008; Oosterhout van e Lüring, 2010). Assim, este trabalho contribui para os estudos de recuperação de lagos eutróficos rasos. Neste caso, o fósforo foi atenuado por uma medida de gestão, com foco na redução de sua concentração na fração dissolvida e controle de eventos de floração de cianobactérias. Segundo o fabricante do produto, o valor que deveria ter sido aplicado no lago seria igual a uma tonelada, diante dos níveis iniciais de FSR que foram de 0,86 mg/L e do volume do lago (1.323 m³). Assim, nós usamos somente uma aplicação-teste, o que corresponde a 12,5% do valor que deveria ter sido utilizado. Resultados semelhantes aos nossos foram encontrados na pesquisa de Moss (1990), mas acreditamos que o estabelecimento de condições oligotróficas será possível somente após a aplicação de uma dose condizente com os parâmetros estabelecidos pelo fabricante do produto.

CONCLUSÕES

A aplicação-teste do produto no Lago do Mini Zoológico confirmaram a eficiência da argila ionicamente modificada (Phoslock®) na remoção do fósforo solúvel reativo (FSR), também resultando em uma redução da biomassa de cianobactérias, podendo ser uma ferramenta valiosa para a restauração de sistemas subtropicais rasos aquáticos.

Após uma redução significativa de 84% do fósforo solúvel reativo, houve uma mudança clara na comunidade fitoplanctônica, onde o lago, após o declínio das cianobactérias, foi dominada por algas verdes e pardas, além de apresentar uma comunidade mais diversa, típica de sistemas menos eutrofizados.

A recuperação do lago não foi completamente concluída. As concentrações de FSR ainda estão acima dos limites que a literatura tem proposto nos últimos anos de lagos rasos. Devido a este fato, um processo de dragagem está sendo planejado para evitar a ressuspensão de fósforo.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao CNPq pela bolsa de Iniciação Científica, à química do Laboratório de Análises de Água e Sedimentos - Ceclimar / IB, e ao bolsista Victor Hugo Brusius, pelo auxílio nas análises físicas e químicas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AKHURST, D., JONES, G.B., MCCONCHIE, D.M. The application of sediment capping agents on phosphorous speciation and mobility in a sub-tropical diurnal lake. *Marine and Freshwater Research* v. 55, p. 715-725, 2004.
2. APHA. 1998. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 21 ed. Washington: American Public Health Association.
3. BABICA, P., BLAHA, L., MARSALEK, B. Exploring the natural role of microcystins - a review of effects o photoautotrophic organisms. *Journal of Phycology*, v. 42, p. 9-20, 2001.
4. BÄUERLE, E., GAEDKE, U. *Advances in Limnology* 53. Lake Constance: characterization of an ecosytem in transition. E. Schwizerbart'sche Verlagsbuchhandlung 610, 1998.
5. BERNHARDT, VON H., CLASEN, J., HOYER, O., WILHELMS, W. Oligotrophication in lakes by means of chemical nutrient removal from the tributaries. Its demonstration with the Wahnbach Reservoir. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 70, p. 481-533, 1985.
6. BONEY, A.D. *Phytoplankton*. 2 ed. London, E. Arnold, 1989.
7. CHORUS, I., BARTRAM, J. *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to Public Health Consequences, Monitoring and Management*. London: E., FN Spon, 1999.
8. COLE, G.A. *Textbook of limnology*. 4. ed. Illinois: Waveland Press, 1994.
9. CONLEY, D.J. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science*, v. 323, p. 1014-1015, 2009.
10. COOKE, G.D., WELCH, E.B., NEWROTH, P.R. *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. 2. ed. Lewis Publishers, Boca Raton, 1993.
11. CROSSETTI, L.O., Phytoplankton biodiversity changes in a shallow tropical reservoir during the hypertrophication process, *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, p. 1061-1067, 2008.
12. DOUGLAS, G.B., ADENEY, J. A. Canning River Phoslock™ trial Confidential Report prepared for Water and Rivers Comission. CSIRO Land and Water Report January. pp.75, 2001.
13. EDMONDSON, W.T., LEHMAN, J.T. The effect of changes in the nutrient income on the condition of Lake Washington. *Limnology and Oceanography*, v. 26, p. 1-29, 1981.
14. FALCONER, I.R. *Algal toxins and human health. The Handbook of Environmental Chemistry Vol. 5, Part C*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 1998.
15. FINKLER FERREIRA, T., MOTTA MARQUES, D.M.L. Aplicação de Phoslock® para Remoção de Fósforo e Controle de Cianobactérias Tóxicas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 14, p. 73-82, 2009.
16. GERLACK, E. *Dados Metereológicos da Região de Imbé – RS*. DEPREC - Departamento de Portos, Rios e Canais, 2010.
17. GIBBS, M., BREMNER, D., VAN KOOTEN, M. Comparision of efficacy of four Pinactivation agents on Lake Rotoura sediments. Prepared for Environment Bay of Plenty, New Zealand. NIWA Client Report: HAM 105, 2008.
18. GOLTERMAN, H.L., CLYMO, R.S., OHNSTAD, M.A.M. *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. Londres, Blackwell Scientific Publication, 1978.
19. HEALEY, F.P. Phosphate, p. 105 – 125. Em N. G. Carr e B. A. Whitton [ed.] *The biology of cyanobacteria. Botanical monographs* (pp 105 -125). Blackwell: Oxford, 1982..
20. HILLEBRAND, H., DU`RSELEN, C., KIRSCHTEL, D., POLLINGHER, U. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of phycology*, v. 35, p. 403-424, 1999.
21. HUSZAR, V.L.M., SILVA, L.H.S. Estrutura da comunidade fitoplanctônica no Brasil: cinco décadas de estudos. *Limnotemas*, v. 2, p. 1-22, 1999.
22. INSTITUT DR. NOWAK. Report on the application of Phoslock on the Silbersee. Report prepared for Phoslock Water Solutions Ltd. p7, 2008.
23. JAHAN, R., KHAN, S., HAQUE, M.M., CHOI, J.K. Study of harmful algal blooms in a eutrophic pond, Bangladesh. *Environmental Monitoring and Assessment* v. 170, p. 7-21, 2010.
24. JEPPESEN, E., JENSE, J.P., SØNDERGAARD, M. Response of phytoplankton, zooplankton and fish to reoligotrophication: an 11-year study of 23 Danish lakes. *Aquatic Ecosystems, Health , Management* v. 5, p. 31-43, 2002
25. JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M., PEDER, J., HAVENS, K.E., ANNEVILLE, O., CARVALHO, L. Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology*, v. 50, p. 1747-1771, 2005.

26. JEPPESEN, E., MEERHOFF, M., JACOBSEN, B.A., HANSEN, R.S., SONDERGAARD, M., JENSEN, J.P. Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation – the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia* v. 581, p. 269–285, 2007.
27. KAPUSTA, C.S., WURDIG, N.L., BEMVENUTI, C.E. Distribuição da meio fauna, inverno e verão, no estuário de Tramandaí – Armazém, RS – Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 14, n. 1, p. 81–90, 2002.
28. KRIENITZ, L., KASPRAZAK, P., KOSCHEL, R. Long term study on the influence of eutrofication, restoration and biomanipulation on the structure and development of phytoplankton communities in Feldberger Haussee (Baltic Lake District, Germany). *Hydrobiologia*, v. 330, p. 89-110. 1996.
29. KÖPPEN, W. Das geographische System der Klimate - Handbuch der Klimatologie, Vol.1, Part C, Gebr. Bornträger Verlag, Berlin 1936.
30. LIKENS, G.E. Nutrients and Eutrophication. *Limnology and Oceanography*, v.17, n. 6, 1972.
31. MCCUNE, B., MEFFORD, M.J., 1995. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 2.0. Oregon, MJM Software Design gleneden Blach. *Americ. Soc. Limnol. Oceanogr. Special Symp.*
32. MOORE, M. Risk Assessment – Human health risk of elevated lanthanum in drinking water resources. Report prepared for Phoslock Water Solutions Ltd. National Research Centre for Environmental Toxicology (Entrox). p 9., 2007.
33. MOORE, M., CHISWELL, B. Environmental Risk Assessment Study (Revision 1). Report prepared for Phoslock Water Solutions Ltd. p 13, 2006.
34. MOSS, B. Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. *Hydrobiologia* 275-276, 1-14. 1990.
35. NEVILLE, C.M., CAMPBELL, P.G.C. Possible mechanisms of aluminium toxicity in a dilute, acidic environment to fingerlings and older life stages of salmonids. *Water Air Soil Pollution* 42, 311- 327, 1988.
36. OMOIKE, A.I., VANLOON, G.W. Removal of phosphorus and organic matter removal by alum during wastewater treatment. *Water Resources* 33(17), 3617-3627, 1999.
37. VAN OOSTERHOUT, F., LÜRLING, M. Effects of the novel 'Flock - Lock' lake restoration technique on Daphnia in Lake Rauwbraken (The Netherlands). *Journal of Plankton Research* v. 33, p. 255-263, 2011.
38. PAERL, H.W., FULTON, R.S., MOISANDER, P.H., DYBLE, J. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *Science World Journal* 1, 76–113, 2001
39. PAERL, H.W., HALL, N.S., CALANDRINO, E.S. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of the Total Environment* v. 409 ,p. 1739–1745, 2011.
40. PANOSSO, R., COSTA I.A.S., SOUZA, N.R., CUNHA, S.R.S., ATTAYDE, J.L., GOMES F.C.F., Ocorrência de cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do semi-árido potiguar, e o potencial controle das florações pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). *Oecologia Brasiliensis*, v. 11, n. 3, p. 433-449, 2007.
41. REYNOLDS, C.S. Ecology of Phytoplankton. Cambridge, Ed. Cambridge University Press, 2006.
42. ROBB, M.B., GREENOP, B., GOSS, Z., DOUGLAS, G., ADENEY, J. Application of Phoslock TM, an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings. *Hydrobiologia*, v. 494, p. 237–243, 2003.
43. ROSS, G., HAGHSERESHT, F., CLOETE, T.E. The effect of pH and anoxia on the performance of Phoslock®, a phosphorous binding clay. *Harmful Algae*, v. 7, p. 545-550, 2008.
44. ROUND, F.E. The Biology of Algae. 2nd ed. London, Edward Arnold, 1973.
45. SCHEFFER, M. Ecology of shallow lakes. London, Chapman and Hall, 1998.
46. SCHINDLER, D.W. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*, v. 195, p. 260-262, 1977.
47. SCHINDLER D.W., HECKY R.E., FINDLAY D.L., STANTON M.P., PARKER B.R., PATERSON M. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37 year whole ecosystem experiment. *Proceedings of the Natural Academy of Science of USA* 105, 11254–8., 2008.
48. SMITH, V.H. Predictive models for the biomass of blue-green algae on lakes. *Water Resources Bulletin* 21, 433-439, 1985.
49. SMITH, V.H., BENNET, S.J. Nitrogen: phosphorus supply ratios and phytoplankton community structure in lakes. *Archiv für Hydrobiologie* 146, 37-53, 1999.
50. SMITH, V.H., SCHINDLER, D.W. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution* 24, 201–207., 2009.
51. SOARES, M.C.S., MARINHO, M.M., HUSZAR V.L.M., BRANCO, C.W.C., AZEVEDO, S.M.F.O. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. *Lakes , Reservoirs: Research and Management* 13, 257–269, 2008.
52. SØNDERGAARD, M., JENSEN, J.P., JEPPESEN, E. Seasonal response of nutrients to reduced phosphorus loading in 12 Danish lakes. *Freshwater Biology*, v. 50, p.1605–1615, 2005.

53. TUNDISI, J.G., MATSUMURA-TUNDISI, T., ROCHA, O. Theoretical basis for reservoir management. In J. G. Tundisi , M. Straskraba (Eds.), Theoretical reservoir ecology and its applications (pp. 505-528). São Carlos / Albert Heijn: International Institute of Ecology / Backhuys Publishers, 1999.
54. WELCH, E.B., COOKE, G.D. Effectiveness and longevity of phosphorus inactivation with alum. Lake and Reservoirs Management 15, 5–27, 1999.
55. WETZEL, R.G, LIKENS, G.E. Limnological Analyses. Treatment of Drinking Water II (Hrubec J, editor). 3. ed. New York, Springer-Verlag.Berlin, 2000.
56. WETZEL, R.G. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie 24, 6–24, 1990.