

APLICAÇÃO DA TÉCNICA *FLOCK AND LOCK* NA MITIGAÇÃO DA EUTROFIZAÇÃO E SEUS EFEITOS SOBRE BIOMASSA ALGAL E CIANOTOXINAS

Gustavo de Oliveira Porto^{1*}; Mateus Santos de Araújo Silva¹; Daniely de Lucena Silva²; Juliana dos Santos Severiano¹; José Etham de Lucena Barbosa¹

*1 Departamento de Biologia – Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação
Department of Biology/Postgraduate Programme in Ecology and Conservation, Universidade Estadual da Paraíba, Campus I, Av. Baraúnas, 351, Bairro Universitário, CEP: 58429-500, Campina Grande, Brasil.*

2 Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais e Biotecnologia da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, Sítio Olho d'água da Bica, Zona Rural, Cuité – PB, CEP: 58175-000.

1) Introdução

Um dos principais problemas relacionados a redução da qualidade da água em ecossistemas aquáticos é a eutrofização, que é causado pelo enriquecimento de nutrientes, principalmente fósforo (P) e nitrogênio (N), nos corpos d'água (Sonarghare *et al.*, 2020). Tal fenômeno favorece as florações algais nocivas (HABs), que provocam hipóxia na água à medida que as células se acumulam e se decompõem, liberando diversos metabólitos secundários tóxicos e outros compostos nocivos, como toxinas, sulfeto de hidrogênio e substâncias odoríferas (Huang; Zimba, 2019). Esses subprodutos afetam negativamente biota aquática, alterando a estrutura das comunidades biológicas e a abundância de microrganismos, assim como a qualidade da água, deixando-a mais turva e causando odor e sabor (Gadelha *et al.*, 2022).

As tentativas de mitigar a intensificação das florações de cianobactérias decorrentes da eutrofização têm impulsionado investimentos públicos voltados à melhoria da qualidade da água e à redução de acidentes relacionados às toxinas (Ebrahimi *et al.*, 2023). Diante desse cenário, estratégias de controle interno e redução de nutrientes têm sido amplamente estudadas e implementadas no ramo da geo-engenharia (Ebrahimi *et al.*, 2023). Dentro desse amplo conjunto de ferramentas desenvolvidas neste campo, uma que vem ganhando destaque é a técnica *Floc & Lock (F&L)*, que por meio do uso de materiais capazes de

adsorver esse nutriente, tornando-o indisponível na coluna d'água e promovendo assim um efeito químico ou ecológico desejado em curto prazo (Lüring & Van Oosterhout, 2013).

A aplicação de pequenas doses de coagulantes promove a formação de flocos entre o fósforo e a biomassa algal presentes na coluna d'água, os quais se depositam e são retidos no sedimento por meio da adição de uma argila adsorvente de P, que atua como barreira química ativa, tornando o fósforo sedimentar indisponível (Habtemariam *et al.*, 2021). Entre os principais coagulantes utilizados nessa técnica destacam-se o policloreto de alumínio (PAC), apresentando elevada capacidade de coagulação; contudo, o uso de coagulantes à base de alumínio requer cautela, pois pode provocar alterações químicas e físicas na água, como a redução do pH. (Lüring *et al.*, 2020; Arruda *et al.*, 2021).

Entre as argilas empregadas nesse processo, a Bentonita Modificada com Lantânio (BML), comercialmente conhecida como Phoslock®, destaca-se por sua eficiência, embora apresente elevado custo (Lucena-Silva *et al.*, 2019). A BML tem demonstrado resultados expressivos no auxílio a sedimentação do P na coluna d'água e formação de uma barreira química que impede sua ressuspensão, sendo amplamente utilizada em estudos voltados à recuperação de reservatórios eutrofizados. Entretanto, pesquisas indicam que sua eficiência é reduzida em condições de pH elevado (8–9) (Van Oosterhout e Lüring, 2013; Lucena-Silva *et al.*, 2019).

2) Objetivo Geral e Específicos

2.1) Objetivo Geral

Avaliar a eficiência do coagulante policloreto de alumínio (PAC) e da argila adsorvente de fósforo Bentonita Modificada com Lantânio (BML), aplicados de forma isolada e combinada, na remoção de fósforo, biomassa algal e cianotoxinas das águas de um reservatório eutrofizado localizado na região

semiárida, bem como analisar seus efeitos sobre as comunidades de cianobactérias.

2.2) Objetivos específicos

- Avaliar a concentração de cianotoxinas (microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas) associadas à sedimentação dos flocos algais e à ação combinada dos coagulantes e adsorventes.
- Examinar a resposta das cianobactérias frente à aplicação dos tratamentos.

3) Metodologia

3.1) Área de estudo e amostragem em campo

As amostras de água utilizadas no experimento foram coletadas no reservatório Argemiro Figueiredo, conhecido popularmente como Acauã, localizado no município de Itatuba, no médio curso do rio Paraíba, estado da Paraíba, Brasil. O reservatório possui capacidade total de 253.000.000 m³ (AESAs, 2025) e é destinado ao abastecimento público e à piscicultura. Trata-se de um corpo hídrico hipereutrófico (Lucena-Silva *et al.*, 2019). A coleta foi realizada em dezembro de 2021, na região litorânea próxima à barragem do reservatório.

Utilizando baldes, foram coletados 150 litros de água a uma profundidade de 0,5 m. O material coletado foi filtrado com uma rede de zooplâncton de 68 µm, a fim de remover organismos que pudessem interferir no delineamento experimental por meio da predação. Em seguida, a água foi acondicionada em bombonas de 50 L, transportada ao laboratório sob temperatura ambiente e protegida da luz solar.

3.2) Delineamento experimental

As unidades experimentais consistiram em 12 aquários de vidro com capacidade de 4,32 L (12 cm de largura × 12 cm de comprimento × 30 cm de altura), preenchidos com água do reservatório e mantidos sob aeração branda, fotoperíodo de 12 horas e temperatura controlada.

Foram estabelecidos quatro tratamentos experimentais: um Controle (sem adição de produtos) e três tratamentos com adição de PAC, BML e PAC + BML. As concentrações de coagulante e argila foram definidas conforme Lucena-Silva *et al.* (2019), considerando as menores dosagens capazes de promover maior eficiência na remoção de PT e biomassa algal em condições seguras de pH (pH > 7): 8 mg Al L⁻¹ de PAC e 100 mg L⁻¹ de BML.

Após a adição dos produtos, o conteúdo dos aquários foi homogeneizado com um bastão de vidro e mantido em repouso sob temperatura controlada. Após duas horas, foram coletadas amostras na superfície (5 cm abaixo da superfície da água) das unidades experimentais para determinação de fósforo (PT), fósforo reatível solúvel (PSR), biomassa algal e cianotoxinas. Também foram retiradas alíquotas de 60 mL, fixadas com Lugol concentrado a 1%, para análises quantitativas e qualitativas do fitoplâncton.

3.3) Processamento das amostras e análises laboratoriais

As análises qualitativas do fitoplâncton foram examinadas em microscópio óptico Zeiss Axio Lab.A1. A identificação taxonômica seguiu a literatura especializada (Biolo *et al.*, 2009).

Para as análises quantitativas da comunidade fitoplanctônica, utilizou-se um microscópio invertido Zeiss Axiovert 40°C com ampliação de 400×, conforme o método de Uthermöhl (1958). A densidade (indivíduos mL⁻¹) foi calculada segundo Ross (1979), e o biovolume (mm³ L⁻¹) foi estimado multiplicando a densidade pelo volume médio das células. A biomassa algal (mg L⁻¹) foi obtida a partir do biovolume, considerando a relação 1 mm³ L⁻¹ = 1 mg L⁻¹ (Wetzel e Likens, 2000).

As concentrações de PT e PSR (µg L⁻¹) foram determinadas de acordo com *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

A biomassa algal foi estimada por meio da análise de clorofila-a (µg L⁻¹), utilizando o equipamento PHYTO-PAM-II.

As concentrações totais das cianotoxinas microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas ($\mu\text{g L}^{-1}$) foram determinadas por meio do método ELISA (Enzyme-Linked Immunosorbent Assay), utilizando kits comerciais fornecidos pela Abraxis Inc. (Warminster, PA, EUA), conforme as instruções do fabricante.

3.4) Análises estatísticas

Para verificar diferenças significativas nas concentrações de PT, PSR, clorofila-a, concentração de cianotoxinas e densidade fitoplanctônica entre os tratamentos, foi aplicada análise de variância de um fator (ANOVA *one-way*), seguida do teste de comparações múltiplas de Tukey. A normalidade e a homocedasticidade dos dados foram avaliadas pelos testes de Shapiro–Wilk e Bartlett, respectivamente. Todas as análises foram realizadas com nível de significância de 5%, utilizando o software R (R Core Team, 2018) para o sistema Windows.

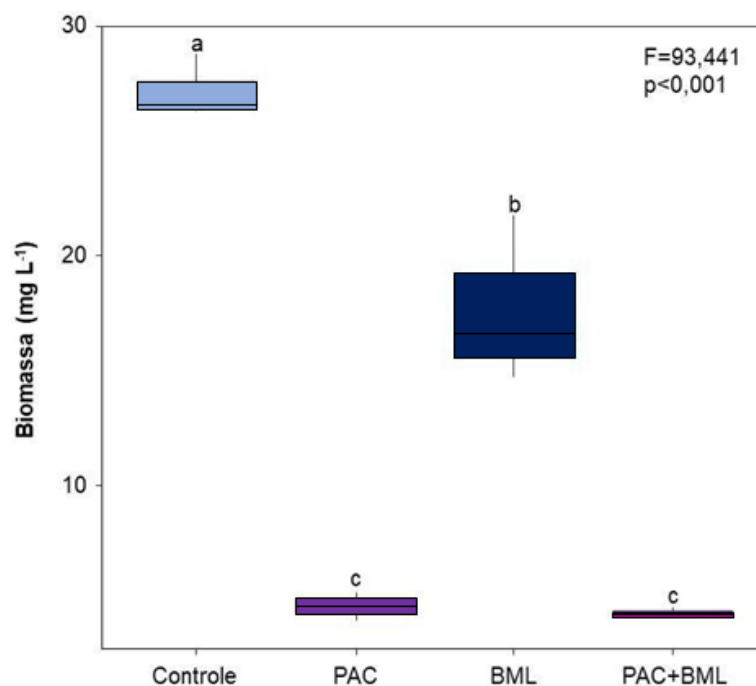
4) Resultados e Discussões

Em nosso estudo, observou-se que os tratamentos com policloreto de alumínio (PAC), tanto aplicado de forma isolada quanto combinada com a Bentonita Modificada com Lantânio (BML), apresentaram alta remoção da biomassa algal. Em contrapartida, a aplicação isolada da BML resultou em uma pequena redução da biomassa, demonstrando eficiência inferior quando comparada aos demais tratamentos (PAC e PAC+BML) (Fig. 1).

Embora diversos estudos relatem resultados positivos da BML na diminuição de cianobactérias e fósforo na coluna d'água (Copetti *et al.*, 2016), em nosso experimento não foi observada uma redução significativa na biomassa total. Essa limitação pode estar associada a fatores ambientais, como o pH elevado ($\text{pH} \approx 8,4$) e a presença de substâncias húmicas do reservatório onde o estudo foi conduzido (Copetti *et al.*, 2016). O pH exerce influência direta sobre a ação da BML, sendo sua eficiência máxima relatada em faixas de pH entre 7 e 8 (Lucena-Silva *et al.*, 2019).

O PAC, por sua vez, apresentou redução significativa da biomassa de cianobactérias, corroborando os achados de Lüring *et al.* (2020). Sua eficiência elevada está relacionada à baixa dependência de fatores ambientais, como pH e temperatura, quando comparado a outros coagulantes (Lucena-Silva *et al.*, 2019). No entanto, o uso do PAC requer cautela, pois o alumínio está associado à hepatotoxicidade e neurotoxicidade em peixes, além de contribuir para a acidificação da água devido à liberação de íons H^+ durante sua hidrólise (Sukharenko *et al.*, 2017).

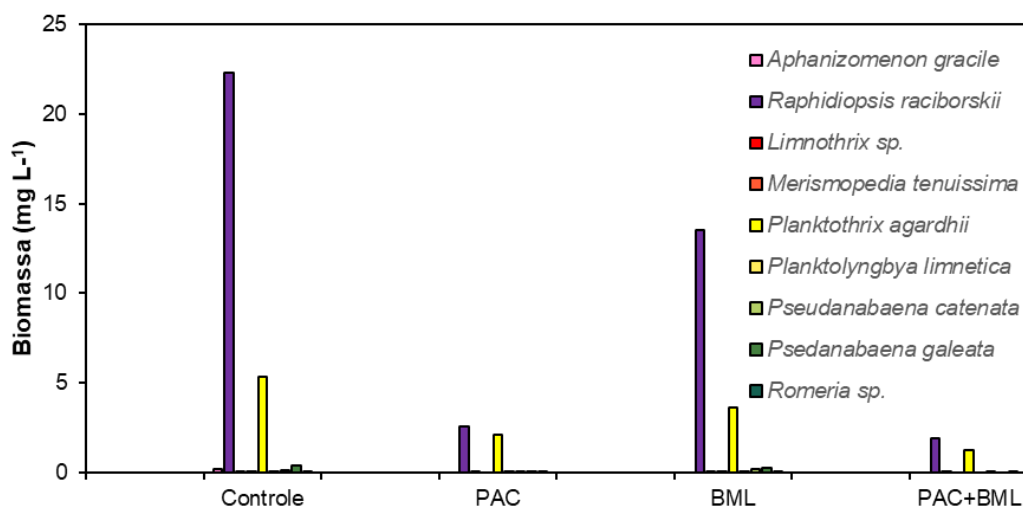
Figura 1. Biomassa algal nos tratamentos, controle, policloreto de alumínio/PAC, bentonita modificada com lantânio/BML e PAC+BML. As barras de erro indicam os valores máximos, médios e mínimos de biomassa algal. As barras de erro indicam o desvio padrão. Colunas e linhas com a mesma letra não diferiram significativamente ($p < 0,05$).



No tratamento controle, foram identificadas nove espécies de cianobactérias. Entre elas, *Aphanizomenon gracile*, *Merismopedia tenuissima*, *Planktolyngbya limnetica* e *Pseudanabaena galeata* apresentaram ausência total em pelo menos um dos tratamentos, possivelmente devido à sua baixa densidade (Fig. 2). As espécies *Raphidiopsis raciborskii* e *Planktothrix agardhii*

foram as mais abundantes no sistema (Fig. 2). Ambas são potencialmente produtoras de toxinas (Ferrão-Filho e Silva, 2019) e apresentam florações perenes no reservatório, representando risco à saúde pública, visto que o local é utilizado para abastecimento de água (AESAs, 2025).

Figura 2. Biomassa das espécies de cianobactérias nos diferentes tratamentos; controle, policloreto de alumínio/PAC, bentonita modificada com lantânio/BML e PAC+BML.

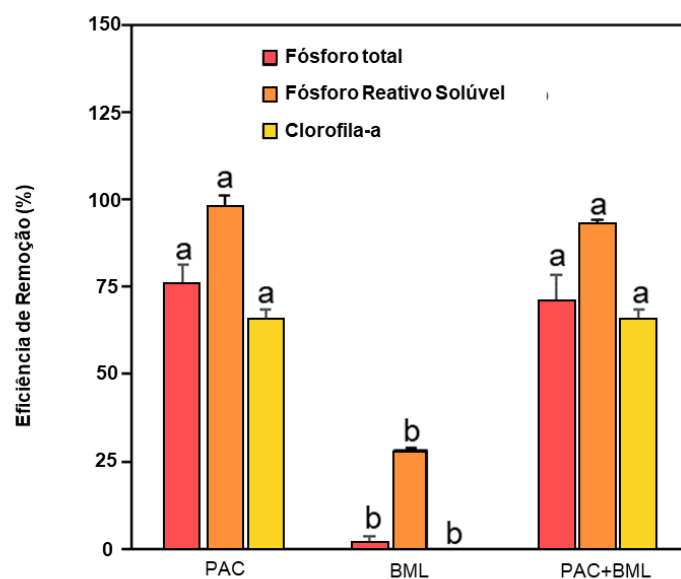


Os tratamentos com PAC e PAC+BML promoveram reduções significativas na biomassa das espécies dominantes (Fig. 2). A BML isolada também reduziu a biomassa geral, porém sua eficácia foi inferior em relação aos demais tratamentos. Essa limitação pode estar relacionada à alta adaptabilidade das cianobactérias, que possuem mecanismos estruturais e fisiológicos — como aerótopos, mucilagem e morfologia filamentosa — que conferem maior resistência à sedimentação e remoção (Lüring *et al.*, 2020).

As análises estatísticas indicaram diferença significativa entre os tratamentos (PAC, BML e PAC+BML) para as variáveis PT ($F_{2,6} = 154,47$; $p < 0,001$), PSR ($F_{2,6} = 868,89$; $p < 0,001$) e clorofila-a ($F_{2,6} = 895,64$; $p < 0,001$) (Fig. 3). A BML isolada apresentou eficiência máxima de remoção de $39,67 \pm 11,63\%$ para o PSR, não sendo estatisticamente eficaz na redução de PT, PSR e clorofila-a. Já o PAC isolado e o PAC combinado com BML alcançaram

eficiência mínima de $65,67 \pm 2,69\%$ em todos os parâmetros analisados, atingindo valores máximos de $97,67 \pm 3,48\%$ (PAC) e $92 \pm 1,64\%$ (PAC+BML) para a remoção de PSR.

Figura 3. Eficiência de remoção (%) de fósforo total, fósforo solúvel reativo e clorofila-a do policloreto de alumínio/PAC, bentonita modificada com lantânio/BML e PAC+BML. As barras de erro indicam o desvio padrão. Colunas com a mesma letra não diferiram significativamente ($p < 0,05$).



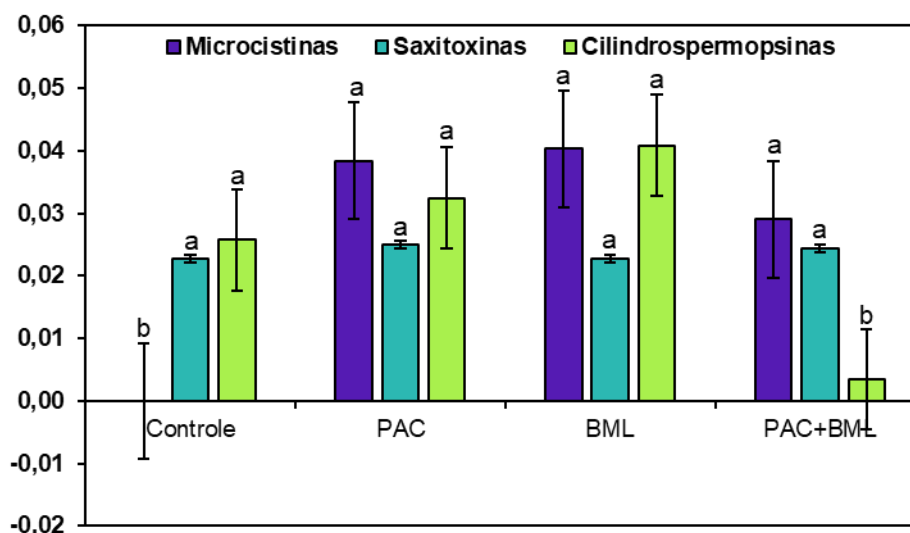
Os resultados evidenciam que o PAC isolado apresentou desempenho equivalente ao tratamento combinado (PAC+BML), configurando-se como alternativa eficaz e economicamente mais viável para o tratamento de reservatórios eutrofizados. O uso do PAC, entretanto, é frequentemente questionado em razão dos efeitos ecotoxicológicos do alumínio, que pode contribuir para a acidificação da água e acúmulo em organismos aquáticos, causando intoxicação em peixes e humanos, especialmente em crianças (Sukharenko *et al.*, 2017). Nesse contexto, pesquisas têm avaliado alternativas ao PAC, como a quitosana, um polissacarídeo natural presente no exoesqueleto de crustáceos, por ser orgânica, biodegradável e menos impactante ambientalmente (Lucena-Silva *et al.*, 2019).

Os materiais aplicados de forma isolada promoveram um aumento nas concentrações de microcistinas, no entanto, no tratamento em que se encontram

de forma combinada, foi possível notar uma redução nas concentrações destas toxinas, sendo mais acentuada para cilindrospermopsinas (Fig. 4). Não foram observados efeitos significativos dos tratamentos nas concentrações de saxitoxinas (Fig. 4).

Isso pode estar associado ao processo de dessorção/sorção, o oposto à adsorção, relacionado às conexões instáveis realizadas entre as partículas da argila e às moléculas de microcistinas, onde a estabilidade das ligações é fortemente influenciada pela composição do adsorvente (Copetti *et al.*, 2016). Ou ainda, ao possível estado fisiológico de senescência das células, fase em que esses materiais podem apresentar maior toxicidade (Arruda *et al.*, 2021).

Figura 4. Concentração de Microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas nos tratamentos cloreto de polialumínio/PAC e bentonita modificada com lantânio/BML isoladamente e combinados. As barras de erro indicam o desvio padrão. Colunas e linhas com a mesma letra não diferiram significativamente ($p < 0,05$).



5) Referências

AESA– Agência Executiva De Gestão das Águas. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/>. Acesso em outubro de 2025.

ARRUDA, R. S. *et al.* 'Floc and Sink' Technique Removes Cyanobacteria and Microcystins from Tropical Reservoir Water. **Toxins**, v. 13, n. 6, p. 405, 2021.

BIOLO, S. *et al.* Chlorococcales (Chlorophyceae) de um tributário do Reservatório de Itaipu, **Paraná, Brasil**. v. 36, pp. 667–678, 2009.

COPETTI, D. *et al.* Eutrophication management in surface waters using lanthanum modified bentonite: a review. **Water Research**, v. 97, p. 162-174, 15 jun. 2016.

EBRAHIMI, A *et al.* Sistema Kariz (Aqueduto Antigo): uma revisão sobre geoengenharia e estudos ambientais. **Ciências Ambientais da Terra**, v. 80, n. 6, p. 236, 2021.

FERRÃO-FILHO, A. da S.; da SILVA, D. A. C. Saxitoxin-producing *Raphidiopsis raciborskii* (cyanobacteria) inhibits swimming and physiological parameters in *Daphnia similis*. **Science of The Total Environment**, 135751, 2019.

GADELHA, J. E. F. D. S. *et al.* Consequências da eutrofização em corpos hídricos. **Revista Multidisciplinar do Nordeste Mineiro**, v. 3, n. 1, 2022.

HABTEMARIAM H. *et al.* Removal of cyanobacteria from a water supply reservoir by sedimentation using flocculants and suspended solids as ballast: Case of Legedadi Reservoir (Ethiopia). **PLoS ONE**, v. 16, n. 4: e0249720, 2021.

HUANG, I. S.; ZIMBA, P. V. Cyanobacterial bioactive metabolites—A review of their chemistry and biology. **Harmful Algae**, v. 86, 101608, 2019.

LUCENA-SILVA, D. *et al.* Removal efficiency of phosphorus, cyanobacteria and cyanotoxins by the “flock & sink” mitigation technique in semi-arid eutrophic waters. **Water research**, v. 159, p. 262-273, 2019.

LÜRLING, M. & van OOSTERHOUT, F. Case study on the efficacy of a lanthanum-enriched clay (Phoslock) in controlling eutrophication in Lake Het Groene Eiland (The Netherlands). **Hydrobiologia**, v.710, p.253-263, 2013.

LÜRLING, M. *et al.* Coagulation and precipitation of cyanobacterial blooms. **Ecological Engineering**, v. 158, p. 106032, 2020.

ROSS J. 1979. *Práticas de Ecologia*. Barcelona: Editora Omega.

SONARGHARE, P. C. *et al.* Causes and effects of eutrophication on aquatic life (a review). **International Journal for Environmental Rehabilitation and Conservation**, XI, p. 213-218, 2020.

SUKHARENKO, E. V. *et al.* Molecular mechanisms of aluminium ions neurotoxicity in brain cells of fish from various pelagic areas. **Regulatory Mechanisms in Biosystems**, v. 8, n. 3, pp. 461–466, 2017.

UTERMÖHL H. Zur Vervollkommnung der quantitative phytoplankton methodik. **Mitt. Internationalen Verein Limnologie**. v. 9, pp. 1-38, 1958.

WETZEL, Z.G., LIKENS, G.E., 2000. *Limnological Analyses*, third ed. Springer, New York.