

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/288654120>

Crescimento e Produção Primária de Macrófitas Aquáticas em Zonas Litorânea

Chapter · January 2003

CITATIONS

11

READS

41

3 authors, including:



ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO

São Paulo State University

66 PUBLICATIONS 1,076 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Gustavo G. Henry-Silva

Universidade Federal Rural do Semi-Árido - UFERSA

62 PUBLICATIONS 695 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Integrated multi-trophic culture of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and Amazon river prawn (*Macrobrachium amazonicum*) in brackish water [View project](#)

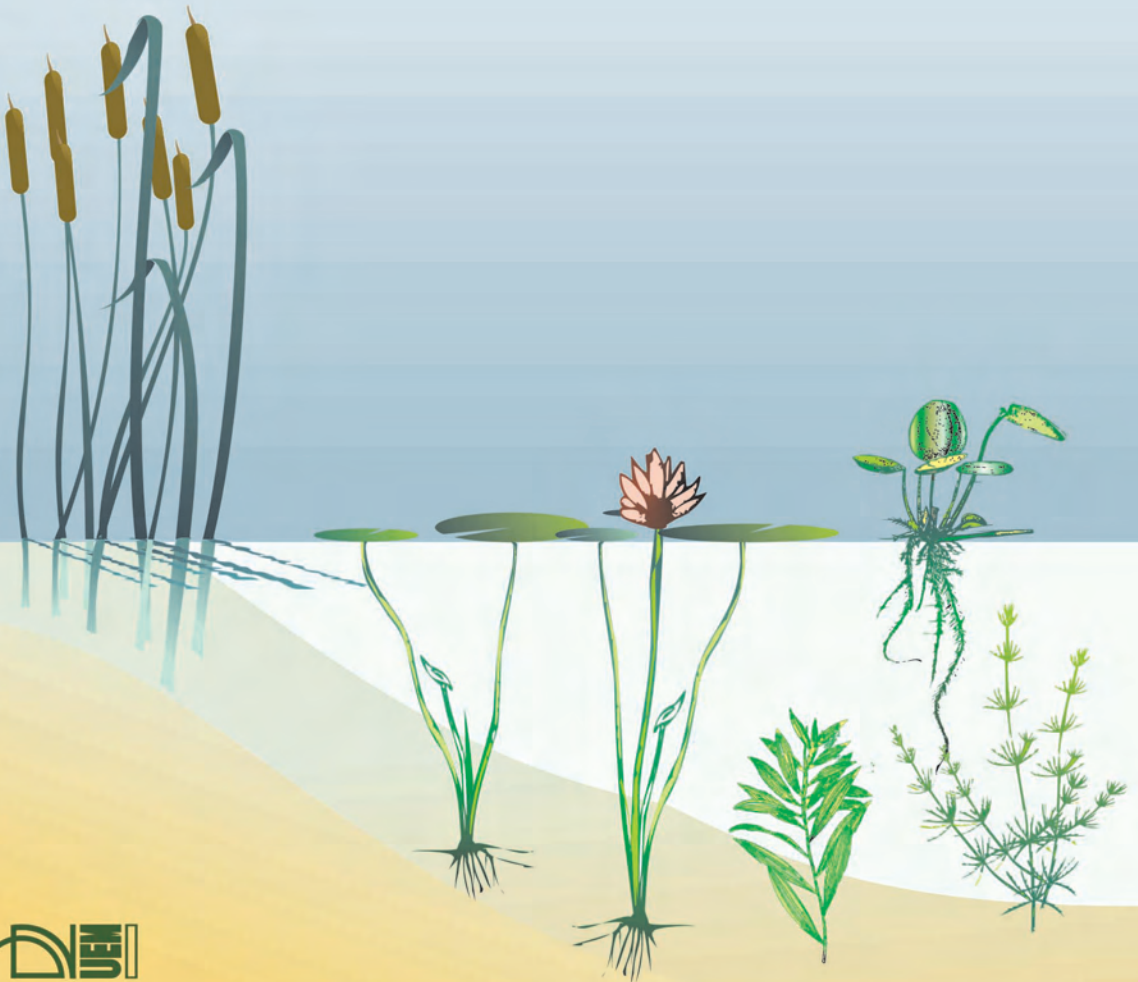


Ecological studies in Itanhaém River basin [View project](#)

ECOLOGIA E MANEJO

de macrófitas aquáticas

Sidinei Magela Thomaz
Luis Mauricio Bini



*Ecologia e Manejo de
Macrófitas Aquáticas*



Editora da Universidade Estadual de Maringá

Reitor: Prof. Dr. Décio Sperandio; **Vice-Reitor:** Prof. Dr. Mário Luiz Neves de Azevedo; **Diretor da Eduem:** Prof. Dr. Ivanor Nunes do Prado; **Editor-Chefe da Eduem:** Prof. Dr. Alessandro de Lucca e Braccini

CONSELHO EDITORIAL

Presidente: Prof. Dr. Ivanor Nunes do Prado. **Editor Associado:** Prof. Dr. Ulysses Cecato. **Vice-Editor Associado:** Prof. Dr. Luiz Antonio de Souza. **Editores Científicos:** Prof. Adson C. Bozzi Ramatis Lima, Profa. Dra. Ana Lúcia Rodrigues, Profa. Dra. Analete Regina Schelbauer, Prof. Dr. Antonio Ozai da Silva, Prof. Dr. Clóves Cabreira Jobim, Profa. Dra. Eliane Aparecida Sanches Tonolli, Prof. Dr. Edson Carlos Romualdo, Prof. Dr. Eduardo Augusto Tomanik, Prof. Dr. Eliezer Rodrigues de Souto, Profa. Dra. Ismara Eliane Vidal de Souza Tasso, Prof. Dr. Evaristo Atêncio Paredes, Prof. Dr. João Fábio Bertonha, Profa. Dra. Larissa Michelle Lara, Profa. Dra. Luzia Marta Bellini, Profa. Dra. Maria Suely Pagliarini, Profa. Dra. Maria Cristina Gomes Machado, Prof. Dr. Oswaldo Curty da Motta Lima, Prof. Dr. Raymundo de Lima, Prof. Dr. Reginaldo Benedito Dias, Prof. Dr. Ronald José Barth Pinto, Profa. Dra. Rosilda das Neves Alves, Profa. Dra. Terezinha Oliveira, Prof. Dr. Valdeni Soliani Franco, Profa. Dra. Valéria Soares de Assis.

EQUIPE TÉCNICA

Divisão de Projeto Gráfico e Design: Marcos Kazuyoshi Sassaka; **Fluxo Editorial:** Edneire Franciscón Jacob, Mônica Tanamati Hundzinski, Vania Cristina Scomparin; **Artes Gráficas:** Luciano Wilian da Silva, Marcos Roberto Andreussi; **Divisão de Marketing:** Marcos Cipriano da Silva, Edílson Damásio; **Comercialização:** Norberto Pereira da Silva, Paulo Bento da Silva, Solange Marly Oshima

Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas

Sidinei Magela Thomaz

*Universidade Estadual de Maringá,
Departamento de Biologia, Nupélia*

Luis Mauricio Bini

*Universidade Federal de Goiás,
Departamento de Biologia Geral*

Editores



Revisão de Língua Portuguesa Annie Rose dos Santos
Revisão de Língua Inglesa John Stanley
Capa Luiz Carlos Altoé
Capa - arte final Luciano William da Silva
Projeto gráfico e diagramação Juliano Rodrigues Lopes
Normalização Maria Salete Ribelatto Arita

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

E19 Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas / Sidinei Magela Thomaz, Luis Mauricio Bini, editores. -- Maringá : EDUEM, 2003.
iv, 341 p. : il., fig.
Bibliografia no final de cada capítulo.
ISBN 85-85545-90-9 (versão impressa)
ISBN 978-85-7628-191-7 (versão *on-line*)

1. Macrófitas aquáticas - Ecologia e manejo. 2. Plantas aquáticas - Ecologia e manejo. 3. Vegetação aquática - Ecologia e manejo. 4. Limnologia. I. Thomaz, Sidinei Magela, 1963 - , ed. II. Bini, Luis Mauricio, 1969 - , ed.

CDD 21. ed. -581.76
-581.763
-577.6

NBR/CIP - 12899 AACR

Maria Salete Ribelatto Arita CRB 9/858

Marcia Regina Paiva CRB 9/1267

Copyright ©2003 para Sidinei Magela Thomaz e Luis Mauricio Bini
Todos os direitos reservados. Proibida a reprodução, mesmo parcial, por qualquer processo mecânico, eletrônico, reprográfico etc., sem a autorização, por escrito, dos autores.

Todos os direitos reservados desta edição 2003 para Eduem.



Eduem - Editora da Universidade Estadual de Maringá

Av. Colombo, 5790 - Campus Universitário - Bloco 40
87020-900 - Maringá-Paraná-Brasil

Fone: (0XX44) 3261-4103 - Fax: (0XX44) 3261-1392

Site: www.eduem.uem.br - E-mail: eduem@uem.br

Sumário

Nota dos editores	09
Prefácio	15
Capítulo 1 Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil <i>Sidinei Magela Thomaz e Luis Mauricio Bini</i>	19
Capítulo 2 Connectivity processes as a basis for the management of aquatic plants <i>Juan José Neiff and Alicia S. G. Poi de Neiff</i>	39
Capítulo 3 Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas <i>Antonio F. Monteiro Camargo, Maura M. Pezzato e Gustavo G. Henry-Silva</i>	59
Capítulo 4 Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas <i>Irineu Bianchini Junior</i>	85
Capítulo 5 Biological agents that accelerate winter decay of <i>Eichhornia crassipes</i> Mart. Solms. in northeastern Argentina <i>Alicia S. Poi de Neiff and Sylvina L. Casco</i>	127
Capítulo 6 Dinâmica da vegetação aquática do Pantanal <i>Vali Joana Pott e Arnildo Pott</i>	145

Capítulo 7	
Problemas taxonômicos e distribuição geográfica de macrófitas aquáticas do sul do Brasil	
<i>Bruno E. Irgang e Cláudio V. de Senna Gastal Junior</i>	163
Capítulo 8	
Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios	
<i>Gilberto Pedralli</i>	171
Capítulo 9	
As macrófitas como fator de heterogeneidade espacial: um estudo em três lagoas com diferentes conectividades com o rio Paranapanema	
<i>Raoul Henry e Maria Lucia Rodrigues Costa</i>	189
Capítulo 10	
O papel do perífiton em áreas alagáveis e nos diagnósticos ambientais	
<i>Liliana Rodrigues, Denise C. Bicudo e Viviane Moschini-Carlos</i>	211
Capítulo 11	
Influência de macrófitas aquáticas sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica	
<i>Fábio Amodêo Lansac-Tôha, Luiz Felipe Machado Velho e Cláudia Costa Bonecker</i>	231
Capítulo 12	
Invertebrados associados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná (Brasil)	
<i>Alice Michiyo Takeda, Gilza Maria de Souza-Franco, Sandra Maria de Melo e Alexandre Monkolski</i>	243
Capítulo 13	
Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes	
<i>Angelo Antônio Agostinho, Luiz Carlos Gomes e Horácio Ferreira Julio Jr</i>	261
Capítulo 14	
Colonização e regressão da comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório da UHE Serra da Mesa - Goiás	
<i>Rodrigo De Filippo</i>	281

Capítulo 15

Estudos para manejo integrado de plantas aquáticas no reservatório de Jupia

Daniel Antonio Salati Marcondes, André Luiz Mustafá e Robson Hitoshi Tanaka

299

Capítulo 16

Macrófitas aquáticas em Itaipu: ecologia e perspectivas para o manejo

Sidinei Magela Thomaz, Luis Mauricio Bini e Thomaz Aurélio Pagioro ...

319

Nota dos editores

Já é quase uma tradição da limnologia brasileira a publicação de livros que se originam de trabalhos apresentados em reuniões científicas. Essa atitude é interessante, considerando-se vários aspectos. Primeiro, um livro apresenta maior circulação e, deste modo, os avanços científicos não são reconhecidos somente para os participantes de um dado evento. Segundo, considerando-se os preços dos livros internacionais, uma publicação nacional pode ser adquirida por um público maior, incluindo, principalmente, os estudantes de graduação e pós-graduação. Terceiro, muitos estudos desenvolvidos nos países em desenvolvimento, a despeito do rigor científico e do grande interesse regional, dificilmente são aceitos para publicação em periódicos internacionais. Assim, seguindo os passos de nossos mestres, tivemos a idéia de editar este livro, que trata exclusivamente de temas relacionados às macrófitas aquáticas.

A despeito da reconhecida importância ecológica das macrófitas aquáticas, os estudos sobre biologia, ecologia e manejo dessa assembléia em ecossistemas brasileiros aumentaram somente a partir da década de 80. Com o aumento do número de pesquisadores na área, algumas reuniões começaram a ser organizadas dentro de eventos maiores, como, por exemplo: o “Simpósio sobre Ecologia de Reservatórios: Ecologia, Função e Aspectos Sociais” (Botucatu, em 1998) e o “Congresso Brasileiro de Botânica” (Blumenau em 1999, Brasília, em 2000 e João Pessoa, em 2001).

A consolidação de cursos de pós-graduação e o aumento de problemas

decorrentes do desenvolvimento de espécies flutuantes e submersas em grandes reservatórios brasileiros podem ser apontados como fatos decisivos para o aumento do interesse pela ecologia e manejo desses vegetais. Eventos que reuniram pesquisadores e técnicos ambientais para discutir especificamente o controle e/ou manejo foram organizados pela Itaipu Binacional (1997), pelo Comitê do Meio Ambiente do Setor Elétrico (Comase, 1998), pelo Ibama (1998) e Cesp (1999 e 2000).

Na presente obra, procuramos reunir algumas das contribuições apresentadas no “I *Workshop* sobre Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas”, realizado entre 14 e 16 de agosto de 2000 na Universidade Estadual de Maringá. Esse evento reuniu especialistas que estudam diferentes aspectos das macrófitas aquáticas, tais como: sistemática, biogeografia, biologia, função, ecologia e manejo. Os principais objetivos do *workshop* foram (i) discutir o conhecimento atual sobre as macrófitas aquáticas, gerado principalmente por pesquisadores e técnicos brasileiros; (ii) sintetizar os conhecimentos sobre esses organismos; e (iii) propor métodos e enfoques de trabalho que contribuam para a manutenção da biodiversidade dos ecossistemas aquáticos e para o manejo das macrófitas aquáticas, quando esse for necessário. Acreditamos que a essência desses objetivos foi contemplada nos 16 capítulos que constituem este livro.

No primeiro capítulo, apresentamos uma revisão dos trabalhos realizados no Brasil, abrangendo diversos aspectos da vegetação aquática. Além de uma análise crítica sobre a produção técnico-científica nacional acerca do tema, são identificadas algumas lacunas no conhecimento.

Nos capítulos 2 a 5 são abordados aspectos relacionados à colonização, produção e decomposição de biomassa da vegetação aquática. No capítulo 2, os Drs. Juan J. Neiff e Alicia Poi de Neiff descrevem alguns dos principais fatores relacionados com a colonização, por macrófitas aquáticas, em rios, lagos e reservatórios, enfatizando a influência do regime hidrológico em sistemas rios-planícies de inundação.

Os principais fatores abióticos e bióticos que afetam a produção primária das macrófitas aquáticas são sintetizados no capítulo de autoria do Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo e colaboradores (Capítulo 3). No capítulo 4, o Dr. Irineu Bianchini Junior apresenta os principais modelos que descrevem os processos de crescimento e decomposição da biomassa de plantas aquáticas. Os modelos são aplicados a dados obtidos a partir de uma ampla revisão da literatura, fornecendo um panorama geral sobre a velocidade de ocupação de ambientes por macrófitas aquáticas e da decomposição da biomassa. Alguns aspectos biológicos relacionados com a mortalidade das macrófitas aquáticas são abordados pelas Dras. Poi de Neiff e Sylvina L. Casco, no capítulo 5. Com base em dados inéditos, as autoras descrevem a provável importância da herbivoria por invertebrados nos estágios iniciais de decaimento de *Eichhornia crassipes*, uma das principais daninhas do mundo.

A descrição da composição da vegetação aquática de vários habitats do Pantanal, a dinâmica da sucessão ecológica nesses ambientes e os principais impactos a que as macrófitas aquáticas estão submetidas são descritos pelos Drs. Arnildo Pott e Vali Pott no capítulo 6. A descrição da composição da vegetação aquática da unidade fitogeográfica que abrange o Uruguai, Norte da Argentina, Paraguai e Sul do Brasil é apresentada no capítulo 7. Através de uma ampla revisão, os Drs. Bruno E. Irgang e Cláudio V. de Senna Gastal Junior demonstram o impressionante grau de endemismo dessa vegetação: 100 espécies. Cabe ressaltar que, infelizmente, os “hotspots” descritos para a América do Sul não consideraram, com o detalhamento adequado, a vegetação aquática e, deste modo, importantes áreas podem não receber os esforços necessários de conservação biológica.

No capítulo 8, o Dr. Gilberto Pedralli demonstra a utilidade de algumas espécies de macrófitas aquáticas na detecção de impactos ambientais, especialmente os relacionados à poluição. Este autor apresenta dados

inéditos obtidos em ecossistemas aquáticos do Estado de Minas Gerais. Um estudo de morfometria de *Eichhornia azurea*, uma das espécies mais frequentes em corpos aquáticos brasileiros, é apresentado no capítulo 9, de autoria dos Drs. Raoul Henry e Maria Lucia R. Costa.

Os capítulos 10 a 13 demonstram a grande importância funcional das macrófitas aquáticas na estruturação dos ecossistemas aquáticos e no fornecimento de substrato, abrigo, alimento e sítios de reprodução para espécies de outras comunidades aquáticas (algas, invertebrados e vertebrados). A colonização por algas perifíticas, cujas interações com as macrófitas alteram sobremaneira o metabolismo de ecossistemas aquáticos, é demonstrada pela Dra. Liliana Rodrigues e colaboradoras (Capítulo 10). Baseados principalmente em dados obtidos na planície de inundação do Alto rio Paraná, o Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha e colaboradores ressaltam, no capítulo 11, a importância das macrófitas aquáticas para o aumento da diversidade da comunidade zooplânctônica. Através de dados obtidos na mesma região, a Dra. Alice Michiyo Takeda e colaboradores demonstram, no capítulo 12, o efeito de três espécies de macrófitas aquáticas sobre a estrutura das assembléias de macroinvertebrados que as colonizam. Através de dados inéditos, obtidos em reservatórios e em ambientes aquáticos da planície de inundação do Alto rio Paraná, o Dr. Angelo Antonio Agostinho e colaboradores demonstram, no capítulo 13, a importância da vegetação aquática para a estrutura das assembléias de peixes. Destacam-se os resultados obtidos através de uma remoção experimental da vegetação aquática que demonstraram, inequivocamente, a importância das macrófitas aquáticas sobre a riqueza de espécies de peixes no reservatório de Itaipu.

Finalmente, os capítulos 14 a 16 trazem estudos de casos resultantes do monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em grandes reservatórios brasileiros com diferentes graus de colonização por macrófitas aquáticas. No capítulo 14, o Mestre Rodrigo de Filippo descreve

os primeiros estágios da colonização e o desaparecimento de espécies flutuantes no reservatório de Serra da Mesa - rio Tocantins. O Dr. Daniel Antonio Salati Marcondes e colaboradores detalham, no capítulo 15, os problemas decorrentes da colonização excessiva por macrófitas submersas e as principais estratégias utilizadas no manejo dessa vegetação no reservatório de Jupia - rio Paraná. O Dr. Sidinei M. Thomaz e colaboradores apresentam os principais resultados sobre os fatores que determinam a dinâmica da vegetação aquática no reservatório de Itaipu - rio Paraná, e possibilidades de manejo da mesma utilizando a manipulação dos níveis de água (Capítulo 16).

Os capítulos apresentam um caráter eminentemente técnico e, pela diversidade de temas abordados, acreditamos que o livro seja útil, principalmente para alunos de graduação, pós-graduandos, pesquisadores e técnicos ambientais ligados às áreas de biologia, conservação de recursos naturais, manejo e controle de daninhas aquáticas. É necessário destacar, no entanto, que nós, editores, não tivemos a pretensão de exaurir o tema. Deste modo, novas contribuições serão necessárias em um futuro próximo.

Por fim, gostaríamos de reconhecer o empenho das pessoas e entidades que viabilizaram a edição e publicação da presente obra. Inicialmente, gostaríamos de agradecer ao Nupélia (UEM), CNPq, Capes, Sociedade Brasileira de Limnologia e às várias empresas ligadas ao setor hidrelétrico (Eletrobrás, Itaipu Binacional, Furnas Centrais Elétricas, Chesf e Nepeam), que contribuíram financeiramente para a realização do “*Workshop* sobre Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas”, evento que, como destacado acima, foi o fator aglutinador dos pesquisadores e técnicos do setor ambiental que escreveram os capítulos que compõem este livro. Agradecemos também à bibliotecária Maria Salete Ribelatto Arita (biblioteca setorial do Nupélia - UEM), responsável pela normatização bibliográfica, que prestou auxílio em todas as etapas de editoração; ao

desenhista Jaime Luiz Lopes Pereira (Nupélia-UEM), que produziu figuras para vários capítulos; ao Jornalista Luiz Carlos Altoé (Kaltoé), que idealizou a ilustração da capa; à Dra. Annie Rose dos Santos (Setor Revisão/UEM), que efetuou a revisão dos textos em língua portuguesa; ao Sr. John Stanley, que efetuou a revisão dos textos em língua inglesa, e ao Sr. Juliano Rodrigues Lopes pela editoração. Agradecemos, em especial, a todos os autores dos capítulos que também auxiliaram na revisão dos mesmos, trabalhando como consultores. O suporte financeiro para a edição foi fornecido pelo Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia) e pela Eduem. Finalmente, não poderíamos deixar de agradecer novamente ao CNPq, pelo auxílio constante a ambos os editores, que são bolsistas de Produtividade em Pesquisa deste Conselho, e à Funape (Fundação de Apoio à Pesquisa-UFG), pela concessão de vários auxílios ao Dr. Luis Maurício Bini.

Sidinei Magela Thomaz - Nupélia, UEM, e Luis Mauricio Bini - UFG

Editores

Prefácio

A Limnologia surgiu no final do século XIX, na Suíça, a partir das pesquisas de François Forel no lago de Genebra. Estas pesquisas foram primeiramente publicadas sob a forma de monografia e posteriormente publicadas como livro. Neste livro, Forel definiu e estabeleceu os primeiros alicerces desta ciência.

Da leitura da obra de Forel fica claro que toda a atenção que é dedicada ao fitoplâncton é pouca, ou quase nada, é abordado sobre as outras formas de plantas aquáticas presentes no lago de Genebra. Na mesma época o médico Otto Zacharias desenvolvia pesquisas pioneiras sobre o plâncton da zona limnética dos lagos do norte da Alemanha. Em 1896 Zacharias cria o primeiro periódico para divulgar os resultados de pesquisas sobre ambientes aquáticos continentais: “Archiv für Planktonkunde” (Arquivo da Ciência do Plankton). Este periódico existe até os dias de hoje com o nome de “Archiv für Hydrobiologie”, alteração de nome proposta por August Thienemann, que considerava, já naquela época, 1927, que “a limnologia era mais do que apenas plâncton”.

O pequeno relato feito nos parágrafos anteriores descreve a maneira de pensar dos pioneiros da Limnologia. Para eles os vegetais aquáticos se restringiam praticamente ao fitoplâncton. Para estes organismos foram desenvolvidas metodologias sofisticadas de quantificação de densidade e de produção de biomassa. Durante muitas décadas do século XX, estudar o fitoplâncton lacustre era sinônimo de Limnologia. Certamente a morfometria dos lagos europeus e norte americanos, caracterizada pelo

baixo desenvolvimento da região litorânea, em muito contribuiu para o predomínio dos estudos fitoplanctônicos em relação aos estudos sobre as comunidades de macrófitas aquáticas.

Desta forma, desde o nascimento da Limnologia até a década de 1960 muito pouco era pesquisado sobre as macrófitas aquáticas. Nem mesmo os botânicos demonstravam interesse por este grupo de vegetais. Em conseqüência, além das poucas pesquisas de cunho taxonômico, muito pouco era conhecido sobre este importante componente dos ecossistemas aquáticos continentais.

Com a criação do Programa Internacional de Biologia (PIB) as pesquisas sobre ecologia de macrófitas aquáticas receberam grande impulso. Este programa estabeleceu definições e conceitos. Através do PIB foi resolvido um problema que se arrastava por décadas: a nomenclatura. Antes do PIB estes vegetais recebiam as mais diferentes denominações: heliófitas, hidrófitas, macrohidrófitas, fanerogramos aquáticos entre outras. Uma das decorrências do PIB foi a proposição do termo macrófitas aquáticas, o qual passou a ser aceito internacionalmente. Com o PIB também foram padronizados métodos de avaliação da biomassa e produtividade. Em síntese o PIB chamou a atenção dos limnólogos para a importância das macrófitas aquáticas na estrutura e o funcionamento dos lagos.

No Brasil a situação no tocante a irrelevância das pesquisas sobre macrófitas aquáticas frente a outras comunidades foi e é ainda notória. Até a década de 1980 as poucas publicações disponíveis eram de cunho taxonômico. As primeiras pesquisas de cunho ecológico surgiram somente a partir de década de 1980, conforme é demonstrado brilhantemente no primeiro capítulo desta obra.

A obra “Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas” destes eminentes limnólogos brasileiros, Drs. Sidinei Magela Thomaz e Luis Maurício Bini, representa uma contribuição de grande relevância não somente para o desenvolvimento das pesquisas sobre ecologia de macrófitas aquáticas

brasileiras, como para a Limnologia Geral. Os 16 capítulos são de autoria de especialistas com grande experiência em pesquisas sobre macrófitas aquáticas. Os temas abordados abrangem desde temas das áreas de biologia, ecologia, biodiversidade de macrófitas aquáticas passando por temas relacionados a processos ecológicos até os chamados temas “aplicados”, os quais pessoalmente prefiro denominá-los aplicação da ecologia de macrófitas aquáticas.

Certamente no futuro, quando for feita uma revisão histórica sobre as publicações a respeito de macrófitas aquáticas em ecossistemas aquáticos continentais no Brasil, a obra “Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas” terá um grande destaque, não só pela qualidade dos capítulos, mas também pelo seu caráter pioneiro, inovador e indutor de linhas de pesquisas. Portanto esta obra veio preencher uma enorme lacuna existente na literatura científica na área de Limnologia e Ecologia Geral em nosso país.

Congratulo portanto, os Drs. Thomaz e Bini pela brilhante idéia de editar esta obra e, como limnólogo, agradeço-lhes pelo esforço para colocar à disposição da comunidade científica uma obra de tal relevância para o desenvolvimento de nossa ciência.

Francisco de Assis Esteves

Instituto de Biologia/UFRJ

Janeiro de 2003

Capítulo 1

Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil

Sidinei Magela Thomaz¹ e Luis Maurício Bini²

¹Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Biologia, Nupélia, PEA. Av. Colombo, 5790, 87020-900, Maringá, Paraná. E-mail: smthomaz@nupelia.uem.br.

²Universidade Federal de Goiás, ICB, DBG, Goiânia, Goiás, 74001-970. E-mail: bini@icb1.ufg.br

“Because scientist are proud of their achievements, scientific criticism can hurt, and criticism of a construct is easily confused with criticism of the construct’s of originators and proponents...It is not my intention to offend any ecologist. I have enjoyed meeting many of those whose work I criticize, I admire all, and I am pleased to consider some my friends” (Rigler; Peters, 1995).

Introdução

Os estudos sobre biologia e ecologia de ecossistemas aquáticos continentais acompanharam os de outras áreas do conhecimento, ou seja, iniciaram-se em ambientes localizados em regiões temperadas e somente após algumas décadas passaram a ser realizados nos trópicos. Nesses

ambientes, principalmente lagos profundos, com regiões litorâneas pouco desenvolvidas, os estudos enfocavam principalmente a assembléia planctônica, e diversas teorias foram criadas, principalmente para tentar explicar a variação espacial e temporal de atributos dessa assembléia. No entanto, os estudos da assembléia planctônica produziram um viés que perdurou por décadas, ou seja, o maior enfoque nas microalgas em detrimento das macrófitas aquáticas (Esteves, 1988, 1998). Apenas no início da década de 60 os estudos em ecossistemas aquáticos passaram a considerar os vegetais superiores. A ênfase sobre a importância ecológica das macrófitas aquáticas ocorreu após o reconhecimento de que, em sua maioria, os ecossistemas aquáticos continentais do planeta são rasos e apresentam extensas áreas litorâneas (Wetzel, 1990). Além disso, constatou-se também que as áreas alagáveis, ecossistemas amplamente colonizados por macrófitas aquáticas, desempenham diferentes funções e grande parte da biodiversidade desses ecossistemas pode ser explicada pela presença de macrófitas aquáticas (Mitsch; Gosselink, c1993). Não obstante, a frequência de estudos em áreas alagáveis aumentou somente no último quarto do século XX (Estados Unidos. National Research Council. Committee on Inland Aquatic Ecosystems; Water Science and Technology Board; Commission on Geosciences, Environment, and Resources, 1996).

Os estudos dos ecossistemas aquáticos continentais brasileiros apresentaram um grande avanço nas últimas duas décadas. Tal desenvolvimento pode ser atribuído a vários fatores, como a profusão e variedade de ecossistemas aquáticos, alguns dos quais ainda em estado natural, à necessidade de manejo de ambientes aquáticos já alterados pela ação antrópica, ao grande interesse pela biodiversidade nas últimas décadas e à formação de especialistas após os anos 70. No entanto, como salientado acima, os primeiros limnólogos brasileiros foram fortemente influenciados pelos estudos realizados em países europeus e da América do Norte, e a maioria dos estudos foi realizada com a assembléia

planctônica. Somente após a década de 90 as pesquisas sobre macrófitas aquáticas se tornaram mais freqüentes no Brasil.

O objetivo principal deste capítulo é apresentar uma revisão crítica dos trabalhos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil e, assim, identificar possíveis lacunas que caracterizaram os estudos realizados com essa assembléia. Esta revisão é oportuna, pois existe um grande número de especialistas que trabalham com macrófitas aquáticas atualmente no Brasil e porque a mesma pode ser útil para subsidiar respostas para as seguintes perguntas: “quais os principais estudos sobre macrófitas realizados até agora no Brasil?”, “o que se sabe sobre essa assembléia?” e “quais caminhos devem ser seguidos?”

Para realizar esta revisão, houve dificuldades que são inerentes a trabalhos desta natureza, visto que muitos resultados são publicados na forma de relatórios, dissertações e teses que são de difícil acesso. Mesmo algumas revistas científicas, especialmente aquelas não indexadas, não são facilmente acessadas. Apesar das lacunas desta revisão, acredita-se que a mesma reflete, razoavelmente, a evolução das pesquisas sobre macrófitas aquáticas no Brasil.

Métodos

Para direcionar esta revisão crítica, elaboramos cinco questões para serem respondidas, baseadas em um levantamento bibliográfico:

- Quais são as regiões do Brasil mais estudadas?
- Quais são os tipos de ambientes mais estudados?
- Quais são as espécies mais enfocadas?
- Quais são os principais temas estudados?
- Quais arcabouços teóricos são avaliados com maior freqüência?

O levantamento bibliográfico foi realizado consultando-se as

publicações da Tabela 1. Essas publicações foram escolhidas por serem mais acessíveis e tradicionalmente utilizadas por pesquisadores que trabalham com aspectos biológicos e ecológicos de plantas aquáticas no Brasil.

Tabela 1. Lista de publicações nacionais (exceto a revista *Amazoniana*, publicada na Alemanha) consultadas para a realização do levantamento bibliográfico. Entre parênteses são indicados os volumes ou números que não puderam ser consultados

Publicação	Anos consultados
<i>Acta Amazonica</i>	1971-1999 (v.1, n.3; v.10, n.1, n.4; v.12)
<i>Acta Botanica</i>	1988-1999 (v.1)
<i>Acta Limnologica Brasiliensia</i>	1986-1999
<i>Amazoniana</i>	1967-1998 (f.1, 1967)
<i>Anais do Seminário Regional de Ecologia</i>	1982-1998 (v.1,4 e 5)
<i>Brazilian Journal of Ecology</i>	1997-1999
<i>Hoehnea</i>	1971-1999 (v.8)
<i>Insula</i>	1975-1998 (ns. 10, 16 e 24)
<i>Iheringia</i>	1986-1998
<i>Revista Brasileira de Biologia</i>	1941-1999 (n.1 do v. 53; n.3 do v.54)
<i>Revista Brasileira de Botânica</i>	1978-2000 (v.16, n.1; v.18, n.1)

Além dos periódicos listados na Tabela 1, também foram consultadas revistas internacionais através do *site* do “*Institute for Scientific Information- ISI*”, utilizando combinações entre as seguintes palavras-chaves: “Brazil and aquatic macrophytes, aquatic macrophyte, aquatic plants, aquatic plant, aquatic vegetation”; “Brasil e macrófitas aquáticas, macrófita aquática, plantas aquáticas, planta aquática, vegetação aquática”. Foram também consultados os trabalhos publicados nos Anais do XXVI Congresso da Associação Internacional de Limnologia Teórica e Aplicada (*Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, 1997), pois esse volume apresenta os trabalhos apresentados no congresso dessa sociedade em 1995, quando o mesmo foi realizado no Brasil. O levantamento foi finalizado com uma consulta a todos os participantes do “Workshop sobre ecologia e manejo de macrófitas aquáticas” (Thomaz; Bini, 2000) e nas bibliotecas particulares dos autores.

Os trabalhos obtidos foram classificados segundo o ano de publicação, veículo em que foi publicado, região ou estado no qual o estudo foi realizado, tipo de ambiente aquático, a espécie ou espécies estudadas e também em temas abordados. Foram estabelecidos 17 temas: biologia, sistemática, influência no meio aquático, abrigo para vetores de doenças, estudos de biomassa, dinâmica populacional, produtividade primária, decomposição, ciclagem de nutrientes, estrutura da assembléia, composição química da biomassa, interações com outros grupos de organismos, levantamentos florísticos, controle, metais pesados, métodos, utilização e manejo. Outra classificação utilizada foi quanto à abordagem dos trabalhos, ou seja, experimental, observacional, divulgação e revisão.

Uma inspeção mais detalhada foi realizada na *Revista Brasileira de Biologia*, que serviu para uma comparação dos trabalhos publicados sobre macrófitas aquáticas e fitoplâncton. De forma semelhante, utilizando apenas a revista *Acta Limnologica Brasiliensis*, foi realizado um levantamento de trabalhos sobre macrófitas e as outras assembléias aquáticas. Nesse caso, os trabalhos enfocando limnologia química, limnologia física, poluição aquática etc. foram classificados como “outros”.

A lista de referências consultadas encontra-se à disposição dos interessados. Para obtê-la, basta enviar uma mensagem para o primeiro autor (smthomaz@nupelia.uem.br).

Resultados e discussão

Foram encontrados 166 trabalhos científicos, cujo tema central estava relacionado com uma ou mais espécies de macrófitas aquáticas. Em vista do grande número e variedade de revistas analisadas, essa quantidade pode ser considerada relativamente pequena. Analisando, por exemplo, a

Revista Brasileira de Biologia, utilizada desde a década de 40 para divulgar pesquisas de diferentes áreas da biologia, observa-se que o número médio de trabalhos sobre macrófitas é de 0,22 trabalhos/ano, o que representa menos de 1/3 do número de trabalhos publicados sobre a assembléia fitoplanctônica (0,93 trabalhos/ano; $n = 59$ anos). Esse pequeno número de publicações é, provavelmente, decorrente em parte, do viés histórico já comentado na introdução deste capítulo, ou seja, a grande influência das escolas européia e norte-americana nas quais a maior ênfase era dada a assembléia planctônica, até recentemente.

Os estudos pioneiros sobre as plantas aquáticas no Brasil, identificados através deste levantamento, podem ser atribuídos ao dinamarquês Eugene Warming, que publicou, no ano de 1892, em seu idioma, o livro “Lagoa Santa. Et Bidrag til den biologiske Plantegeografi”, traduzido primeiramente para a língua portuguesa em 1908, com o título “Lagoa Santa: contribuição para a geografia fitobiológica”. Em seu trabalho, que se tornou um clássico da literatura ecológica mundial, Warming, considerado “o pai da ecologia vegetal moderna” por Arthur Tansley (Godwin, 1977), tratou da sistemática, distribuição, fitogeografia e ecologia, principalmente da vegetação terrestre das imediações da Lagoa Santa. No entanto, em um dos capítulos, fez a descrição da vegetação aquática e anfíbia dessa lagoa, comparando-a com a vegetação de brejos de regiões temperadas. É interessante ressaltar a preocupação do autor com aspectos relacionados à sucessão ecológica, o que fica evidente no seguinte trecho, reproduzido da edição traduzida: “Inteiramente de acordo com as condições, é natural que esta vegetação das margens lacustres deve, por um lado, tornar-se pouco a pouco vegetação campestre, e, por outro, vegetação palustre” (Warming; Ferri, 1973). Assim, pode-se afirmar que esse clássico da literatura ecológica também representa um marco nos estudos sobre ecologia de macrófitas no Brasil.

As primeiras publicações mais específicas sobre macrófitas aquáticas

datam da década de 40, destacando-se, dentre elas, a de Arens (1946). Este autor executou experimentos detalhados e demonstrou a absorção de bicarbonato por várias espécies de angiospermas submersas, propondo, também, o primeiro modelo para explicar o mecanismo utilizado por essas plantas na absorção de bicarbonato. Na verdade, os primeiros trabalhos deste autor sobre absorção de bicarbonato foram publicados com os resultados de experimentos executados quando ele ainda residia na Alemanha (Arens, 1933¹, 1936², 1938³, 1939⁴ apud Smith, c1985), mas pelo menos um deles foi publicado no Brasil (Arens, 1946). Segundo Smith (c1985), esta última publicação pode ser considerada uma valiosa fonte de informação sobre o tema que, infelizmente, foi negligenciada por muitos anos. Cabe ressaltar que o mesmo foi publicado em português e, talvez, o conhecimento restrito da língua portuguesa por parte de pesquisadores estrangeiros contribuiu para que isto tenha ocorrido. Além disso, parece existir certa resistência preconceituosa de pesquisadores brasileiros em citar trabalhos publicados no próprio idioma.

Também na década de 40, destaca-se o livro do professor F. C. Hoehne (“Plantas Aquáticas”), publicado em 1948. Este livro, reimpresso em 1955 e 1979, continua sendo uma referência sobre sistemática, distribuição e aspectos ecológicos básicos da vegetação aquática brasileira. O mesmo aborda todos os grupos de vegetais aquáticos, incluindo as micro-algas, mas cerca de 80% de suas páginas são dedicadas exclusivamente às angiospermas.

¹ ARENS, K. Physiologisch polarisierter Masseaustach und photosynthese bei submersen Wasserpflanzen. I. *Planta*, v. 20, p. 621-658, 1933.

² ARENS, K. Physiologisch polarisierter Massenaustach um photosynthese bei submersen Wasserpflanzen. II. *Jahrb Wiss Bot.*, v. 83, p. 513-560, 1936.

³ ARENS, K. Manganablagerungen bei Wasserpflanzen als folge des Physiologisch polarisierter Massenanstaches. *Protoplasma*, v. 30, p. 104-129, 1938.

⁴ ARENS, K. Multipolarität der zelle von *Nitella* während der Photosynthese. *Protoplasma*, v. 33, p. 295-300, 1939.

Mais recentemente, um capítulo da obra “Fundamentos de Limnologia”, de autoria do professor Francisco de Assis Esteves (UFRJ), publicado em 1988, com uma segunda edição em 1998, foi dedicado inteiramente às assembleias de macrófitas aquáticas. Este capítulo é copiosamente ilustrado com exemplos de estudos desenvolvidos no Brasil, podendo ser considerado a primeira síntese sobre o conhecimento das macrófitas produzido em nosso país. Cabe ressaltar que boa parte dessa síntese apresenta resultados obtidos pelo próprio autor e seus colaboradores, que publicaram vários trabalhos sobre ecologia de macrófitas aquáticas na década de 80, quando esse grupo de vegetais era pouco estudado em nosso país.

Outros três livros que tratam especificamente da vegetação aquática foram publicados na década de 90 (Irgang; Gastal Junior, 1996; Scremin-Dias *et al.*, 1999; Pott; Pott, 2000), representando uma significativa contribuição para o conhecimento da flora aquática brasileira. Esses livros, fartamente ilustrados, abordam principalmente aspectos da sistemática de macrófitas aquáticas. Nesta década, as macrófitas foram também abordadas em livros mais gerais, sobre plantas infestantes e nocivas, como os de Kissman e Groth (1995) e Kissmann (1997).

O número de trabalhos publicados enfocando macrófitas aquáticas cresceu rapidamente após a década de 80 (Figura 1). A consolidação dos cursos de pós-graduação em ecologia no Brasil, muitos dos quais com ênfase nos estudos de ecossistemas aquáticos continentais, pode ser uma explicação para esse crescimento. Além disso, o reconhecimento das importantes funções ecológicas desempenhadas pelas macrófitas aquáticas e as interferências indesejadas, decorrentes do crescimento excessivo desses vegetais (especialmente em reservatórios), podem ser responsáveis pelo aumento do número de trabalhos (cf. caps. 15 e 16).

Analisando os meios utilizados para a divulgação das investigações sobre macrófitas aquáticas, observa-se que poucos resultados obtidos no

Brasil foram ou têm sido publicados em revistas internacionais (Figura 2). Dentre as revistas nacionais, a *Acta Limnologica Brasiliensis* é o principal veículo utilizado pela comunidade científica brasileira para divulgação dos resultados sobre macrófitas aquáticas (Figura 2). Uma análise dos artigos publicados nessa revista mostra um predomínio daqueles que não tratam diretamente de organismos aquáticos, ou seja, abordam preponderantemente aspectos de limnologia química, limnologia física e poluição. Quanto às assembleias aquáticas, observa-se um certo equilíbrio entre o número de trabalhos publicados, exceto sobre bactérias e perifiton, que foram organismos pouco abordados. No entanto, o predomínio de estudos sobre assembleias planctônicas (Figura 3) ainda é observado (34 trabalhos publicados sobre o fitoplâncton, 31 sobre o zooplâncton e 21 sobre macrófitas aquáticas).

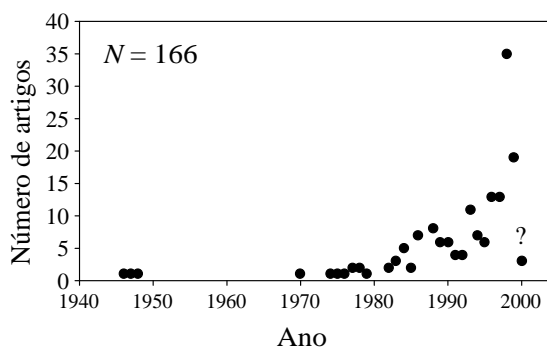


Figura 1. Tendência temporal do número de trabalhos publicados utilizando macrófitas aquáticas como o principal enfoque; o número de trabalhos em 2000 está subestimado, pois o levantamento não abrangeu este ano completamente

A Figura 4a mostra que os trabalhos sobre macrófitas aquáticas foram desenvolvidos, em maior número, em ecossistemas do Estado de São Paulo, embora muitos trabalhos também tenham sido realizados em outras regiões, como por exemplo, nos Estados do Amazonas, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. Assim, a despeito da concentração de instituições de ensino e pesquisa na região sudeste, os estudos não se restringem a essa região.

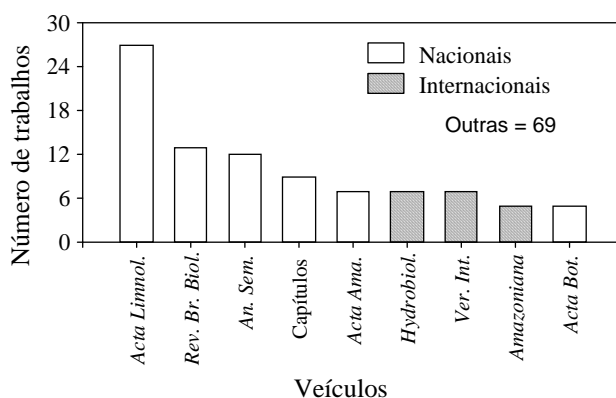


Figura 2. Principais veículos de divulgação dos resultados produzidos em pesquisas com macrófitas aquáticas no Brasil

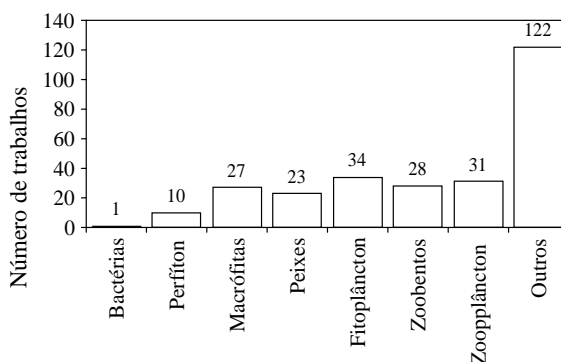


Figura 3. Número de trabalhos publicados sobre ambientes aquáticos continentais brasileiros na revista *Acta Limnologica Brasiliensia*. Dos 27 trabalhos publicados com macrófitas, 6 tratam desta assembléia somente como substrato ou abrigo para outros organismos. Dentro da categoria “Outros”, foram incluídos os trabalhos sobre limnologia física, limnologia química, poluição aquática etc.

Áreas alagáveis, represas e lagoas costeiras são os tipos de ambientes com maior número de publicações sobre macrófitas aquáticas (Figura 4b). Esses resultados indicam que os estudos publicados até então foram realizados em ecossistemas aquáticos quantitativamente importantes e representativos do território nacional. É importante ressaltar a escassez de trabalhos realizados em rios, a despeito da importância desses ecossistemas no Brasil (Esteves, 1988, 1998). Essa escassez pode ser explicada pelo fato de que os

ecossistemas lóticos brasileiros são, em geral, pouco colonizados por macrófitas aquáticas em virtude da variação acentuada dos níveis de água, dos elevados valores de turbidez e correnteza, dentre outros fatores. Algumas exceções são encontradas nas regiões próximas à Serra da Bodoquena, nas quais córregos de águas cristalinas são densamente colonizados por uma diversa flora submersa (Scremin-Dias *et al.*, 1999), e em rios do Litoral Sul Paulista (Camargo; Florentino, 2000).

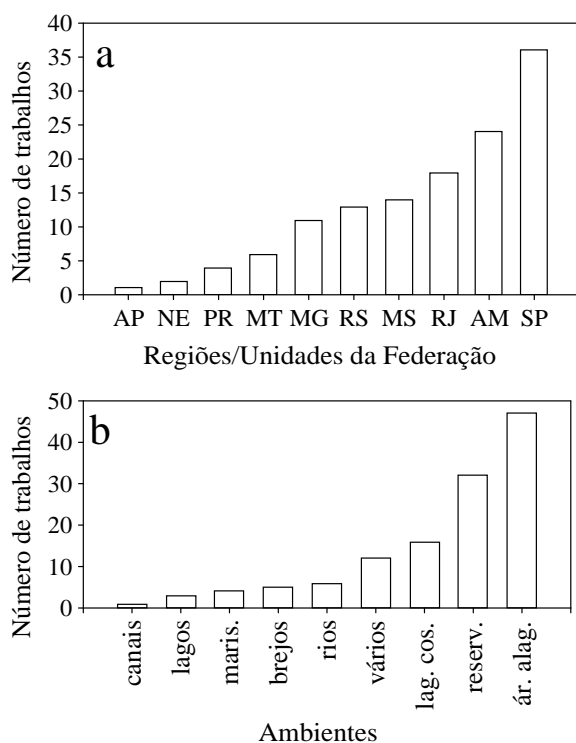


Figura 4. Distribuição dos trabalhos publicados por regiões ou estados da federação (a) e por ambientes onde foram efetuados (b). maris. = marismas; lag. cos. = lagoas costeiras; reserv. = reservatórios; ár. alag. = áreas alagáveis; vários = utilizado quando mais de um ecossistema foi abordado

Em geral, os estudos sobre plantas aquáticas no Brasil consideraram poucas espécies, havendo, também, um grande desequilíbrio sobre os tipos biológicos estudados. Metade dos trabalhos investigados considerou apenas 9 espécies, dentre as quais 5 são emergentes e apenas 1 é submersa (Tabela 2). Macrófitas aquáticas flutuantes, que têm causado

problemas em todos os continentes (por exemplo, *Eichhornia crassipes* e *Salvinia* spp.), foram as mais estudadas. Essa tendência também é observada na literatura internacional (Gopal, 1987; Pieterse; Murphy, 1990). Por outro lado, ainda existem poucas investigações sobre biologia e ecologia de macrófitas aquáticas submersas, que atualmente são as que mais têm causado prejuízos em represas para geração de energia elétrica no Brasil (Thomaz; Bini, 1998, 1999). Vários fatores podem estar contribuindo para a maior quantidade de estudos sobre espécies flutuantes e emersas, destacando-se sua ampla distribuição geográfica, ocupação de diferentes tipos de ambientes aquáticos e a maior facilidade de obtenção de dados, quando comparadas com as espécies submersas. Além disso, a proliferação indesejada de espécies submersas em represas no Brasil (especialmente *Egeria najas* e *E. densa*) é relativamente recente e, apenas nos últimos anos, os estudos sobre biologia e ecologia dessas espécies foram iniciados. Os trabalhos apresentados no VIII Congresso Brasileiro de Limnologia (João Pessoa), em setembro de 2001, revelaram que vários estudos sobre macrófitas submersas estavam em andamento e, provavelmente, o quadro atual de publicações sobre os diferentes grupos de macrófitas mudará em breve.

Tabela 2. Principais táxons e formas biológicas investigados nos estudos sobre macrófitas aquáticas realizados no Brasil

Espécie/Gênero	Forma Biológica	Número de Trabalhos
<i>Scirpus cubensis</i>	Emergente	13
<i>Eichhornia azurea</i>	Emergente	13
<i>E. crassipes</i>	Flutuante livre	13
<i>Pontederia</i> spp	Emergente	9
<i>Salvinia</i> spp	Flutuante livre	8
<i>Nymphoides indica</i>	Folha Flutuante	7
<i>Echinochloa polystachia</i>	Emergente	7
<i>Typha domingensis</i>	Emergente	6
<i>Cabomba pyahuiensis</i>	Submersa	5
Total		81 (≈ 50 % dos trabalhos)

Os estudos sobre macrófitas aquáticas no Brasil têm sido realizados, principalmente, seguindo uma abordagem observacional ou descritiva, ou seja, trabalhos que não utilizaram métodos experimentais clássicos envolvendo manipulação intencional de fatores ambientais em condições controladas (Figura 5a). Por outro lado, poucos trabalhos (16%) puderam ser classificados como tipicamente experimentais. A carência de estudos experimentais também é observada internacionalmente. Em um levantamento baseado em 253 trabalhos publicados na revista *Limnology and Oceanography*, uma das mais conceituadas da área de ecologia aquática, Bourget e Fortin (1995) verificaram que mais de 60% dos trabalhos tinham enfoque predominantemente descritivo e apenas 30% apresentavam enfoque experimental. Assim, pesquisadores que têm investigado ambientes aquáticos descrevem relativamente bem os eventos e sistemas, conhecem os padrões predominantes mas falham na elucidação dos mecanismos que explicam os padrões identificados (Bourget; Fortin, 1995). Essa conclusão, aventada para pesquisadores de ecossistemas aquáticos em geral, parece também ser válida para aqueles que estudam macrófitas aquáticas no Brasil.

Trabalhos de divulgação (3%) e revisão (5%) representam a minoria das publicações analisadas, embora os primeiros (com linguagem acessível, mas com rigor científico) certamente contribuam para alterar a visão distorcida que o público em geral e técnicos ambientais têm sobre plantas aquáticas. Alertas sobre a introdução de espécies, reais possibilidades de usos de macrófitas, principais fatores ambientais que controlam as dinâmicas populacionais das diferentes formas biológicas e informações sobre a ausência de métodos milagrosos de controle, ansiosamente procurados por técnicos ambientais, poderiam constituir o conteúdo de publicações com esse enfoque. Uma experiência recente exemplifica o desconhecimento sobre aspectos básicos da ecologia de macrófitas

aquáticas por parte de diferentes segmentos da sociedade envolvidos com o manejo dos recursos hídricos. Durante a maior parte das reuniões organizadas por agências ambientais e concessionárias hidrelétricas, na década de 90, para debater os problemas decorrentes do crescimento de macrófitas, era comum a associação, por parte dos participantes, entre “eutrofização e “explosão de macrófitas submersas”. Muito embora essa associação pareça lógica, à primeira vista, existe uma vasta literatura indicando que as espécies de plantas submersas não são, em geral, limitadas por nutrientes, que podem ser absorvidos do sedimento, mas sim pela radiação subaquática (Wetzel, c1983; Esteves, 1988, 1998; Thomaz; Bini, 1998). Assim, é mais provável que a eutrofização leve ao desenvolvimento de espécies flutuantes e não submersas.

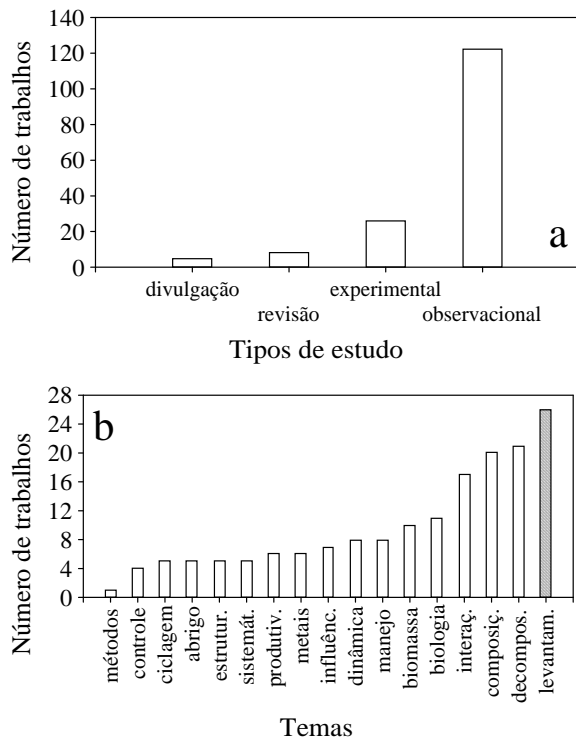


Figura 5. Enfoques empregados com maior freqüência (a) e principais temas abordados (b) nos estudos sobre macrófitas aquáticas no Brasil. Observar os significados das abreviações em “Métodos”

Quanto aos temas abordados, existe uma maior concentração de trabalhos enfocando levantamentos, decomposição, composição química da biomassa e interação com outras populações ou assembléias (Figura 5b). O predomínio de levantamentos florísticos é um ponto positivo da produção científica brasileira sobre macrófitas aquáticas, tendo em vista que esses levantamentos contribuem para a quantificação da biodiversidade aquática de nossos ecossistemas. Por outro lado, existem poucas justificativas para a grande quantidade de estudos de composição química realizados com diversas espécies de macrófitas aquáticas durante o crescimento ou decomposição. Muito embora esses estudos possam ser úteis no teste de hipóteses ecológicas (por exemplo, efeitos da limitação de nutrientes sobre o crescimento; cf. Carr; Duthie; Taylor, 1997), e contribuam para a elaboração de estratégias de manejo das macrófitas aquáticas, a análise dos trabalhos publicados com esse enfoque revela que os objetivos da determinação da composição química, em diferentes módulos botânicos, não são claramente definidos.

Os resultados obtidos também evidenciam que processos ecológicos complementares, do ponto de vista funcional, não recebem uma atenção equitativa. Chama a atenção, por exemplo, o grande número de estudos de decomposição quando comparados com os de produção primária (Figura 5b). Novamente, a dificuldade metodológica pode ser considerada um dos motivos para a diferença do número de estudos que tratam desses processos. Os métodos destrutivos empregados na estimativa da produção primária, a despeito da maior facilidade de utilização, são inadequados para ecossistemas tropicais e equatoriais, nos quais as macrófitas aquáticas apresentam processos demográficos (crescimento e mortalidade) contínuos (Thomaz; Bini; Pagioro, no prelo). Nessas regiões, os métodos mais adequados são aqueles que utilizam alguma técnica de marcação e acompanhamento do crescimento de coortes (curva de Alen, por exemplo), que apresentam maiores dificuldades de aplicação.

É evidente, pelo levantamento efetuado, que a maioria dos estudos não utilizou um arcabouço teórico geral e bem definido. Entretanto, cabe ressaltar que a assembléia de macrófitas aquáticas tem sido amplamente utilizada, como indicado pela literatura internacional, para testar hipóteses gerais em ecologia. Dentre os vários exemplos, podem ser citados estudos sobre a teoria da competição (Wilson; Keddy, 1991; French; Chambers, 1996; Van; Wheeler; Center, 1999; Benassi; Camargo, 2000, para um estudo desenvolvido no Brasil), fatores determinantes da diversidade (Willby; Pygott; Eaton, 2001; Virola *et al.*, 2001), relação da diversidade com a estabilidade de comunidades e outras funções ecológicas (Engelhardt; Ritchie, 2001; Maltchik; Pedro, 2000, para um estudo desenvolvido no Brasil), caracterização de grupos funcionais (estratégias C-S-R, *sensu* Grime 1981 (reprinted 1986); Murphy; Rørslett; Springuel, 1990; Sabbatini; Murphy, 1996), teoria da sucessão ecológica (Van der Valk, 1981) e, mais recentemente, a importância das macrófitas aquáticas na determinação de estados de equilíbrio alternativos em ecossistemas aquáticos (Scheffer, 1990; Stephen; Moss; Phillips, 1998). Esses aspectos, fartamente ilustrados na literatura internacional, permanecem pouco abordados por pesquisadores brasileiros. É importante destacar, também, que alguns enfoques não abordados no Brasil permanecem praticamente inexplorados na literatura internacional. Por exemplo, numerosos estudos têm examinado os fatores que contribuem para a manutenção da diversidade de espécies da microflora aquática, mas poucos estudos consideraram porquê as macrófitas aquáticas coexistem em ambientes aparentemente uniformes (Chambers; Prepas, 1990; Barrat-Segretain, 1996).

Embora os estudos básicos sobre biologia e os que abordam aspectos preditivos sobre a colonização e o crescimento de macrófitas aquáticas sejam necessários ao manejo eficiente dessa vegetação (Barrat-Segretain, 1996; Thomaz; Bini, 1998), observa-se, na literatura, uma grande carência

desses estudos, especialmente no Brasil. Soma-se a essa constatação o fato de que nenhum estudo descrevendo os resultados da eficiência de algum tipo de controle, em escala real, foi encontrado na base de dados utilizada. Assim, investigações que unam aspectos básicos ao manejo, são fundamentais na atualidade, principalmente considerando que os problemas decorrentes do crescimento excessivo de macrófitas aquáticas têm se acentuado rapidamente.

Conclusão

Os estudos sobre ecologia de macrófitas aquáticas no Brasil são relativamente escassos. As justificativas para a necessidade atual do aumento do número de estudos podem ser resumidas considerando-se os seguintes aspectos: (i) existe uma grande quantidade de ecossistemas que abrigam várias espécies de macrófitas aquáticas; (ii) as macrófitas aquáticas desempenham diferentes funções ecológicas; (iii) as macrófitas aquáticas constituem um grupo de organismos especialmente adequado, devido à alta biodiversidade e ao rápido crescimento para o teste de hipóteses ecológicas e para estudos experimentais; e (iv) em ambientes alterados por atividades humanas, as macrófitas aquáticas podem ocasionar efeitos indesejáveis.

Agradecimentos

Somos especialmente gratos à bibliotecária Maria Salete Ribelatto Arita (Biblioteca Setorial - UEM - Nupélia), pelo auxílio inestimável durante o levantamento bibliográfico, aos Drs. Francisco de Assis Esteves (UFRJ), Antonio Fernando Monteiro Camargo (Unesp – Rio Claro), Rosemara Fugli (UEM) e Fábio Amodeo Lansac Tôha (UEM), pelas críticas construtivas, e ao Dr. Antonio Proença Vieira de Moraes (UFSCar), pelas informações a respeito da trajetória

do Prof. K. Arens. Agradecemos, também, ao empenho dos palestrantes do *Workshop*, os quais enviaram vários trabalhos para este levantamento, muitos dos quais não estavam disponíveis em nossas bibliotecas particulares.

Referências

- ARENS, K. Contribuição para o conhecimento das incrustações calcáreas de *Nitella*. *Boletim do Museu Nacional do Rio de Janeiro. Série Botânica*, Rio de Janeiro, v. 5, p. 1-16, 1946.
- BARRAT-SEGRETAIN, M. H. Strategies of reproduction, dispersion, and competition in river plants: a review. *Vegetatio*, Dordrecht, v. 123, p. 13-37, 1996.
- BENASSI, R. F.; CAMARGO, A. F. M. Avaliação do processo competitivo entre duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes, *Pistia stratiotes* L. E *Salvinia molesta* D. S. Mitchell. *Revista de Iniciação Científica*, [S. l.], v. 1, p. 59-66, 2000.
- BOURGET, E.; FORTIN, M. J. A commentary on current approaches in the aquatic sciences. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 300/301, p. 1-16, 1995.
- CAMARGO, A. F. M.; FLORENTINO, E. R. Population dynamics and net primary production of the aquatic macrophyte *Nymphaea rudgeana* C. F. meyer in a lotic environment of the Itanhaém River basin (SP, Brazil). *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, v. 60, n. 1, p. 83-92, fev. 2000.
- CARR, G. M.; DUTHIE, H. C.; TAYLOR, W. D. Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 59, no. 3-4, p. 195-215, Dec. 1997.
- CHAMBERS, P. A.; PREPAS, E. E. Competition and coexistence in submerged aquatic plant communities: the effects of species interactions versus abiotic factors. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 23, no. 3, p. 541-550, June 1990.
- ENGELHARDT, K. A. M.; RITCHIE, M. E. Effects of macrophyte species richness on wetland ecosystem functioning and services. *Nature*, London, v. 411, no. 6838, p. 687-689, June 2001.
- ESTADOS UNIDOS. National Research Council. Committee on Inland Aquatic Ecosystems; Water Science and Technology Board; Commission on Geosciences, Environment, and Resources. *Freshwater ecosystems: revitalizing educational programs in Limnology*. Washington, DC: National Academy Press, 1996. 364 p., il.
- ESTEVEES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência: FINEP, 1988. 575 p., il.
- ESTEVEES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p., il.
- FRENCH, T. D.; CHAMBERS, P. A. Habitat partitioning in riverine macrophyte communities. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 36, no. 3, p. 509-520, Dec. 1996.

- GODWIN, H. Sir Arthur Tansley: the man and the subject. *Journal of Ecology*, Oxford, v. 65, p. 1-26, 1977.
- GOPAL, B. *Water hyacinth*. Amsterdam: Elsevier, 1987. 471 p.
- GRIME, J. P. *Plant strategies and vegetation processes*. Repr. with corr. Ed. fac-sim. Chichester: John Wiley & Sons, 1981 (reprinted 1986). 222 p., il.
- HOEHNE, F. C. *Plantas aquáticas*. São Paulo: Instituto de Botânica, 1979. 168 p., il.
- IRGANG, B. E.; GASTAL JUNIOR, C. V. S. *Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS*. Porto Alegre: CPG-Botânica/UFRGS, 1996. 290 p., il.
- KISSMANN, K. G. *Plantas infestantes e nocivas*. 2. ed. São Paulo: BASF, 1997. Tomo 1, 824 p., il.
- KISSMANN, K. G.; GROTH, D. *Plantas infestantes e nocivas*. 2. ed. São Paulo: BASF, 1995. Tomo 3, 683 p., il.
- MALTCHIK, L.; PEDRO, F. Biodiversity influences community stability? Results of semiarid shallow lakes. *Ciência & Cultura*, São Paulo, v.52, n.2, p. 127-130, mar/apr. 2000.
- MITSCH, W. J.; GOSSELINK, J. G. *Wetlands*. 2nd ed. New York: Van Nostrand Reinhold, c1993. 722 p., il.
- MURPHY, K. J.; RØRSLETT, B.; SPRINGUEL, I. Strategy analysis of submerged lake macrophyte communities: an international example. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 36, no. 4, p. 303-323, Apr. 1990.
- PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. (Ed.). *Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. Oxford: Oxford University Press, 1990. 593 p., il.
- POTT, V. J.; POTT, A. *Plantas aquáticas do Pantanal*. Brasília, DF: Embrapa, 2000. 404 p., il.
- RIGLER, F. H.; PETERS, R. H. *Science and Limnology*. Oldendorf/Luhe: Ecology Institute, 1995. 279 p. il.
- SABBATINI, M. R.; MURPHY, K. J. Submerged plant survival strategies in relation to management and environmental pressures in drainage channel habitats. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 340, no. 1-3, p. 191-195, Dec. 1996.
- SCHEFFER, M. Multiplicity of stable states in freshwater systems. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 200/201, p. 475-486, 1990.
- SCREMIN-DIAS, E.; POTT, V. J.; HORA, R. C. da; SOUZA, P. R. de (Org.). *Nos jardins submersos da Bodoquena: guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região*. Campo Grande: Ed. UFMS, 1999. 160 p., il.
- SMITH, F. A. Historical perspective on HCO₃⁻ assimilation. In: LUCAS, W. J.; BERRY, J. A. (Ed.). *Inorganic carbon uptake by aquatic photosynthetic organisms. Proceedings of an International Workshop on Bicarbonate use in Photosynthesis August 18-22, 1984*. Rockville, Maryland: American Society of Plant Physiologists, c1985. cap. 1, p. 1-16.
- STEPHEN, D.; MOSS, B.; PHILLIPS, G. The relative importance of top-down and bottom-up control of phytoplankton in a shallow macrophyte-dominated lake. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 39, no. 4, p. 699-713, June 1998.
- THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios. *Acta Limnologica Brasiliensia*, São Paulo, v. 10, n. 1, p. 103-116, 1998.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: um estudo na represa de Itaipu. In: Henry, R. (Ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO; São Paulo: FAPESP, 1999. cap. 20, p. 597-626.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Org.). Programação e resumos do Workshop “Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas”, Maringá-PR, 14 a 16 de agosto de 2000. Maringá: SBL: UEM. Nupélia. Pea, 2000. 28 p., il.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; PAGIORO, T. A. Métodos em limnologia: macrófitas aquáticas. In: bicudo, c. e. m. (Ed.). *Métodos em Limnologia*. Maringá: Eduem. No prelo.

VAN, T. K.; WHEELER, G. S.; CENTER, T. D. Competition between *Hydrilla verticillata* and *Vallisneria americana* as influenced by soil fertility. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 62, no. 4, p. 225-233, Jan. 1999.

VAN DER VALK, A. G. Succession in wetlands: a gleasonian approach. *Ecology*, Washington, DC, v. 62, no. 3, p. 688-696, June 1981.

VIROLA, T.; KAITALA, V.; LAMMI, A.; SIKAMÄKI, P.; SUHONEN, J. Geographical patterns of species turnover in aquatic plant communities. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 46, no. 11, p. 1471-1478, Nov. 2001.

WARMING, E.; FERRI, M. G. *Lagoa Santa* [Ed. fac-sim. 1892] e a vegetação de cerrados brasileiros. Belo Horizonte: Itatiaia; São Paulo: Edusp, 1973. 362 p., il. + 46 il. Título do original dinamarquês: Lagoa Santa: Et Bidrag til den biologiske Plantegeografi.

WETZEL, R. G. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, Stuttgart, v. 24, pt. 1, p. 6-24, Sept. 1990.

WETZEL, R. G. *Limnology*. 2nd ed. Philadelphia: Saunders College, c1983. 767 p., il.

WILLBY, N. J.; PYGOTT, J. R.; EATON, J. W. Inter-relationships between standing crop, biodiversity and trait attributes of hydrophytic vegetation in artificial waterways. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 46, no. 7, p. 883-902, July 2001.

WILSON, S. D.; KEDDY, P. A. Competition, survivorship and growth in macrophyte communities. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 25, no. 2, p. 331-337, Apr. 1991.

Capítulo 2

Connectivity processes as a basis for the management of aquatic plants¹

Juan José Neiff² and Alicia S. G. Poi de Neiff³

²Center for Applied Ecology (CECOAL), National Council of Scientific and Technical Research. P.O. Box 222 - (3400) Corrientes, Argentina. E-mail: neiff@arnet.com.ar or: cecoal@arnet.com.ar. ³National University of NE and National Council of Scientific and Technical Research. P.O. Box 291 - (3400) Corrientes, Argentina. E-mail: neiff@arnet.com.ar

Introduction

Is it possible to anticipate the occupation of a reservoir or channel by aquatic plants? Can we predict which plant bioforms will occupy this environment and at which stage the reservoir will have operational problems because of the massive development of plants?

If we answer these questions affirmatively, we will be admitting that the environment has a high degree of determinism, and that there is an unequivocal adjustment between causes (environmental factors) and effects (plant assemblages). It also implies that the environment is mainly conditioned by physical and chemical variables. On the other hand, if we

¹ Contribution of the Projects PIP 4242/96 and PIP 0815/98 of the National Council of Scientific and Technical Research (Argentina).
THOMAZ, S.M. & BINI, L.M. *Ecología e Manejo de Macrófitas Acuáticas*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2003.

deny the possibility of predicting the spatial and temporal development of aquatic plants in a reservoir or channel, we would be postulating a total randomness and a low or null connection between the distribution and abundance of plants and the factors that condition them.

In this contribution, an eclectic approach is presented, which postulates the possibility of anticipating the future conditions of a floodplain lake, reservoir or channel using knowledge of the connectivity that links plants of a determined geographical region with the central factors that condition them. Therefore, the degree of precision of the model depends on existing experience, as well as on information on causes and effects for each bioform or plant species at each phase of their biological cycle. This could be represented by a multidimensional matrix, almost infinite due to the multiple stage variables of the different populations of each species and the links of these different stages to n species, with the multiple environmental conditions in a time series. However, we know that in an environment neither the present and expected number of species nor the possible stages of growth/development are infinite, and that the environment which contains them has a certain order over time.

Connectivity analysis is frequently considered within the disciplines dedicated to systems analysis and especially landscape ecology, where this concept has been used to explain the interdependencies between patches within a landscape and the elements which integrate it. Connectivity has been understood as a condition of transfer of organisms, matter and energy between the river course and the floodplain (Ward; Stanford, 1995; Ward; Tockner; Schiemer, 1999) and horizontal connection between patches.

A different perspective on river connectivity was presented by Heiler, Hein and Schiemer (1994), who remarked on the importance of the hydrological regime as regulator of limnological processes on a Danube

River floodplain (transfer of nutrients and composition of the plankton). This contribution is conceptually very valuable, although it did not result in a quantitative analysis of the relationship regarding the parameters that compose the pulses that measure connectivity.

In this contribution, connectivity is understood as a link between the elements and processes of a system, which is defined by its state variables in space and time.

The study of connectivity allows the definition of the “*normal*” (expected) condition of the aquatic vegetation for a determined space, time and stage of environmental variables and the establishment of the extreme condition (limit configuration) for the system. The analysis of connectivity also allows the evaluation of the influence of environmental perturbations and disturbances on the distribution and abundance of plant populations².

Studies on connectivity generally evaluate the central factors (i.e. key factors) and elements (e.g. geofoms, plants, animals) which contain the greatest information on the relationships between plant assemblages. This allows the complexity of the natural system (i.e. indicator species) and the environmental factors that have the highest weight as determinants of the vegetation to be known.

The use of indicator populations and the environment in which they live allows the elaboration of tendency models on the most probable characteristics of the aquatic vegetation³. This information allows inferences on the possible colonization of the studied site by plants and

² We use the term **perturbations** to define the extreme levels naturally reached by a factor or complex of factors (e.g. flood or extreme drought). **Disturbances** refer to extreme limiting situations for organisms, generally not predictable, produced by man (e.g. pollution).

³ In this contribution, we consider aquatic vegetation to be those plants (including herbaceous plants, bushy plants or trees fixed to the substrate, free floating or mobile in rivers, lakes and wetlands) which need soil permanently or temporarily covered by water to fulfil some of their vital functions.

their future dynamics or even other inferences that would make reconstruction of the past environment possible.

Aquatic vegetation in lakes and reservoirs

In lakes, models have been used to explain the possible occurrence of submerged plants due to light. Knowing the transparency of lakes, a predictive model of the area which could be occupied by these plants in a lake or reservoir could be built.

Canfield *et al.* (1985) provided an equation to estimate the maximum depth of colonization (mDC) by submerged macrophytes from Secchi disk measurements. We tested Canfield's equation (proposed for tropical lakes in Florida) on some subtropical lakes in Argentina (Neiff *et al.*, 2000):

$$\text{Log mDC} = 0.42 \log \text{SD} + 0.41$$

However, the maximum depth for submerged plants (mDSP) is determined by many other factors, such as water pressure and sediment texture. Thus, Canfield's equation is rarely useful to explain the distribution and abundance of aquatic plants in shallow floodplain lakes.

Different equations have been used for northern hemisphere lakes to relate the biomass of submerged plants with the morphometry of lakes. Assuming that a slope of 5.33% limits the development of this vegetation, Duarte and Kalf (1986) developed two equations:

$$\underline{\text{Slope}} < 5.33\%$$

$$\text{MSMB} = -29.8 + 1.403 \text{ slope}^{-0.81}$$

$$\underline{\text{Slope}} > 5.33\%$$

$$\text{MSMB} = 13.2 + 3.434 \text{ slope}^{-0.8}$$

Where: MSMB (maximum submerged macrophyte biomass, in grams of fresh weight/m²).

It is necessary to introduce a correction in this model in relation to the height above sea level at which the lakes are found. In mountain lakes, the atmospheric pressure is much lower than in other lakes; therefore, submerged plants can reach higher depths. *Egeria najas* has its distribution limit at a depth of 5 m in lakes found up to 70 m a.s.l. (above sea level), but reaches a depth of 18 m in tropical lakes in Colombia found at 900 m a.s.l.

These models have not yet been tested in warm South American environments, where water turbidity can cause the model to overestimate expected macrophyte biomass.

The relationship between populations of floating plants and the environmental factors which limit them is very complex, especially because floating meadows are limited by some factors of stochastic behavior (e.g. wind).

Free-floating plants are very sensitive to waves, which damage them and submerge them. Wind makes great energy waves. Moreover, frequency, wind direction and reservoir morphology have great importance in the elaboration of predictive models. The potential effect of the wind on the water surface was estimated for Yaciretá Dam from satellite images (Neiff *et al.*, 2000), considering the frequency and velocity of the wind and the distance over which the wind had blown without being interrupted by land (fetch). The height of the highest waves was calculated from statistical records of wind velocity and the fetch. The equation proposed by Saville, McClendon and Cochran (1962) was used:

$$Z_w = 0.005V_w^{1.06} F^{0.47}$$

where:

Z_w = height of the highest waves (in m)

V_w = wind velocity (in km^2/h)

F = fetch (in km)

The flooded areas (at different depths) were estimated using the GIS IDRISI. Based on the planimetry, hypsographic curves of the lake surface were plotted and the Digital Elevation Model (DEM) was obtained. After a field survey of the reservoir had been done, map curves were adjusted.

We concluded that when the wind reaches 40 km/h and the fetch surpasses 4 km, it is possible that waves larger than 50 cm are formed. These waves control the development of free-floating vegetation naturally in Yaciretá Reservoir (Neiff *et al.*, 2000). In spite of this, models that predict vegetation cover and density in lakes and reservoirs should be used carefully, because the wind is changeable (Håkason, 1993).

Marshy plants that live in the littoral zone of most lakes in the world are found in a fringe not exceeding a depth of 2 m, since at least part of their leaves and inflorescences must remain emergent. Many of them have even more precise distribution limits, so that the area potentially colonized by these plants could be established with an error lower than 30% in some reservoirs. However, the distribution limit also depends on the position of the lakes regarding sea level (atmospheric pressure). The geophyte *Schoenoplectus californicus* has its mDC at 2 m in lakes of the Paraná-Paraguay riverine system (up to 70 m a.s.l.), while in lakes and wetlands of the Benni (Bolivia), near the Andes, this species reaches a depth of four meters⁴ (verbal information).

For rooted plants with floating leaves (*Nymphaea* spp; *Nymphoides* spp; *Victoria* spp), the bottom should have muddy-sandy-clayey sediments,

⁴ Personal Communication of Dr. Stefan Beck, Museum of Natural History, La Paz (Bolivia).

since they rarely grow on a stony bottom. They are found at a depth of up to 3.5 m, since the laminae and floating petioles are drawn upwards; and when the water column is equal to or higher than 3.5 m, leaves are broken in the lower part, close to the bottom, and the plants die (Neiff, 1978; Neiff *et al.*, 2000).

The potential surface area of the littoral zone which rooted plants can colonize depends on two morphometric features of the lake -- shore development, which is the relationship between the shoreline of the lake and its area, compared with the circumference of a circle that has the same area as the lake, and shore slope. Both were obtained directly using a Kontron planimeter.

Contrary to what is expected, there is a poor correlation between the development of free-floating plants and the concentration of nutrients in lakes and reservoirs (Thornton, 1987; Bond; Roberts, 1978), although a higher concentration of nitrogen and phosphorus favors their growth (Carignan; Neiff, 1992; Carignan; Neiff; Planas, 1994).

The nutrients limit the growth of the aquatic plants. Thus, macrophyte growth has been associated with phosphorus concentration in temperate lakes and nitrogen availability in some tropical lakes. Still, when explosive growth of aquatic plants (e.g. Harbeespoort) is recorded in hypereutrophic lakes (Scott *et al.*, 1977), growth of aquatic macrophytes is not exclusively related to nutrient enrichment in tropical man-made lakes (Thornton, 1987). The highest colonization of *Salvinia molesta* in Lake Kariba (21% of the surface area) occurred when the nutrient levels did not exceed 25 $\mu\text{g.l}^{-1}\text{P}$ and 0.02 $\text{mg l}^{-1}\text{N}$. In addition, Marshall and Junor (1981) report no significant relationship between *Salvinia* growth and lake nutrient status.

If the rate of water renewal is high in lakes and reservoirs with low nutrient concentrations, plants could cover their nutrient needs and reach high production values. Moreover, nutrient fluxes could occur from the

sediments, especially in shallow lakes, where plants use water nutrients as much as those from sediments.

In northeastern Argentina there are lakes that, because of their nutrient concentrations, could be categorized as oligotrophic, in which luxuriant aquatic and marshy vegetation is developed. In these lakes, macrophytes have a high turnover and, when decomposing, release nutrients that become available for new plants, thus favoring growth in the occupied area.

Some other considerations are necessary to explain and predict macrophyte colonization in lakes and reservoirs. As Thomaz and Bini (1998, 1999) pointed out, the role of the regional biological processes (species pool in surrounding area, dispersion and invasion rates by non-native species) is one of the main factors that control species composition and abundance.

Aquatic vegetation in large rivers and their floodplains

Plants that live temporarily or permanently in rivers have undergone a process of long-term adaptive selection, adjusting their populations to the hydrological variability at different levels (e.g. metabolism, individuals, bioforms, species, size structure) (Neiff, 1978; Joly; Crawford, 1982; Irgang, 1999; Thomaz; Bini, 1999).

Seeds of most plant species found in the Paraná River Basin do not germinate in the flooded soil, i.e. the plain could be interpreted (for this process) as a binary system. If there is a low water phase (emergent soil), germination occurs. If the water remains on the ground, it does not. Inhibition of successive seasonal germination periods could determine the recession of many species, which would not be able to replace the young strata of the population (Table 1).

Table 1. Process associated to the pulse regime

Limnophase (period in which the river course remain isolated from the floodplain)	Associated FITRAS attribute (*)	Author
Increase in nutrient concentration in floodplain lagoons	amplitude +	1
Germination phase	magnitude - amplitude + seasonality +	6
Flowering of submerged plants	magnitude - amplitude + seasonality +	4-6
Dispersion of fruit and seeds	magnitude - frequency - or +	4-6
Increase in primary productivity in floodplain lakes	amplitude +	1
Colonization of exposed sediments by woody vegetation	amplitude + tension +	1
Fragmentation of floodplain aquatic habitats, replacement of lotic communities by lentic communities, particularly aquatic invertebrates and their predators (other invertebrates, amphibians)	amplitude + intensity + tension -	1
POTAMOPHASE (time lapse in which bodies of water (wetlands, lakes) are connected to waters of the river course)		
Transport and deposit of seeds on the floodplain	intensity + amplitude +	5,6
Decomposition of terrestrial organic matter, detrital accumulation and increase in bacterial activity in sediments	intensity + amplitude +	2
Connection of floodplain aquatic habitats, predominance of reophile communities in water courses	amplitude + intensity + tension +	1,5
Increase in dissolved organic carbon in the river	intensity + amplitude - frequency +	2
Germination of plants from seeds	amplitude - intensity - seasonality +	4-6
Abundance of phytophile invertebrates	Intensity -	3

The symbol + or - refers to the estimated or inferred correlation between the event and the attribute.

1. Neiff (1990, 1996), Neiff *et al.* (1985)- 2. Paolini (1990)- 3. Poi de Neiff and Bruquetas de Zozaya (1989)- 4. Irgang (1999)-5. Colonnello (1995)-6. this study.

(*) The attributes of FITRAS are defined as:

Frequency for certain reference level (overflows level), number of times that floods or droughts have occurred in a decade (e.g. floods of 6 m on the hydrometer of Porto São José in the last century).

Magnitude (or intensity reached by a drought or inundation) could temporally exclude determined populations or sizes of plants or animals that live in the wetlands.

Tension or value of the standard deviation from the maximum or minimum means in a curve of pluriannual hydrometric fluctuation establishes the variability of floods and droughts.

Recurrence is the statistical probability that a flood or drought of a determined magnitude will occur within a century or millennium.

Amplitude of the phase is the duration of droughts and floods of a determined magnitude in a determined place on the floodplain.

Seasonality is the seasonal frequency with which the droughts and floods occur.

This change in the hydrological periodicity of the river also affects animals associated to vegetation (e.g. foraging, pollination, dispersion and seed germination). In turn, changes in vegetation produce variations in the habitat offer for animals which frequent these environments (e.g. using them for feeding, refuge or reproduction) (Poi de Neiff; Bruquetas de Zozaya, 1989; Beltzer; Neiff, 1992).

Many biogeochemical processes, such as leaf litterfall, organic matter decomposition, nutrient availability, and flux and retention of sediments on the floodplain are closely related to the alternation of droughts and floods, i.e. the frequency, intensity, duration and seasonality of connectivity between the floodplain and the fluvial course (Neiff ; Poi de Neiff, 1990; Poi de Neiff *et al.*, 1994).

Undoubtedly, of all factors controlling the distribution of plants, the pulse regime is the most important macro-factor (Lewis; Franceschi; Prado, 1987; Franceschi; Prado, 1989; Junk; Bailey; Sparks, 1989; Neiff, 1990, 1996, 1997; Colonnello, 1995; Malvarez, 1997; Bini; Thomaz; Souza, 2001). Another group of dependent variables (e.g. current velocity, water transparency and nutrient content) is also associated to the pulse and an even wider array of variables is associated to each one of them (Neiff, 1997; Bini *et al.*, 1999).

As Bini, Thomaz and Souza (2001) pointed out, at high water phase horizontal fluxes of individuals along the floodplain river course disrupt the dissimilarity in the landscape and increase the similarity of assemblages between bodies of water and the river as a whole. This periodical homogenizing process (Thomaz; Roberto; Bini, 1997) has been shown in other communities (Poi de Neiff; Bruquetas de Zozaya, 1989; Bonecker; Lansac-Tôha; Rossa, 1998).

However, is it possible to quantitatively analyze the variability of distribution, abundance and growth of plants in relation to parametric variables such as the hydrometric regime of a river?

Relationships between aquatic plants and environmental factors have different characteristics in rivers and lakes. In rivers, it rather depends on the group of regional characteristics and management of the hydrographic basin, the replacement of natural forest by crops or the regulation of the river regime by dams.

Moreover, spatial heterogeneity is greater in rivers than in lakes. Sites which are adjacent to the floodplain or separated by a few meters could differ in the number of days that they remain connected to the fluvial course and could have marked differences in the distribution and abundance of many aquatic communities (Neiff, 1978, 1997; Thomaz; Roberto; Bini, 1997). This relationship has not been quantitatively studied to explain the structure and dynamics of vegetation patches and the aquatic fauna of rivers.

When a connectivity model is used, it is important to analyze the geographical context in which the study area is found. A reservoir or channel depends on the feeding basin and on its hydrological functioning. If the study area is found in the low part of a basin that has extensive lakes colonized by plants at its heads, the result would depend to a great extent on the area of contribution (Thomaz; Bini, 1999). If, on the contrary, the contributions of the drainage basin (e.g. nutrients, plants and seeds) are low, plant development in this reservoir would mainly depend on the characteristics of the lake (e.g. sediments, transparency, winds, etc.). Thus, connectivity models should associate physical and chemical parameters with plant development.

If we know the hydrological range in which a determined species is found, the possibility of finding it in one or another hydrological phase can be inferred, as can its survival after low water or floods of extraordinary duration and magnitude. Knowledge of its phenology in both phases (floods and droughts) allows inferences about whether such a species could remain in the system if the seasonal periodicity of the

hydrological regime is altered.

When considering the floodplain topography, most species have very wide distribution ranges. This means that these organisms also have wide niches and are able to withstand very limiting environmental conditions in the extraordinary droughts and floods⁵.

Floods occur with different intensity and duration over several decades. In the Lower Paraná River, for example, the “annual” floods (with a typical alternation of flood and drought phases) occurred with a certain recurrence until the beginning of the 1970s. Since then, the overflow has progressively increased, with very short and slightly pronounced limnophases. Compared to the magnitude recorded at the beginning of the century, the potamophases have acquired a progressively higher duration (with an extreme value of 15 months in 1983/84 in our example).

This drastic change in the periodicity of the system produced a natural perturbation of great magnitude, which in turn produced a drastic modification in the organization of the landscape, with changes in the proportion of typically aquatic species, species that can live alternatively in aquatic or terrestrial environments and species that need to fulfil an emergency phase to complete determined biotic functions. In the Lower Paraguay River, between 40 and 60 % of the fluvial forests died during the 1982/83 flood (Neiff *et al.*, 1985).

Guidelines for the analysis of vegetation and pulse attributes

The landscape components and elements (e.g. trees, algae,

⁵ To explain the limits of the distribution of aquatic plants, the extreme conditions of the system should be defined. In the Lower Paraná River (after its confluence with the Paraguay), for example, **extraordinary floods** are those exceeding 7.5 m on the hydrometer of Corrientes Port, Argentina. **Extraordinary droughts**, for the same system, are those in which the river course does not overflow its channel (low waters) for more than 10 months.

vertebrates) have a different degree of connectivity with the river course, according to the position they occupy on the plain and their possibility of avoiding the critical periods of floods or droughts (e.g. migration). Not all landscape elements are equally sensitive to the different pulse attributes.

For the above reason, indices could be used to infer which pulse attributes (e.g. frequency, intensity, tension, regularity, amplitude, seasonality) produce changes in community integration, phenological characteristics or determined population growth. They could also be used to obtain synthetic indicators of the relationships between plants and the environment in which they live.

The connectivity amplitude, for example, taken here as the percentage of time (days/year or days/decade) that a lake is found connected to the river course along a time series, is an indicator of the continuity in the information fluxes (e.g. nutrients, sediments, organisms) between both subsystems (lake and river) and can be compared with species number, abundance or plant size. Growth of *Eichhornia crassipes*, for example, is limited by nitrogen. Thus, floodplain lakes with low connectivity would be expected to have scarce development of this species.

We also propose here the Fluvial Connectivity Quotient (FCQ):

$$FCQ = FD/ID$$

where FD= number of flooding days (potamophase)

and ID= number of isolated days (limnophase)

This quotient can be calculated for each pulse and compared with the population values (bioforms, density, biomass and size classes) corresponding to that pulse. Or, the mean FCQ could be used for a time series, if the tension values (see definition at Table 1) were lower than 20 % for the maximum and minimum means, respectively.

Using data obtained in Paraná River floodplain lakes, we compared tree sites located along the geomorphological gradient from October 1997 to August 1998. Site A was connected with the main channel for 404 days (Table 2), site B was flooded 520 days and site C remained isolated.

The mean FCQ calculated from the FCQ for each pulse divided by the number of pulses (Figure 1 and Table 2) was 4.1 (Site B), 4.2 (Site A) and 0 (Site C).

According Neiff, Poi de Neiff and Casco (2001), the mean leaf length frequency of water hyacinth was higher in the floodplain lake connected to the main river channel (most prominent leaf mode = 90 cm and 105cm) than in the isolated condition (most prominent mode = 65cm). The FCQ index for this period demonstrated the effect of flooding on the growth responses of *E. crassipes*.

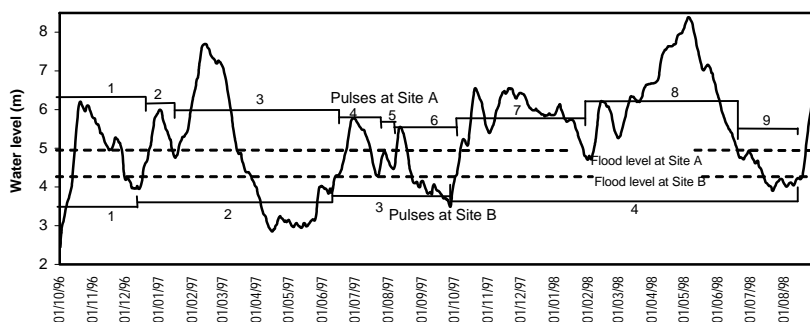


Figure 1. Water level of the Paraná River showing pulses and flood levels at different floodplain sites. Numbers indicate pulses

It is probable that similar relationships between biotic complexity and pulse amplitude would be found for plankton and other communities (Frutos, 1993; José de Paggi, 1993; Zalocar de Domitrovic, 1993; Pagioro; Roberto; Lansac-Tôha, 1997). Measurement of connectivity helps explain the microsuccessions, although this perspective has not yet been analyzed in the fluviology.

Table 2. Duration of the low and high water phases and number of pulses between October 1996 and August 1998 (Neiff; Poi de Neiff; Casco, 2001)

Pulse	Site A				Site B				
	Start date	Time	Low water phase (days)	High water phase (days)	Start date	Time	Low water phase (days)	High water phase (days)	
1	14-Oct-96	68	25	43	1	12-Oct-96	65	16	49
2	22-Dec-96	27	5	22	2	17-Dec-96	181	81	100
3	18-Jan-97	154	98	56	3	17-Jun-97	108	20	88
4	22-Jun-97	35	12	23	4	3-Oct-97	318	35	283
5	28-Jul-97	10	9	1					
6	8-Aug-97	58	48	10					
7	6-Oct-97	121	7	114					
8	5-Feb-98	144	10	134					
9	27-Jun-98	52	51	1					

Since the hydrological regime of the river is regulated by natural phenomena (like the “El Niño” floods), and by reservoirs and other hydraulic forces, FCQ values can change and be changed. Modifications in the assemblages of floodplain plants and animals can also be expected. The FCQ can thus be used to compare partial periods within a time series to look for changes in the communities as a consequence of natural or anthropogenic modifications in the hydrological regime of rivers.

The distribution of rooted aquatic plants (including trees) on a floodplain can be represented on an axis of Cartesian coordinates (Figure 2). The topographic position (altitude) of the sectors that integrate the river floodplain is placed in the abscissa. These points can be referred to as values of the hydrometric ruler at the nearest port, or to the altitude in relation to sea level. The percentages of occurrence of each species for each topographic position represented in the abscissa are placed in the ordinate. Generally, each plant species is represented by a Gaussian curve showing the chance of occurrence of a given species at each point of the topographic gradient.

Plants have very different curves. The most plastic or eurytypical plants have platykurtic curves with an indistinct mode. They are adapted to live at sites with a high pulse fluctuation, while stenotypical plants are

represented by leptokurtic curves with a well-defined mode. We propose a eurytypical index (E_i), which relates the height of the population mode (or the mean of the modes) with the amplitude of values in the abscissa:

$$E_i = \frac{\text{value of the mode on the } y \text{ axis}}{\text{range of } x \text{ values on the curve}}$$

Values of y are expressed as frequency values, and those of x are expressed in meters (equivalent to the time of flooded soil).

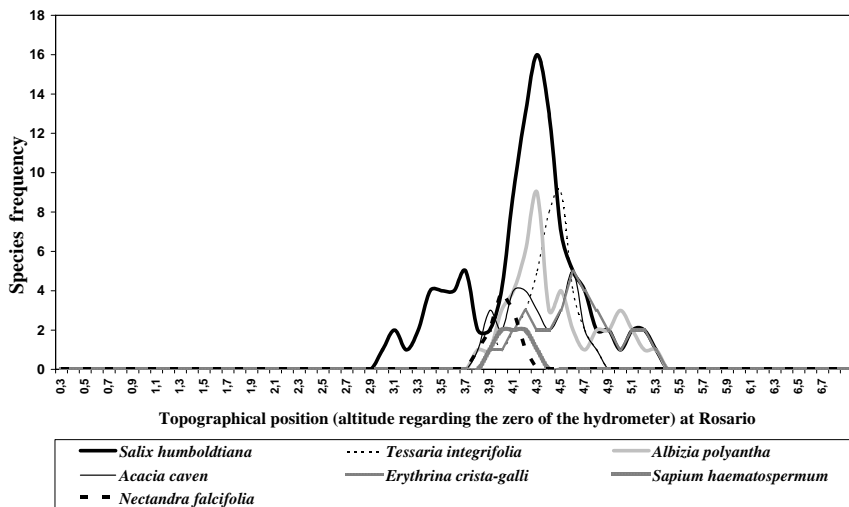


Figure 2. Distribution of some species of trees in the delta of the Paraná River

The seasonal connectivity index (SCI) represents the phenological recurrence of a population (e.g. floescence phase, fructification, fertility, or maximum population value) in relation to the period in which floods occur in a time series, expressed as a percentage of this. In other words, it indicates the degree of adjustment of the biological phases in relation to the hydrological events. If, for example, the fertility period of a plant frequently occurred during the period of flooded soil, we would confront a disarrangement phenomenon between the biological and physical variables. Such plants could not renew their populations and would be segregated from the system in the future. SCI is given by:

$$SCI = \frac{FSd \times 100}{FeD}$$

where:

FSd= flooding seasonality (in days)

FeD= length of the fertility period (in days)

Conclusions

It is possible to define a probable setting for the presence or absence of aquatic plants in a determined environment for which some simple models can be assayed. The validity of these approximations depends to a great extent on the available knowledge of the limits of the environmental tolerance of populations and the variability range of the limiting environmental factors. Models are only useful tools and cannot explain more than probable situations. The best knowledge of the ecological connectivity between aquatic vegetation and the environment results from great interest in the management of plants in lakes, reservoirs and rivers, especially in predicting changes.

References

- BELTZER, A. H.; NEIFF, J. J. Distribución de las aves en el valle del río Paraná. Relación con el régimen pulsátil y la vegetación. *Ambiente Subtropical*, Corrientes, n. 2, p. 77-102, dic. 1992.
- BINI, L. M.; THOMAZ, S. M.; MURPHY, K. J.; CAMARGO, A. F. M. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 415, p. 147-154, Nov. 1999.
- BINI, L. M.; THOMAZ, S. M.; SOUZA, D. C. Species richness and β -diversity of aquatic macrophytes in the Upper Paraná River floodplain. *Archiv für Hydrobiologie*, Stuttgart, v. 151, no. 3, p. 511-525, June 2001.
- BOND, W. J.; ROBERTS, M. G. The colonization of Cabora Bassa, Moçambique, a new man-made lake, by floating aquatic macrophytes. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 60, no. 3, p. 243-259, 1978.

- BONECKER, C. C.; LANSAC-TÔHA, F. A.; ROSSA, D. C. Planktonic and non-planktonic rotifers in two environments of the Upper Paraná River floodplain, State of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, v. 41, no. 4, p. 447-456, 1998.
- CANFIELD, D. E., Jr; LANGELAND, K. A.; LINDA, S. B.; HALLER, W. T. Relations between water transparency and maximum depth of macrophyte colonization in lakes. *Journal of Aquatic Plant Management*, Clemont, v. 23, p. 25-28, 1985.
- CARIGNAN, R.; NEIFF, J. J. Nutrient dynamics in the floodplain ponds of the Paraná River (Argentina) dominated by the water hyacinth *Eichhornia crassipes*. *Biogeochemistry*, Dordrecht, v. 17, p. 85-121, 1992.
- CARIGNAN, R.; NEIFF, J. J.; PLANAS, D. Limitation of water hyacinth by nitrogen in subtropical lakes of the Paraná floodplain (Argentina). *Limnology and Oceanography*, Waco, v. 39, no. 2, p. 439-443, Mar. 1994.
- COLONNELLO, G. La vegetación acuática del delta del río Orinoco (Venezuela) Composición florística y aspectos ecológicos (I). *Memoria de la Sociedad de Ciencias Naturales La Salle*, Caracas, v. 55, n. 144, p. 3-34, 1995.
- DUARTE, C. M.; KALF, J. Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. *Limnology and Oceanography*, Waco, v. 31, no. 5, p. 1072-1080, 1986.
- FRANCESCHI, E. A.; PRADO, D. E. Distribution of herbaceous communities of the river Paraná valley along an elevation gradient after a catastrophic flood. *Coenoses*, Gorizia, v. 4, no. 1, p. 47-53, 1989.
- FRUTOS, S. M. Zooplankton en cuerpos de agua isleños del Bajo Paraná. *Ambiente Subtropical*, Corrientes, n. 3, p. 87-121, dic. 1993.
- HAKASON, L. *A manual of lake morphometry*. Berlin: Springer-Verlag, 1993. p. 1-78.
- HEILER, G.; HEIN, T.; SCHIEMER, F. The significance of hydrological connectivity for limnological processes in Danubian backwaters. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, Stuttgart, v. 25, pt. 3, p. 1674-1679, Juni 1994.
- IRGANG, B. E. *Comunidades de macrófitas acuáticas da planície costeira do Rio Grande do Sul - Brasil: um sistema de classificação*. 1999. 149 f., il. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.
- JOLY, C. A.; CRAWFORD, R. M. M. Variation in the tolerance and metabolic response to flooding in some tropical trees. *Journal of Experimental Botany*, Oxford, v. 33, p. 799-809, 1982.
- JOSE DE PAGGI, S. Composition and seasonality of planktonic rotifers in limnetic and littoral regions of a floodplain lake (Paraná River system). *Revue D'Hydrobiologie Tropicale*, Paris, v. 26, n. 1, p. 53-63, 1993.
- JUNK, W. J.; BAILEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DODGE, D. P. (Ed.). *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS) (Honey Harbour, Ontario, Canada, September 14-21, 1986)*. Ottawa: Department of Fisheries and Oceans, 1989. p.110-127. (Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences, 106).
- LEWIS, J. P.; FRANCESCHI, E.; PRADO, E. D. Effects of extraordinary floods on the dynamics of tall grasslands of the river Paraná valley. *Phytocoenologia*, Stuttgart, v. 15, nr. 2, p. 235-251, 1987.

- MALVAREZ, A. I. *Las comunidades vegetales del Delta del Río Paraná. Su relación con factores ambientales y patrones de paisaje*. 1997. 167 f., il. Tesis (Doctoral) - Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, 1997.
- MARSHALL, B. E.; JUNOR, F. J. R. The decline of *Salvinia molesta* on Lake Kariba. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 83, p. 477-484, 1981.
- NEIFF, J. J. Fluctuaciones de la vegetación acuática en ambientes del valle de inundación del Paraná medio. *Physis. Sección B*, Buenos Aires, v. 38, n. 95, p. 41-53, dic. 1978.
- NEIFF, J. J. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, Caracas, v. 15, n. 6, p. 424-441, nov.-dic. 1990.
- NEIFF, J. J. Large rivers of South America: toward the new approach. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, Stuttgart, v. 26, pt. 1, p. 167-180, Dez. 1996.
- NEIFF, J. J. El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. In: MALVAREZ, A.I.; KANDUS, P. (Ed.). *Tópicos sobre grandes humedales sudamericanos*. [S.l.]: ORCYT-MAB (Unesco), 1997. p.1-49.
- NEIFF, J. J.; POI DE NEIFF, A. S. G. Litterfall, leaf decomposition and litter colonization of *Tessaria integrifolia* in the Paraná river floodplain. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 203, no. 1-2, p. 45-52, 1990.
- NEIFF, J. J.; POI DE NEIFF, A. S. G.; CASCO, S. A. L. The effect of prolonged floods on *Eichhornia crassipes* growth in Paraná River floodplain lakes. *Acta Limnologica Brasiliensis*, Botucatu, v. 13, n. 1, p. 51-60, 2001.
- NEIFF, J. J.; POI DE NEIFF, A. S. G.; PATIÑO, C. A. E.; BASTERRA DE CHIOZZI, I. Prediction of colonization by macrophytes in the Yaciretá Reservoir of the Paraná River (Argentina and Paraguay). *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 60, no. 4, p. 615-626, Nov. 2000.
- NEIFF, J. J.; REBORATTI, H. J.; GORLERI, M. C.; BASUALDO, M. Impacto de las crecientes extraordinarias sobre los bosques fluviales del Bajo Paraguay. *Boletín Com. Especial Río Bermejo*, [S. l.], v. 4, p. 13-30, 1985.
- PAGIORO, T. A.; ROBERTO, M. C.; LANSAC-TÔHA, F. A. Comparative limnological analysis of two lagoons on the floodplain of the Upper Paraná River, Brazil. *International Journal of Ecological and Environmental Sciences*, New Delhi, v. 23, no. 3, p. 229-239, Dec. 1997.
- PAOLINI, J. Carbono orgánico disuelto y particulado en grandes ríos de la América del Sur. *Interciencia*, Caracas, v. 15, n. 6, p. 358-366, Nov.-Dic. 1990.
- POI DE NEIFF, A. S. G.; BRUQUETAS DE ZOZAYA, I. Y. Efecto de las crecidas sobre las poblaciones de invertebrados que habitan macrófitas emergentes en islas del río Paraná. *Revue D Hydrobiologie Tropicale*, Paris, v. 22, n. 1, p. 13-20, 1989.
- POI DE NEIFF, A. S. G.; NEIFF, J. J.; ORFEO, O.; CARIGNAN, R. Quantitative importance of particulate matter retention by the roots of *Eichhornia crassipes* in the Paraná floodplain. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 47, no. 3-4, p. 213-223, Mar. 1994.
- SAVILLE, T.; MC CLENDON, E. W.; COCHRAN, A. L. Freeboard allowances for waves in inland reservoirs. *Journal Waterways and Harbours Division. ASCE*, p. 93-124, 1962.
- SCOTT, W. E.; SEAMAN, M. T.; CONNELL, A. D.; KHOLMEYER, S. I.; TOERIEN, D. F. The limnology of some South African impoundments. I. The physicochemical

limnology of Hartbeespoort Dam. *Journal of the Limnological Society of Southern Africa*, Knysna, v. 3, p. 43-58, 1977.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios. *Acta Limnologica Brasiliensia*, São Paulo, v. 10, n. 1, p. 103-116, 1998.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: um estudo na represa de Itaipu. In: HENRY, R. (Ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO; São Paulo: FAPESP, 1999. cap. 20, p. 597-626.

THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C.; BINI, L. M. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: VAZZOLER, A. E. A. DE M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: EDUEM, 1997. cap. 1.3, p.73-102.

THORNTON, J. A. Aspects of eutrophication management in tropical / subtropical regions. *Journal of the Limnological Society of Southern Africa*, Knysna, v. 13, no. 1, p. 25-43, 1987.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, Chichester, v. 11, no. 1, p. 105-119, Sept. 1995.

WARD, J. V.; TOCKNER, K.; SCHIEMER, F. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research & Management*, Chichester, v. 15, no. 1-3, p. 125-139, Jan.-June 1999.

ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y. Fitoplancton de una laguna vegetada por *Eichhornia crassipes* en el valle de inundación del río Paraná (Argentina). *Ambiente Subtropical*, Corrientes, n. 3, p. 39-67, 1993.

Capítulo 3

Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas

Antonio F. Monteiro Camargo¹, Maura M. Pezzato² e Gustavo G. Henry-Silva²

¹Unesp, Departamento de Ecologia/Caunesp, Instituto de Biociências de Rio Claro, Av. 24A, 1515, 13506-900, Rio Claro, São Paulo. E-mail: afmc@rc.unesp.br. ²Programa de Pós-Graduação do Centro de Aqüicultura - Caunesp E-mail: mauramp@rc.unesp.br, ghgs@rc.unesp.br

Introdução

Um organismo consegue viver somente dentro de seus limites de tolerância, ou seja, entre os limites inferiores e superiores de uma série de fatores ambientais, tais como temperatura, intensidade luminosa e nutrientes (Odum, c1988). Pode-se definir como fator limitante uma variável ambiental, ou combinação de variáveis que, quando está em níveis sub-ótimos, impedem os organismos de alcançarem plenamente seus potenciais bióticos, inibindo suas taxas de crescimento (Glossário..., 1997).

Conhecer tais fatores limitantes é de extrema relevância em estudos sobre produção primária de macrófitas aquáticas. Em condições muito

próximas aos limites de tolerância, esses vegetais podem realizar os processos fotossintéticos apenas o suficiente para sua sobrevivência. Por outro lado, se as características ambientais são favoráveis, pode ocorrer um acréscimo da produtividade e um conseqüente aumento da reprodução vegetativa e sexuada (Gopal, 1990). Nessas condições ótimas, determinadas espécies podem se tornar daninhas, prejudicando os usos múltiplos dos ecossistemas aquáticos. Normalmente, o crescimento excessivo desses vegetais é resultante das atividades humanas que aumentam a disponibilidade de nutrientes nos corpos d'água, propiciando condições favoráveis ao seu desenvolvimento (Seshavatharam, c1990). Algumas espécies de plantas aquáticas possuem características biológicas e fisiológicas capazes de explorar os ecossistemas aquáticos de maneira oportunista, crescendo e reproduzindo-se em condições subótimas, até mesmo quando em competição com outras espécies (Spencer; Bowes, 1990). Nesse contexto, para se efetuar adequadamente o controle das macrófitas aquáticas, é importante conhecer as condições ambientais ótimas para o seu crescimento, além dos aspectos biológicos e autoecológicos das espécies.

Diversos autores, pesquisando a produtividade primária de espécies de macrófitas aquáticas de diferentes grupos ecológicos, têm demonstrado uma grande variação interespecífica, sendo que as espécies emersas e flutuantes são as que apresentam os maiores valores de produtividade, principalmente quando comparados com aqueles obtidos para as macrófitas aquáticas submersas e com folhas flutuantes (Esteves, 1988; Barko; Smart, 1983). A produtividade primária das macrófitas aquáticas está diretamente relacionada à temperatura e à luminosidade (Menendez; Peñuelas, 1993; Menendez; Sanches, 1998), além da disponibilidade de nutrientes, incluindo carbono e oxigênio dissolvido (Madsen; Sand-Jensen, 1994; Feijoó *et al.*, 1996; Madsen; Hahn; Johansen, 1998). Essas variáveis podem influenciar, em conjunto ou isoladamente, as

características fotossintéticas do vegetal, tanto sazonalmente quanto diariamente (Sand-Jensen, 1989).

Neste capítulo serão tratados os principais fatores limitantes (nutrientes, temperatura, radiação luminosa, velocidade de corrente e competição) à produção primária de macrófitas aquáticas de diferentes tipos ecológicos, destacando alguns trabalhos de campo e laboratório.

Concentrações de nutrientes

Vários pesquisadores têm avaliado as taxas de crescimento de macrófitas aquáticas em experimentos de campo e laboratório, sendo que as taxas mais elevadas têm sido obtidas em águas com altas concentrações de nutrientes. Finlayson (1984) observou taxas de crescimento específico muito altas e tempo de duplicação de apenas 2,7 dias para *Salvinia molesta* em uma lagoa de estabilização na Austrália. O autor atribui essa alta taxa de crescimento às concentrações elevadas de nitrogênio (24 mg/L) e fósforo (9 mg/L) na água. Reddy e Debusk (1985), em um experimento de laboratório, constataram um tempo de duplicação de apenas 1,4 dias para *S. molesta* em concentrações de ortofosfatos de 3,0 mg/L. Reddy e Debusk (1984), em um estudo sobre o crescimento de macrófitas aquáticas flutuantes em águas enriquecidas com nutrientes, também observaram altas taxas de crescimento para *Eichhornia crassipes* (máximo de 51,8 g PS/m²/dia e biomassa de 2200 g PS/m²). Para *Pistia stratiotes* estes autores obtiveram taxas de crescimento máximo de 28,3 g PS/m²/dia¹ e biomassa de 974 g PS/m². Palma-Silva (1998), ao avaliar o crescimento e produção de *Typha domingensis* em uma lagoa costeira, constatou maiores taxas de crescimento de indivíduos localizados próximos à entrada de efluentes domésticos ricos em nutrientes.

Considerando essas elevadas taxas de crescimento em águas com altas

concentrações de nutrientes, vários autores têm desenvolvido experimentos visando avaliar a capacidade das macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes (Brix; Schierup, 1989; Casabianca, 1995; Karpiscak *et al.*, 1996; Ennabili; Ater; Radoux, 1998; Salati *et al.*, 1999; Farahbakhshazad; Morison; Salati, 2000; Henry-Silva, 2001). Em geral, as macrófitas aquáticas emersas e flutuantes são mais eficientes no tratamento de efluentes por apresentarem alta produtividade primária e elevada capacidade de estocar nutrientes na biomassa (Gopal, 1990). De fato, Henry-Silva e Camargo (2000), ao compararem a composição química de macrófitas aquáticas de diferentes grupos ecológicos, constataram maiores estoques de nitrogênio e fósforo na biomassa total das espécies *Pistia stratiotes*, *Salvinia molesta* (flutuantes) e *Eichhornia azurea* (emersa) do que na biomassa total de *Utricularia foliosa* (submersa livre).

As macrófitas aquáticas flutuantes freqüentemente ocorrem em ambientes eutrofizados, apresentando altos valores de biomassa e cobrindo extensas áreas. Os lagos e as represas submetidos a eutrofização artificial possuem elevadas concentrações de nutrientes na água, especialmente nitrogênio e fósforo, que propiciam o crescimento e a proliferação dessas macrófitas aquáticas. Podem-se citar, como exemplos, os extensos bancos de *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* na represa Billings, situada na região metropolitana de São Paulo (Palombo, 1997) e as grandes áreas colonizadas por *Pistia stratiotes* na represa de Americana (SP), um ecossistema hipereutrófico localizado em uma região com alta densidade populacional e com uma intensa atividade agrícola e industrial (Lopes-Ferreira, 2000). Bini *et al.* (1999), em um estudo sobre distribuição e abundância de macrófitas aquáticas na represa de Itaipu, observaram uma associação entre a maior freqüência de espécies flutuantes (*E. crassipes*, *P. stratiotes* e *Salvinia auriculata*) e concentrações mais elevadas de nitrogênio e fósforo.

Embora macrófitas aquáticas flutuantes proliferem em ambientes com altas concentrações de nitrogênio e fósforo, as necessidades nutricionais das espécies podem ser distintas. Alguns autores têm observado bancos extensos de macrófitas flutuantes em locais com baixas concentrações de nitrogênio e fósforo. Podem-se citar, como exemplos, os trabalhos de Pelli (1994), o qual estudou as taxas de crescimento e a fauna associada a bancos de *Salvinia molesta* em um lago natural com concentrações de ortofosfatos inferiores a 10 µg/L; o de Camargo e Esteves (1995), que observaram extensos bancos de *Salvinia* sp em uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu com concentrações de ortofosfatos entre < 5 µg/L e 14 µg/L; o de Junk e Howard-Williams (1984), que estimaram o tempo de duplicação de 7,2 dias para *Salvinia auriculata*, 7,9 para *Pistia stratiotes* e 10 dias para *Eichhornia crassipes* no Lago do Castanho (Amazônia Central), o qual, segundo Schmidt (1973), apresenta concentrações de nitrogênio orgânico total entre 0,31 e 2,86 mg/L e concentrações máximas de ortofosfatos de 30 µg/L; e o de Henry-Silva (2001), que, ao avaliar experimentalmente as características de crescimento de três espécies de macrófitas aquáticas flutuantes, constatou que *S. molesta* possui elevadas taxas de crescimento específico (0,029/dia) quando cultivada em água com teores médios de 0,20 mg/L de nitrogênio orgânico total e 21µg/L de fósforo total. Benassi e Camargo (2000) também observaram grande ganho de biomassa de *S. molesta* em um experimento de competição com *P. stratiotes* em água pobre em nitrogênio e fósforo. Pode-se concluir, a partir desses trabalhos, que algumas macrófitas flutuantes crescem intensamente em ambientes com baixas concentrações de nutrientes e que outros fatores podem ser limitantes ao desenvolvimento dessas espécies.

As macrófitas aquáticas submersas têm sido associadas a ambientes oligotróficos. Em ecossistemas lênticos, altas concentrações de nutrientes

podem favorecer o crescimento do fitoplâncton e de macrófitas aquáticas flutuantes que impedem a penetração de luz na coluna d'água. Esse fato pode acarretar uma diminuição da produtividade das espécies submersas (Wetzel, c1983; Esteves, 1988). Madsen e Adams (1988) sugerem que os fatores que limitam o crescimento de macrófitas submersas são a luz e a disponibilidade de carbono, excluindo a influência de nitrogênio e fósforo. Madsen, Hahn e Johansen (1998) realizaram experimentos com *Eloдея canadensis* e *Callitriche cophocarpa* a fim de examinarem a interação dos efeitos do carbono inorgânico e nitrogênio na fotossíntese das espécies. Os resultados evidenciaram que a fotossíntese por unidade de nitrogênio (N) nos tecidos em *E. canadensis* foi maior, com baixas concentrações de CO₂, e, em *C. cophocarpa*, com altas concentrações de CO₂, independentemente do aumento concomitante de N (Figura 1). Entretanto, Madsen e Baattrup-Pedersen (1995) sugerem que esses nutrientes são importantes fatores limitantes ao crescimento de espécies submersas, visto que a fotossíntese por unidade de CO₂ aumentou consideravelmente com o aumento de nitrogênio nos tecidos da planta (Figura 2). Pode-se concluir que a importância do nitrogênio e do fósforo, na produção primária das macrófitas submersas enraizadas, ainda é muito discutida. É relevante ressaltar que as espécies pertencentes a esse grupo ecológico podem retirar os nutrientes necessários ao seu desenvolvimento tanto da coluna d'água quanto do sedimento (Chambers *et al.*, 1989; Spencer; Bowes, 1990; Barko; Gunnison; Carpenter, 1991; Carr; Duthie; Taylor, 1997).

Para as macrófitas aquáticas enraizadas, o sedimento constitui-se na principal fonte de nitrogênio e fósforo. Nogueira (1989), analisando a importância de *E. azurea* e *Scirpus cubensis* na ciclagem de nutrientes e nas características limnológicas da Lagoa do Infernão (lagoa marginal do Rio Mogi-Guaçu), estimou que 98,5% do fósforo total e 97,3% do nitrogênio total estão estocados no sedimento deste ambiente lêntico.

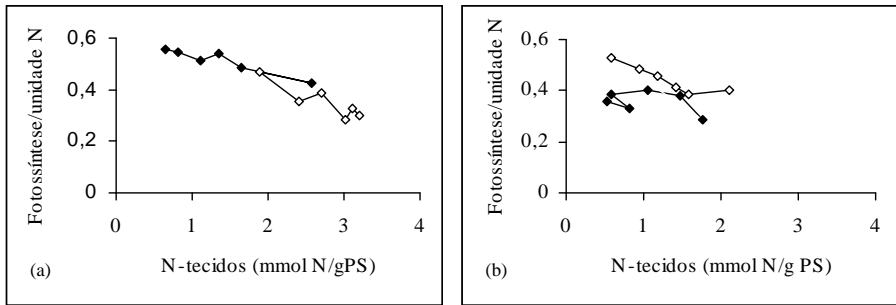


Figura 1. Capacidade fotossintética por unidade de nitrogênio nos tecidos (mmol O₂/h/mmol N) de *Callitriche cophocarpa* (a) e *Elodea canadensis* (b). (Modificado de Madsen *et al.* 1998). ◊ Baixa [CO₂] e ◆ Alta [CO₂]

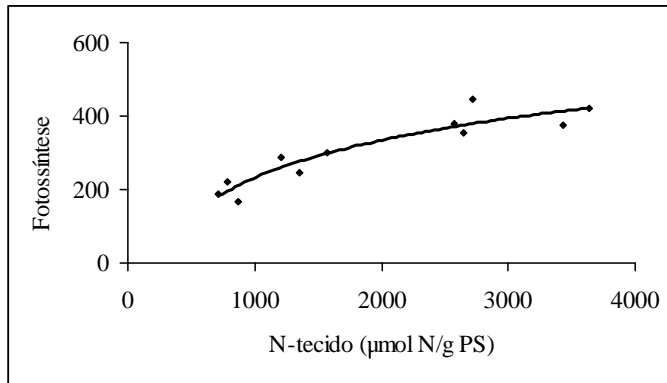


Figura 2. Relação entre a concentração de nitrogênio nos tecidos e a capacidade fotossintética (µmol CO₂/g PS/h) de *Elodea canadensis*. (Modificado de Madsen e Baattrup-Pedersen, 1995)

Camargo (1991), verificando a dinâmica do nitrogênio em uma lagoa marginal do Rio Mogi-Guaçu, constatou uma variação anual na biomassa de *Eichhornia azurea* em decorrência da ampla variação sazonal das variáveis físicas e químicas da coluna d'água e dos períodos característicos de seca e cheia. No período de cheia, a lagoa apresentou águas mais ricas em nutrientes e temperaturas mais elevadas que favoreceram o crescimento de *E. azurea*. Essas condições mais favoráveis, no entanto, não ocorreram durante o período de cheia, pois na época de pico de cheia ocorreu alta turbulência na lagoa. Assim, o período mais produtivo dessa espécie ocorreu em abril no período pós-cheia (171 g/m² PS de biomassa viva), quando a lagoa ainda apresentava

concentrações relativamente altas de nutrientes, baixa turbulência e temperaturas elevadas (Figura 3). No entanto, Henry-Silva (1998), em um estudo da composição química de *E. azurea* encontrada em diferentes ambientes lóticos do litoral sul paulista, não verificou diferenças significativas ($P \leq 0,05$) entre a biomassa total de *E. azurea* encontrada no rio Preto e no rio Branco e entre os valores de biomassa total dessa espécie nas diferentes épocas do ano. Esses fatos se deveram, principalmente, à homogeneidade climática observada na região, com temperaturas e precipitações constantes durante todo o ano, e aos valores semelhantes de nutrientes na água e no sedimento de ambos os rios (Figura 4).

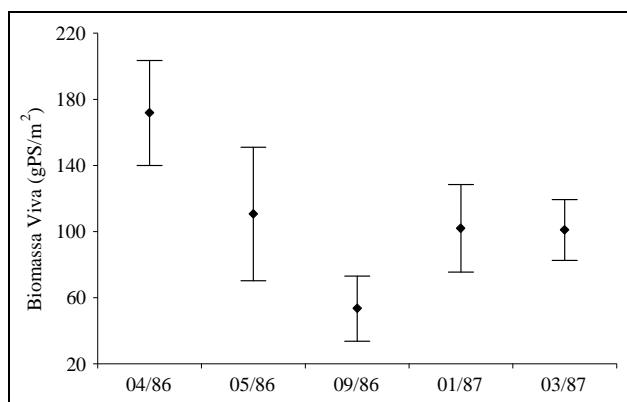


Figura 3. Valores médios e desvios padrão de biomassa viva (gPS/m²) de *Eichhornia azurea* na Lagoa do Mato em diferentes épocas do ano

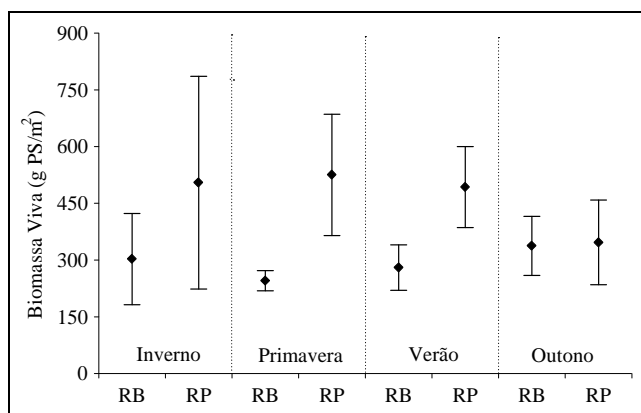


Figura 4. Valores médios e desvios padrão de biomassa viva (gPS/m²) de *Eichhornia azurea* no Rio Branco (RB) e no Rio Preto (RP) em diferentes épocas do ano

Temperatura

As macrófitas aquáticas possuem uma ampla faixa de tolerância à temperatura, podendo ocorrer em abundância em regiões de climas tropical e temperado. Esses vegetais podem estar submetidos a temperaturas que vão de próximo a zero até mais de 40 °C (Bowes; Holaday; Haller, 1979). Embora temperaturas elevadas favoreçam o desenvolvimento de macrófitas aquáticas de diferentes grupos ecológicos, cada espécie apresenta um ótimo de temperatura. Na Tabela 1 são apresentados os valores mínimos e máximos de produtividade primária de macrófitas aquáticas submersas em relação à temperatura, tanto em clima temperado quanto em clima tropical.

Tabela 1. Valores (máximos e mínimos) de produção primária líquida (P.P.L mg O₂/gPS/h) de macrófitas aquáticas submersas. Os valores de temperatura da água estão entre parênteses

Espécies	P.P.L. (mg O ₂ /g PS/h)		Clima	Autores
	Mínimo	Máximo		
<i>Potamogeton pectinatus</i>	2,19 (10°C)	19,67 (20°C)	Temperado	Menendez e Sanchez (1998)
<i>Chara hispida</i>	2,55 (10°C)	10,86 (20°C)	Temperado	Menendez e Sanchez (1998)
<i>Ruppia cirrhosa</i>	5,00 (10°C)	10,92 (23°C)	Temperado	Menendez e Peñuelas (1993)
<i>Ranunculus aquatilis</i>	1,90 (5°C)	5,92 (15°C)	Temperado	Madsen e Brix (1996)
<i>Elodea canadensis</i>	1,12 (5°C)	7,37 (15°C)	Temperado	Madsen e Brix (1996)
<i>Egeria densa</i> (R.Aguapeú)*	5,85 (20°C)	9,23 (21°C)	Tropical	Pezzato (1999)
<i>Egeria densa</i> (R. Mambu)*	2,76 (21°C)	5,40 (19°C)	Tropical	Pezzato (1999)
<i>Cabomba furcata</i> (R.Mambu)*	5,21 (20°C)	15,62 (23°C)	Tropical	Benassi <i>et al.</i> (2001)
<i>Utricularia foliosa</i> *	3,24 (17°C)	25,55 (24°C)	Tropical	Assumpção (2001)

*Experimento de campo

Pastore, Tur e Marrone (1995), em um estudo sobre biomassa e produtividade primária de macrófitas aquáticas na Província de Buenos Aires (Argentina), verificaram que a maioria das espécies estudadas apresentou maior biomassa e produtividade primária na primavera e verão. Entretanto, *Ceratophyllum demersum* apresentou maiores valores dessas duas variáveis no inverno. A maior produtividade dessa espécie (1,73 g PS/m²/dia) foi verificada entre abril e junho (outono/inverno),

enquanto *Ludwigia hexapetala* apresentou maior produtividade, aproximadamente 2,3 g PS/m²/dia, entre outubro e dezembro (primavera/verão). Já *Lemna* sp desapareceu totalmente em um reservatório localizado no Little River (Carolina do Norte, EUA) quando a temperatura da água, no inverno, foi de 3 e 10 °C, mas ocorreu com abundância no verão, quando a temperatura variou em torno de 20 °C (Everitt; Burkholder, 1991). Pearcy, Berry e Bartholomew (1974) constataram que a temperatura ótima para realização da fotossíntese por *Phragmites australis* varia com a sua localização geográfica. Em solos com alta umidade no Death Valley, California, *P. australis* apresentou a sua maior atividade fotossintética, a uma temperatura de 30°C. Assumpção (2001) mediu a produção primária da macrófita aquática submersa livre *Utricularia foliosa* em um ambiente lótico do litoral sul paulista e verificou que a faixa ótima de temperatura para a produção dessa espécie ficou entre 22 e 25 °C. Valores correspondentes a essa faixa ótima de temperatura ocorreram na primavera, quando a produção primária líquida e bruta foram mais elevadas (25,5 mg O₂/gPS/h e 27,5 mg O₂/gPS/h, respectivamente).

Menendez e Peñuelas (1993), em um trabalho experimental com *Ruppia cirrhosa*, verificaram maior produtividade líquida em temperatura de 23 °C (10,9 mg O₂/gPS/h) e valores inferiores de produtividade em 10 °C (5,0 mg O₂/gPS/h). Madsen e Brix (1997), em um estudo sobre a influência da temperatura no crescimento de *Elodea canadensis* e *Ranunculus aquatilis*, também em condições experimentais, observaram que ambas as espécies alcançaram uma produção primária maior quando aclimatadas a 15 °C do que a 10 e 5 °C (Figura 5). Os exemplos citados mostram que existem faixas ótimas de temperatura para cada espécie de macrófita aquática, sendo que essas faixas podem variar em função da sazonalidade, do ambiente e da localização geográfica em que se encontram as espécies.

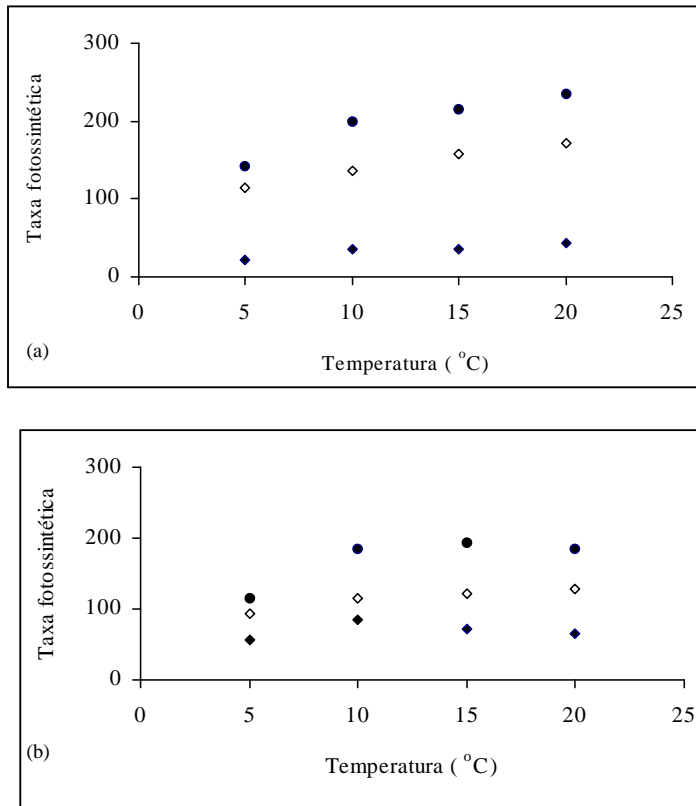


Figura 5. Taxa fotossintética ($\mu\text{mol O}_2/\text{g PS/h}$) de *Elodea canadensis* (a) e *Ranunculus aquatilis* (b) em função da temperatura. As plantas foram aclimatadas entre 2-3 semanas a 5 °C (\blacklozenge), 10 °C (\diamond) e 15 °C (\bullet). (300 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ de RFA e 20 μM de CO_2). (Modificado de Madsen e Brix, 1997)

Radiação luminosa

A disponibilidade de luz é um fator primário que controla a fotossíntese em ecossistemas aquáticos, além de exercer grande influência na composição das espécies e na adaptação morfológica e fisiológica das plantas quando expostas a diferentes intensidades luminosas (Osmond; Chow, 1988; Richardson; Beardall; Raven, 1983). A quantidade de luz que atinge os corpos d'água e que pode estar disponível para as macrófitas aquáticas submersas está diretamente relacionada com a refração e com a absorção da radiação (Esteves, 1988). Essa absorção se dá pelas

substâncias húmicas, detritos particulados, seston e por outros organismos clorofilados (Kirk, 1994).

As taxas fotossintéticas das macrófitas aquáticas podem aumentar linearmente com a luz para um nível de saturação; entretanto, altas intensidades luminosas tendem a inibir o desenvolvimento de diversas espécies de macrófitas aquáticas (Platt; Gallegos; Harrison, 1980; Cosby; Hornberger; Kelly, 1984). De fato, Rubim e Camargo (2001), ao estudarem as taxas de crescimento da macrófita aquática flutuante *Salvinia molesta* em um braço do Rio Preto (Bacia Hidrográfica do Rio Itanhaém, SP), constataram que radiações mais elevadas ($852 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$) podem restringir o crescimento dessa espécie. Junk e Howard-Williams (1984) também observaram menores taxas de crescimento de *Salvinia auriculata* submetidas a altas intensidades de luz.

Outros estudos têm mostrado as faixas ótimas de intensidade luminosa, especialmente para algumas espécies de macrófitas submersas. Pezzato (1999), ao avaliar a produção primária de *Egeria densa* em um rio de águas claras (Rio Mambu) em diferentes épocas do ano, constatou uma maior produção primária bruta no outono quando a radiação fotossinteticamente ativa foi maior. Essa espécie apresentou um valor médio de $5,6 \text{ mgO}_2/\text{gPS}/\text{h}$ a uma intensidade luminosa de $895,77 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$, evidenciando que a produção primária esteve diretamente correlacionada à luz (Figura 6). Por outro lado, Benassi, Pezzato e Camargo (2001), estudando a produção primária de *Cabomba furcata* também no Rio Mambu, observaram que a maior produtividade dessa espécie ocorreu em baixas intensidades luminosas, sendo que o valor médio mais elevado de produção primária ocorreu no verão ($17,46 \text{ mgO}_2/\text{gPS}/\text{h}$), a uma intensidade luminosa média de $83,95 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$. Deste modo, para *C. furcata*, o valor mais elevado de radiação fotossinteticamente ativa, provavelmente, foi um dos principais fatores limitantes à produção primária (Figura 7).

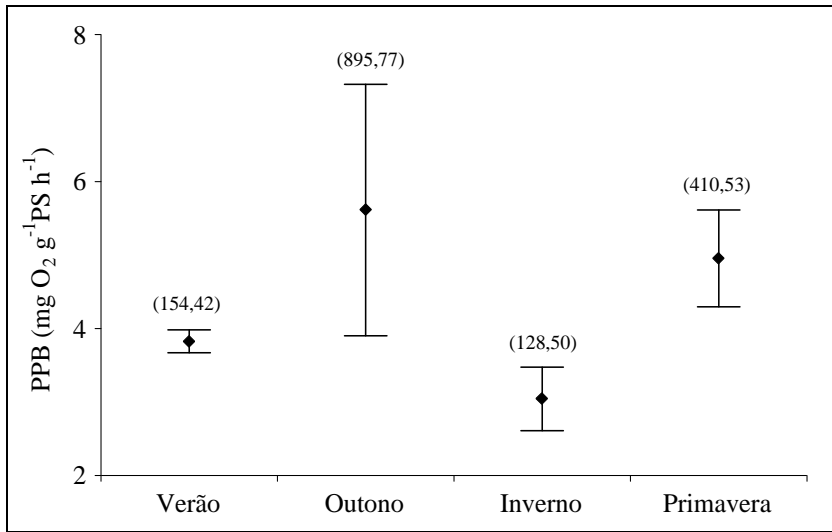


Figura 6. Produção primária bruta (PPB) de *Egeria densa* nas diferentes épocas do ano, em 1998 no rio Mambu. Os valores entre parênteses são relativos as radiações fotossinteticamente ativas na água

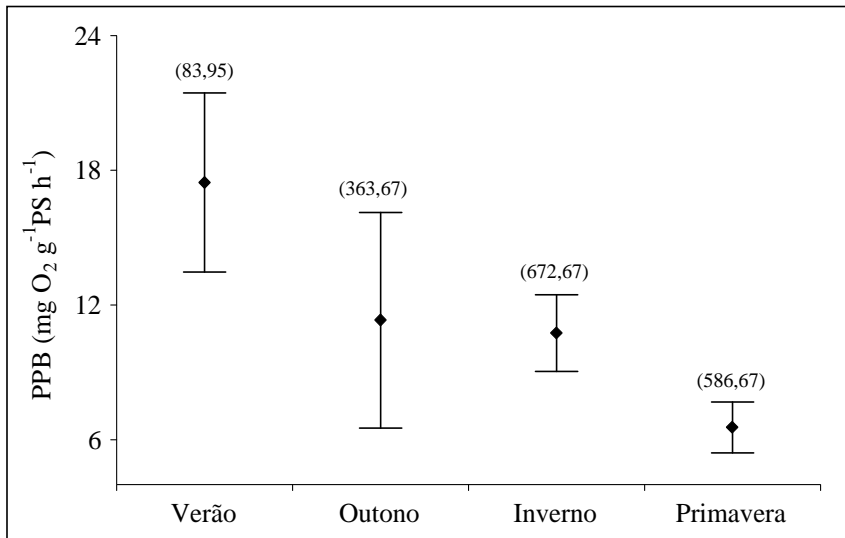


Figura 7. Produção primária bruta (PPB) de *Cabomba furcata* nas diferentes épocas do ano, em 1999 no rio Mambu. Os valores entre parênteses são relativos às radiações fotossinteticamente ativas na água

Menendez e Peñuelas (1993) avaliaram a produção primária de *Ruppia cirrhosa* em diferentes intensidades luminosas e em diferentes estações do ano. Os valores de saturação de luz para essa espécie variaram entre

164 $\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$ (inverno) e 521 $\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$ (verão), enquanto o ponto de compensação variou entre 18 $\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$ (inverno) e 64 $\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$ (verão). Os valores de compensação luminosa para *Potamogeton pectinatus* também variaram entre as estações do ano, e são distintos de *R. cirrhosa*, como demonstram os resultados obtidos por Menendez e Sanches (1998). O valor de compensação no inverno (64 $\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$) foi inferior ao de verão (151 $\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$) para *P. pectinatus*. Os resultados sugerem que ambas as espécies estão adaptadas a altas intensidades luminosas, devido aos altos valores dos parâmetros fotossintéticos obtidos no verão.

Velocidade de corrente

A movimentação da água é outro fator importante que pode limitar o crescimento e até mesmo a ocorrência de macrófitas aquáticas. Essa variável pode atuar diretamente sobre o vegetal ou indiretamente, interferindo na estabilidade do sedimento. Em rios com elevada velocidade de corrente, as macrófitas aquáticas flutuantes são transportadas devido à grande movimentação da coluna d'água. As espécies enraizadas também não se desenvolvem sob essas condições, pois o sedimento torna-se instável, seja pela ocorrência de áreas de intensa erosão ou pela ocorrência de áreas com intensa sedimentação, o que impede a fixação desses vegetais ao substrato.

Gantes e Tur (1995), em um estudo sobre a variação temporal da vegetação de um pequeno rio de planície (Argentina), verificaram uma queda de biomassa (270 para 130g PS/m²) e o desaparecimento de espécies não enraizadas após uma enchente que elevou a velocidade de corrente de 10 para 20 cm/s. Chambers *et al.* (1991) obtiveram uma correlação negativa entre o aumento da velocidade de corrente e a biomassa vegetal, enquanto Nilson (1987) constatou uma redução do

número de espécies de macrófitas emersas com o incremento da velocidade de corrente do Rio Sävaran (Suécia).

Embora a correnteza e a turbulência intensa impeçam o crescimento de macrófitas, a movimentação moderada da água pode ser um fator positivo, favorecendo a dispersão, o crescimento e o aumento da produtividade. A velocidade de corrente moderada estimula o desenvolvimento de macrófitas, provavelmente, por dois aspectos principais: (i) pelas condições desfavoráveis ao crescimento de fitoplâncton que podem, por sua vez, estimular o crescimento de espécies submersas; (ii) para as flutuantes pelo aumento da renovação de nutrientes devido ao constante transporte de íons em solução e de material particulado que aderem às raízes.

French e Chambers (1996) observaram que a velocidade de corrente foi um fator determinante na distribuição das espécies de macrófitas aquáticas submersas. Estes autores verificaram que *Elodea canadensis* foi mais abundante em locais com velocidade de corrente entre 0,0 e 0,2 m/s. *Chara* sp. predominou em locais com velocidade entre 0,2 e 0,4 m/s e *Ranunculus aquatilis* foi mais freqüente entre 0,4 e 0,6 m/s. Madsen e Sondergaard (1983) observaram que as taxas de crescimento de *Callitriche cophocarpa* foram positivamente correlacionadas com velocidades de corrente superiores a 1,5 cm/s. Power (1996), analisando o efeito da velocidade de corrente sobre *Zizania texana*, constatou que o crescimento das folhas dessa espécie foi significativamente superior quando submetidas a velocidades moderadas de corrente (0,12-0,24 m/s) (Figura 8).

Em ecossistemas aquáticos tropicais a brusca variação no nível da água também pode atuar como um fator limitante à produtividade primária de macrófitas aquáticas. Grandes oscilações podem acarretar a morte das plantas aquáticas flutuantes, que ficam expostas sobre o solo seco ou sobre as árvores quando o nível d'água diminui. As macrófitas aquáticas emergentes também podem entrar em estado de senescência se

ficarem submersas por períodos prolongados.

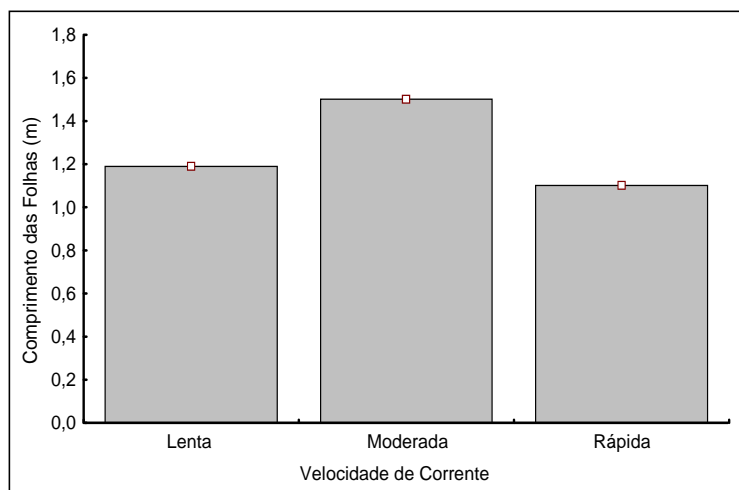


Figura 8. Comprimento médio das folhas de *Zizania texana* crescendo em sedimento areno-argiloso em diferentes velocidades de corrente (Lenta = 0,05-0,12 m/s; Moderada = 0,12-0,24 m/s; Rápida = 0,40-0,49 m/s) (Modificado de Power, 1996)

Por outro lado, as taxas de crescimento de algumas espécies de macrófitas aquáticas podem aumentar concomitantemente à elevação do nível d' água. Menezes, Esteves e Anesio (1993) constataram que *Nymphoides indica* duplicou sua velocidade de crescimento na fase crítica de inundação, sendo que com o abaixamento do nível d' água ocorreu a redução de sua taxa de produtividade. Neiff (1975) observou um crescimento intenso de *N. indica* e *Victoria cruziana* com a subida das águas do Rio Paraná, e Bini (1996) também trabalhando nesse rio, verificou um aumento de fitomassa de *Polygonum* sp com o aumento do nível de água na planície de inundação.

Competição

A competição interespecífica pode ser definida como qualquer interação que afeta adversamente o crescimento e a sobrevivência de duas ou mais populações de espécies coexistentes (Odum, c1988; Krebs, 1972).

Segundo o princípio de Gause, existe uma tendência da competição acarretar uma separação ecológica entre espécies com grande semelhança. Simultaneamente, a competição pode provocar adaptações seletivas que facilitam a coexistência de uma diversidade de organismos em uma dada área ou comunidade (Odum, c1988).

Chambers e Prepas (1990), em um estudo sobre competição e coexistência em comunidades de macrófitas submersas do Long Lake (Alberta, Canadá), concluíram que a competição interespecífica é pequena e que a coexistência ocorre devido à heterogeneidade espacial e à utilização diferencial de recursos. Determinadas modificações das condições ambientais, porém, podem diminuir a heterogeneidade espacial e temporal e, assim, favorecer uma das espécies, levando à exclusão competitiva de outras. Como consequência, ocorre a diminuição da diversidade biológica nos ecossistemas aquáticos e a proliferação de uma única espécie.

No caso da coexistência das duas espécies, oscilações temporais das concentrações de nutrientes podem, ora favorecer o crescimento de uma, ora de outra espécie. Van, Wheeler e Center (1999), em um estudo de competição entre duas espécies de macrófitas submersas (*Hydrilla verticillata* e *Vallisneria americana*), observaram maior habilidade competitiva de *H. verticillata* em relação à *V. americana* em sedimentos ricos em nutrientes, mas o inverso foi observado em sedimentos pobres. Benassi e Camargo (2000), trabalhando em tanques experimentais com baixas concentrações de nutrientes, constataram que *Salvinia molesta* tem maior habilidade competitiva do que *Pistia stratiotes* (Figura 9). Coutinho (1989), ao estudar a dinâmica de crescimento e produtividade primária de *E. azurea* em uma lagoa marginal do Rio Mogi-Guaçu, concluiu que a competição interespecífica foi o principal fator a influenciar a dinâmica de crescimento dessa espécie. A interação competitiva com *Scirpus cubensis* acarretou menor produtividade das folhas de *E. azurea* e maior

crescimento de seus rizomas. Esse desenvolvimento dos rizomas, por sua vez, proporcionou maior eficiência de *E. azurea* na ocupação de novos espaços, fato que possibilitou a coexistência das duas espécies na comunidade.

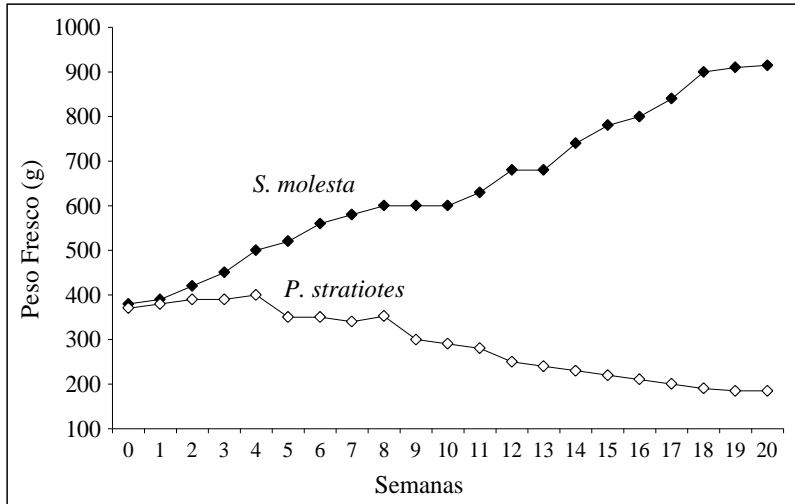


Figura 9. Curvas de crescimento (peso fresco) de *Salvinia molesta* (◆) e *Pistia stratiotes* (◇) em experimentos com mesma densidade (6 indivíduos de *S. molesta* e 6 indivíduos de *P. stratiotes*) e com a mesma concentração de nitrogênio e fósforo na água ($N-NH_4 = 3,0 \mu g/L$; $N-NO_3 = 19,1 \mu g/L$; $NO_2 = 2,8 \mu g/L$; $P-PO_4 = 3,0 \mu g/L$). (Modificado de Benassi e Camargo, 2000)

Os efeitos da competição entre macrófitas aquáticas podem variar também em função de temperatura e luz. Van den Berg *et al.* (1998) estudaram a competição entre *Chara aspera* e *Potamogeton pectinatus* e concluíram que *P. pectinatus* foi favorecida quando em alta intensidade luminosa, pois conseguiu desenvolver ampla cobertura vegetal próximo à superfície da água.

Deve-se destacar, também, a importância dos distúrbios intermediários (Silvertown; Doust, 1993) como componentes responsáveis pela coexistência de macrófitas aquáticas. O distúrbio intermediário ocasionado, por exemplo, por uma abrupta elevação do nível de água, ocorrência de uma geada ou aumento da velocidade de corrente, pode

provocar a redução da população de uma espécie que está se sobrepondo a outra, reiniciando o processo de competição entre elas e permitindo a coexistência.

A competição intra-específica também pode regular as populações de macrófitas aquáticas. Camargo e Florentino (2000) avaliaram o processo de competição intra-específica em uma população de *Nymphaea rudgeana* localizada no Rio Acima (Bacia do Rio Itanhaém, SP). No final da primavera (outubro/novembro), os autores observaram 30 indivíduos/m². Deve-se destacar que os indivíduos tinham pequeno porte e inexistência de rizomas, tratando-se, provavelmente, de plântulas. Já no final do verão (março), foram constatados entre 3 e 4 indivíduos/m² de grande porte com rizomas bem desenvolvidos, ou seja, indivíduos adultos. A diminuição da densidade e aumento de tamanho indicaram claramente a ocorrência de competição intra-específica.

Considerações finais

O conhecimento dos fatores limitantes ou dos limites de tolerância das espécies de macrófitas aquáticas têm uma grande importância prática. Se uma espécie prolifera indesejadamente em um ecossistema aquático e se os fatores que limitam sua produção são conhecidos, pode-se manejar adequadamente o sistema criando condições que inibam o seu crescimento. Deve-se destacar que, embora a literatura refira-se freqüentemente às espécies daninhas, toda macrófita aquática pode ser considerada daninha em potencial, pois, se as condições ambientais são favoráveis, ou seja, se não existem fatores limitantes ao seu crescimento, esta tenderá a proliferar ocupando extensas áreas. As proliferações indesejadas desses vegetais, normalmente, ocorrem em ambientes submetidos a alterações antrópicas, tais como a eutrofização artificial e as modificações hidrológicas do

ecossistema aquático. Essas alterações podem provocar a proliferação de uma espécie, criando condições ótimas para o seu crescimento ou proporcionando condições desfavoráveis para outras espécies, que deixam de exercer uma pressão competitiva sobre ela.

Neste capítulo, foram apresentados alguns exemplos de fatores limitantes de algumas espécies; no entanto, muitos outros podem limitar a produção das macrófitas aquáticas, podendo atuar isoladamente ou em conjunto. Vale ressaltar que a maioria dos estudos de fotossíntese tiveram início com experimentos fisiológicos em condições de laboratório. Deve-se, todavia, ficar atento aos resultados obtidos nessas condições, principalmente quando esses resultados são extrapolados para uma situação natural. Assim, para melhor se identificar os fatores que limitam a produção primária de macrófitas aquáticas é importante associar as pesquisas de campo com os experimentos laboratoriais.

Agradecimentos

Os autores agradecem à FAPESP e ao CNPq, pelo financiamento de projetos desenvolvidos nos ecossistemas lóticos do litoral sul paulista e em condições experimentais na Unesp - Rio Claro, e ao técnico do laboratório de Ecologia Aquática, Carlos Fernando Sanches, pelo auxílio nas coletas de campo e nas análises laboratoriais.

Referências

- ASSUMPTIÃO, A. M. *Produção primária da macrófita aquática Utricularia foliosa LINNAEUS (1752) em um rio de águas pretas da bacia do Rio Itanhaém, SP*. 2001. 34 f, il. Monografia (Graduação) - Instituto de Biociências, UNESP, Rio Claro, 2001.
- BARKO, J. W.; GUNNISON, D.; CARPENTER, S. R. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 41, no. 1-3, p. 41-65, Aug. 1991.

- BARKO, J. W.; SMART, R. M. Effects of organic matter additions to sediment on the growth of aquatic plants. *Journal of Ecology*, Oxford, v. 71, p. 161-175, 1983.
- BENASSI, R. F.; CAMARGO, A. F. M. Avaliação do processo competitivo entre duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes, *Pistia stratiotes* L. E *Salvinia molesta* D. S. Mitchell. *Revista de Iniciação Científica*, [S. l.], v. 1, p. 59-66, 2000.
- BENASSI, R. F.; PEZZATO, M. M.; CAMARGO, A. F. M. Produção primária da macrófita aquática *Cabomba furcata* Schult & Schult. F. em dois rios da bacia do Rio Itanhaém, SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 8., 2001, João Pessoa, PB. *Resumos...* João Pessoa, PB: Sociedade Brasileira de Limnologia: Universidade Federal da Paraíba, 2001. p. 200.
- BINI, L. M. Influence of flood pulse on the fitomass of three species of aquatic macrophytes in the Upper River Paraná floodplain. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, Curitiba, v. 39, n. 3, p. 715-721, set. 1996.
- BINI, L. M.; THOMAZ, S. M.; MURPHY, K. J.; CAMARGO, A. F. M. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 415, p. 147-154, Nov. 1999.
- BOWES, G.; HOLADAY, A. S.; HALLER, W. T. Seasonal variation in the biomass, tuber density and photosynthetic metabolism of *Hydrilla* in three Florida lakes. *Journal of Aquatic Plant Management*, Clermonth, v. 17, p. 61-65, 1979.
- BRIX, H.; SCHIERUP, H. H. The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. *Ambio*, Stockholm, v. 18, p. 100-107, 1989.
- CAMARGO, A. F. M. *Dinâmica do nitrogênio e do fosfato em uma lagoa marginal do Rio Mogi-Guaçu (Lagoa do Mato, SP)*. 1991. 204 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, 1991.
- CAMARGO, A. F. M.; ESTEVES, F. A. Influence of water level variation on fertilisation of oxbow lake of Rio Mogi-Guaçu, State of São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 299, p. 185-193, 1995.
- CAMARGO, A. F. M.; FLORENTINO, E. R. Population dynamics and net primary production of the aquatic macrophyte *Nymphaea rudgeana* C. F. Mey in a lotic environment of the Itanhaém River basin (SP, Brazil). *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, v. 60, n. 1, p. 83-92, fev. 2000.
- CARR, G. M.; DUTHIE, H. C.; TAYLOR, W. D. Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 59, no. 3-4, p. 195-215, Dec. 1997.
- CASABIANCA, M. L. Large-scale production of *Eichhornia crassipes* on paper industry effluent. *Bioresource Technology*, Kidlington, v. 54, p. 35-38, 1995.
- CHAMBERS, P. A.; PREPAS, E. E. Competition and coexistence in submerged aquatic plant communities: the effects of species interactions versus abiotic factors. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 23, no. 3, p. 541-550, June 1990.
- CHAMBERS, P. A.; PREPAS, E. E.; BOTHWELL, M. L.; HAMILTON, H. R. Current velocity and its effect on aquatic macrophytes in flowing waters. *Ecological Applications*, Washington, DC, v. 1, p. 218-220, 1991.
- CHAMBERS, P. A.; PREPAS, E. E.; BOTHWELL, M. L.; HAMILTON, H. R. Roots versus

- shoots in nutrient uptake by aquatic macrophytes in flowing waters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Ottawa, v. 46, no. 3, p. 435-439, Mar. 1989.
- COSBY, B. J.; HORNBERGER, G. M.; KELLY, M. G. Identification of photosynthesis-light models for aquatic systems: II. Application to a macrophyte dominated stream. *Ecological Modelling*, Amsterdam, v. 23, p. 25-51, 1984.
- COUTINHO, M. E. *Ecologia populacional de Eichhornia azurea Kunth e sua participação na dinâmica da vegetação aquática da Lagoa do Infernã - SP*. 1989. 143 f., il. Dissertação (Mestrado) – PPG-ERN, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1989.
- ENNABILI, A.; ATER, M.; RADOUX, M. Biomass production and NPK retention in macrophytes from wetlands of the Tingitan Peninsula. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 62, no. 1, p. 45-56, Sept. 1998.
- ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência: FINEP, 1988. 575 p., il.
- EVERITT, D. T.; BURKHOLDER, J. M. Seasonal dynamics of macrophyte communities from a stream flowing over granite flatrock in North Carolina, USA. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 222, p. 159-172, 1991.
- FARAHBAKSHAZAD, N.; MORISON, G. M.; SALATI, E. F. Nutrient removal in a vertical upflow wetland in Piracicaba, Brazil. *Ambio*, Stockholm, v. 29, p. 74-77, 2000.
- FEIJOÓ, C. S.; MOMO, F. R.; BONETTO, C. A.; TUR, N. M. Factors influencing biomass and nutrient content of the submersed macrophyte *Egeria densa* Planch. in a pampasic stream. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 341, no. 1, p. 21-26, Dec. 1996.
- FINLAYSON, C. M. Growth of *Salvinia molesta* in lake Moondarra, Mount Isa, Australia. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 18, p. 257-262, 1984.
- FRENCH, T. D.; CHAMBERS, P. A. Habitat partitioning in riverine macrophyte communities. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 36, no. 3, p. 509-520, Dec. 1996.
- GANTES, H. P.; TUR, N. M. Variacion temporal de la vegetacion en un arroyo de Llanura. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, v. 55, n. 2, p. 259-266, maio 1995.
- GLOSSÁRIO DE ECOLOGIA. 2. ed. rev. e ampl. São Paulo: ACIESP, 1997. p. 243. (Publicação ACIESP, n. 103).
- GOPAL, B. Aquatic weed problems and management in Asia. In: PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. (Ed.) *Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. Oxford: Oxford University Press, 1990. cap. 16, p. 318-340.
- HENRY-SILVA, G. G. *Comparação da composição química da biomassa de Eichhornia azurea Kunth, encontrada em dois diferentes ecossistemas lóticos (rio Preto e rio Branco) da bacia hidrográfica do rio Itanhaém, no litoral sul paulista*. 1998. 76 f., il. Monografia (Graduação) - Instituto de Biociências, UNESP, Rio Claro, 1998.
- HENRY-SILVA, G. G. *Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes (Eichhornia crassipes, Pistia stratiotes e Salvinia molesta) no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidades de utilização da biomassa vegetal*. 2001. 77 f., il. Dissertação (Mestrado em Biologia de Organismos Aquáticos) - Centro de Aqüicultura de Jaboticabal, UNESP, Jaboticabal, 2001.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Composição química de quatro espécies de macrófitas aquáticas e possibilidade de uso de suas biomassas. *Naturalia*, Rio Claro, v. 25, p. 111-125, 2000.

JUNK, W. J.; HOWARD-WILLIAMS, C. Ecology of aquatic macrophytes in Amazonia. In: SIOLI, H. (Ed.). *The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers, 1984. cap. 10, p. 269-293. (Monographiae biologicae, v. 56).

KARPISCAK, M. M.; GERBA, C. P.; WATT, P. M.; FOSTER, K. E.; FALABI, J. A. Multi-species plant systems for wastewater quality improvements and habitat enhancement. *Water Science and Technology*, Kidlington, v. 33, no. 10-11, p. 231-236, 1996.

KIRK, J. T. O. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. 2nd ed. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 1994. 509 p., il.

KREBS, C. J. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. New York: Harper & Row, 1972. 694 p., il.

LOPES-FERREIRA, C. *Estudo de uma área alagada do Rio Atibaia visando a elaboração de proposta de manejo para a melhoria da qualidade da água no reservatório de Salto Grande (Americana, SP)*. 2000. 145 f., il. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

MADSEN, J. D.; ADAMS, M. S. The seasonal biomass and productivity of the submerged macrophytes in a polluted Wisconsin stream. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 20, no. 1, p. 41-50, Aug. 1988.

MADSEN, T. V.; BAATTRUP-PEDERSEN, A. Regulation of growth and photosynthetic performance in *Elodea canadensis* in response to inorganic nitrogen. *Functional Ecology*, Oxford, v. 9, p. 239-247, 1995.

MADSEN, T. V.; BRIX, H. Growth, photosynthesis and acclimation by two submerged macrophytes in relation to temperature. *Oecologia*, Berlin, v. 110, no. 3, p. 320-327, 1997.

MADSEN, T. V.; HAHN, P.; JOHANSEN, J. Effects of inorganic carbon supply on the nitrogen requirement of two submerged macrophytes, *Elodea canadensis* and *Callitriche cophocarpa*. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 62, no. 2, p. 95-106, Oct. 1998.

MADSEN, T. V.; SAND-JENSEN, K. The interactive effects of light and inorganic carbon on aquatic plant growth. *Plant, Cell and Environment*, Oxford, v. 17, p. 955-962, 1994.

MADSEN, T. V.; SONDERGAARD, M. The effects of current velocity on the photosynthesis of *Callitriche stagnalis* Scop. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 15, p. 187-193, 1983.

MENENDEZ, M.; PEÑUELAS, J. Seasonal photosynthetic and respiratory responses of *Ruppia cirrhosa* (PETAGNA) GRANDE to changes in light and temperature. *Archiv für Hydrobiologie*, Stuttgart, v. 129, no. 2, p. 221-230, 1993.

MENENDEZ, M.; SANCHEZ, A. Seasonal variations in P-I responses of *Chara hispida* L. and *Potamogeton pectinatus* L. from stream mediterranean ponds. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 61, no. 1, p. 1-15, May 1998.

MENEZES, C. F. S.; ESTEVES, F. A.; ANESIO, A. M. Influência da variação artificial do nível d'água da represa do Lobo (SP) sobre a biomassa e produtividade de *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze e *Pontederia cordata* L. *Acta Limnologica Brasiliensia*, São Paulo, v. 6, p. 163-172, 1993.

NEIFF, J. J. Fluctuaciones anuales en la composition fitocenotica y biomassa de la hidrofitia en lagunas isleñas del Paraná Medio. *Ecosur*, Corrientes, v. 2, n. 4, p. 153-183, 1975.

NILSON, C. Distribution of stream-edge vegetation along a gradient of current velocity. *Journal of Ecology*, Oxford, v. 75, p. 513-522, 1987.

NOGUEIRA, F. M. B. *Importância das macrófitas aquáticas *Eichhornia azurea* Kunth e *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth na ciclagem de nutrientes e nas principais características limnológicas da Lagoa do Infernã (SP)*. 1989. 147 f., il. Dissertação (Mestrado) - PPG-ERN, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1989.

ODUM, E. P. *Ecologia*. Tradução: Christopher J. Tribe. Supervisão da tradução: Ricardo Iglesias Rios. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara, c1988. 434 p., il. Título do original em inglês: Basic ecology.

OSMOND, C. B.; CHOW, W. S. Ecology of photosynthesis in the sun and shade: summary and prognostications. *Australian Journal of Plant Physiology*, Collingwood, v. 15, p. 1-9, 1988.

PALMA-SILVA, C. Crescimento e produção de *Typha domingensis* Pers na lagoa Imboassica. In: ESTEVES, F. A. (Ed.). *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia. Departamento de Ecologia: Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé, 1998. p. 205-220.

PALOMBO, C. R. *Determinação do padrão fenológico de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (Aguapé) e *Pistia stratiotes* L. (Alface d'água)*. 1997. 213 f., il. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia Geral, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 1997.

PASTORE, P. M.; TUR, N. M.; MARRONE, M. T. Biomassa y productividad primaria de macrofitos no emergentes de una laguna y su afluente (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Revista Brasileira Biologia*, Rio de Janeiro, v. 55, n. 2, p. 267-281, maio 1995.

PEARCY, R. W.; BERRY, J. A.; BARTHOLOMEW, B. Field photosynthetic performance and leaf temperatures of *Phragmites communis* under summer conditions in Death Valley, California. *Photosynthetica*, Prague, v. 8, p. 104-108, 1974.

PELLI, A. *Taxas de crescimento de *Salvinia molesta* Mitchell e sua entomofauna associada em um lago do Planalto de Lagoa Santa, MG*. 1994. 87 f., il. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1994.

PEZZATO, M. M. *Produção primária da macrófita aquática *Egeria densa* Planch. em dois rios da Bacia Hidrográfica do rio Itanhaém, Estado de São Paulo, Brasil*. 1999. 26 f., il. Monografia (Graduação) - Instituto de Biociências, UNESP, Rio Claro, 1999.

PLATT, T.; GALLEGOS, C. L.; HARRISON, W. G. Photoinhibition of photosynthesis in natural assemblage of marine phytoplankton. *Journal of Marine Research*, New Haven, v. 38, p. 687-701, 1980.

- POWER, P. Effects of current velocity and substrate composition on growth of Texas wildrice (*Zizania texana*). *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 55, no. 3, p. 199-204, Nov. 1996.
- REDDY, K. R.; DEBUSK, W. F. Growth characteristics of aquatic macrophytes cultured in nutrient enriched water: I. Water Hyacinth, Water Lettuce and Pennywort. *Economic Botany*, New York, v. 38, no. 2, p. 229-239, 1984.
- REDDY, K. R.; DEBUSK, W. F. Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v. 14, p. 459-462, 1985.
- RICHARDSON, K.; BEARDALL, J.; RAVEN, J. A. Adaptation of unicellular algae to irradiance: a analysis o strategies. *New Phytologist*, Cambridge, v. 93, p. 157-191, 1983.
- RUBIM, M. A. L.; CAMARGO, A. F. M. Taxa de crescimento específico da macrófita aquática *Salvinia molesta* Mitchell em um braço do rio Preto, Itanhaém, São Paulo. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v. 13, n. 1, p. 75-83, 2001.
- SALATI, E. F.; SALATI, E. J.; SALATI, E.; TAUKE-TORNISIELO, S. M.; BREGA, D. F.; BOMBONATO, C. J. Use of the HSD system (Hydric Depuration with Soils) associated to other constructed wetlands techniques for public water supply. *Water Science and Technology*, Kidlington, v. 40, no. 11, p. 203-210, 1999.
- SAND-JENSEN, K. Environmental variables and their effect on photosynthesis of aquatic plant communities. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 34, no. 1-3, p. 5-25, July 1989.
- SCHMIDT, G. W. Primary production of phytoplankton in the three types of Amazonian waters. II. The limnology of a tropical flood-plain lake in Central Amazonia (Lago do Castanho). *Amazoniana*, Kiel, v. 4, no. 2, p. 139-203, Mai 1973.
- SESHAVATHARAM, V. Traditional uses and problem of noxious growth. In: GOPAL, B. (Ed.). *Ecology and management of aquatic vegetation in the Indian subcontinent*. Dordrecht: Kluwer Academic, c1990. cap. 9, p. 201-218. (Geobotany, 16).
- SILVERTOWN, J. W.; DOUST, J. L. *Introduction to plant population biology*. Oxford: Blackwell Science, 1993. 210 p.
- SPENCER, W.; BOWES, G. Ecophysiology of the world's most troublesome aquatic weeds. In: PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. (Ed.) *Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. Oxford: Oxford University Press, 1990. cap. 4, p. 39-73.
- VAN, T. K.; WHEELER, G. S.; CENTER, T. D. Competition between *Hydrilla verticillata* and *Vallisneria americana* as influenced by soil fertility. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 62, no. 4, p. 225-233, Jan. 1999.
- VAN DEN BERG, M. S.; COOPS, H.; SIMONS, J.; KEIZER, A. DE. Competition between *Chara aspera* and *Potamogeton pectinatus* as a function of temperature and light. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 60, no. 3, p. 241-250, Mar. 1998.
- WETZEL, R. G. *Limnology*. 2nd ed. Philadelphia: Saunders College, c1983. 767 p., il.

Capítulo 4

Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas

Irineu Bianchini Junior

Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Hidrobiologia. Via Washington Luiz, km 235. CEP 13565-905 – Cx. Postal 676, São Carlos, São Paulo, Brasil. E-mail: irineu@power.ufscar.br

Introdução

A distribuição e a abundância das macrófitas aquáticas são determinadas, entre outros fatores, pela composição dos sedimentos, turbidez das águas, disponibilidade de nutrientes e ação dos herbívoros. Nos ambientes aquáticos tropicais, em geral, as condições climáticas tendem a favorecer o crescimento desses organismos; dentre elas citam-se: as altas temperaturas médias e as intensas radiações solares (cf. cap. 3). Além desses fatores, ocorrem, ainda, pressões antrópicas que podem induzir o aparecimento de condições adequadas para o desenvolvimento desses vegetais, tais como a construção de reservatórios artificiais e a eutrofização.

Nas formações dos reservatórios, as contenções dos cursos d'água

determinam profundas alterações, pois atenuam significativamente as velocidades de corrente, aumentando o tempo médio de residência das águas. Nas regiões de remanso dos reservatórios, as condições limnológicas geralmente diferem das dos corpos centrais no que se refere às velocidades de circulação, às profundidades médias e às variáveis físicas, químicas e biológicas. É comum observar, nesses ambientes, a propagação de macrófitas aquáticas. As espécies enraizadas limitam-se a ocupar as regiões litorâneas, onde encontram condições adequadas para fixação e nutrição; as espécies livres e flutuantes podem ocupar áreas mais amplas.

Segundo Esteves (1988), o acréscimo excessivo de indivíduos de uma população de macrófitas deve-se, geralmente, a dois fatores principais: à falta de herbívoros e ao nível elevado de eutrofização. As aduções de nutrientes, através de lançamentos de efluentes (domésticos e industriais), ou por drenagens de áreas agrícolas (fontes difusas), permitem o aumento de substâncias (fosfato, amônia e nitrato) que, em geral, são encontradas em baixas concentrações nos ambientes aquáticos (Esteves; Barbosa, 1986).

As plantas aquáticas apresentam ciclo de vida relativamente rápido, a estratégia de reprodução inclui, em alguns casos, tanto a reprodução sexuada quanto assexuada, permitindo um maior êxito no crescimento e propagação. Suas taxas de crescimento variam de acordo com as condições climáticas, concentrações de nutrientes, espaços livres entre as plantas e condições de mistura e turbulência. Nos sistemas lênticos das regiões tropicais, freqüentemente as macrófitas aquáticas encontram condições favoráveis para o desenvolvimento o ano todo (Menezes, 1984; Camargo; Esteves, 1995). O potencial de crescimento dessas plantas pode ser exemplificado por meio de uma cultura suprida com água de um reservatório eutrófico (reservatório do Monjolinho, SP), na qual *Salvinia auriculata* apresentou uma taxa de crescimento de biomassa de 9,8% ao dia

(Saia; Bianchini Junior, 1998). O alto potencial de crescimento desses vegetais, aliado às altas temperaturas e às condições nutricionais favoráveis, comuns em muitos ecossistemas aquáticos, indicam a relevância das macrófitas aquáticas como fontes de detritos. Nas regiões tropicais, com frequência, têm-se verificado intensos desenvolvimentos de macrófitas aquáticas. *Eichhornia crassipes*, *Salvinia molesta* e *Pistia stratiotes* apresentam tendência a ocupar superfícies amplas de canais, rios, lagos e reservatórios. Como exemplos de tais ocorrências citam-se o lago Kariba, situado no Zimbábue (Mitchel, 1969) e os reservatórios Cabora Bassa, em Moçambique (Bond; Roberts, 1978), Brokopondo, no Suriname (Van der Heide, 1982) e Curuá-Una, na Amazônia brasileira (Junk, 1982).

A intensa proliferação de macrófitas aquáticas produz elevada quantidade de matéria orgânica, a qual, quando se decompõe, libera nutrientes para o ambiente, aumentando, conseqüentemente, a velocidade do processo de fertilização das águas. Em reservatórios, particularmente, outros efeitos decorrentes da presença excessiva de macrófitas podem ser relacionados, e dentre os mais relevantes assinalam-se: i) o aumento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), em conseqüência da morte e decomposição das plantas; ii) a redução das taxas de trocas gasosas entre o ambiente aquático e a atmosfera; iii) a interferência na produção primária fitoplanctônica e nos demais níveis tróficos; iv) a formação de ambiente favorável para o crescimento de insetos e moluscos com implicação médico-sanitária; v) o incremento da evapotranspiração; vi) a interferência na operação dos sistemas geradores de energia das usinas hidrelétricas pela necessidade de remoção periódica de biomassa vegetal acumulada nas grades de proteção das tomadas d'água; vii) a redução do potencial de usos múltiplos, devido às interferências em atividades como: navegação, pesca, natação, esportes náuticos e outras atividades de lazer; e viii) a retenção de elementos minerais, tais como o nitrogênio e o fósforo.

Em geral, as macrófitas aquáticas são fanerógamas e pertencem ao

grupo das plantas superiores vascularizadas. É usual, contudo, incluir entre as hidrófitas espécies de macroalgas, pteridófitas e briófitas. Essas plantas distinguem-se das terrestres por possuírem particularidades anatômicas, fisiológicas e ecológicas (Rizzini, 1976). A estrutura desses organismos é constituída, basicamente, por aerênquimas bem desenvolvidos. *Pistia stratiotes*, por exemplo, apresenta espaços intracelulares que chegam a ocupar 71% do volume da planta. Normalmente, os tecidos mecânicos e condutores apresentam-se reduzidos ou mesmo ausentes, enquanto que os estômatos faltam ou são atrofiados, não funcionais (Rizzini, 1976).

Distinguem-se, geralmente, três tipos principais de plantas aquáticas quanto à posição na superfície da água: i) submersas: plantas que ocupam áreas marginais de rios, lagos e reservatórios e até as zonas mais profundas; porém, não superiores a 10m, devido à pressão hidrostática e à limitação de luz. Podem estar fixas aos sedimentos por meio de raízes, como *Potamogeton*, *Egeria*, *Hydrilla* e *Mayaca*; ou livres, acumulando-se nos estratos próximos à superfície, tais como a *Utricularia* e *Ceratophyllum*. Ao realizarem a fotossíntese, o oxigênio desprendido se dissolve na água auxiliando a aeração do ambiente. Esse processo, todavia, pode não compensar os déficits de oxigênio originados pelo acúmulo de detritos produzidos por esses vegetais; ii) emergentes: vegetais enraizados, suas folhas e flores, porém, são flutuantes (*Nymphaea*, *Nymphoides*, *Vitoria amazonica*) ou emergem eretas (por exemplo: *Typha*, *Pontederia*, *Cyperus*, *Juncus*, *Eleocharis*). As espécies emergentes, além de sombrear o meio, impedem o desenvolvimento de outros vegetais e liberam o oxigênio, gerado na fotossíntese, para fora da água; iii) flutuantes: as espécies flutuantes podem cobrir extensas áreas de lagos e reservatórios, impedindo a penetração de luz e, por conseguinte, o desenvolvimento de algas e da vegetação submersa. Entre os gêneros mais comuns de plantas aquáticas flutuantes destacam-se *Salvinia*, *Lemna*, *Azolla*, *Eichhornia* e *Pistia*.

Tendo em vista o uso de modelos matemáticos nos estudos que visam às transferências de matéria e energia a partir das macrófitas aquáticas, bem como as ações de manejo desses organismos nos diferentes recursos hídricos, este capítulo tem por objetivos: i) apresentar as equações utilizadas para descrever os processos de crescimento e decomposição dessas plantas; ii) discutir as conexões entre as variáveis ambientais e os modelos de crescimento; iii) identificar e discutir alguns dos principais fatores condicionantes do processo de decomposição; iv) descrever alguns efeitos da degradação das macrófitas aquáticas sobre as características químicas e físicas das massas d'água; v) propor alguns procedimentos que auxiliem os estudos de modelagem do crescimento e da decomposição de macrófitas.

O crescimento das macrófitas aquáticas

Os fatores abióticos (funções de força) condicionantes do crescimento das plantas aquáticas, de modo geral, podem ser divididos em três categorias: a temperatura, os nutrientes e a luz. De acordo com as estratégias de sobrevivência adotadas pelas espécies (emergentes, submersas e flutuantes), as variações temporais de cada uma das funções de força interferem de forma diferente entre os organismos. Os modos pelos quais as espécies de macrófitas respondem aos fatores abióticos, em conjunto com os efeitos das relações intra e interespecíficas determinam as bases da diversidade e abundância das comunidades.

Modelos de crescimento de plantas são representações matemáticas de processos fisiológicos associados ao metabolismo das plantas (Best, 1990). Em geral, eles contêm elementos descritivos e de previsão. Os elementos descritivos usualmente são equações descrevendo um sistema existente, enquanto os elementos de previsão são equações que permitem

extrapolações. O grau com que as macrófitas aquáticas influenciam os sistemas aquáticos é proporcional à biomassa, dependendo das espécies de plantas e de fatores físicos e químicos do ambiente (turbidez, temperatura, pH, concentrações de fósforo e outros nutrientes, etc.). Assim, simulações de alterações ambientais e de intervenções que envolvam plantas aquáticas devem estar fundamentadas em estimativas precisas: i) das atividades fisiológicas e biomassa das plantas; ii) das contribuições das espécies para as cadeias alimentares (via pastagem ou cadeia de detritos); e iii) das interações da degradação das macrófitas para os ciclos biogeoquímicos e para o balanço de oxigênio. Desse modo, os modelos têm se constituído em importantes ferramentas para a compreensão de vários processos específicos de ecossistemas aquáticos e, principalmente, para a elaboração de prognósticos sobre o comportamento desses sistemas frente ao desenvolvimento e manutenção de plantas aquáticas.

Dinâmica do crescimento

A natalidade, a mortalidade e a migração são os principais fatores que definem o tamanho das populações. Supondo que uma população disponha de espaço e nutrientes ilimitados e que não ocorram outros fatores limitantes (por exemplo, no caso das plantas: luz, temperatura, umidade, etc.), a representação de seu crescimento pode ser efetuada através de uma equação exponencial do tipo (Krebs, 1972):

$$\frac{dN}{dt} = r_m \times N \quad (\text{Equação 1})$$

em que:

N = tamanho da população;

r_m = coeficiente de crescimento da população [t^{-1}];

t = tempo.

No entanto, os nutrientes e o espaço disponíveis são, normalmente, fatores limitantes (cf. cap. 3). Além do mais, a fecundidade e a mortalidade variam de acordo com as condições do ambiente e com a idade dos indivíduos. Esses eventos compõem a chamada “resistência do meio”. Dentre os modelos matemáticos simples, o que mais se aproxima do crescimento de uma população com base nos fatores de resistência é representado através da equação 2, o modelo logístico.

$$\frac{dN}{dt} = r_m \times N \times \left(\frac{K - N}{K} \right) \quad \text{(Equação 2)}$$

em que:

K = valor máximo de N ; quantidade máxima de indivíduos que podem viver no ambiente.

A título de exemplo, através de um modelo logístico (Equação 2), foram estimadas, para um local (área: 10km²) sujeito ao crescimento de macrófitas (um remanso, a região litorânea, um braço de reservatório etc.), as variações temporais da área coberta pelas macrófitas e a densidade das plantas. Os cálculos foram desenvolvidos a partir de diferentes condições que consideram as variações dos teores de fósforo total (5, 15 e 35 µg/L) e das densidades iniciais de infestação (1, 10 e 100m² de plantas). Para a representação do efeito do estado trófico (nesse exemplo somente o fósforo foi considerado) supôs-se que o valor do r_m seja proporcional às concentrações de fósforo, de acordo com o modelo cinético proposto por Monod (1949); (Equações 3 e 4). Para ilustrar essa dependência, foram utilizados dados adotados para o fitoplâncton (Jørgensen, 1976). Ressalta-se que as áreas de infestação são pequenas se comparadas com a superfície total disponível. Em relação ao fósforo, as concentrações adotadas são usuais em vários ambientes e, de acordo com Vollenweider (1968), correspondem, respectivamente, às concentrações de fósforo total em sistemas aquáticos oligotróficos, mesotróficos e eutróficos.

$$r_m = f(\text{concentração de fósforo}) \quad (\text{Equação 3})$$

$$rm_p = rm_{MAX} \times \frac{[PO_4^{3-}]}{K_p + [PO_4^{3-}]} \quad (\text{Equação 4})$$

em que:

rm_p = coeficiente de crescimento em função da concentração de fósforo [t^{-1}];

rm_{MAX} = coef. máximo de crescimento; coef. de referência do crescimento em condições ótimas [t^{-1}];

$[PO_4^{3-}]$ = concentração de fósforo [m/l^3];

K_p = concentração de fósforo em que o valor de r_m é metade do rm_{MAX} [m/l^3]; $K_p = 30 \mu g/l$ (Jørgensen, 1976).

Foram adotadas, ainda, as seguintes condições iniciais: i) a população de macrófitas é constituída por espécies flutuantes; ii) densidade máxima (K): 48,4 indivíduos/ m^2 ; iii) $r_m = 4,73\%$ ao dia, equivalente a um tempo de duplicação de 15 dias. As perdas referentes à senescência e à herbivoria foram consideradas. Em estudo efetuado no lago Conway, Ewel e Fontaine (1983) indicaram que 9,7% da produção primária líquida foi transferida para os herbívoros e 24,1% transformou-se em detritos. Desse modo, o coeficiente de crescimento adotado ($0,0462 \text{ dia}^{-1} \equiv 4,73\%$ ao dia) foi diminuído em 33,8%, resultando no valor de $0,0306 \text{ dia}^{-1}$.

Considerando, em conjunto, os efeitos das perdas (decomposição e herbivoria) e das concentrações de fósforo sobre o crescimento das macrófitas (Equações 3 e 4), os valores finais dos coeficientes de crescimento (rm_p) para as concentrações de 5, 15 e 35 $\mu g/L$ foram, respectivamente, 0,4%, 1,0% e 1,6% ao dia. As plantas aquáticas flutuantes podem, contudo, apresentar, em condições favoráveis, coeficientes de crescimento que variam, por exemplo, de 4,7% a 7,2% ao dia (Perfound;

Earle, 1948; Saia; Bianchini Junior, 1998); é possível, ainda, encontrar valores mais elevados (por exemplo: 17,6% ao dia, para *Salvinia molesta*; Mitchell; Tur, 1975). Através dos resultados obtidos (Tabela 1), observa-se que, independente da condição trófica do ambiente, possivelmente em 12 anos a região estaria coberta pelas plantas. É possível verificar, também, que a alteração do estado trófico contribuiria efetivamente para o aumento das taxas de crescimento, reduzindo o tempo necessário para a cobertura completa da área. Nesse contexto, considerando a mesma área inicial de infestação (por exemplo: $N_0=10m^2$), é possível estimar que, sob a concentração de $P=5 \mu g/L$, a área estaria completamente coberta em 15 anos. A partir dos incrementos de fósforo, de 3 e 7 vezes em relação à condição nutricional mais pobre, o tempo de cobertura seria reduzido em 7 e 11 anos, respectivamente. Assim, o processo global de cobertura seria 2,1 e 3,7 vezes mais rápido sob as concentrações de fósforo de 15 e 35 $\mu g/L$, respectivamente.

Tabela 1. Simulações dos percentuais de cobertura de área ($10 km^2$) colonizada por macrófitas aquáticas flutuantes, em função de diferentes áreas iniciais de ocupação ($A_1=1$; $A_2=10$ e $A_3=100m^2$) e de concentrações de fósforo total

Tempo (ano)	5 ($\mu g/L$)			15 ($\mu g/L$)			35 ($\mu g/L$)		
	A_1	A_2	A_3	A_1	A_2	A_3	A_1	A_2	A_3
0	1,0E-5	1,0E-4	1,0E-3	1,0E-5	1,0E-4	1,0E-3	1,0E-5	1,0E-4	1,0E-3
1	5,0E-5	5,0E-4	5,0E-3	4,1E-4	4,1E-3	4,1E-2	4,1E-3	4,1E-2	0,4
1,5	1,1E-4	1,1E-3	1,1E-2	2,7E-3	2,6E-2	0,3	0,1	0,8	7,6
2	2,5E-4	2,5E-3	2,5E-2	1,7E-2	0,2	1,7	1,6	14,2	62,4
3	1,2E-3	1,2E-2	0,1	0,7	6,6	41,3	87,1	98,5	99,9
4	6,0E-3	0,1	0,6	22,5	74,3	96,7	100	100	100
5	3,0E-2	0,3	2,9	92,3	99,2	99,9			
6	0,1	1,5	12,9	99,8	100	100			
7	0,7	6,8	42,2	100					
8	3,5	26,6	78,4						
9	15,2	64,2	94,7						
10	47,1	89,9	98,9						
11	81,5	97,8	99,8						
12	95,6	99,5	100						
13	99,1	99,9							
14	99,8	100							
15	100								

A análise dos resultados permite notar, ainda, o efeito do tamanho inicial da população sobre o tempo necessário para a cobertura da área, independente da condição trófica. Assim, considerando o ambiente sob a condição mais fértil ($P=35\mu\text{g/L}$), previu-se que, para cada incremento de dez vezes no tamanho da população inicial, o tempo de cobertura total seria reduzido, em média, 0,43 ano ($\approx 5,2$ meses). Com base nessas simulações, é importante observar que embora se tenha partido de populações (áreas de infestação) praticamente desprezíveis em comparação com a ordem de grandeza da superfície do ambiente, esses organismos poderiam gerar, em um curto período de tempo, situações indesejáveis para a administração dos usos múltiplos de ambientes, tais como os reservatórios artificiais.

As introduções (intencionais ou não) de plantas aquáticas podem induzir grandes proliferações desses organismos nos recursos hídricos susceptíveis. Por essa razão, o fato de terem sido encontrados poucos sítios com macrófitas em uma determinada bacia hidrográfica, não significa, necessariamente, a garantia de imunidade de um ambiente, até que se comprove a ocorrência permanente de fator(es) inibidor(es) do crescimento desses organismos. No caso dos reservatórios artificiais, os resultados da simulação sugerem que, uma vez permitida a intensa propagação das macrófitas, as medidas de controle podem se tornar difíceis e dispendiosas. Através das simulações efetuadas (Tabela 1), nota-se que o desenvolvimento desses organismos depende sobremaneira da população inicial; assim, do ponto de vista de administração de um reservatório, recomenda-se que nesses ambientes sejam implementados programas preventivos de controle, com atividades de longo prazo, que envolvam a quantificação (e se possível o controle) das fontes de nutrientes, a identificação e o mapeamento das comunidades de macrófitas, assim como o controle das populações pelo método (ou combinação de métodos) mais apropriado.

Com base nos resultados obtidos em levantamentos de campo e experimentos de laboratório, verifica-se que o modelo representado através da equação 2 é usualmente adequado para descrever o crescimento das macrófitas aquáticas (Figuras 1 e 2). A adoção do modelo logístico, todavia, implica no conhecimento da densidade (e ou biomassa) das macrófitas aquáticas e da área susceptível à instalação da comunidade. A área potencialmente afetada varia em função da estratégia adotada pelas espécies. Nesse contexto, têm-se verificado que nos ecossistemas aquáticos tropicais, as dispersões das espécies flutuantes podem, freqüentemente, envolver áreas extensas, independentes da profundidade. Nesses ambientes, as espécies flutuantes têm, como fatores limitantes básicos, a velocidade de corrente, o estado trófico, a velocidade do vento e a distância livre para a ação dos ventos (*fetch*). As espécies enraizadas, por sua vez, têm o desenvolvimento restrito às zonas litorâneas. A presença desses vegetais pode não depender do estado trófico do ambiente, uma vez que os nutrientes são assimilados a partir dos sedimentos. Além dos fatores hidrodinâmicos e nutricionais relacionados acima, as macrófitas submersas dependem, ainda, da turbidez.

No caso dos estudos de crescimento de macrófitas, os resultados devem ser direcionados para a estimativa da produtividade ($\Delta\text{Biomassa}/\Delta t$) em detrimento das estimativas dos “coeficientes instantâneos de crescimento” ($\ln(\text{Biomassa}_t/\text{Biomassa}_{t-1})/\Delta t$), pois estes últimos podem não considerar os fatores relacionados com a resistência do meio (capacidade de suporte). Pequenas alterações na biomassa (comuns em levantamentos de campo) podem acarretar, ainda, mudanças expressivas na variação temporal desse parâmetro, o que pode levar a interpretações equivocadas, tendo em vista a estimativa do tempo de duplicação da população (Figura 1).

Dentro dos esforços de modelagem do crescimento das macrófitas aquáticas, outro aspecto que deve ser considerado refere-se à descrição dos processos de senescência e herbivoria. As perdas referentes à senescência e herbivoria, tratadas nas simulações desenvolvidas anteriormente, foram consideradas como frações constantes. No entanto, a partir de levantamentos de campo (Menezes, 1984; Carlos, 1991; Meyer, 1996; Penha; Silva; Bianchini Junior, 1999) e do experimento apresentado na Figura 1, é possível verificar que pode não ocorrer sincronia entre os processos de senescência e de produção. Nesse caso, o processo de formação de detritos deve ser considerado como uma função complementar para concluir o balanço de massa (Saia; Bianchini Junior, 1998). Do mesmo modo, em princípio, não há obrigatoriedade de sincronia entre as taxas de herbivoria e de produção primária, principalmente nos ambientes tropicais, nos quais as variações dos processos biológicos podem não ser evidentes, ou, ainda, podem estar vinculadas a outros fatores, tais como o ciclo hidrológico (Penha, 1994; Penha; Silva; Bianchini Junior, 1998a, 1998b).

A análise dos resultados apresentados nas Figuras 1 e 2 e na Tabela 2 permite avaliar o potencial de crescimento desses organismos. Os tempos de duplicação variaram entre 4,2 e 285 dias. Considerando que esses resultados sejam registros de experimentos de laboratório e de levantamentos de campo, infere-se que essas diferenças sejam explicadas pelas condições nutricionais, hidrodinâmicas e térmicas em que as macrófitas se desenvolveram, além de relações interespecíficas, tais como a competição e herbivoria. A exemplo do admitido nas simulações, as densidades máximas e os coeficientes de crescimento relacionados (Tabela 2) expressam, portanto, a influência conjunta de variáveis ambientais sobre as dinâmicas de crescimento das espécies.

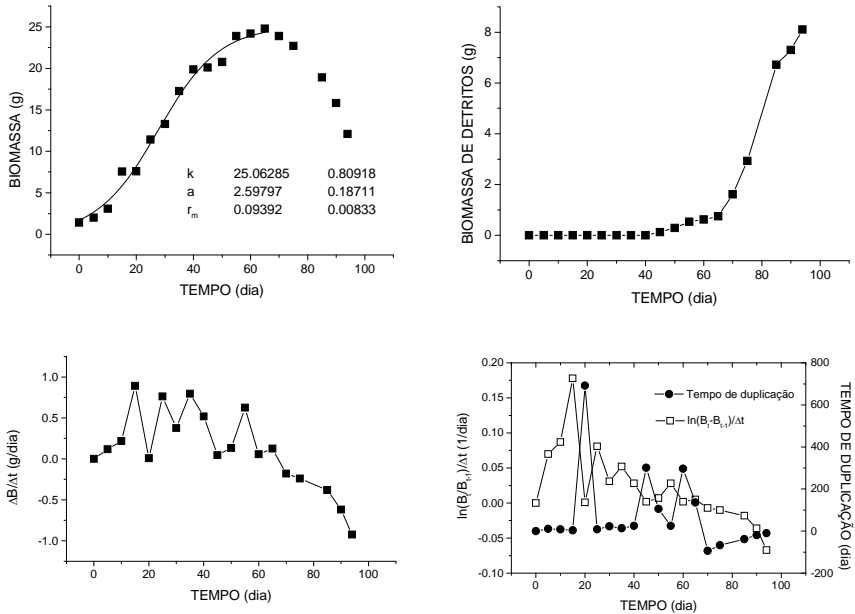


Figura 1. Crescimento e senescência de *Salvinia auriculata* em condições de laboratório (Saia; Bianchini Junior, 1998). $\Delta B/\Delta t$ = taxa de produção primária líquida; $\ln(B_t/B_{t-1})/\Delta t$ = coeficiente instantâneo de crescimento

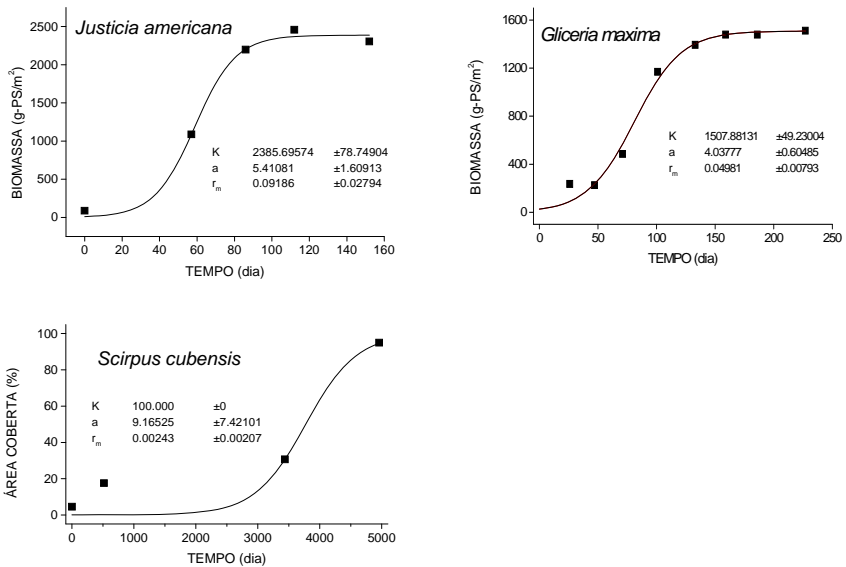


Figura 2. Crescimentos de *Justicia americana* no lago Ogletree-EUA (Boyd, 1969), *Glyceria maxima* (estruturas aéreas + rizosfera) no lago Schöhsee-Alemanha (Esteves, 1979) e *Scirpus cubensis* na lagoa do Infernã-Brazil (Bianchini Junior *et al.*, em fase de elaboração)

Tabela 2. Densidade máxima (K), coeficiente de crescimento (r_m) e tempo de duplicação (Td) de algumas espécies de macrófitas aquáticas, em diferentes ambientes

Macrófita	K (gPS/m ²)	r_m (dia ⁻¹)	Td (dia)	Referência
<i>Brachiaria arrecta</i>	1.815,0			Moraes, 1999
<i>Cyperus sesquiflorus</i>	1.461,2			Moraes, 1999
<i>Echinochloa polystachya</i>	2.755,9			Pompêo, 1996
<i>Egeria najas</i>	234,0			Fundação Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Itaipu Binacional, 1999
<i>E. najas</i>		0,082	8,5	Fundação Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Itaipu Binacional, 1999
<i>E. najas</i>		0,058	11,9	Fundação Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Itaipu Binacional, 1999
<i>E. najas</i>		0,022	31,5	Fundação Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Itaipu Binacional, 1999
<i>E. najas - c/ sedimento</i>	1.159,3	0,164	4,2	Bitar e Bianchini Junior (em fase de elaboração)
<i>E. najas - s/ sedimento</i>	1.419,5	0,171	4,1	Bitar e Bianchini Junior (em fase de elaboração)
<i>E. najas - média</i>	1.286,2	0,168	4,1	Bitar e Bianchini Junior (em fase de elaboração)
<i>Eichhornia azurea</i>	595,0			Coutinho, 1989
<i>E. crassipes</i>		0,053	11-15	Perfound e Earle, 1948
<i>E. crassipes</i>	1.638,0			Esteves, 1982
<i>E. crassipes</i>	1.918,8			Moraes, 1999
<i>E. crassipes</i>	294,0			Fundação Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Itaipu Binacional, 1999
<i>E. crassipes</i>		0,040	17,3	Fundação Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Itaipu Binacional, 1999
<i>Gliceria maxima</i>	1.507,9	0,050	13,9	Esteves, 1979
<i>Justicia americana</i>	2.385,7	0,092	7,5	Boyd, 1969
<i>Nymphoides indica</i>	322,3			Menezes, 1984
<i>Paspalum repens</i>	1.444,0			Petracco, 1995
<i>P. repens</i>	2.146,2			Meyer, 1996
<i>Pistia stratiotes</i>	881,2			Moraes, 1999
<i>P. stratiotes</i>	372,0			Fundação Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Itaipu Binacional, 1999
<i>Polygonum spectabile</i>	1.981,2			Petracco, 1995
<i>Pontederia cordata</i>	3.053,3			Menezes, 1984
<i>P. lanceolata</i>	235,9			Penha, Silva e Bianchini Junior, 1999
<i>Salvinia auriculata</i>	102,0			Fundação Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Itaipu Binacional, 1999
<i>S. auriculata</i>	199,8	0,094	7,2	Saia e Bianchini Junior, 1998
<i>S. auriculata</i>		0,064	10,8	Fundação Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Itaipu Binacional, 1999
<i>S. molesta</i>		0,036	19,1	Mitchell e Tur, 1975
<i>Scirpus cubensis</i>	1.062,0			Coutinho, 1989
<i>S. cubensis</i>	2.467,0			Carlos, 1991
<i>S. cubensis</i>		0,002	285	Bianchini Junior <i>et al.</i> (em fase de elaboração)
<i>Utricularia breviscapa</i>	20,9			Menezes, 1984

A decomposição das macrófitas aquáticas

Essencialmente, a decomposição resulta na mudança de estado de um detrito, sob a influência de vários fatores bióticos e abióticos (Swift; Heal; Anderson, 1979). As expressões mais simples de mudanças de estado dos detritos das macrófitas se verificam a partir de suas perdas de massa. Análises mais detalhadas revelam que tais alterações são constituídas por perda de matéria e mudança na composição química do material remanescente (Bianchini Junior; Toledo, 1998; Cunha; Bianchini Junior, 1998a; Pagioro; Thomaz, 1999). A decomposição aeróbia e a anaeróbia são constituídas por três mecanismos básicos: a lixiviação (solubilização, dissolução), a fragmentação e o catabolismo.

Nos ambientes aquáticos, os processos de decomposição dependem, basicamente: i) das populações dos organismos associados (bactérias, fungos, protozoários, nemátodos, oligoquetas, artrópodes, moluscos e crustáceos); ii) dos efeitos de variáveis externas, tais como temperatura (Carpenter; Adams, 1979), disponibilidade de nutrientes (Coulson; Butterfield, 1978; Enríquez; Duarte; Sand-Jensen, 1993; Hohmann; Neely, 1993; Bitar; Bianchini Junior, 1994; Lemos, 1995), pH, salinidade (Chan, 1985; Ogburn; Brezonik; Delfino, 1988; Kok; Van der Velde, 1991), concentração de oxigênio dissolvido (Jewell, 1971; Twilley *et al.*, 1985; Gale; Reddy; Graetz, 1992; Moore Jr; Reddy; Graetz, 1992); iii) da qualidade dos detritos (composição química: proporções entre matéria orgânica e nutrientes, teores de compostos refratários e tipos de detritos (Mindermann, 1968; Rice; Tenore, 1981; Wetzel, 1990); iv) do tamanho das partículas (Swift; Heal; Anderson, 1979; Bianchini Junior; Antonio, submetido) e v) das formas pelas quais os detritos são aduzidos ou gerados (Bianchini Junior; Rocha; Toledo, 1988; Bianchini Junior, 1997). A degradação ocorre segundo rotas metabólicas específicas e produz diferentes substâncias intermediárias, que interagem diferentemente com

outros compostos e com a biota.

O aumento da temperatura induz, em geral, o incremento das taxas de catabolismo das frações refratárias dos detritos (Godshalk; Wetzel, 1977; Tartaglia, 2001). O aumento das concentrações de nutrientes no ambiente nem sempre está positivamente relacionado com o incremento das atividades catabólicas (Lemos, 1995). No entanto, é comum a admissão de que as taxas metabólicas variem em relação aos teores de nutrientes (Antonio, 1996). O conteúdo e a composição das estruturas refratárias basicamente definem o tempo de meia-vida dos detritos das macrófitas. Quanto menor o tamanho da partícula, maior a superfície específica exposta aos processos catabólicos (Swift; Heal; Anderson, 1979). Entretanto, para as partículas pequenas (≈ 1 mm), é possível que o processo de formação dos compostos húmicos seja maximizado (Bianchini Junior; Antonio, submetido). O pH e a salinidade, em geral, condicionam a ocorrência das comunidades e interferem nas velocidades das reações mediadas por enzimas.

Dependendo da disponibilidade de oxigênio dissolvido, as composições dos gases formados serão distintas. Tem-se observado que o processo aeróbio atua sobre um maior espectro de formas de matéria orgânica. Esse processo gera, relativamente, os produtos finais mais estáveis e está correlacionado com uma maior quantidade de microrganismos (Davis; Cornwell, 1991). Experimentos relativos à mineralização aeróbia de macrófitas aquáticas têm indicado que os coeficientes cinéticos dos processos podem ser afetados pelas características qualitativas dos detritos. Esses experimentos sugerem, ainda, a ocorrência de relações estequiométricas distintas entre os processos de consumo de oxigênio e de oxidação do carbono orgânico (Bitar, 1995). Os processos de decomposição aeróbios são mais rápidos que os anaeróbios. Durante a degradação de *Nymphoides indica* sob aeração contínua, por exemplo, o coeficiente de oxidação das frações refratárias

dos detritos aumentou 2,5 vezes (Bianchini Junior, 1985; Bianchini Junior; Toledo, 1998). Em outros detritos, na decomposição anaeróbia de macrófitas aquáticas, tem-se observado a ocorrência de um processo constituído por duas etapas. Na primeira, os compostos orgânicos lábeis são rapidamente convertidos a compostos inorgânicos e outros intermediários metabólicos (por ex.: ácidos voláteis de baixa massa molecular) e em seguida, há o predomínio de reações lentas com formações de CH_4 e CO_2 (Bianchini Junior *et al.*, 1998). A decomposição anaeróbia gera, entre outros, os seguintes produtos: NH_3 , N_2 , H_2S , H_2O e mercaptanos (Schlegel, 1975).

Considerando que os processos de decomposição sejam regidos por reações consecutivas, monomoleculares e de primeira ordem, é possível estabelecer o seguinte conjunto de equações de velocidade:

$$r_A = \frac{d C_A}{d t} = - k_1 C_A \quad (\text{Equação 5})$$

$$r_R = \frac{d C_R}{d t} = k_1 C_A - k_2 C_R \quad (\text{Equação 6})$$

$$r_S = \frac{d C_S}{d t} = - k_2 C_R \quad (\text{Equação 7})$$

No caso das macrófitas aquáticas, A representa, por exemplo, o conteúdo de matéria orgânica particulada (MOP); R os compostos intermediários (matéria orgânica dissolvida; MOD), substâncias húmicas e/ou biomassa de microrganismos) e S os produtos finais (no caso da mineralização aeróbia completa, S seria, por exemplo, o CO_2); k_1 e k_2 referem-se aos coeficientes de decaimento de A e R , respectivamente. Equações como as apresentadas são utilizadas com frequência para descrever os processos de decomposição de diferentes recursos (Godshalk; Wetzel, 1978; Carpenter; Adams, 1979; Bianchini Junior, 1982, 1985; Bianchini Junior; Toledo, 1996). Devido à variedade de compostos que constituem os detritos, essas equações nem sempre podem ser

aplicadas para o detrito como um todo. Nesse particular, têm-se verificado que os processos cinéticos de primeira ordem são adequados para representar o decaimento específico de cada composto/elemento químico ou elemento estrutural do detrito (Mindermann, 1968). Desse modo, conforme proposto por Lousier e Parkinson (1976) e Jenkinson (1977), a decomposição não deve ser representada por uma simples função exponencial, mas por uma forma correspondente ao somatório de diversas funções exponenciais. Assim, devido à heterogeneidade estrutural das macrófitas aquáticas, para cada elemento de interesse e/ou tipo de estrutura (folhas, pecíolos, raízes etc.), as equações de velocidade devem ser estruturadas para a representação dos diferentes mecanismos envolvidos na decomposição (lixiviação, fragmentação e catabolismo).

Considerando o conjunto das hipóteses apresentadas através das equações 8 a 12, os processos de mineralização das macrófitas aquáticas são descritos. De acordo com essas hipóteses, admite-se que os processos de mineralização ocorram segundo três caminhos distintos. No primeiro, os compostos lábeis (carboidratos, glicosídeos, polifenóis etc.) seriam rapidamente oxidados, em paralelo à ocorrência da lixiviação (solubilização). O segundo caminho incluiria os processos consecutivos de lixiviação e consumo (catabolismo) das frações dissolvidas de matéria orgânica (MOD). Na terceira rota, a oxidação dos detritos particulados (MOP) refratários seria o processo responsável pela perda de massa (Bianchini Junior, 1999). A idealização desse modelo considera que o detrito seja um recurso heterogêneo no que se refere a sua composição química.

1- Decaimento da MOP: formação da MOD e oxidações dos compostos (lábeis e refratários) das frações particuladas.

$$\frac{dC_{MOP}}{dt} = -k_T C_{MOP} - k_4 C_{MOP} \quad (\text{Equação 8})$$

em que:

$MOPL$ = compostos lábeis e/ou solúveis dos detritos;

$MOPR$ = matéria orgânica refratária das frações particuladas (\approx fibras);

k_T = coeficiente global de decaimento de $MOPL$ (k_1+k_2), dia⁻¹;

k_1 = coeficiente de mineralização dos compostos lábeis, dia⁻¹;

k_2 = coeficiente de lixiviação dos componentes solúveis, dia⁻¹;

k_4 = coeficiente de mineralização dos compostos refratários, dia⁻¹.

2 - Mineralização das frações lábeis de MOP e variação temporal de MOD.

$$\frac{dC_{IN_1}}{dt} = k_T C_{MOPL} \quad (\text{Equação 9})$$

$$\frac{dC_{MOD}}{dt} = k_T C_{MOPL} - k_3 C_{MOD} \quad (\text{Equação 10})$$

em que:

IN_1 = matéria orgânica lábil mineralizada;

MOD = matéria orgânica dissolvida;

k_3 = coeficiente de mineralização dos compostos dissolvidos, dia⁻¹.

3 - Formação de compostos inorgânicos a partir da mineralização da MOD.

$$\frac{dC_{IN_2}}{dt} = k_3 C_{MOD} \quad (\text{Equação 11})$$

em que: IN_2 = matéria orgânica dissolvida mineralizada.

4 - Mineralização dos detritos particulados refratários ($MOPR$).

$$\frac{dC_{IN_3}}{dt} = k_4 C_{MOPR} \quad (\text{Equação 12})$$

em que: IN_3 = matéria orgânica particulada e refratária mineralizada.

As Tabelas 3 e 4 apresentam as variações dos parâmetros k_T (coeficiente global de decaimento devido à lixiviação dos compostos solúveis e ao consumo dos lábeis), k_4 (coeficiente de decaimento devido à mineralização das frações refratárias) e k_3 (coeficiente de decaimento da MOD devido a mineralização) obtidos a partir de experimentos (de campo e/ou de laboratório) de decomposição de macrófitas aquáticas. Esses parâmetros foram calculados para o modelo representado através das equações 8 a 12, a partir dos resultados dos vários estudos e, para tanto, utilizaram-se regressões não lineares (algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt), de acordo com Press *et al.* (1993).

Com base nos resultados apresentados na Tabela 3, foi possível constatar a heterogeneidade estrutural dos detritos. A matéria orgânica particulada lábil/solúvel (MOPL) variou entre 8,5% e 65,0%. O conteúdo de MOPR, conseqüentemente, oscilou entre 40,0% e 91,5%. Considerando todos os resultados, os valores médios de MOPL e de MOPR foram de 29,7 e 70,3%, respectivamente. No entanto, é possível verificar alta variabilidade nos valores de tais parâmetros (desvio padrão: 16,5%). As famílias Potamogetonaceae, Sphagnaceae e Typhaceae foram as que apresentaram os menores teores médios de MOPL (13,3%, 13,7% e 16,9%), respectivamente. Por outro lado, as famílias Araceae, Najadaceae e Haloragaceae foram as que apresentaram os menores valores de frações refratárias (MOPR: 34,7%, 35,0% e 40,0% respectivamente)(Figuras 3 e 4). Ao se considerar os gêneros, a média da MOPL foi 34,9 e a da MOPR 65,1%. Independentemente das famílias, as macrófitas aquáticas do tipo folhas-flutuantes tenderam a apresentar os maiores conteúdos de material lábil/solúvel (MOPL: $54,4\% \pm 10,2$); as espécies submersas e emersas, de modo geral, apresentaram valores próximos de MOPL (submersas: 34,1%; emersas 31,6%) e MOPR (submersas: 65,9%; emersas: 68,4%); (Figura 5). A análise desses resultados indica que, independentemente do tipo de macrófita, houve, em geral, uma grande contribuição dos processos de

lixiviação/oxidação de compostos lábeis para a ocorrência da perda de massa dos detritos nas etapas iniciais do processo.

Tabela 3. Conteúdos de frações lábeis/solúveis (MOPL) e refratárias (MOPR) dos detritos e coeficientes de decomposição (k_T e k_d); estimados a partir da degradação de macrófitas aquáticas, sob diferentes condições ambientais. k_T = coeficiente global de decaimento da MOPL (lixiviação + mineralização) e k_d = coeficiente de mineralização da MOPR. Valores calculados a partir dos resultados apresentados nas referências. Alguns detalhes sobre os estudos e/ou condições experimentais são apresentados entre parênteses

Recurso	MOPL (%)	k_T (dia ⁻¹)	MOPR (%)	k_d (dia ⁻¹)	Referência
<i>Cabomba piauhyensis</i> (proc. anaeróbio)	28,5	1,13	71,5	0,0019	Cunha, 1996
<i>C. piauhyensis</i> (superfície)	30,9	1,17	69,12	0,010	Campos Junior, 1998
<i>C. piauhyensis</i> (fundo)	30,9	1,04	69,12	0,010	Campos Junior, 1998
<i>C. piauhyensis</i> (proc. aeróbio)	28,5	1,04	71,5	0,0063	Cunha e Bianchini Junior, 1998a
<i>Cyperus</i> sp	11,4	0,24	88,6	0,0035	Delitti, 1993
<i>Eichhornia azurea</i> (época seca)	25,2	1,50	74,8	0,0082	Lima, 1999
<i>E. azurea</i> (época chuvosa)	18,5	1,50	81,5	0,0128	Lima, 1999
<i>E. azurea</i> (limbo e pecíolos - canal)	16,8	0,21	83,2	0,0008	Pagioro e Thomaz, 1998
<i>E. azurea</i> (limbo e pecíolos - lago)	8,5	0,42	91,5	0,0022	Pagioro e Thomaz, 1998
<i>E. azurea</i> (folhas - canal)	13,1	2,73	86,9	0,0059	Pagioro e Thomaz, 1999
<i>E. azurea</i> (folhas - lago)	12,7	1,52	87,3	0,0049	Pagioro e Thomaz, 1999
<i>Eichhornia crassipes</i> (folhas)	21,8	0,60	78,2	0,0107	Singhal, Gaur e Talegaonkar, 1992
<i>E. crassipes</i> (folhas)	12,8	1,22	87,2	0,0055	Singhal, Gaur e Talegaonkar, 1992
<i>E. crassipes</i> (época seca)	20,6	3,33	79,4	0,0010	Lima, 1999
<i>E. crassipes</i> (época chuvosa)	16,2	1,50	83,8	0,0379	Lima, 1999
<i>Echinochloa polystachya</i>	43,0	0,12	57,0	0,0085	Howard-Williams e Junk, 1976
<i>E. polystachya</i> (caules)	23,4	1,35	76,6	0,0136	Darwich, 1995
<i>E. polystachya</i> (folhas)	13,7	1,70	86,3	0,0272	Darwich, 1995
<i>E. polystachya</i> (lâmina)	44,3	0,13	55,7	0,0210	Pompêo, 1996
<i>E. polystachya</i> (bainha)	67,6	0,10	32,4	0,0107	Pompêo, 1996
<i>E. polystachya</i> (colmo)	33,2	0,12	66,8	0,0057	Pompêo, 1996
<i>E. polystachya</i> (detrito aéreo)	59,9	0,07	40,1	0,0155	Pompêo, 1996
<i>E. polystachya</i> (detrito aquático)	17,5	0,21	82,5	0,0132	Pompêo, 1996
<i>Eleocharis mutata</i>	30,0	0,12	70,0	0,00012	Bianchini Junior, 1982
<i>E. mutata</i> (processo aeróbio)	32,2	0,05	67,8	0,0057	Bianchini Junior e Toledo, 1996
<i>Leersia hexandra</i>	45,0	0,15	55,0	0,0065	Howard-Williams e Junk, 1976
<i>Ludwigia</i> ssp	34,4	0,55	65,6	0,0045	Bianchini Junior, 1982
<i>Mayaca fluviatilis</i>	23,2	0,71	76,8	0,00051	Bianchini Junior, 1982
<i>M. fluviatilis</i> (verão)	22,2	0,76	77,8	0,0023	Camargo, 1984
<i>M. fluviatilis</i> (inverno)	16,2	1,25	83,8	0,0012	Camargo, 1984
<i>M. fluviatilis</i>	29,0	0,04	71,0	0,0010	D'Arienzo, 1989
<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	60,0	0,14	40,0	0,0041	Godshalk e Wetzel, 1978
<i>Najas flexilis</i>	65,0	0,09	35,0	0,0021	Godshalk e Wetzel, 1978
<i>Nuphar luteum</i> (folhas)	52,1	0,23	47,9	0,1007	Odum e Heywood, 1978
<i>N. variegatum</i>	71,6	0,13	28,4	0,0034	Godshalk e Wetzel, 1978
<i>Nymphaea ampla</i>	50,2	0,33	49,8	0,0097	Bianchini Junior, 1982
<i>Nymphoides indica</i>	59,7	0,49	40,3	0,0048	Bianchini Junior, 1982
<i>N. indica</i> (folhas)	34,8	1,50	65,2	0,0156	Esteves e Barbieri, 1983

Continua...

Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas

Continuação

Recurso	MOPL (%)	k_T (dia ⁻¹)	MOPR (%)	k_d (dia ⁻¹)	Referência
<i>N. indica</i> (pecíolos)	36,7	1,50	63,3	0,0074	Esteves e Barbieri, 1983
<i>N. indica</i> (oxidações químicas)	39,9	2,57	60,1	0,0004	Bianchini Junior, 1985
<i>N. indica</i> (oxidações quím. e biológicas)	41,2	2,62	58,8	0,0032	Bianchini Junior, 1985
<i>N. indica</i>	36,6	2,48	63,4	0,0218	Helbing <i>et al.</i> , 1986
<i>N. indica</i> (processo aeróbio)	33,0	1,87	67,0	0,0079	Bianchini Junior e Toledo, 1998
<i>Paspalum fasciculatum</i>	53,4	0,33	46,6	0,0109	Furch e Junk, 1985
<i>Peltandra virginica</i> (folhas)	65,3	0,12	34,7	0,0246	Odum e Heywood, 1978
<i>Polygonum</i> spp	29,9	0,47	70,1	0,0028	Bianchini Junior, 1982
<i>P. ferrugineum</i> (folhas)	33,2	0,13	66,8	0,0027	Esteves e Barbieri, 1983
<i>P. ferrugineum</i> (talos)	23,4	0,15	76,6	0,0028	Esteves e Barbieri, 1983
<i>Pontederia cordata</i> (folhas)	41,6	0,45	58,4	0,0191	Odum e Heywood, 1978
<i>P. cordata</i>	23,6	0,33	76,4	0,0018	Bianchini Junior, 1982
<i>P. cordata</i> (verão)	33,9	0,11	66,1	0,0038	Camargo, 1984
<i>P. cordata</i> (inverno)	21,2	1,25	78,8	0,0029	Camargo, 1984
<i>P. lanceolata</i>	24,7	0,95	75,3	0,0006	Bianchini Junior, 1982
<i>Potamogeton pectinatus</i>	12,4	1,50	87,6	0,0147	Howard-Williams e Davies, 1979
<i>P. pectinatus</i>	14,2	1,65	85,8	0,0168	Howard-Williams e Davies, 1979
<i>Rhynchospora gigantea</i>	22,0	1,32	78,0	0,0004	Bianchini Junior, 1982
<i>Sagittaria latifolia</i> (folhas)	52,6	0,24	47,4	0,0204	Odum e Heywood, 1978
<i>Salvinia</i> sp (superfície)	17,6	0,27	82,4	0,0060	Campos Junior, 1998
<i>Salvinia</i> sp (fundo)	17,6	0,23	82,4	0,0010	Campos Junior, 1998
<i>Scirpus acutus</i>	16,3	0,59	83,7	0,0026	Godshalk e Wetzel, 1978
<i>S. californicus</i>	14,2	0,04	85,8	0,0012	Silva, 1992
<i>S. californicus</i>	9,6	0,06	90,4	0,0007	Silva, 1992
<i>S. cubensis</i>	70,1	0,08	29,9	0,0030	Howard-Williams e Junk, 1976
<i>S. cubensis</i> (estruturas emersas)	11,2	1,08	88,8	0,0034	Nogueira, 1989
<i>S. cubensis</i> (estruturas submersas)	30,0	0,03	70,0	0,0009	Nogueira, 1989
<i>S. cubensis</i> proc. aeróbio, N = 0 µg/L	11,1	0,72	88,9	0,0015	Lemos, 1995
<i>S. cubensis</i> proc. aeróbio, N = 750 µg/L	14,1	0,48	85,9	0,0025	Lemos, 1995
<i>S. cubensis</i> proc. aeróbio, N = 3000 µg/L	12,7	0,86	87,3	0,0022	Lemos, 1995
<i>S. cubensis</i> proc. aeróbio, P = 0 µg/L	13,3	1,98	86,7	0,0008	Lemos, 1995
<i>S. cubensis</i> proc. aeróbio, P = 75 µg/L	12,8	1,33	87,2	0,0017	Lemos, 1995
<i>S. cubensis</i> proc. aeróbio, P = 300 µg/L	11,1	1,50	88,9	0,0012	Lemos, 1995
<i>S. cubensis</i> processo anaeróbio	14,7	1,74	85,3	0,0026	Cunha, 1996
<i>S. cubensis</i> processo aeróbio	14,7	1,74	85,3	0,0030	Cunha e Bianchini Junior, 1998a
<i>S. subterminalis</i>	51,7	0,02	48,3	0,0026	Godshalk e Wetzel, 1978
<i>Sparganium eurycarpum</i>	53,7	0,02	46,3	0,0024	Hohmann e Neely, 1993
<i>S. eurycarpum</i>	26,2	0,01	73,8	0,0056	Hohmann e Neely, 1993
<i>Spartina alterniflora</i> (folhas)	36,9	0,03	63,1	0,0014	Odum e Heywood, 1978
<i>Sphagnum</i> sp	13,7	1,21	86,3	0,0004	D'Arienzo, 1989
<i>Typha latifolia</i>	12,4	1,50	87,6	0,0026	Boyd, 1970
<i>Typha</i> sp	21,4	0,08	78,6	0,0056	Delitti, 1993
<i>Zizania aquatica</i> (folhas)	29,8	0,62	70,2	0,0153	Odum e Heywood, 1978

Na comparação entre os valores médios de k_T (0,78 dia⁻¹) e k_d (0,0079 dia⁻¹), nota-se que os coeficientes de perda de massa devido aos processos mais rápidos (lixiviação/oxidação da MOPL) foram cerca de 99 vezes maiores que os de mineralização da MOPR. Com base nos valores médios desses parâmetros, estima-se que a MOPL e a MOPR apresentem, respectivamente,

tempos de meia vida de 0,9 e 88 dias. Como verificado para os demais parâmetros, ressalta-se que os coeficientes de decaimento (k_T e k_d) também apresentaram grande variabilidade em função do tipo de recurso. Assinala-se, contudo, que grande parte dos experimentos não tinha por objetivo a descrição detalhada da perda de massa típica dos estádios iniciais da decomposição. Assim, parte da variabilidade constatada para k_T , bem como parte dos baixos valores registrados para este parâmetro decorrem da falta de observações experimentais nos períodos iniciais da degradação. Por outro lado, o procedimento metodológico de secagem dos detritos para a montagem dos *litter bags* ou das câmaras de decomposição podem favorecer, posteriormente, os processos de lixiviação no decorrer do experimento. No entanto, dependendo do tipo de experimento, essa limitação metodológica nem sempre pode ser evitada. Mesmo considerando esses aspectos metodológicos como fonte de dispersão dos valores dos coeficientes, a análise dos resultados apresentados por meio das Figuras 3, 4, e 5 permite verificar que, normalmente, para todas as famílias consideradas, as meias-vidas dos processos de lixiviação variaram na escala de horas (por exemplo: Gentianaceae: 0,33 dia; Typhaceae: 0,88 dia) a poucos dias (por exemplo: Mayacaceae: 1 dia; Najadaceae: 7,7 dias), excetuando-se a família Sparganiaceae, a qual apresentou, em média, um tempo de meia-vida para a solubilização/oxidação dos compostos lábeis da ordem de 46 dias. Os valores de meia-vida dos processos de oxidação das frações refratárias variaram entre 28 dias (família Araceae) e 4,7 anos (família Sphagnaceae). Os valores de meia vida, todavia, apresentaram-se com maior frequência no intervalo compreendido entre 1 (família Nymphaeaceae) e 18 meses (família Mayacaceae). Devido à importante contribuição das Nymphaeaceae e das Gentianaceae para o grupo das macrófitas de folhas-flutuantes, esse conjunto tendeu a apresentar o valor médio mais elevado dos coeficientes de decaimento das estruturas refratárias (meia-vida=30 dias) frente aos demais grupos (meia vida: espécies submersas=136 dias;

espécies emersas/flutuantes= 101 dias).

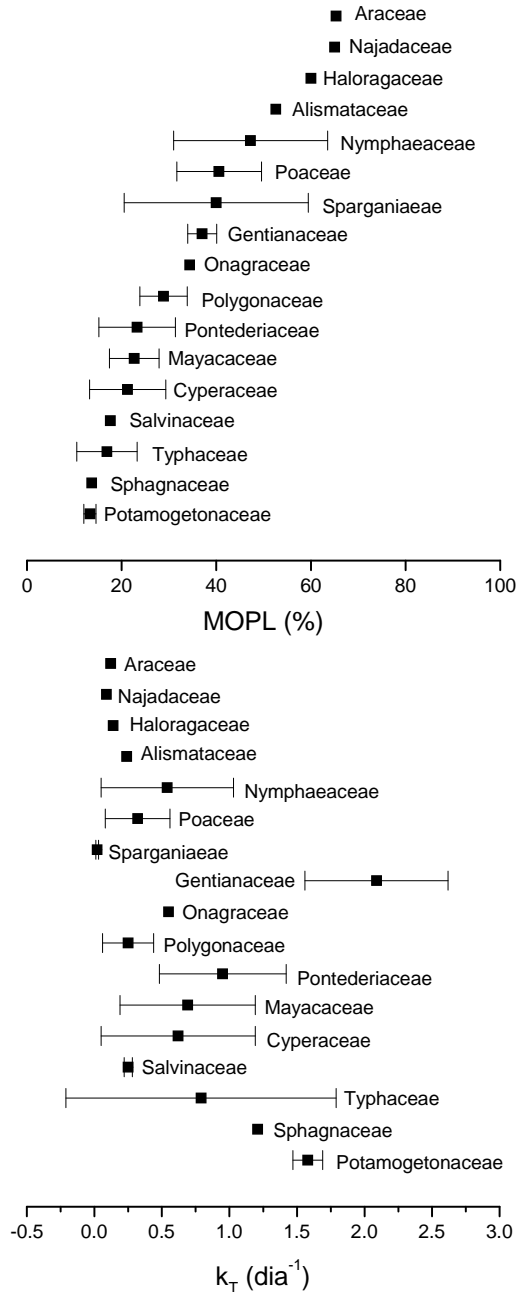


Figura 3. Variações dos conteúdos das frações lábeis/solúveis (MOPL) e de seus respectivos coeficientes de decaimento (k_T) em função das famílias das macrófitas aquáticas (valores médios). As barras horizontais indicam os desvios padrão

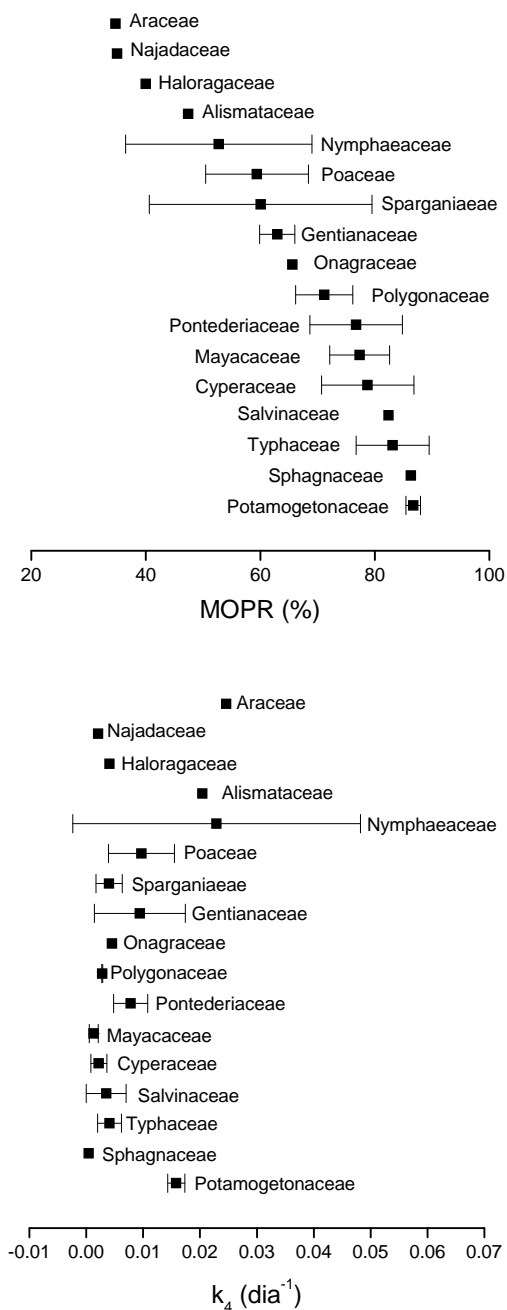


Figura 4. Variações dos conteúdos das frações refratárias (MOPR) e de seus respectivos coeficientes de decaimento (k_4) em função das famílias das macrófitas aquáticas (valores médios). As barras horizontais indicam os desvios padrão

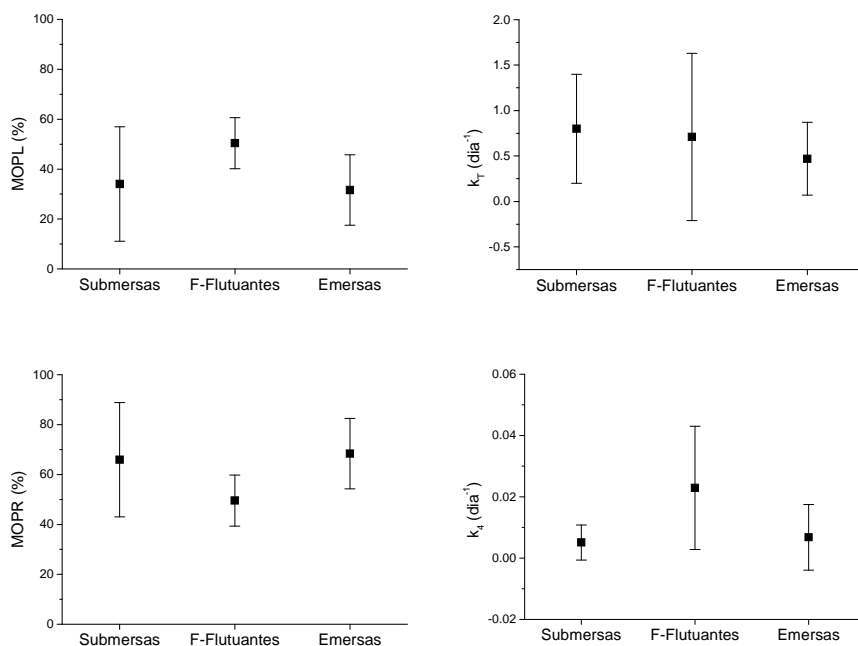


Figura 5. Variações dos conteúdos de matéria orgânica particulada lábil/solúvel (MOPL) e refratária (MOPR) e de seus respectivos coeficientes de decaimento (k_T e k_4) para diferentes grupos ecológicos de plantas aquáticas (valores médios). As barras verticais indicam os desvios padrão

A partir dos resultados obtidos, verifica-se que, tanto os teores de MOPL e de MOPR quanto os coeficientes de decomposição (k_T e k_4) variaram significativamente entre os diferentes recursos. Variaram, ainda, durante a decomposição de um mesmo tipo de recurso e entre recursos do mesmo tipo (Tabela 3). Tais resultados, provavelmente, decorram das diferenças de composição química entre os vários tipos de detritos (espécies diferentes, estruturas distintas etc.) e entre os detritos do mesmo tipo (mesmas estruturas mas com estádios fenológicos distintos, mesmas espécies e estruturas mas de locais diferentes etc.). Decorrem também das várias condições ambientais impostas aos processos de decomposição (ambientes aeróbios, anaeróbios, com concentrações variáveis de nutrientes, temperaturas distintas, tipos de microrganismos, etc.) e das limitações

metodológicas intrínsecas (Godshalk; Wetzel, 1977). Nesse contexto, supõe-se que, para os detritos análogos, as condicionantes ambientais tenham contribuído, principalmente para a variabilidade de k_d , e as composições químicas, para a variabilidade de MOPL, MOPR e k_T . De modo geral, esses resultados sugerem que os processos de mineralização de longo prazo sejam particularmente sensíveis às variações temporais de fatores químicos, físicos e biológicos do ambiente, enquanto que a lixiviação e outros processos de curto prazo de perda de massa dependam, basicamente, da qualidade dos detritos. A qualidade dos detritos (composição química, tamanho etc.), por sua vez, depende das condições locais nas quais o organismo vive, do tipo de recurso, da estrutura considerada e do seu estado fenológico.

Com base nos resultados apresentados na Tabela 4 é possível verificar que os coeficientes de decaimento dos compostos dissolvidos (k_3), provenientes dos processos de lixiviação foram, em média, mais elevados que os de mineralização da MOPR (k_d). Em alguns experimentos, apresentaram a mesma ordem de grandeza que k_T . Com base nos ajustes efetuados, verifica-se que k_3 define, em termos médios, um período de meia vida para os compostos dissolvidos da ordem de 6,7 dias. Dependendo do tempo de residência do sistema aquático em que estes compostos estão sendo mineralizados, grande parte da MOD lixiviada pode ser processada dentro do próprio ecossistema, potencializando a geração de acentuados déficits de oxigênio dissolvido. É possível verificar, ainda, que dentre os compostos considerados, os maiores valores médios de k_3 foram obtidos para o decaimento da MOD lixiviada ($k_3=0,187 \text{ dia}^{-1}$; meia-vida=3,7 dias) e para as frações dos compostos dissolvidos com nitrogênio orgânico, originados da solubilização de macrófitas ($k_3=0,1 \text{ dia}^{-1}$; meia-vida=6,9 dias). Em média, os coeficientes de decaimento dos polifenóis e dos carboidratos lixiviados apresentaram os menores valores (polifenóis: $k_3=0,069 \text{ dia}^{-1}$; meia-vida=10 dias; carboidratos: ($k_3=0,057 \text{ dia}^{-1}$; meia-vida=12,2 dias). O coeficiente médio, considerando-se todos os compostos dissolvidos foi $0,103 \text{ dia}^{-1}$, correspondente a uma meia-vida de 6,7

dias. Nesse contexto, a larga utilização desses compostos nas rotas metabólicas dos microrganismos e na produção dos compostos húmicos há muito é reconhecida (Bianchini Junior, 1982, 1985).

Tabela 4. Coeficientes de decaimento (k_3) de alguns recursos orgânicos dissolvidos, originados da decomposição de macrófitas aquáticas, estimados sob diferentes condições ambientais. Valores calculados a partir dos resultados apresentados nas referências

Recurso	k_3 (dia ⁻¹)	Referência
Carboidratos lixiviados de <i>Cabomba piauhyensis</i> (processo anaeróbio, meio neutro)	0,043	Campos Junior, 1998
Carboidratos lixiviados de <i>C. piauhyensis</i> (processo anaeróbio, meio redutor)	0,004	Campos Junior, 1998
Carboidratos lixiviados da decomposição de <i>Mayaca fluviatilis</i>	0,060	Bianchini Junior, 1982
Carboidratos lixiviados da decomposição de <i>Nymphoides indica</i>	0,074	Bianchini Junior, 1982
Carboidratos lixiviados de <i>Salvinia</i> sp (processo anaeróbio, meio neutro)	0,037	Campos Junior, 1998
Carboidratos lixiviados de <i>Salvinia</i> sp (processo anaeróbio, meio redutor)	0,018	Campos Junior, 1998
Carboidratos lixiviados de <i>Scirpus cubensis</i> (processo anaeróbio, meio neutro)	0,020	Campos Junior, 1998
Carboidratos lixiviados de <i>S. cubensis</i> (decomposição anaeróbia meio redutor)	0,011	Campos Junior, 1998
Carboidratos lábeis lixiviados: decomposição aeróbia de <i>Cabomba piauhyensis</i>	0,22	Cunha e Bianchini Junior, 1998b
Carboidratos refratários lixiviados: decomposição aeróbia de <i>C. piauhyensis</i>	0,005	Cunha e Bianchini Junior, 1998b
Carboidratos lábeis lixiviados da decomposição aeróbia de <i>Scirpus cubensis</i>	0,20	Cunha e Bianchini Junior, 1998b
Carboidratos lixiviados da decomposição anaeróbia de <i>Cabomba piauhyensis</i>	0,030	Cunha e Bianchini Junior, 1998b
Carboidratos lixiviados da decomposição anaeróbia <i>Scirpus cubensis</i>	0,020	Cunha e Bianchini Junior, 1998b
MOD lábil lixiviada da decomposição de <i>Cabomba piauhyensis</i>	0,196	Cunha, 1996
MOD refratária lixiviada da decomposição de <i>C. piauhyensis</i>	0,025	Cunha, 1996
MOD lixiviada da decomposição <i>Eleocharis mutata</i> (fração lábil)	0,196	Bianchini Junior e Toledo, 1996
MOD lixiviada da decomposição de <i>E. mutata</i> (fração resistente)	0,002	Bianchini Junior e Toledo, 1996
MOD lixiviada da decomposição de <i>Nymphoides indica</i>	0,006	Bianchini Junior, 1985
MOD lixiviada da decomposição de <i>N. indica</i> (fração lábil)	0,69	Bianchini Junior e Toledo, 1998
MOD lixiviada da decomposição de <i>N. indica</i> (fração refratária)	0,009	Bianchini Junior e Toledo, 1998
MOD lixiviada da decomposição <i>Scirpus cubensis</i> (proc. aeróbio)	0,37	Cunha, 1996
NOD (N-kjeldahl) lixiviado da decomposição de <i>Mayaca fluviatilis</i>	0,085	Bianchini Junior, 1982
NOD (N-kjeldahl) lixiviado da decomposição de <i>Nymphoides indica</i>	0,116	Bianchini Junior, 1982
Polifenóis lixiviados na decomposição de <i>Mayaca fluviatilis</i>	0,081	Bianchini Junior, Toledo e Toledo, 1984
Polifenóis lixiviados na decomposição de <i>Nymphoides indica</i>	0,057	Bianchini Junior, Toledo e Toledo, 1984

Experimentos relativos à mineralização aeróbia de macrófitas aquáticas têm sugerido que os parâmetros de consumo de oxigênio (coeficientes de desoxigenação e quantidades máximas de consumo) variam em função das características qualitativas dos detritos (por exemplo: proporção entre frações lábeis e refratárias), assim como indicam a ocorrência de diferenciações entre a quantidade de oxigênio consumido por átomo de carbono oxidado (Tabela 5 e Figura 6). Considerando que os resultados apresentados na Tabela 5 foram obtidos de experimentos com tempos de duração que variaram entre 0,3 e 3 meses, em termos de curto prazo, as mineralizações de *Wolffia* sp e *Nymphaea ampla* foram as que mais consumiram oxigênio: 573,5 e 450,0 mg de oxigênio/g (PS), respectivamente. Em média, nas mineralizações das espécies com folhas flutuantes e submersas, os consumos de oxigênio foram similares ($L \approx 354,4$ mg de oxigênio/g (PS) de detrito); as mineralizações das espécies emersas consumiram, em média, menos ($L = 178,8$ mg de oxigênio/g (PS) de detrito). O valor médio de consumo, considerando todos os grupos, foi 229,0 mg de oxigênio/g (PS) de detrito. Comparando-se a quantidade média de oxigênio requerido pela de carbono disponível, é possível estimar que 0,49 seja o coeficiente estequiométrico médio (relação entre oxigênio consumido por átomo de carbono oxidado: O/C) entre o consumo de oxigênio e a oxidação do carbono para a degradação das macrófitas. Caso seja considerado, apenas, o conteúdo das frações lábeis ($\approx 35\%$ do detrito), o valor médio do coeficiente estequiométrico altera-se para 1,39.

Ao comparar os resultados apresentados na Tabela 5, nota-se que tanto os coeficientes de desoxigenação (k_d) quanto os valores potenciais de consumo (L) apresentaram variações acentuadas, possivelmente em função das origens e lotes dos detritos (composição química, estrutura etc.) das comunidades de microrganismos presentes, das concentrações de nutrientes e da temperatura. Os experimentos que envolveram a adição

de nitrogênio e fósforo aos detritos de *Scirpus cubensis* (Lemos; Bianchini Junior, 1998; Lemos; Bianchini Junior; Mauro, 1998) mostram a importância das relações C/N nas definições das velocidades dos processos e nas relações estequiométricas (O/C). Em geral, esses experimentos sugeriram que o aumento da disponibilidade de nutrientes estimulou os processos de mineralização. Entretanto, afetaram diferentemente a decomposição das frações particuladas e dissolvidas; sendo a MOP mais facilmente degradada sob concentrações mais elevadas de nutrientes que a MOD (Lemos, 1995).

Tabela 5. Parâmetros dos processos de consumo de oxigênio a partir da decomposição aeróbia de macrófitas aquáticas. Onde: L = quantidade máxima de oxigênio utilizado; k_d = coeficiente global de consumo de oxigênio. Valores calculados para um modelo cinético de 1ª ordem, a partir dos resultados apresentados nas referências

Recurso	L (mg/gPS)	k_d (dia ⁻¹)	Referência
<i>Cabomba</i> sp	342,0	0,093	Bitar, 1995
<i>Cabomba piauhyensis</i>	339,0	0,097	Cunha e Bianchini Junior, 1998a
<i>Eichhornia azurea</i>	140,0	0,199	Bitar, 1995
<i>Eleocharis fistulosa</i>	60,0	0,040	Farjalla, Marinho e Esteves, 1999
<i>Lemna</i> sp	230,0	0,230	Bitar, 1995
<i>Nymphaea ampla</i>	258,0	0,136	Brum <i>et al.</i> , 1999
<i>N. ampla</i>	450,0	0,112	Farjalla, Marinho e Esteves, 1999
<i>Potamogeton stenostachys</i>	377,0	0,054	Brum <i>et al.</i> , 1999
<i>P. stenostachys</i>	360,0	0,070	Farjalla, Marinho e Esteves, 1999
<i>Salvinia</i> sp	185,0	0,079	Bitar, 1995
<i>Scirpus cubensis</i>	144,0	0,166	Bitar, 1995
<i>S. cubensis</i> - conc. NO ₃ : 0,00 mg·l ⁻¹	160,9	0,011	Lemos e Bianchini Junior, 1998
<i>S. cubensis</i> - conc. NO ₃ : 0,36 mg·l ⁻¹	198,1	0,009	Lemos e Bianchini Junior, 1998
<i>S. cubensis</i> - conc. NO ₃ : 1,82 mg·l ⁻¹	164,9	0,012	Lemos e Bianchini Junior, 1998
<i>S. cubensis</i> - conc. NO ₃ : 6,37 mg·l ⁻¹	184,8	0,011	Lemos e Bianchini Junior, 1998
<i>S. cubensis</i> - conc. NO ₃ : 11,83 mg·l ⁻¹	228,8	0,008	Lemos e Bianchini Junior, 1998
<i>S. cubensis</i> - conc. NO ₃ : 18,20 mg·l ⁻¹	216,6	0,008	Lemos e Bianchini Junior, 1998
<i>S. cubensis</i>	24,4	2,204	Cunha e Bianchini Junior, 1998a
<i>Typha domingensis</i>	139,0	0,147	Brum <i>et al.</i> , 1999
<i>T. domingensis</i>	32,5	0,014	Farjalla, Marinho e Esteves, 1999
<i>Wolffia</i> sp	573,5	0,079	Bitar, 1995

O coeficiente médio de consumo de oxigênio foi 0,180 dia⁻¹ (meia-vida= 3,8 dias); esse valor indica que, de modo geral, durante a degradação das plantas aquáticas, ocorre, nos estágios iniciais do processo, um intenso consumo de oxigênio, evento este que se atenua no

decorrer da decomposição. Ao comparar a ordem de grandeza desses coeficientes de consumo com os demais (k_7 , k_3 e k_4), nota-se que os consumos de oxigênio registrados referem-se, principalmente, às oxidações das frações lábeis (dissolvidas e particuladas). Constatam-se, ainda, a possibilidade de alterações nos valores da relação estequiométrica do processo de oxidação do carbono orgânico (O/C).

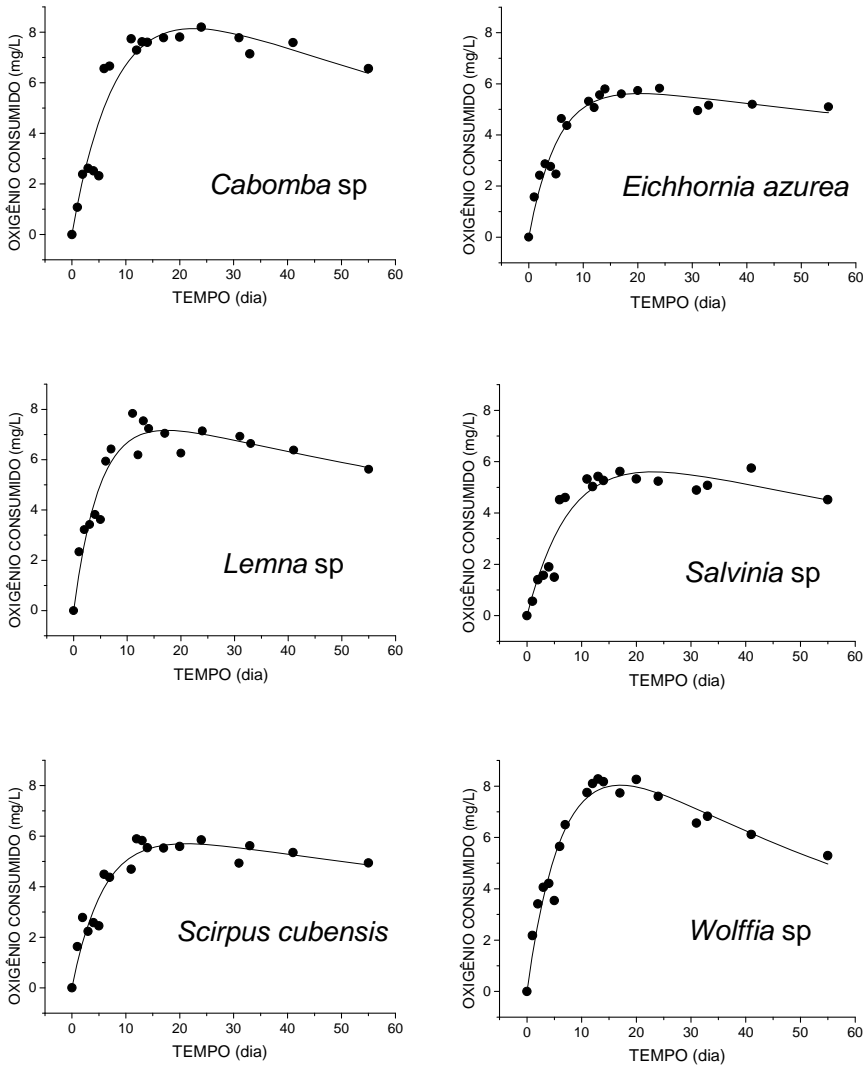


Figura 6. Consumos de oxigênio durante as mineralizações aeróbias de algumas espécies de macrófitas aquáticas (modificado de Bitar, 1995)

Do ponto de vista prático, esses resultados indicam que nos ambientes em que ocorrem mortalidades intensas de macrófitas através de métodos de controle que induzem a morte desses organismos de forma muito rápida (por exemplo: a utilização de herbicidas), as concentrações de oxigênio desses sistemas podem ser muito afetadas. Dependendo da quantidade gerada de detritos frente ao estoque de oxigênio disponível, tais ambientes podem apresentar anoxia ou mesmo anaerobiose. Nesse contexto, é necessário ressaltar que as depleções das concentrações de oxigênio dissolvido induzem a solubilização do fósforo imobilizado nos sedimentos, gerando a autofertilização do sistema (*internal loading*), a qual, por sua vez, favorece, novamente, o crescimento das macrófitas. Dependendo da intensidade, a autofertilização pode atenuar, ou mesmo neutralizar, os esforços de controle dessas plantas.

Esses resultados sugerem que as degradações das espécies mais frequentes e abundantes podem gerar pressões sobre o estoque de oxigênio dissolvido de modo e magnitude diferenciados. A decomposição das plantas aquáticas pode contribuir para os déficits de oxigênio dissolvido na época em que as taxas de senescência predominam sobre as de produção primária (provavelmente no outono e inverno), devido aos processos de oxidação dos compostos lábeis. Outra possibilidade refere-se às demandas por oxigênio geradas pelos seus detritos refratários (resíduos ligno-celulósicos) nos sedimentos. Nesse caso, presume-se que as pressões sobre o estoque de oxigênio sejam sempre intensas e de longo prazo.

Conclusões

Com relação ao processo de crescimento, através dos estudos apresentados foi possível concluir que:

i) Nas regiões em que as variações temporais do fotoperíodo, da intensidade luminosa e da temperatura ocorrem normalmente em condições acima dos níveis limitantes, as velocidades de crescimento das macrófitas aquáticas dependem, basicamente: 1) da hidrodinâmica do sistema aquático; 2) do estado trófico do ambiente e/ou da disponibilidade de nutrientes dos sedimentos; 3) do número inicial de organismos; e 4) da ação dos herbívoros; ii) Os modelos matemáticos que tratam do crescimento das macrófitas aquáticas devem incorporar termos (funções, variáveis e/ou parâmetros) que sejam sensíveis às variações temporais dos principais fatores (bióticos e/ou abióticos) que determinam o desenvolvimento desses vegetais; iii) As estimativas da densidade das macrófitas e da área total afetada são imprescindíveis para a aplicação adequada de modelos de crescimento, visando à administração de recursos hídricos, tais como reservatórios e lagos. A capacidade de suporte varia, basicamente, em função da estratégia de sobrevivência da espécie (submersa, emersa, flutuante, enraizada, livre-flutuante etc.).

Através dos resultados obtidos e dos estudos apresentados com relação à decomposição das macrófitas aquáticas, concluiu-se que:

i) As taxas e rendimentos dos processos que integram a decomposição das macrófitas aquáticas são muito sensíveis à qualidade do detrito (composição química) e às alterações (temporais e espaciais) de variáveis químicas, físicas e biológicas dos ecossistemas aquáticos; ii) As alterações nas características físicas e químicas da água, decorrentes da decomposição das macrófitas aquáticas, são principalmente devidas aos processos de lixiviação (solubilização) e oxidação das frações lábeis, os quais respondem por cerca de 35% da massa dos detritos; iii) Os processos de degradação das frações refratárias ($\approx 65\%$ dos detritos) são mais afetados pelas variações dos fatores ambientais e dão suporte aos organismos/processos relacionados com a humificação dos detritos particulados e com a colmatação dos sedimentos. A mineralização das

frações refratárias é responsável, ainda, pela lenta perda de massa e pela demanda de oxigênio nos estratos profundos dos ambientes aquáticos; iv) Os processos de perda de massa da MOPL são principalmente afetados pela quantidade e qualidade das frações protoplasmáticas do detrito. Essas frações favorecem a formação dos compostos húmicos dissolvidos, o crescimento de microrganismos e de espécies fitoplanctônicas. Dependendo da forma pela qual ocorre a adução de detritos das macrófitas, esses compostos podem gerar grandes pressões de curto prazo sobre o balanço de oxigênio dissolvido e induzir o aparecimento de compostos coloridos e a eutrofização.

Recomendações

Com base nas conclusões apresentadas, recomenda-se que: i) Além das determinações das densidades dos bancos de macrófitas, os levantamentos devem estimar a área total sujeita ao crescimento desses organismos e seus principais fatores condicionantes. Em princípio, sugere-se a consideração dos seguintes fatores: profundidade, velocidade de corrente, velocidade do vento; *fetch*, turbidez, disponibilidade nutricional e temperatura; ii) São necessários estudos (de campo e de laboratório) que descrevam os parâmetros de crescimento desses organismos em função dos fatores condicionantes (por exemplo: curvas luz X fotossíntese; concentrações de nutrientes e temperatura X coeficientes de crescimento); iii) Os modelos que descrevem a decomposição das macrófitas aquáticas devem considerar seus detritos como sendo quimicamente heterogêneos e incluir termos que contemplem as variações dos principais fatores que determinam a ciclagem desses recursos (por exemplo: os efeitos da temperatura, das concentrações de nutrientes e da disponibilidade de oxigênio dissolvido sobre os

coeficientes de oxidação); iv) Devem ser implementados estudos que descrevam os fatores (bióticos e abióticos) e processos ligados à senescência das espécies e, conseqüentemente, à produção temporal de detritos; v) Na implementação de um programa de controle das macrófitas aquáticas, deve-se considerar a retirada dos detritos para evitar que os efeitos (de curto e longo prazos) dos processos da decomposição alterem o ambiente de modo a atenuar, ou neutralizar, os objetivos pretendidos.

Agradecimentos

O autor agradece à Comissão Organizadora do Workshop: “Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas” pelo convite para a participação nesse evento e pela oportunidade de divulgação deste trabalho.

Referências

ANTONIO, R. M. *Estimativa da capacidade heterotrófica do lago Infernã (Estação Ecológica de Jataí, SP)*. 1996. 82 f., il. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1996.

BEST, E. P. H. Models on metabolism of aquatic weeds and their application potential. IN: PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. (Ed.). *Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. Oxford: Oxford University Press, 1990. cap. 13, p. 254-273.

BIANCHINI JUNIOR, I. Aspectos do processo de decomposição nos ecossistemas aquáticos continentais. In: POMPÊO, M. L. M. (Ed.). *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. São Luís: Gráfica e Editora União, 1999. cap. 2, p. 21-43.

BIANCHINI JUNIOR, I. *Contribuição ao estudo da decomposição de plantas aquáticas*. 1982. 178 f., il. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1982.

BIANCHINI JUNIOR, I. *Estudos dos processos de humificação de *Nymphaeoides indica* (L.) O. Kuntze*. 1985. 285 f. , il. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1985.

BIANCHINI JUNIOR, I. The degradation process of organic matter in reservoirs. In: ROSA, L. P.; SANTOS, M. A. dos. (Ed.). *Hydropower plants and greenhouse gas*

emissions. *Energy Planning Program*. Rio de Janeiro: COPPE Report/Ed. Tecnológica, 1997. p. 6-27.

BIANCHINI JUNIOR, I. *et al.* The aquatic macrophytes of Infernão Lagoon: remarks of the growth. Em fase de elaboração.

BIANCHINI JUNIOR, I.; ANTONIO, R. M. The effect of particle size on the leaching of *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth. Submetido.

BIANCHINI JUNIOR, I.; GIANOTTI, E. P.; CUNHA, M. B.; SILVA, E. L. Degradação anaeróbia de macrófitas aquáticas: metanogênese. In: SIMPÓSIO NACIONAL FERMENT.-SINAFERM, 12., 1998, Uberlândia. *Anais ... Uberlândia*: [s. n.], 1998. 1 CD-ROM.

BIANCHINI JUNIOR, I.; ROCHA, M. G. B.; TOLEDO, A. P. P. Estudo do fluxo de detritos a partir da decomposição de macrófitas aquáticas na represa do Lobo (Broa) - *Nymphoides indica*. In: TUNDISI, J. G. (Ed.). *Limnologia e manejo de represas*. São Carlos: Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos. Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada; São Paulo: Academia de Ciências do Estado de São Paulo, 1988. v. 1, t. 1, p. 118-138. (Série: Monografias em Limnologia).

BIANCHINI JUNIOR, I.; TOLEDO, A. P. P. Estudo da mineralização de *Eleocharis mutata*. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 7., 1996, São Carlos. *Anais ... São Carlos*: UFSCar. PPG-ERN, 1996. p. 57-72.

BIANCHINI JUNIOR, I.; TOLEDO, A. P. P. Estudo da mineralização de *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., 1998, São Carlos. *Anais... São Carlos*: UFSCar. PPG-ERN, 1998. v. 3, p. 1315-1329.

BIANCHINI JUNIOR, I.; TOLEDO, A. P. P.; TOLEDO, S. H. P. P. Influência do tempo na variedade e quantidade de polifenóis dissolvidos, originados da decomposição de plantas aquáticas. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 4., 1984, São Carlos. *Anais... São Carlos*: UFSCar. DCB, 1984. p. 167-181.

BITAR, A. L. *Contribuição para o estudo dos processos de mineralização em sistemas aquáticos*. 1995. 46 f. , il. Monografia (Especialização) – Departamento de Hidrobiologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1995.

BITAR, A. L.; BIANCHINI JUNIOR, I. Efeito do teor de matéria orgânica dissolvida sobre as taxas de seu processo de mineralização. In: SEMINÁRIO QUALIDADE ÁGUAS CONT. MERCOSUL, 1., 1994, Porto Alegre. *Anais... Porto Alegre*: UFRS/ABRH, 1994. p. 11-329.

BITAR, A. L.; BIANCHINI JUNIOR, I. The growth of *Egeria najas* under laboratory conditions. Em fase de elaboração.

BOND, W. J.; ROBERTS, M. G. The colonization of Cabora Bassa, Moçambique, a new man-made lake, by floating aquatic macrophytes. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 60, no. 3, p. 243-259, 1978.

BOYD, C. E. Losses of mineral nutrients during decomposition of *Typha latifolia*. *Archiv für Hydrobiologie*, Stuttgart, v. 66, p. 511-517, 1970.

BOYD, C. E. Production, mineral nutrient absorption, and biochemical assimilation by *Justicia americana* and *Alternanthera philoxeroides*. *Archiv für Hydrobiologie*, Stuttgart, v. 66, no. 2, p. 139-160, 1969.

BRUM, P. R.; FARJALLA, V. F.; GONÇALVES JUNIOR, J. F.; SANTOS, A. M.; PÔRTO, M.

T.; VIEIRA, E. D. R.; FERREIRA, F. M.; BIANCHINI JUNIOR, I. Aspects of the uptake of dissolved oxygen in Cabiúnas and Imboassica Lagoons (Macaé, RJ). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, v. 42, no. 4, p. 433-440, 1999.

CAMARGO, A. F. M. *Aspectos ecológicos de três espécies de macrófitas aquáticas da represa do Lobo, SP: interações com macroinvertebrados e decomposição*. 1984. 134 f., il. Dissertação (Mestrado) – PPG-ERN, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1984.

CAMARGO, A. F. M.; ESTEVES, F. A. Biomass and productivity of aquatic macrophytes in Brazilian lacustrine ecosystems. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Ed.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995. p. 137-149.

CAMPOS JUNIOR, J. J. F. *Contribuição ao estudo da decomposição de macrófitas aquáticas da lagoa do Infernã*. 1998. 130 f., il. Dissertação (Mestrado) – PPG-ERN. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1998.

CARLOS, V. M. *Aspectos ecológicos da associação vegetal de Scirpus cubensis na lagoa do Infernã - SP*. 1991. 125 f., il. Dissertação (Mestrado) – PPG-ERN. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1991.

CARPENTER, S. R.; ADAMS, M. S. Effects of nutrients and temperature on decomposition of *Myriophyllum spicatum* L. in a hard water eutrophic lake. *Limnology and Oceanography*, Waco, v. 24, p. 520-528, 1979.

CHAN, K. Aerobic decomposition of *Chorella salina* in freshwater and saline conditions. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 122, p. 35-44, 1985.

COULSON, J. C.; BUTTERFIELD, J. An investigation of the biotic factors determining the rates of decomposition on a blanket bog. *Journal of Ecology*, Oxford, v. 66, p. 631-650, 1978.

COUTINHO, M. E. *Ecologia populacional de Eichhornia azurea Kunth e sua participação na dinâmica da vegetação aquática da lagoa do Infernã-SP*. 1989. 143 f., il. Dissertação (Mestrado) – PPG-ERN, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1989.

CUNHA, M. B. *Ensaio de humificação e mineralização de Scirpus cubensis e Cabomba piauhyensis*. 1996. 68 f., il. Monografia (Especialização) – Departamento de Hidrobiologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1996.

CUNHA, M. B.; BIANCHINI JUNIOR, I. Mineralização aeróbia de *Cabomba piauhyensis* e *Scirpus cubensis*. *Acta Limnologica Brasiliensis*, São Paulo, v. 10, n. 1, p. 81-91, 1998a.

CUNHA, M. B.; BIANCHINI JUNIOR, I. Mineralização de carboidratos dos detritos de duas espécies de macrófitas aquáticas. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., 1998, São Carlos. *Anais ...* São Carlos: UFSCar. PPG-ERN, 1998b. v. 3, p. 1301-1314.

D'ARIENZO, M. C. F. *Efeitos dos produtos de decomposição de Sphagnum sp sobre a decomposição de Mayaca fluviatilis*. 1989. 123 f., il. Dissertação (Mestrado) – PPG-ERN. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1989.

DARWICH, A. J. *Processos de decomposição de Echinochloa polystachya (H. B. K.) Hitch (Gramineae=Poaceae), capim semi-aquático da várzea amazônica*. 1995. 327 f., il. Tese (Doutorado) – PPG-ERN. INPA/UA, Manaus, 1995.

DAVIS, M. L.; CORNWELL, D. A. *Introduction to environmental engineering*. 2nd ed. New

York: McGraw-Hill, 1991. 822 p. (McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering).

DELITTI, W. B. C. *Decomposição de materiais biológicos em ambiente aquático*. São Paulo: THEMAG Engenharia, 1993. Relatório Técnico.

ENRÍQUEZ, S.; DUARTE, C. M.; SAND-JENSEN, K. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content. *Oecologia*, Berlin, v. 94, p. 457-471, 1993.

ESTEVES, F. A. Biomass and analysis of the major inorganic components of floating aquatic macrophyte (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) in six reservoirs of São Paulo State (Brazil). *Ciência e Cultura*, São Paulo, v. 34, n. 9, p. 1196-1200, set. 1982.

ESTEVES, F. A. Die Bedeutung der aquatischen Mackrophyten für den Stoffhaushalt des Schöhsees. I. Die Produktion na Biomasse. *Archiv für Hydrobiologie*, Dordrecht, v. 57, Suppl., p. 117-143, 1979.

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência: FINEP, 1988. 575 p., il.

ESTEVES, F. A.; BARBIERI, R. Dry weight and chemical changes during decomposition of tropical macrophytes in Lobo reservoir - São Paulo, Brasil. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 16, p. 285-295, 1983.

ESTEVES, F. A.; BARBOSA, F. A. R. Eutrofização artificial: a doença dos lagos. *Ciência Hoje*, Rio de Janeiro, v. 5, n. 27, p. 56-61, nov./dez. 1986.

EWEL, K. C.; FONTAINE, T. D. Structure and function of a warm monomictic lake. *Ecological Modelling*, Amsterdam, v. 19, p. 139-161, 1983.

FARJALLA, V. F.; MARINHO, C. C.; ESTEVES, F. A. Uptake of oxygen in the initial stages of decomposition of aquatic macrophytes and detritus from terrestrial vegetation in a tropical coastal lagoon. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v. 11, n. 2, p. 185-193, 1999.

FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/Itaipu Binacional. *Estudo das macrófitas aquáticas no reservatório de Itaipu: monitoramento e fatores ecológicos relacionados com as alterações da biomassa - relatório final: abril/97 a junho/98*. Maringá, 1999. 83 p., il. Relatório técnico – Apoio Itaipu Binacional.

FURCH, K.; JUNK, W. J. Dissolved carbon in a floodplain lake of the Amazon and in the river channel. *Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg. SCOPE/UNEP Sonderband Heft*, v. 58, p. 285-298, 1985.

GALE, P. M.; REDDY, K. R.; GRAETZ, D. A. Mineralization of sediment organic matter under anoxic conditions. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v. 21, p. 394-400, 1992.

GODSHALK, G. L.; WETZEL, R. G. Decomposition of aquatic angiosperms. II. Particulate components. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 5, no. 4, p. 301-327, Dec. 1978.

GODSHALK, G. L.; WETZEL, R. G. Decomposition of macrophytes and the metabolism of organic matter in sediments. In: GOLTERMAN, H. (Ed.). *Interactions between sediments and fresh water*. The Hague: Dr. W. Junk. N. V. Publishers, 1977. p. 258-264.

HELBING, U. W.; ESTEVES, F. A.; TILZER, M. M.; STABEL, H. H. Influência dos produtos de decomposição da macrófita aquática *Nymphoides indica* (L.) O. KUNTZE,

na composição química da água da represa do Lobo (Broa) - São Paulo. *Acta Limnologica Brasiliensia*, São Carlos, v. 1, p. 611-637, 1986.

HOHMANN, J.; NEELY, R. K. Decomposition of *Sparganium eurycarpum* under controlled pH and nitrogen regimes. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 46, no. 1, p. 17-33, July 1993.

HOWARD-WILLIAMS, C.; DAVIES, B. R. The rates of dry matter and nutrient loss from decomposing *Potamogeton pectinatus* in a brackish south-temperate coastal lake. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 9, no. 1, p. 13-21, Febr. 1979.

HOWARD-WILLIAMS, C.; JUNK, W. J. The decomposition of aquatic macrophytes in the floating meadows of a central Amazonian várzea lake. *Biogeographica*, The Hague, v. 7, p. 115-123, 1976.

JENKINSON, D. S. Studies on the decomposition of plant material in soil. V. The effects of plant cover and soil type on the loss of carbon from ¹⁴C-labelled ryegrass. *Journal of Soil Science*, Oxford, v. 19, p. 25-39, 1977.

JEWELL, W. J. Aquatic weed decay: dissolved oxygen utilization and nitrogen and phosphorus regeneration. *Journal of Water Pollution Control Fed.*, [S. l.], v. 43, p. 1457-1467, 1971.

JØRGENSEN, S. E. A eutrophication model for a lake. *Ecological Modelling*, Amsterdam, v. 2, p. 147-165, 1976.

JUNK, W. J. Zur entwicklung aquatischer macrophyten in Curuá-Una, tem ersten stausee in Zentralamazonien. *Archiv für Hydrobiologie*, Dordrecht, v. 95, p. 169-180, 1982.

KOK, C. J.; VAN DER VELDE, G. The influence of selected water quality parameters on the decay rate and exoenzymatic activity of detritus of *Nymphaea alba* L. floating leaf blades in laboratory experiments. *Oecologia*, Berlin, v. 88, p. 311-316, 1991.

KREBS, C. J. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. New York: Harper & How, 1972. 694 p., il.

LEMOS, R. M. A. *Ensaio de decomposição de Nephrocitium lunatum e de Scirpus cubensis da lagoa Infernã (SP)*. 1995. 169 f., il. Dissertação (Mestrado) – PPG-ERN. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1995.

LEMOS, R. M. A.; BIANCHINI JUNIOR, I. Decomposição de *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth da lagoa do Infernã (SP): I-Efeito do teor de nitrogênio e da quantidade de matéria orgânica. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., 1998, São Carlos. *Anais ...* São Carlos: UFSCar. PPG-ERN, 1998. v. 3, p. 1271-1287.

LEMOS, R. M. A.; BIANCHINI JUNIOR, I.; MAURO, J. B. N. Decomposition kinetics of aquatic macrophyte *Scirpus cubensis* under the influence of dissolved phosphate levels. *Revista da Escola de Minas*, Ouro Preto, v. 51, n. 3, p. 28-31, 1998.

LIMA, N. *Estudo da colonização pelos invertebrados durante o processo de decomposição de Eichhornia azurea KUNTH e Eichhornia crassipes SOLMS na represa de Jurumirim (zona de desembocadura dos rios Paranapanema e Guareí - SP)*. 1999. 89 f., il. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, UNESP, Botucatu, 1999.

LOUSIER, J. D.; PARKINSON, D. Litter decomposition in a cool temperate deciduous forest. *Canadian Journal of Botany*, Ottawa, v. 54, p. 419-436, 1976.

MENEZES, C. F. S. *Biomassa e produção primária de três espécies de macrófitas aquáticas da represa do Lobo (Broa), SP*. 1984. 253 f., il. Dissertação (Mestrado) – PPG-ERN,

Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1984.

MEYER, M. *Avaliação da biomassa de Paspalum repens Bergius submetida à flutuação do nível de água na represa de Barra Bonita (zona de desembocadura do rio Capivara - SP)*. 1996. 123 f., il. Dissertação (Mestrado) - CRHEA-EESC-USP, São Carlos, 1996.

MINDERMANN, G. Addition, decomposition and accumulation of organic matter in forests. *Journal of Ecology*, Oxford, v. 56, p. 355-562, 1968.

MITCHELL, D. S. The ecology of vascular hydrophytes on Lake Kariba. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 34, p. 448-464, 1969.

MITCHELL, D. S.; TUR, N. M. The rate of growth of *Salvinia molesta* (*S. auriculata* Auct.) in laboratory and natural conditions. *Journal of Applied Ecology*, Oxford, v. 12, p. 213-225, 1975.

MONOD, J. Recherches sur la croissance des cultures bactériennes. *Annual Review of Microbiology*, Palo Alto, v. 3, p. 371, 1949.

MOORE Jr., P. A.; REDDY, K. R.; GRAETZ, D. A. Nutrient transformations in sediments influenced by oxygen supply. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v. 21, p. 387-393, 1992.

MORAES, A. R. *Estimativa do estoque de elementos químicos em macrófitas aquáticas do reservatório de Salto Grande (Americana - SP)*. 1999. 96 f., il. Dissertação (Mestrado) - CRHEA-EESC-USP, São Carlos, 1999.

NOGUEIRA, F. M. B. *Importância das macrófitas aquáticas Eichhornia azurea Kunth e Scirpus cubensis Poepp & Kunth na ciclagem de nutrientes e nas principais características limnológicas da Lagoa Infernã (SP)*. 1989. 147 f., il. Dissertação (Mestrado) - PPG-ERN, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1989.

ODUM, W. E.; HEYWOOD, M. A. Decomposition of intertidal freshwater marsh plants. In: GOOD, R. E.; WHIGHAM, D. F.; SIMPSON, R. L. (Ed.). *Freshwater wetlands: ecological processes and management potential*. New York: Academic Press, 1978. p. 89-97.

OGBURN, R. W.; BREZONIK, P. L.; DELFINO, J. J. Effect of pH on phosphorus release during macrophyte (*Eleocharis* sp) decomposition. *Water Resources Bulletin*, Urbana, v. 23, p. 829-832, 1988.

PAGIORO, T. A.; THOMAZ, S. M. Decomposition of *Eichhornia azurea* from limnologically different environments of the Upper Paraná River floodplain. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 411, p. 45-51, 1999.

PAGIORO, T. A.; THOMAZ, S. M. Loss of weight and concentration of carbon, nitrogen, and phosphorus during decomposition of *Eichhornia azurea* in the floodplain of the upper Paraná River, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, v. 58, n. 4, p. 603-608, nov. 1998.

PENHA, J. M. F. *Ecologia populacional de Pontederia lanceolata Nuttal em uma área alagável do Pantanal Matogrossense - MT*. 1994. 94 f., il. Dissertação (Mestrado) - PPG-ERN, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1994.

PENHA, J. M. F.; SILVA, C. J.; BIANCHINI JUNIOR, I. Análise do crescimento da macrófita aquática *Pontederia lanceolata* em área alagável do Pantanal Mato-grossense, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, v. 58, n. 2, p. 287-300, maio 1998a.

- PENHA, J. M. F.; SILVA, C. J.; BIANCHINI JUNIOR, I. Impacto da variação do nível de água no ciclo de vida da macrófita aquática *Pontederia cordata* var. *ovalis* (MART.) SOLMS, em área alagável do Pantanal Mato-grossense. *Brazilian Journal of Ecology*, São Carlos, v. 2, p. 30-35, 1998b.
- PENHA, J. M. F.; SILVA, C. J.; BIANCHINI JUNIOR, I. Productivity of the aquatic macrophyte *Pontederia lanceolata* Nutt. (Pontederiaceae) on floodplains of the Pantanal Mato-grossense, Brasil. *Wetlands Ecology and Management*, Dordrecht, v. 7, no. 3, p. 155-163, Sept. 1999.
- PERFOUND, N. W.; EARLE, T. T. The biology of water hyacinth. *Ecological Monographs*, Washington, DC, v. 18, p. 448-472, 1948.
- PETRACCO, P. *Determinação da biomassa e estoque de Polygonum spectabile e Paspalum repens Berg. na represa de Barra Bonita (SP)*. 1995. 108 f., il. Dissertação (Mestrado) - CRHEA-EESC-USP, São Carlos, 1995.
- POMPÊO, M. L. M. *Ecologia de Echinochloa polystachya (H. B. K.) Hitchcock na represa de Jurumirim (zona de desembocadura do rio Paranapanema - SP)*. 1996. 150 f., il. Tese (Doutorado) - CRHEA-EESC-USP, São Carlos, 1996.
- PRESS, W. H.; TEUKOLSKY, S. A.; VETTERLING, W. T.; FLANNERY, B. P. *Numerical recipes in C: the art of scientific computing*. New York: Cambridge University Press, 1993. 994 p.
- RICE, D. L.; TENORE, K. R. Dynamics of carbon and nitrogen during the decomposition of detritus derived from estuarine macrophytes. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, London, v. 13, p. 681-690, 1981.
- RIZZINI, C. T. *Tratado de fitogeografia do Brasil*. São Paulo: Hucitec: Edusp, 1976. v. 1.
- SAIA, F. T.; BIANCHINI JUNIOR, I. Modelo do crescimento e senescência de *Salvinia auriculata* em condições de laboratório. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., 1998, São Carlos. *Anais...* São Carlos: PPG-ERN. UFSCar, 1998. v. 3, p. 1331-1342.
- SCHLEGEL, H. G. *Microbiología general*. Barcelona: Ed. Omega, 1975. 448 p.
- SILVA, N. L. A. *Estudo da decomposição de Scipus californicus (Meyer) Steud. na lagoa Emboaba, Osório-RS, com ênfase na perda de biomassa e variação da composição química do detrito*. 1992. 112 f., il. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1992.
- SINGHAL, P. K.; GAUR, S.; TALEGAONKAR, L. Relative contribution of different decay processes to the decomposition of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 42, no. 3, p. 265-272, Apr. 1992.
- SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Oxford: Blackwell, 1979. 372 p. (Studies in ecology, v. 5).
- TARTAGLIA, D. *O efeito da temperatura na decomposição anaeróbia de Eichhornia azurea*. 2001. 40 f., il. Monografia (Especialização) - Departamento de Hidrobiologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2001.
- TWILLEY, R. R.; EJDUNG, G.; ROMARE, P.; KEMP, W. M. A comparative study of decomposition and nutrient release for selected aquatic plants occurring in an estuarine environment. *Oikos*, Copenhagen, v. 47, p. 190-198, 1985.
- VAN DER HEIDE, J. *Lake Brokopondo: filling phase limnology of man-made lake in the humid tropics*. Alblaserdam Offsetdrukkerij: Kanters B. V., 1982. 428 p.

VOLLENWEIDER, R. A. *Scientific fundamentals of the eutrophication of lake and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. Paris: Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), 1968. 250 p. Technical Report. DAS/CCI/6827

WETZEL, R. G. Detritus, macrophytes and nutrient cycling in lakes. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia Dott Marco de Marchi, Pallanza*, v. 47, p. 233-249, 1990.

Capítulo 5

Biological agents that accelerate winter decay of *Eichhornia crassipes* Mart. Solms. in northeastern Argentina¹

Alicia S. Poi de Neiff² and Sylvina L. Casco³

²Universidad Nacional del Nordeste (UNNE). Investigador Científico del CONICET. C. C. 291 (3400), Corrientes, Argentina. ³Becaria Interna del CONICET en el CECOAL.

Introduction

In the contemporary literature there is little doubt that macrophytes are rarely consumed alive and most of their annual production enters the detrital pathway upon senescence and death (Wetzel, c1983; Esteves, 1988). Because herbivory loss values range from about 0.5 to 8 % of the total production, many reports have suggested that herbivory is relatively unimportant in aquatic systems (Wetzel, c1983). However, there are few field studies that provide quantification of herbivore damage (Newman, 1991) and most of the recent reports have been laboratory studies of potential biological control agents.

High densities of invertebrates, including oligochaetes, mites, snails

¹ Contribution of the Projects PIP 4242/96 and PIP 0815/98 of the National Council of Scientific and Technical Research (Argentina). THOMAZ, S.M. & BINI, L.M. *Ecología e Manejo de Macrófitas Acuáticas*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2003.

and insects, were reported in aquatic macrophytes in northeastern Argentina where between 3,600 and 160,000 ind per m² were present (Neiff; Poi de Neiff, 1978; Poi de Neiff; Bruquetas, 1983). Nine major groups of invertebrates were found associated with free-floating plants, encompassing over 40 families and over 78 species (Poi de Neiff; Carignan, 1997). Studies carried out to date have revealed that collector-gatherers and predators have been the most abundant feeding groups, while shredders have been fewer in number and 23 species of invertebrates (Table 1) have fed on 13 macrophyte species in northeastern Argentina.

Eichhornia crassipes has been classified in first place among the main native weeds for the investigation of biological control possibilities (DeLoach; Cordo; Crouzel, 1989). It is spreading at an alarming rate in Africa, South East Asia, Australia and North America (Julien *et al.*, 1996). Therefore, in this chapter we emphasize the most frequent natural enemies of *E. crassipes*.

On the Paraná River floodplain, many floodplain lakes are dominated by *Eichhornia crassipes*, which may cover 30-100% of the water surface. This plant shows optimum growth in warm turbid waters (~30°C) and can colonize large areas within a few months by means of vegetative propagation (Neiff; Poi de Neiff, 1978).

Eichhornia crassipes production shows a pronounced seasonality. Biomass increases from August to March and declines to about 50% of its annual maximum during the cool season (May to July). Average monthly biomass ranges from 8.6 to 24 t.ha⁻¹ dry weight, with more than 35% as root tissue (Neiff; Poi de Neiff, 1984). The winter decline could be ascribed to factors such as:

- a- Lower temperatures during winter (Lallana, 1980).
- b- Nitrogen limitation during the low water phase (Carignan; Neiff, 1992).
- c- Damage caused by insects during the growth period.

Biological agents that accelerate winter decay of E. crassipes Mart. Solms. in Argentina

Table 1. Herbivores and host plants found in northeastern Argentina

Herbivores	Host plant	Location	Source
<i>Tyloderma cupreum</i>	<i>Panicum elephantipes</i>	Riachuelo River Basin.	E
		Paraná River (Antequera)	A
<i>Ludovix fasciatum</i>	<i>Panicum elephantipes</i>	Paraná River (Antequera)	A
<i>Neochetina bruchi</i>	<i>Eichhornia crassipes</i>	Paraná River (Barranqueras).	B
	<i>Eichhornia azurea</i>	Paraná River (Antequera).	A
		Paraguay River (Concepción).	
<i>Neochetina eichhorniae</i>	<i>Eichhornia crassipes</i>	Paraná River (Barranqueras).	B
	<i>Eichhornia azurea</i>	Paraná River (Antequeras).	A
		Paraguay River (Concepción).	
<i>Neohydronomus pulchellus</i>	<i>Salvinia herzogii</i>	Paraná River (Antequeras).	A
	<i>Pistia stratiotes</i>	Paraná River (Barranqueras).	C
		Eastern Chaco cattail swamps.	D
<i>Argentinorhynchus breyeri</i>	<i>Pistia stratiotes</i>	Paraná River (Barranqueras)	C
		Riachuelo River Basin	E
<i>Ochetina bruchi</i>	<i>Salvinia herzogii</i> <i>Eichhornia azurea</i>	Riachuelo River Basin.	E
		Iberá swamps.	F
		Eastern Chaco cattail swamps.	D
<i>Ochetina fulvipes</i>	<i>Salvinia herzigii</i>	Neembucú swamp.	
<i>Cyrtobagous singularis</i>	<i>Salvinia herzogii</i>	Riachuelo River Basin.	E
		Eastern Chaco cattail swamps.	D
<i>Sphenophorus vilis</i>	<i>Cyperus giganteus</i>	Eastern Chaco cattail swamps .	D
	<i>Typha spp.</i>	Iberá swamps.	F
<i>Tanysphiroideus parvulus</i>	<i>Eichhornia azurea</i>	Eastern Chaco cattail swamps.	D
<i>Listronotus vulgaris</i>	<i>Salvinia herzogii</i>	Riachuelo River Basin.	E
<i>Onychylis cretata</i>	<i>Lemna gibba</i>	Eastern Chaco cattail swamps.	D
<i>Onychylis sp.</i>	<i>Ludwigia peploides</i>	Riachuelo River Basin.	E
<i>Ilodytes lembulus</i>	<i>Egeria najas</i>	Riachuelo River Basin.	G
<i>Ilodytes lintriculus</i>	<i>Egeria najas</i>	Iberá swamps.	F
	<i>Cabomba australis</i>	Iberá swamps.	F
<i>Hydrotimetes natans</i>	<i>Egeria najas</i>	Iberá swamps.	F
	<i>Cabomba australis</i>	Iberá swamps.	F
	<i>Potamogeton sp.</i>	Iberá swamps.	F
<i>Stenopelmus minutus</i>	<i>Salvinia herzogii</i>	Eastern Chaco cattail swamps.	D
	<i>Eichhornia azurea</i>	Eastern Chaco cattail swamps.	D
	<i>Lemna gibba</i>	Eastern Chaco cattail swamps.	D
<i>Stenopelmus brunneus</i>	<i>Salvinia herzogii</i>	Riachuelo River Basin.	E
<i>Lyxellus sp.</i>	<i>Hydrocotyle ranunculooides</i>	Guaycurú and Salado rivers.	H
<i>Paulinia acuminata</i>	<i>Salvinia herzogii</i> <i>Azolla caroliniana</i>	Paraná River (Antequeras)	A
		Riachuelo River Basin	I
		Iberá swamps	F
		Eastern Chaco cattail swamps.	D
<i>Cornops aquaticum</i>	<i>Eichhornia crassipes</i>	Paraná River (Antequeras)	A
		Paraná River (Barranqueras)	B
<i>Omalyonx unguis</i>	<i>Eichhornia crassipes</i> <i>Salvinia herzogii</i>	Paraná River (Antequeras)	A
		Paraná River (Barranqueras)	B
		Eastern Chaco cattail swamps.	D
		Riachuelo River Basin	E

A- Casco and Poi de Neiff, 1998; B- Poi de Neiff, Neiff and Bonetto, 1977; C- Neiff and Poi de Neiff, 1978; D- Bruquetas de Zozaya., 1986a; E- Bruquetas de Zozaya, 1986b; F- Poi de Neiff, 1992; G- Poi de Neiff, 1979; H- Poi de Neiff, 1990; I- Bonetto *et al.*, 1978

In relation to the last hypothesis, we studied the effect caused by herbivorous insects on *E. crassipes* populations. For this purpose, the results obtained in bodies of water, where plants presented differences in vigor (proportion of dry leaves and nutritional quality) and density (number of leaves per area), were compared.

Material and methods

The studies were conducted between March 1997 and March 1998 in two natural lakes (Site A, 27°27'S, 58°55'W and Site B, 27°26'S, 58°51'W) located on the Paraná River floodplain. Samplings in an artificial reservoir (Site C, 27°28'S, 58°44'W) free of the hydrosedimentological fluctuations of the river were carried out simultaneously (Figure 1).

The studied area has hot summers and mild winters. During the sampling period, maximum air temperature reached 39°C in January 1997 and there were unusually high values in the spring of the same year (40°C in October). Lowest minimum temperatures (near 0°C) were recorded between June and August. There were thermic variations in these months, with maximum temperatures exceeding 30°C.

Sites A and B are shallow (0.40 to 2 m deep), small (200 x 2,000 m) and densely vegetated by monospecific formations of *E. crassipes*. At site A, plant coverage is close to 100% of the water surface and the root system can reach the bottom of the lake in low water periods. At site B, coverage by *E. crassipes* is higher than 70%. Connection with the river occurs various times per year, when the water level measured at the Corrientes Port exceeds 4.20 m (Site B) or 4.80 m (Site A).

Site C is an artificial environment filled with water coming from Site A. *E. crassipes* plants were placed in such a manner to cover 70 % of the water surface.

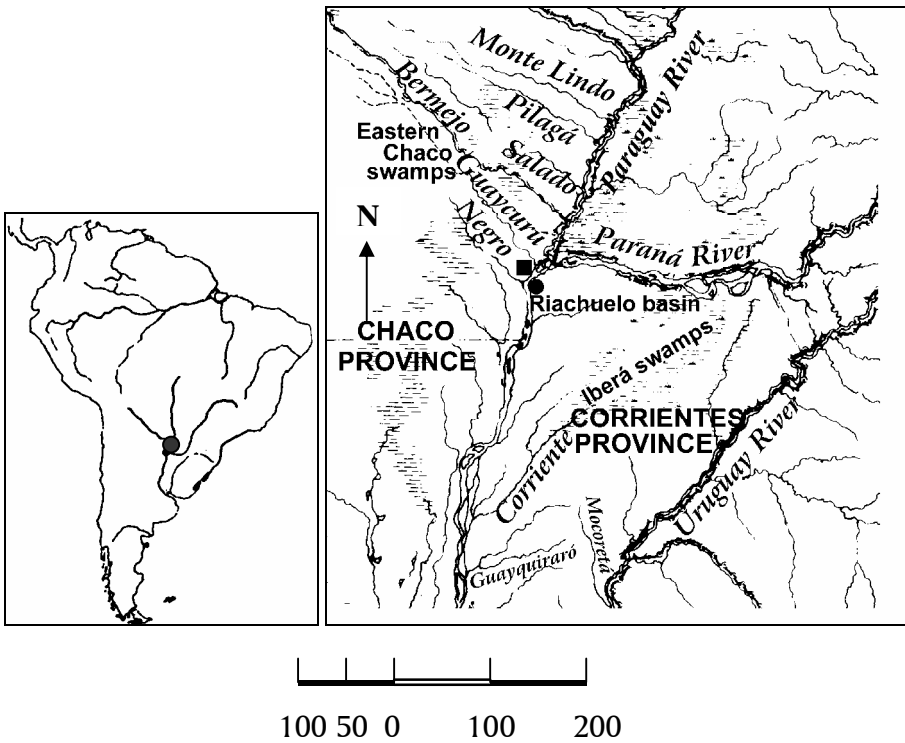


Figure 1. Location map of northeastern Argentina showing the environments mentioned in Table 1 and the sampling sites. ■ Sites A and B (right bank of the Paraná River) • Site C (left bank)

Three (3) samples were taken monthly at each site at a distance of 5 m from the edge, along a transect with a ring of 3,000 cm². Leaf density per m² and leaf length from the petiole base to the end of the leaf sheet were estimated. Density estimations referred to the number of leaves and not the number of plants, due to the high variability in the number of leaves of each plant. The vigor of *E. crassipes* populations was evaluated by counting the total number of leaves per m² and the percentage of green, standing dead, and wilted leaves.

Subsamples were taken at the end of the maximum growth period (March) to determine the nutritional quality of the leaves. They were dried at 60°C and chemically analyzed by the Laboratory of Animal Nutrition

(Catholic University of Buenos Aires) using standardized techniques.

The number of leaves damaged by both species of *Neochetina* (*bruchi* + *eichhorniae*) and by an undetermined species of *Thrypticus* was quantified.

The number of *Thrypticus* tunnels per leaf and the length of the affected area in the petiole were also measured. The damage index was obtained as:

$$DI = \frac{\text{Number of attacked leaves} \times \text{number of tunnels per leaf}}{\text{number of total leaves}}$$

The significance of the comparisons was tested using an analysis of variance (ANOVA) of all normalized data (log transformed). The data, expressed as percentages, were transformed using the arcsine square root procedure (Zar, 1984).

The correlation between the number of leaves per m² and the number of *Thrypticus* tunnels per leaf was checked using the Spearman coefficient (Steel; Torrie, 1985).

Results

The mean monthly leaf densities (green, standing dead and wilted leaves) are represented in Figure 2. The average annual leaf densities, calculated from total density per m², were 487 (Site C), 319 (Site A) and 295 (Site B). When the ANOVA was used to compare the three sites, significant differences were found in the number of standing dead leaves ($F_{2,115} = 85.3$, $P < 0.01$); however, the number of green leaves per m² was similar ($F_{2,115} = 1.79$, $P > 0.05$). The floodplain lakes were colonized by more vigorous plants than the reservoir. Due to the "El Niño" effect during the study period, there were frequent nutrient inputs into the lakes during the floods of the Paraná River, and exceptionally high temperature recordings in the winter and the spring. At Site C, plant growth was

limited by the nutrient availability in the water and the size of the reservoir (Neiff; Poi de Neiff; Casco, 2001).

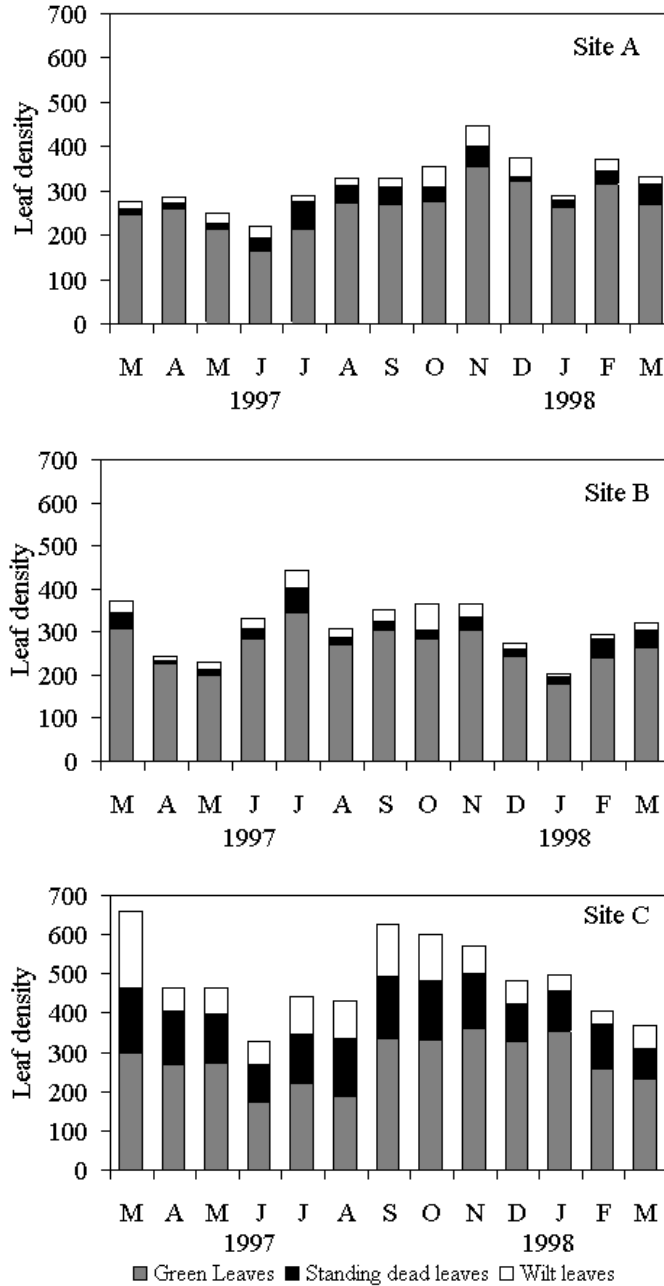


Figure 2. Variation in the number of green, standing dead and wilted leaves during sampling at the three studied sites. The sum of the three divisions corresponds to the total number of leaves per m²

The proportion of nitrogen, gross protein and lignin of the leaves was similar at the three studied sites (Table 2). At Site C, the leaves showed a lower content of total phosphorus. According to Gerloff (1970), the mean value found (0.13%, expressed as dry weight) at this site is within the quantity range of phosphorus needed to produce growth in submerged plants.

Table 2. Elemental concentrations of nitrogen, phosphorus and lignin, expressed as dry weight of *E. crassipes* green leaves in March 1998

%	Site A	Site B	Site C
Total nitrogen	1.58 ± 0.03	1.34 ± 0.01	1.44 ± 0.04
Gross protein	9.94 ± 0.2	8.40 ± 0.11	9.02 ± 0.2
Total phosphorus	0.27 ± 0.003	0.24 ± 0.02	0.13 ± 0.005
Acid detergent fiber	29.6 ± 0.35	28.8 ± 0.7	27.0 ± 0.3
Lignin	1.04 ± 0.12	0.96 ± 0.06	0.91 ± 0.14

Damage produced by Thrypticus sp. (Diptera, Dolichopodidae)

Thrypticus larvae of an undetermined species, which are only a few mm long, bore small tunnels in the base of the petioles of *Eichhornia crassipes*. The tunnels, situated within the aerenchyma tissues, are open at either end. Attacked leaves are recognized by two holes 4-10 mm apart. Each larva occupies a tunnel and moves in both directions to feed. In a cross section, the aerenchyma appears dark because of the decay of neighboring cells.

The number of *Thrypticus* tunnels per leaf was comparatively low at Site C (Figure 3), with a maximum of 8 tunnels per leaf. When all values were compared, difference between sites was significant ($F_{8,103} = 4.59$, $P < 0.05$).

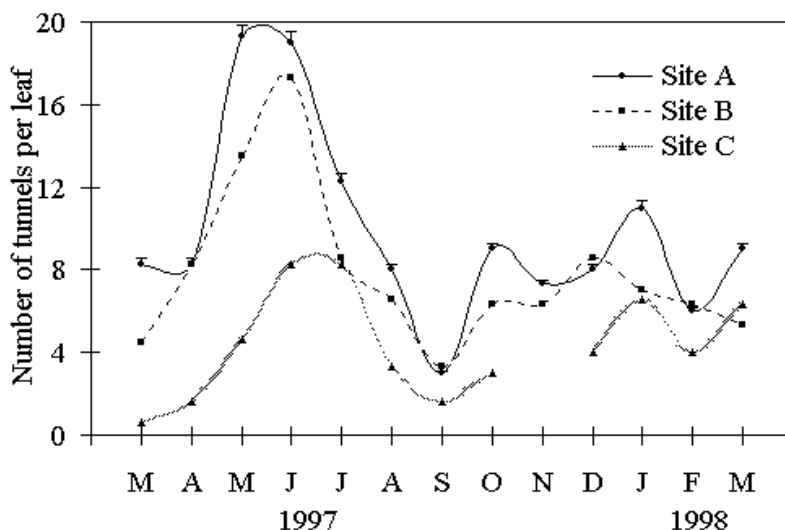


Figure 3. Variations in the number of tunnels per leaf produced by *Thrypticus* sp larvae

From the analysis of all samples in the three environments ($n = 116$), a negative correlation ($r = -0.70$) was found between the number of plants per m^2 and the number of *Thrypticus* tunnels per leaf. The degree of adjustment was not higher since the number of leaves per m^2 was low in September, and the green leaves that were beginning a new seasonal period had a scarce quantity of tunnels.

Proportionally, the largest quantity of attacked leaves (Table 3) was recorded in January (Sites A and B) and March (Site C) 1998. There was significant difference in the percentages of attacked leaves at the three sites ($F_{2,114} = 11.85$, $P < 0.01$).

If we consider the damage index (Table 3), the relationships between sites are maintained, although most attacked leaves correspond to May (Site A) or June (Sites B and C). This is due to the fact that only the presence and absence of attack is considered in the percentages; in contrast, the damage index shows its magnitude when including the number of tunnels per leaf.

Table 3. Mean percentage and damage index (DI) of petioles attacked by *Thrypticus* sp. in the studied environments

	Site A		Site B		Site C	
	Percentage	DI	Percentage	DI	Percentage	DI
March-97	42.4	3.5	25.1	1.1	1.8	0.01
April-97	44.2	3.6	41.8	3.4	10.2	0.17
May-97	48.0	9.2	34.5	4.6	21.3	0.99
June-97	32.5	6.1	33.8	5.8	28.8	2.4
July-97	19.3	2.3	11.3	0.9	23.3	1.9
August-97	19.3	1.7	16.4	1.1	9.03	0.30
September-97	17.9	0.5	16.2	0.5	4.3	0.07
October-97	42.0	3.7	35.2	2.2	9.6	0.29
November-97	29.9	2.2	37.9	2.4	-	-
December-97	54.9	4.3	50.8	4.4	21.5	0.86
January-98	58.7	6.4	53.0	3.7	35.1	2.3
February-98	43.4	2.6	47.7	3.0	21.3	0.85
March-98	49.7	4.4	46.6	2.5	40.0	2.5

Knowing the number of tunnels per leaf and the number of leaves attacked by *Thrypticus* per m², we were able to estimate the number of tunnels per m². As is shown in Figure 4, the highest mean value was recorded in the lakes (Sites A and B), where there were up to 2,200 tunnels per m², while at Site C there were no more than 1,200 tunnels per m².

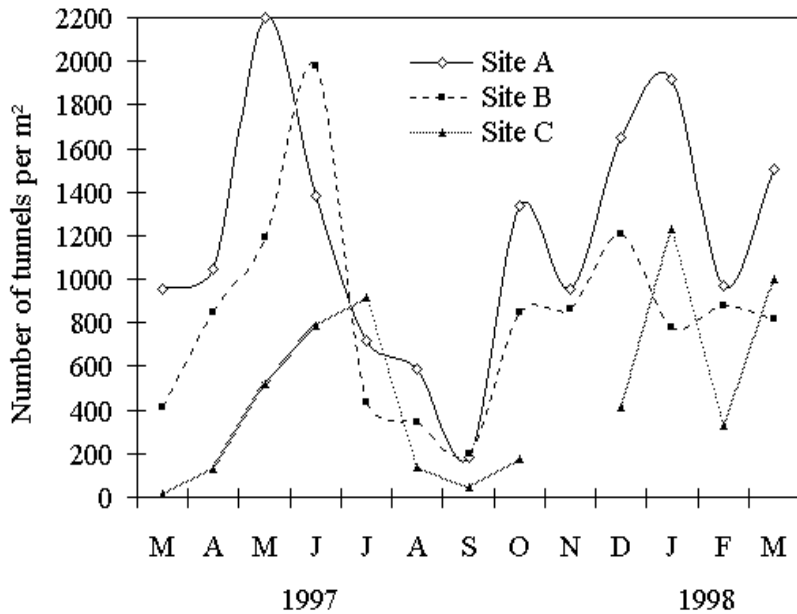


Figure 4. Comparison of number of tunnels per m² at the three studied sites

The mean height of the attacked leaves during an annual cycle (March 1997-March 1998) was always higher than the mean height of all leaves (Figure 5). The selection of microhabitats was determined correlating the ratio of the height of the attacked leaves to the height of all leaves with the mean height of the leaves at each site. For this purpose, the mean heights of the three replicates ($n = 200$) were considered (March 1997-March 1998), which implied the analysis of 2,600 petioles per site.

The ratio had a higher fit at sites A and B ($R^2 = 0.7643$ and 0.8724 , respectively) than at Site C, where a larger dispersion of the mean data was observed. The absence of selection towards the highest leaves would result in a horizontal line at $y = 1.0$ (Figure 5).

The area affected by the larvae of *Thrypticus* extends from the base of the petiole (close to the water surface) to a mean height that varies according to the sampling site and the time of year (Table 4). Attack height at sites A and B varied between 4 and 12 cm and was lower at Site C. These values represent up to a maximum of 14% of the total length of the attacked leaves.

Table 4. Mean height (cm) of the area affected by *Thrypticus* sp. in the petiole of *Eichhornia crassipes*

	Site A	Site B	Site C
March-97	7.0 ± 4	2.6 ± 1.9	-
April-97	11.7 ± 4.4	10.7 ± 4.1	6.9 ± 2.3
May-97	10.0 ± 4.4	10.4 ± 5	5.6 ± 3.9
June-97	10.6 ± 4.5	12.2 ± 5	7.0 ± 4.4
July-97	10.4 ± 5.7	8.6 ± 4.9	9.3 ± 8.3
August-97	8.2 ± 5.1	6.9 ± 5.2	6.2 ± 4.5
September-97	4.0 ± 3.8	4.2 ± 3.3	1.6 ± 1.8
October-97	7.5 ± 4.5	6.0 ± 3.2	3.6 ± 3.2

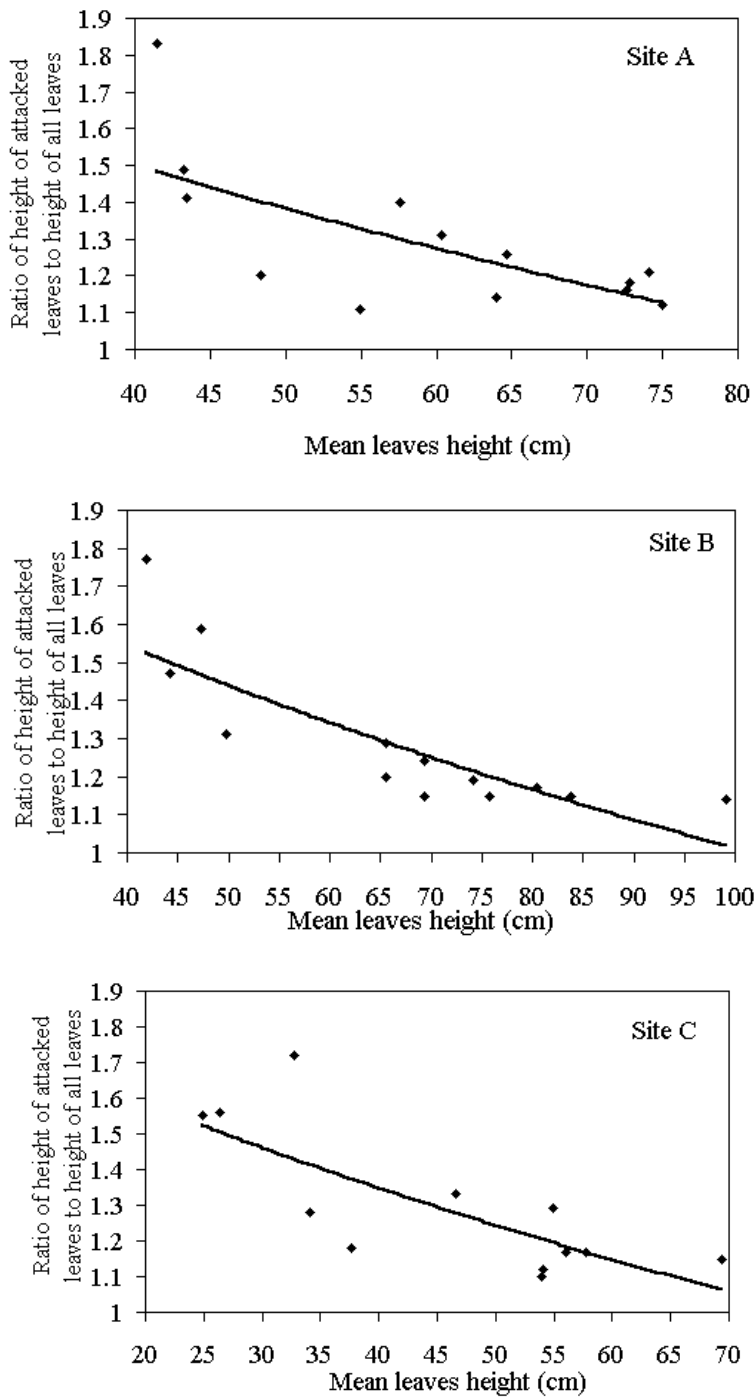


Figure 5. Interrelationship between the height ratio of attacked leaves to the height of all leaves and mean height of leaves. Exponential curve fitting: $R^2 = 0.5064$ (Site A), $R^2 = 0.7201$ (Site B), $R^2 = 0.5995$ (Site C)

At the three sites, a lower extension of the affected area was observed in August and September (Table 4). In the latter month, the percentage, in relation to the height of the attacked leaves, varied between 4 (Site C) and 6% (Sites A and B).

Damage produced by Neochetina bruchi and N. eichhorniae (Coleoptera, Curculionidae)

In the floodplain lakes, the adult populations of *N. bruchi* and *N. eichhorniae* together reached a peak of 120 individuals per m² (Casco; Poi de Neiff, 1998) in the fall. They cause feeding spots on leaves and petioles by removing the epidermal layer. Spots made by *N. bruchi* or *N. eichhorniae* are indistinguishable from each other. Both species produced damage throughout the year, affecting 81 to 98 % of the total leaf number (Table 5). The number of leaves attacked by *Neochetina* spp. was significantly higher in the floodplain lakes (Sites A and B) than in the reservoir (Site C) ($F_{2,112} = 4.04$, $P < 0.01$). At the latter site, the mean percentage of damaged leaves varied between 63 and 96 % (Table 5), and the number of adults per m² was comparatively low, with a maximum value of 47 individuals per m² in March 1997 (Figure 6).

Table 5. Mean percentage of leaves attacked by *Neochetina* spp. at the studied sites

	Site A	Site B	Site C
March-97	91.6 ± 5.91	97.95 ± 1.26	91.74 ± 0.23
April-97	92.99 ± 1.83	92.99 ± 1.83	95.98 ± 1.27
May-97	90.05 ± 2.3	91.19 ± 0.05	88.91 ± 1.01
June-97	86.89 ± 6.14	86.44 ± 2.41	93 ± 3.12
July-97	84.78 ± 5.16	81.22 ± 4.49	85.19 ± 3.14
August-97	93.93 ± 1.61	86.41 ± 1.48	63.44 ± 5.5
September-97	90.51 ± 2.07	81.47 ± 3.33	83.28 ± 1.94
October-97	89.25 ± 0.95	89.25 ± 0.95	78.95 ± 3.98
November-97	87.71 ± 2.48	89.3 ± 1.12	88.45 ± 4.68
December-97	89.73 ± 3.31	87.54 ± 4.25	86.79 ± 4.83
January-98	89.29 ± 0.85	93.77 ± 1.95	88.15 ± 2.87
February-98	86.04 ± 0.73	86.21 ± 1.95	86.21 ± 1.95
March-98	91.34 ± 2.73	92.1 ± 2.32	86.51 ± 2.9

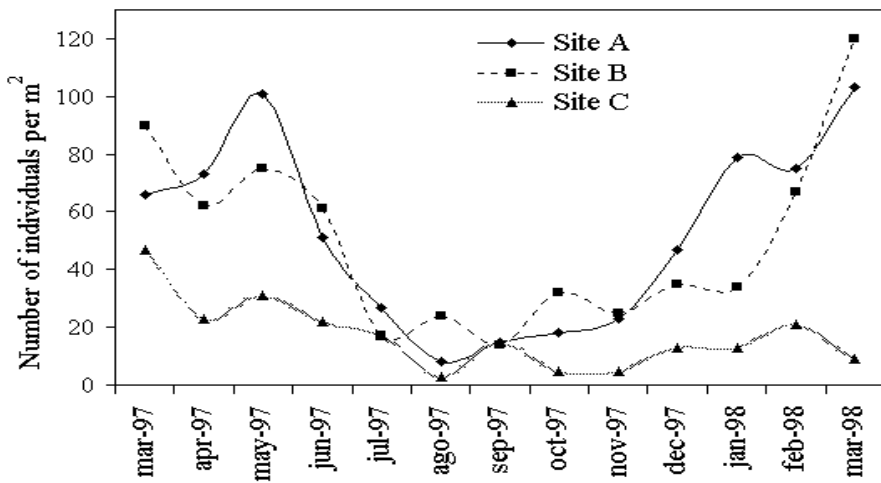


Figure 6. Variations in the density of *Neochetina* spp. at the three studied sites

Discussion

As a result of this study, it can be stated that the combined effects of two species of *Neochetina* and an undetermined species of *Thrypticus* cause extensive damage in *Eichhornia crassipes* populations in natural floodplain lakes during the high water phase of the Paraná River. However, no significant reduction in water hyacinth lake surface coverage was observed, and the proportion of wilted leaves was low.

The *Neochetina* species produce damage throughout the year, although in the reservoir the percentage of attacked leaves decreased in August. From the comparison of sites, a higher density of *Neochetina* spp. (than in the reservoir) was observed in the natural lakes, linked to the hydrodynamics of the Paraná River. In cases where there was a high population level (up to 80 ind.m⁻²), an average of 300 feeding spots were found on each leaf (Casco; Poi de Neiff, 1998). The populations of *E. crassipes* in the lagoons showed a higher vigor, verified by the quantity of

green leaves and their nutrient content. Several authors (Room; Julien; Forno, 1989; Julien *et al.*, 1996; Center; Dray, 1992) found that diverse phytophagores prefer high vigor plants. The nutrient content of plants has been pointed out as one of the main plant characteristics that are vitally important to herbivores (Mattson, 1980). In this study, the three sites showed similar nitrogen and lignin concentrations in the leaves of *E. crassipes*, but the total phosphorus content of the green leaves in the artificial reservoir showed very low values, which would indicate the scarcity of this nutrient in the water. Regrettably, the major effect of the floods on the nitrogen content of the green leaves was detected too late (TN=2.5% in August 1998), when the extended flood regimes ended (Neiff; Poi de Neiff; Casco, 2001).

The damage index of petioles attacked by *Thyrticus* sp. was low in September, when the annual outbreak of the host population began. Independent of sampling site and the degree of attack, there was a microhabitat selection by *Thyrticus* sp. This insect prefers large-sized leaves (more mature) and the petiole base, up to a height lower than 14% of the total height of the leaves. There is a density dependent effect on the leaves per area in the selection of sites, since an inverse relationship with the tunnel abundance was found.

During the studied period, we found that the water hyacinth population did not have grasshopper damage. However, field observation indicated that *Cornops aquaticum* (Acrididae) is present at the study sites during low water (Poi de Neiff; Bruquetas, 1983). Approximately 12 individuals per m² were found in the densest field population (Poi de Neiff; Neiff; Bonetto, 1977) in Barranqueras Lake (Chaco Province). Details of the biology of this species have been given by Zolessi (1956) and Silveira Guido and Perkins (1975). *Sameodes albigutallis* (Lepidoptera, Pyralidae) was occasionally recorded in the studied floodplain lakes, where the elongated growth form of *E. crassipes* is dominant. According to

Julien *et al.* (1996), the larvae prefer the smaller bulbous leaf form, which is characteristic of water hyacinths invading open water.

The highest population density of *Neochetina* spp., the highest number of *Thrypticus* tunnels per leaf and the highest damage index were recorded in the fall. According to Neiff and Poi de Neiff (1984), during this period the decay in the annual biomass curve of *E. crassipes* is pronounced. *E. crassipes* detritus accumulation averaged 5.1 g dry wt m⁻²day⁻¹ (Poi de Neiff; Solís De Chiozza, 1994), with the maximum dry weight of organic input in March and the minimum in August. Therefore, invertebrate damage appears to account for the seasonal decay of the plants at the study sites and herbivores would have an even greater effect on detrital inputs than the consumption estimates suggest. Unfortunately, production and detritus accumulation experiments without herbivores cannot easily be reproduced at our study sites, where natural enemies laid eggs within plants that propagate by vegetative reproduction. In similar experiments in Florida (Moorhead; Reddy; Graetz, 1988), where *E. crassipes* became a serious problem due to its great reproductive rate and lack of effective natural enemies, detritus accumulation occurred at a relatively constant rate throughout the year. These results corroborate ours and indicate the great potential in using these natural enemies in *E. crassipes* biological control programs.

References

- BONETTO, A. A.; NEIFF, J. J.; POI DE NEIFF, A. S. G.; VARELA, M. E.; CORRALES, M. A.; ZALOKAR, Y. Estudios limnológicos en la cuenca del riachuelo. III: Lag. Brava. *Ecosur*, Corrientes, v. 5, n. 9, p. 57-84, 1978.
- BRUQUETAS DE ZOZAYA, I. Y. Fitófagos y otros invertebrados que habitan esteros densamente vegetados del Chaco Oriental. *Ambiente Subtropical*, Corrientes, n. 1, p. 160-175, dic. 1986a.
- BRUQUETAS DE ZOZAYA, I. Y. Invertebrados que pueblan áreas anegables de la cuenca del Riachuelo (Prov. de Corrientes, Argentina); I: variaciones temporales en

Biological agents that accelerate winter decay of *E. crassipes* Mart. Solms. in Argentina

una charca somera vegetada. *Revista de la Asociacion de Ciencias Naturales del Litoral*, Santo Tomé, v. 17, n. 2, p. 217-229, 1986b.

CARIGNAN, R.; NEIFF, J. J. Nutrient dynamics in the floodplain ponds of the Paraná River (Argentina) dominated by the water hyacinth *Eichhornia crassipes*. *Biogeochemistry*, Dordrecht, v. 17, p. 85-121, 1992.

CASCO, S. L.; POI DE NEIFF, A. S. G. Daño ocasionado por adultos de *Neochetina* spp. (Coleoptera, Curculionidae) a *Eichhornia crassipes* en la planicie del río Paraná. *Facena*, [S. l.], v.14, p. 31-43, 1998.

CENTER, T. D.; DRAY, F. A., Jr. Association between water hyacinth weevils (*Neochetina eichhorniae* and *N. bruchi*) and phenological stages of *Eichhornia crassipes* in Southern Florida. *Florida Entomologist*, Lutz, v. 75, no. 2, p. 197-211, 1992.

DELOACH, C. J.; CORDO, H. A.; CROUZEL, I. S. de. *Control biológico de malezas*. Buenos Aires: Ed. El Ateneo, 1989. 266 p.

ESTEVEZ, F. A. *Fundamentos de Limnología*. Rio de Janeiro: Interciência: FINEP, 1988. 575 p., il.

GERLOFF, C. G. Evaluating nutrient supplies for the growth of aquatic plants in natural waters. In: EUTROPHICATION: causes, consequences, correctives. Washington, DC: National Academy of Sciences, 1970. p. 537-555.

JULIEN, M. H.; HARLEY, K. L. S.; WRIGHT, A. D.; CILLIERS, C. J.; HILL, M. P.; CENTER, T. D.; CORDO, H. A.; COFRANCESCO, A. F. International cooperation and linkages in the management of water hyacinth with emphasis on biological control. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON BIOLOGICAL CONTROL OF WEEDS, 9., 1996. *Proceedings of the...*[S. l.: s. n.], 1996. p. 273-282.

LALLANA, V. H. Productividad de *Eichhornia crassipes* en una laguna isleña de la cuenca del río Paraná medio. Biomasa y dinámica de población. *Ecología* (Argentina), v. 5, p. 1-16, 1980.

MATTSON, W. J. Herbivory in relation to plant nitrogen content. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Palo Alto, v. 11, p. 119-161, 1980.

MOORHEAD, K. K.; REDDY, K. R.; GRAETZ, D. A. Water hyacinth productivity and detritus accumulation. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 157, no. 2, p. 179-185, Jan. 1988.

NEIFF, J. J.; POI DE NEIFF, A. S. G. Cambios estacionales en la biomasa de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms y su fauna en una Laguna del Chaco (Argentina). *Ecosur*, Corrientes, v. 11, n. 21/22, p. 51-60, 1984.

NEIFF, J. J.; POI DE NEIFF, A. S. G. Estudios sucesionales en los camalotales chaqueños y su fauna asociada. I. Etapa seral *Pistia stratiotes-Eichhornia crassipes*. *Physis. Sección B*, Buenos Aires, v. 38, n. 95, p. 29-39, dic. 1978.

NEIFF, J. J.; POI DE NEIFF, A. S. G.; CASCO, S. A. L. The effect of prolonged floods on *Eichhornia crassipes* growth in Paraná River floodplain lakes. *Acta Limnologica Brasiliensis*, Botucatu, v. 13, n. 1, p. 51-60, 2001.

NEWMAN, R. M. Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a review. *Journal of the North American Benthological Society*, Lawrence, v. 10, no. 2, p. 89-114, June 1991.

POI DE NEIFF, A. S. G. Categorización funcional de los invertebrados en ríos de llanura del Chaco Oriental (Argentina). *Revista Brasileira de Biología*, Rio de Janeiro,

v. 50, n. 4, p. 875-882, nov. 1990.

POI DE NEIFF, A. S. G. Invertebrados acuáticos gicallacionados a *Egeria naias* (Planch), con especial referencia a los organismos fitófagos. *Ecosur*, Corrientes, v. 6, n. 11, p.101-109, 1979.

POI DE NEIFF, A. S. G. Invertebrados asociados a los macrófitos sumergidos de los esteros del Iberá (Corrientes, Argentina). *Ambiente Subtropical*, Corrientes, n. 2, p. 45-63, dic. 1992.

POI DE NEIFF, A. S. G.; BRUQUETAS, I. Y. Fauna fitófila de *Eichhornia crassipes* en ambientes leníticos afectados por las crecidas del río Paraná. *Ecosur*, Corrientes, v. 10, n. 19-20, p. 127-137, 1983.

POI DE NEIFF, A. S. G.; CARIGNAN, R. Macroinvertebrates on *Eichhornia crassipes* roots in two lakes of the Paraná River floodplain. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 345, pt. 2-3, p. 185-196, Febr. 1997.

POI DE NEIFF, A. S. G.; NEIFF, J. J.; BONETTO, A. Enemigos naturales de *Eichhornia crassipes* en el Nordeste Argentino y sus posibilidades de aplicación al control biológico. *Ecosur*, Corrientes, v. 4, n. 8, p. 137-156, 1977.

POI DE NEIFF, A. S. G.; SOLÍS DE CHIOZZA, D. Aporte de las plantas de *Eichhornia crassipes* a la acumulación de materiales orgánicos e inorgánicos. *Revue D'Hydrobiologie Tropicale*, Paris, v. 27, n. 4, p. 329-335, 1994.

ROOM, P. M.; JULIEN, M. H.; FORNO, I. W. Vigorous plants suffer most from herbivores: latitude, nitrogen and biological control of the weed *Salvinia molesta*. *Oikos*, Copenhagen, v. 54, p. 92-100, 1989.

SILVEIRA GUIDO, A.; PERKINS, B. D. Biology and host specificity of *Cornops aquaticum* (Bruner) (Orthoptera: Acrididae), a potential control agent for water hyacinth. *Environmental Entomology*, Lanham, v. 4, no. 3, p. 400-404, 1975.

STEEL, R. G.; TORRIE, J. H. *Bioestadística: principios y procedimientos*. Bogotá, Colombia: McGraw-Hill, 1985. 622 p.

WETZEL, R. G. *Limnology*. 2nd ed. Philadelphia: Saunders College, c1983. 767 p., il.

ZAR, J. H. *Biostatistical analysis*. 2nd ed. Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice-Hall, 1984. 718 p.

ZOLESSI, L. C. Observaciones sobre *Cornops aquaticum* Br. (Acridoidea, Cyrtacanthacri) en el Uruguay. *Revista de la Sociedad Uruguay de Entomología*, Assunción, v. 1, n. 1, p. 3-28, 1956.

Capítulo 6

Dinâmica da vegetação aquática do Pantanal

Vali Joana Pott e Arnildo Pott

Embrapa Gado de Corte, Rodovia BR 262, km 4, 79106-970, Campo Grande, Mato Grosso do Sul; E-mail: vjpott@cnpqc.embrapa.br

Introdução

O entendimento sobre a dinâmica de macrófitas aquáticas em corpos d'água construídos pode ser auxiliado pela observação do comportamento de espécies e da sucessão nos ambientes naturais como os do Pantanal, pois o estudo de ecologia e biologia pode explicar o potencial de colonização das plantas e indicar as condições que as favorecem.

Outrora denominada de “complexo do Pantanal”, a vegetação do Pantanal é um complexo organizado em função da água superficial e subsuperficial. A vegetação aquática é uma das três formações básicas do mosaico fitofisionômico no Pantanal, ligada ao relevo deprimido de lagoas temporárias e permanentes, corixos, vazantes, rios, falsos rios e campos alagados.

As sub-regiões Nhecolândia, Abobral e Aquidauana são ricas em lagoas e salinas (alcalinas, pobres em macrófitas). Grandes áreas constituem ambientes anfíbios, com alternância de fases aquática/terrestre na vegetação. A inundação sazonal é de origem fluvial e/ou pluvial, sendo que em anos secos, como no período de 1960-1974, houve avanço de lenhosas pioneiras sobre leitos lacustres e fluviais, recuando em anos de cheias maiores.

A vegetação aquática é dinâmica, ajustando-se às alterações naturais decorrentes de ciclos hidrológicos, e a mudanças de origem antrópica. As informações quantitativas e sintéticas sobre essa dinâmica no Pantanal são insuficientes, dispersas em trabalhos fragmentados, o que motivou a presente revisão.

Material e métodos

As informações sobre a flora aquática macrofítica do Pantanal são baseadas em levantamento de campo realizado entre 1980 e 2000, paralelamente às observações qualitativas sobre sucessão, em todas as sub-regiões e nos diversos tipos de corpos d'água. A coleta seguiu técnicas tradicionais, utilizando-se tecido TNT para evitar aderência do material mais carnoso ou frágil, com adaptações, como o uso de prensagem prévia em guia telefônico, seguida de secagem entre papelão e alumínio corrugados, em estufa elétrica com ventilação ou a gás ou a álcool, além de preservação complementar em álcool 70°. A identificação foi efetuada sob lupa estereoscópica, utilizando a escassa bibliografia brasileira (Irgang; Gastal Junior, 1996; Pott; Pott, 2000a) e algumas monografias de gêneros (Taylor, 1989).

Os dados quantitativos sobre dinâmica foram extraídos de trabalhos revisados, alguns realizados pelos próprios autores no Pantanal.

Diversidade de macrófitas aquáticas

Fitogeografia

Muitas das espécies identificadas, coletadas no Pantanal, são de ampla distribuição, como *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth, *E. crassipes* (Mart.) Solms, *Hydrolea spinosa* L., *Ipomoea carnea* subsp. *fistulosa* (Mart.) Choisy, *Leersia hexandra* Sw., *Typha domingensis* Pers. e *Utricularia gibba* L.; algumas são amazônicas, como *Victoria amazonica* (Poepp.) Sowerby e *Xanthosoma aristiguietae* (Bunt.) M. Madison. Há espécies de ocorrência restrita ou rara no Pantanal, p. ex., *Bacopa rotundifolia* (Michx.) Wettst., *Nymphaea belophylla* Wiersima, *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze, *Sagittaria montevidensis* Cham. & Schldl. e *X. aristiguietae*. A ocorrência de *Heteranthera limosa* (Sw.) Willd. e *H. multiflora* (Griseb.) Horn é restrita a argilas alcalinas e também são raras na planície algumas espécies abundantes em veredas de cerrado nos planaltos próximos, como *Echinodorus longipetalus* Mich. e *Urospatha sagittifolia* (Bunt.) M. Madison. Comum em brejos calcários de Bonito, MS, *Cladium jamaicense* Crtz. (Scremin-Dias *et al.*, 1999) é raro no Pantanal.

Flora

Pott e Pott (1997) relacionaram 242 espécies de macrófitas aquáticas para o Pantanal; e as principais famílias, gêneros e respectivos números de espécies são: *Ludwigia* (16), *Bacopa* (12), Pontederiaceae (11), Lemnaceae (9), *Echinodorus* (10), *Utricularia* (9), *Eleocharis* (7) e *Nymphaea* (7). Posteriormente, Pott e Pott (2000a) discorreram sobre 247 macrófitas dessa região. Famílias aquáticas presentes na alta bacia e ausentes ou ainda não encontradas no Pantanal são Haloragaceae, Juncaceae, Podostemaceae (por falta de cachoeiras) e Rapateaceae. Também faltam espécies de gêneros bem representados, abundantes no planalto, como

Ludwigia sericea (Cambess.) Hara. Apenas algumas famílias receberam tratamento monográfico para o Pantanal, como Characeae (Bueno, 1993), Lemnaceae (Pott; Cervi, 1999), Nymphaeaceae (Pott, 1998) e Pontederiaceae (Sanches, 2000).

Formas biológicas

Do total de 242 macrófitas listadas, 8% são flutuantes livres, 12% flutuantes fixas, 12% submersas, 39% emergentes e 28% anfíbias (Pott; Pott, 1997). Existe zonação na distribuição dessas formas, de acordo com a profundidade (Pott *et al.*, 1989). Algumas macrófitas podem assumir mais de uma forma, apresentando plasticidade morfológica em função da inundação, caso do dimorfismo foliar em *Bacopa myriophylloides* (Benth.) Wettst. e *B. arenaria* (J. A. Schmidt) Edwall e do polimorfismo em *Ludwigia peploides* (H. B. K.) Raven. A dúvida sobre a plasticidade e identidade taxonômica de *Alternanthera aquatica* Parodi, flutuante livre, considerada sinônimo de *A. philoxeroides*, terrestre ou anfíbia, foi esclarecida através da anatomia comparada (Bona, 1993). Outras espécies, às vezes de diferentes famílias, como *Bacopa reflexa* (Benth.) Edwall e *Myriophyllum*, exibem grande convergência morfológica, tornando difícil a identificação, principalmente na fase vegetativa submersa. Uma macrófita submersa muito semelhante à *Egeria najas* Planch. é *Apalanthe granatensis* (H. & B.) Planch., talvez também invasora potencial de reservatórios.

Diversidade de ambientes

As características limnológicas dos diversos tipos de corpos d'água apresentam grande variação (Hamilton *et al.*, 1999), assim como os efeitos do pulso de inundação (Junk; Silva, 1999) em distintas sub-regiões do Pantanal; os ambientes podem ser de drenagem aberta ou fechada, os

solos são arenosos (72%), geralmente distróficos, ou argilosos, em geral eutróficos, variáveis que influenciam a composição florística. O nível dos nutrientes nos solos e nas águas tende a aumentar no sentido da drenagem, de NE a SW, devido à decantação fracionada de sedimentos e ao tempo de residência da inundação fluvial. Algumas espécies preferem ambientes lênticos, como lagoas: *Hydrocleys nymphoides* (Willd.) Buch. e *Utricularia poconensis* Fromm-Trinta, sendo que na borda e em lagoas temporárias predominam plantas emergentes, como *Pontederia parviflora* Alex. e anfíbias como *Bacopa* spp. Em ambientes lóticos, como vazante (linha de drenagem), ocorrem: *Bacopa reflexa*, *Eleocharis minima* Kunth, *Ludwigia inclinata* (L. f.) Raven, *Nymphaea oxypetala* Planch. e *Paspalum morichalense* Davidse, Zul. & Filg. (Pott ; Pott, 2000b).

Salinas

Em lagoas alcalinas (pH 8 a 10), denominadas “salinas”, ecossistemas endorréicos cujos sais são carbonatos de sódio e potássio, há ausência de peixes e presença de muitas algas, mas há poucas macrófitas, observando-se apenas as submersas *Chara rusbyana* Howe e *Najas guadalupensis* (Spreng.) Magnus, e, no litoral, as anfíbias *Eleocharis geniculata* (L.) Roem. & Schult., *Paspalidium paludivagum* (Hitc. & Chase) Parodi e *Paspalum vaginatum* Sw., além de *Copernicia alba* Morong (carandá).

Rios e corixos

Corixos (de coriche, nos países ao lado) são paleoleitos e braços de ramificação dendrítica fluvial invertida, com mata ciliar, e que fluem na cheia. Os leitos fluviais são muito dinâmicos, e a vegetação ripária também é dinâmica, com vários estágios de sucessão. Nas curvas convexas dos rios, há deposição de sedimentos colonizados por ervas aquáticas (*Aspilia latissima* Malme, *Ludwigia* spp., *Polygonum acuminatum* Kunth, *P.*

ferrugineum Wedd.), muitas com propagação vegetativa, e/ou por arbustos, como os sarãs (derivado de sarandi) *Alchornea castaneaefolia* (Willd.) A. Juss., *Byttneria* spp. e *Sapium obovatum* Klotzsch ex Müll. Arg., faltando os sarandis meridionais *Cephalanthus* e *Sebastiania*, o penúltimo presente apenas na área do rio Negro, sub-região de Aquidauana. Há trepadeiras ribeirinhas como *Cissus spinosa* Cambess., com cortinas de raízes adventícias pendentes que retêm sedimentos e detritos. Nos diques marginais mais velhos, há várias etapas lenhosas, com *Inga vera* subsp. *affinis* (DC.) T. D. Penn., *Tabebuia heptaphylla* (Vell.) Toledo, *Vitex cymosa* Bert. etc. O buriti (*Mauritia flexuosa* L. f.) é de ocorrência limitada às bordas sudeste e nordeste e ao rio Taquari, enquanto *Salix humboldtiana* Willd. somente é encontrado no rio Aquidauana em barrancos altos, na entrada do Pantanal. Bancos de areia são colonizados por gramíneas e outras ervas anuais, como *Caperonia palustris* (L.) A. St.-Hil, *Eragrostis* spp., *Leptochloa filiformis* (Lam.) Beauv., *Ludwigia decurrens* Walt. etc. Nas margens inundadas, ocorrem emergentes como *Cuphea melvilla* Lindl., *Discolobium pulchellum* Benth., *Hibiscus striatus* Cav., *Ipomoea carnea* ssp. *fistulosa*, e *L. elegans* (Cambess.) Hara, e flutuantes fixas, como *Eichhornia azurea*, *Paspalum repens* Berg. e *Pontederia rotundifolia* L. f.

Planícies de inundação

Nas extensas planícies de inundação, ao longo dos rios, há campos de gramíneas altas como *Oryza glumaepatula* Steud. (4 m alt.), *Panicum pernambucense* (Spreng.) Mex, *Paspalum fasciculatum* Willd. etc., e macrófitas, como *Thalia geniculata* L. Também merece menção *Arachis diogeni* Hoehne, que tolera inundação de vários meses na planície de inundação do Rio Paraguai, e pode, portanto, ser considerada anfíbia. No paratidal [*Tabebuia aurea* (Manso) H. & B. ex S. Moore] predomina *Paspalum hydrophilum* Henr. entre os falsos termiteiros (murundus), sendo

que, na cheia, se desenvolvem *Echinodorus grandiflorus* Mich., *Leersia hexandra* e *Rotala mexicana* Cham.

Campos e vazantes

Em campos de gramíneas que são sazonalmente inundados apenas por chuva, por 2 a 4 meses e com pouca profundidade (até 50 cm) de água distrófica e ácida, crescem plantas aquáticas esparsas entre janeiro e abril, como *Echinodorus paniculatus* Mich., *E. tenellus* (Mart.) Buchenau, *Eleocharis acutangula* (Roxb.) Steud., *Marsilea deflexa* A. Braun e *Sagittaria guayanensis* H. B. K. Nas linhas de drenagem, denominadas vazantes, com água corrente, há outras plantas, como *Eichhornia azurea*, *Ludwigia inclinata* e *Pontederia subovata* (Seub.) Solms, sendo que na zona leste, mais pobre em nutrientes, ocorre *P. triflora* (Hendr. ex Seub.) Agostini, D. Velásquez & J. Velásquez.

Dinâmica

Lagoas

A vegetação lacustre varia entre lagoas e no tempo. A sucessão, conforme esquematizado na Figura 1, principia com macrófitas flutuantes livres (*Salvinia auriculata* Aubl., *Limnobium laevigatum* H. & B.) e *Utricularia gibba*, e culmina com ilhas flutuantes (“baceiro” ou “batume”) de ciperáceas e arbustos. No segundo estágio, *Oxycaryum cubense* (Poepp. & Kunth) Lye, como epífita, coloniza *Salvinia* e se torna dominante, inclusive sobre *Eichhornia azurea*. Na terceira etapa, nesse emaranhado consolidado, desenvolve-se *Eleocharis mutata* (L.) Roem. & Schult., a qual confere ao conjunto uma coloração verde escura. Por fim, vem a etapa com arbustos, de *Ludwigia nervosa* (Poir.) Hara, sendo que até plantas jovens de *Cecropia pachystachya* Tréc. e *Tabebuia insignis* (Miq.) Sandw. surgem sobre o

“baceiro” e podem atingir até 5m de altura. Várias outras plantas participam da composição florística, desde a fase de *Oxycaryum* consolidado, mas principalmente no “baceiro” com arbustos, como *Erechtites hieracifolia* Raf., *Emilia forsbergii* Nicolson, *Eupatorium* (Barrosoa) *candolleianum* Hook. & Arn., *Habenaria repens* Nutt., *Imperata tenuis* Hack., *Luziola bahiensis* (Steud.) Hitchc., *Lobelia aquatica* Cham., *Pityrogramma calomelanos* (L.) Link e *Thelypteris interrupta* (Willd.) Iwatsuki. Este esquema de sucessão assemelha-se ao da vegetação de ilhas flutuantes do Chaco argentino (Neiff, 1982).

Na mesma lagoa, freqüentemente, há vários estágios sucessionais, principalmente na zona próxima ao litoral, onde a flutuação de nível d'água causa maior variação estacional. Há lagoas sem “baceiro” no centro, com dominância de flutuantes fixas como *Nymphaea amazonum* Mart. & Zucc. e submersas como *Egeria najas* ou *Cabomba furcata* Schult. & Schult. f. Em lagoas levemente alcalinas, predominam *Nymphaea lingulata* Wiersema, *Chara rusbyana* e *Utricularia poconensis*.

Em secas pronunciadas, o “baceiro” morre e o “solo” orgânico depois é oxidado, liberando nutrientes, ou pode ser atingido pelo fogo. Ilhas que ficam ancoradas no litoral quando a água baixa também podem morrer e se decompor. O pantaneiro utiliza esse solo orgânico para cultivar cebolinha em canoas velhas suspensas. O “baceiro” é um banco de sementes e de nutrientes. Na estação chuvosa, no leito úmido nascem *Aeschynomene* spp., *Diodia kuntzei* K. Schum., *Glinus radiatus* L., *Hibiscus sororius* L. f., *Malachra radiata* L., *Mimosa weddeliana* Barn., *Senna* spp. e *Sesbania* spp., até que se acumule água e retornem macrófitas aquáticas pioneiras, recomeçando a sucessão.

Várias aves encontram alimento e refúgio e nidificam sobre a vegetação flutuante, como *Jacana jacana* sobre *Salvinia*. O “baceiro” *Oxycaryum cubense* é um importante sítio de nidificação de jacaré.

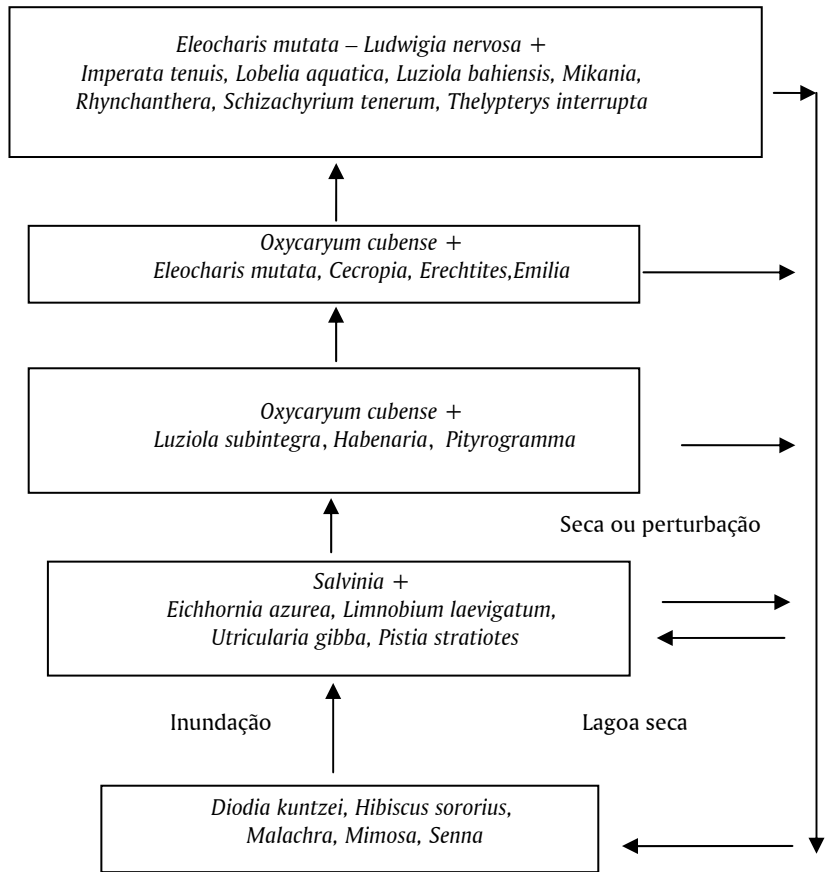


Figura 1. Modelo de sucessão de vegetação aquática de lagoas no Pantanal, culminando com ilhas flutuantes com arbustos (= “baceiro”)

A grande dinâmica da cobertura de macrófitas é ilustrada nas Figuras 2 e 3, nas quais são mostradas as mudanças verificadas em apenas 2,5 anos. No ano de 1993, relativamente seco, havia somente 5 espécies presentes e, em 1996, o número de espécies aumentou para 19 (Pott *et al.*, 1989).

Em trabalhos realizados sobre a frequência e cobertura de espécies em 3 baías (lagoas) em área alagável do rio Negro, de solos arenosos férteis, observou-se que o número de espécies variou entre 20 e 33 por corpo d`água (Pott *et al.* 1992); o número de espécies em comum foi de 12 (24%) e o índice de similaridade de Sorensen variou entre 55% e 66% entre as lagoas (Figura 4).

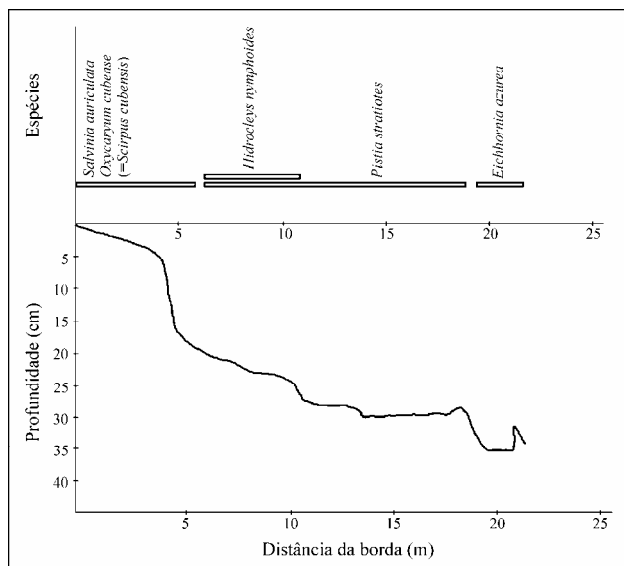


Figura 2. Distribuição das espécies em relação à profundidade e distância da borda. “Baía do Cemitério”, Fazenda Nhumirim, Pantanal, dezembro de 1993

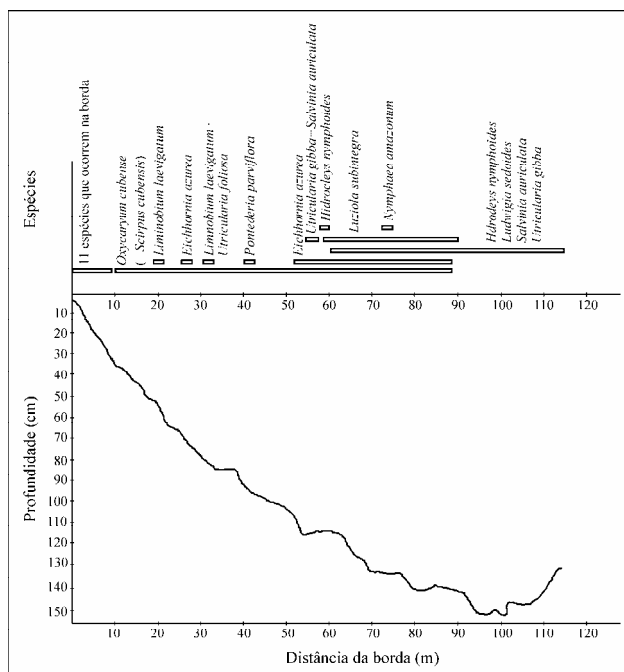


Figura 3. Distribuição das espécies em relação à profundidade e distância da borda. “Baía do Cemitério”, Fazenda Nhumirim, Pantanal, abril de 1996. Espécies da borda: *Bacopa australis*, *Cyperus brevifolius*, *Diodia kuntzei*, *Eleocharis interstincta*, *Eleocharis minima*, *Leersia hexandra*, *Ludwigia sedoides*, *Nymphaoides grayana*, *Panicum laxum*, *Pontederia parviflora* e *Sagittaria guayanensis*

Comparando-se a flora de macrófitas no Pantanal arenoso, com base em Pott *et al.* (1989) e Pott, Bueno e Silva (1992), os índices de similaridade de Sorensen (1948) são menores entre lagoas de duas sub-regiões (Figura 5) do que entre lagoas da mesma sub-região (Figura 4), atribuível à diferença em nutrientes nas sub-regiões de Nhecolândia (solos distróficos) e do Abobral (solos eutróficos). Quanto à *Salvinia auriculata* e *Utricularia gibba*, a frequência foi aproximadamente a mesma, enquanto que *Eichhornia azurea* teve pouca representação e *Cabomba furcata* muita, na baía da Sanguessuga. Já *Utricularia poconensis* Fromm-Trinta, muito freqüente, não ocorreu nas lagoas da fazenda Leque.

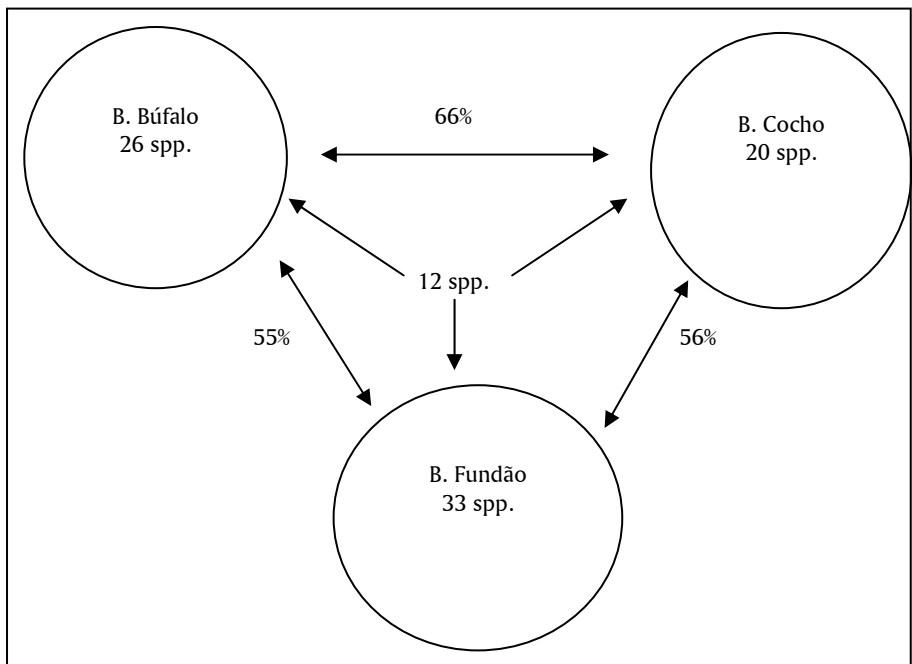


Figura 4. Índice de similaridade de Sorensen (1948) entre 3 lagoas, para macrófitas aquáticas, na Fazenda Leque, sub-região do Abobral, Pantanal

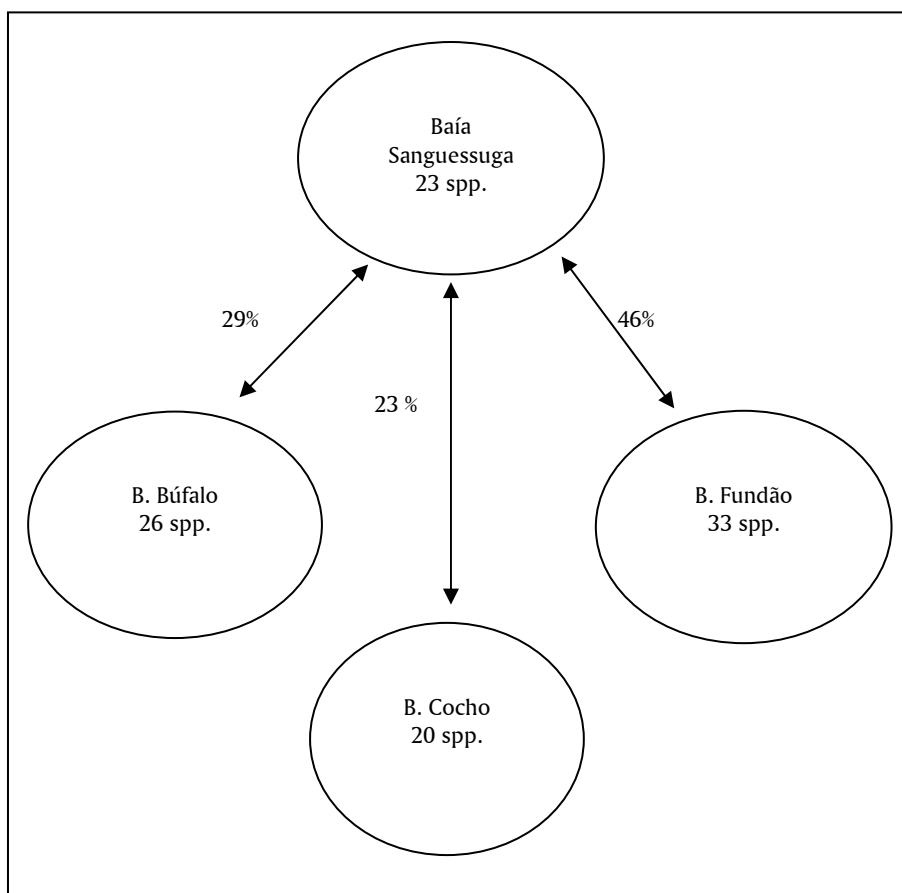


Figura 5. Índices de similaridade de Sorensen entre a flora de macrófitas aquáticas da Baía da Sanguessuga (sub-região da Nhecolândia) e de três lagoas da Fazenda Leque (sub-região do Abobral), Pantanal

Rios

Bancos de *Eichhornia azurea/Pontederia rotundifolia* ou camalotes (termo regional espanhol para aguapé) e ilhas de “baceiro” são deslocados na cheia principalmente por ação de vendavais, arrastados pela corrente e exportados rio abaixo, eventualmente bloqueando curvas fechadas. A estimativa é de 1,5 milhão toneladas/ano de peso fresco (Ramires, 1993). A composição florística dos conjuntos varia de plantas isoladas de *E.*

crassipes a ilhas flutuantes consolidadas (“baceiros”) de ciperáceas (*Oxycaryum cubense*) e de gramíneas, como *Echinochloa polystachya* (H. B. K.) Hitchc., *Imperata tenuis*, *Leersia hexandra* e *Luziola spruceana* Benth. ex Doell.

Manejo e efeitos antrópicos

Os principais usos múltiplos dos ambientes com vegetação aquática são a pecuária (forrageiras), a pesca e o turismo. Outras atividades econômicas que afetam o Pantanal decorrem do abastecimento de água, hidrovias, coleta de plantas medicinais, apicultura e fauna, havendo despejo de esgoto urbano e industrial. No canal da bomba do dique de proteção à inundação de Porto Murtinho, MS, muito eutrofizado por esgoto doméstico, prospera *Sagittaria montevidensis* Cham. & Schltldl. Os principais fatores de manejo que influenciam a vegetação aquática são pastejo, fogo e influências externas, decorrentes do mau uso do solo nas cabeceiras.

Bovinos

Os bovinos, presentes há dois séculos, embora tenham encontrado um nicho quase desocupado nos campos gramíneos, têm causado certo distúrbio na vegetação aquática, principalmente pelo consumo de *Aeschynomene* spp., *Discolobium* spp., *Neptunia* spp., *Eleocharis acutangula* (Roxb.) Steud., *Hymenachne amplexicaulis* (Hitchc. & Chase) Parodi, *Leersia hexandra*, *Luziola* spp. e *Oryza* spp., exceto onde a dificuldade de acesso a protege, em profundidade da água além de 1m. Entretanto, *Discolobium psoraleifolium* Benth. está ameaçada pelo pastejo seletivo, talvez porque a população original já fosse rarefeita devido à escassez de corpos d'água no leste do leque aluvial do Rio Taquari. Como os bovinos se concentram na interface água/terra, há intenso pisoteio na periferia de lagoas, que

altera a vegetação, invadida por *Cyperus brevifolius* (Rottb.) Hassk. e *Senna* spp. Onde há concentração de fezes, na borda de lagoas, aumenta a frequência de *Ceratophyllum submersum* (Gray) Wilmot-Dear var. *echinatum* Gray, *Lemna aequinoctialis* Welw., *Ludwigia helminorrhiza* (Mart.) Hara, *Pistia stratiotes* L. e *Wolffia brasiliensis* Wedd., e, em áreas argilosas, essa eutrofização também favorece *Eichhornia crassipes*, *Limnocharis flava* (L.) Buch. e *Marsilea crotophora* D. M. Johnson. Quando o gado é excluído ou há pouco pastejo, ocorre sucessão para gramíneas altas do tipo pristino (*Andropogon*, *Sorghastrum*), diminuindo o número de pequenas ervas uliginosas como *Bacopa* spp., Burmanniaceae, Cyperaceae, Eriocaulaceae e Gentianaceae.

Fogo

Nos leitos secos, as hidrófitas com gemas expostas, como as gramíneas (e. g. *Echinochloa polystachya*) com ramificações aéreas que acompanham o nível da água, são sensíveis ao fogo, o qual favorece a germinação de sementes dormentes de *Mimosa* spp. e *Sesbania virgata* (Cav.) Pers., que toleram inundação depois de estabelecidas, impedindo a proliferação da vegetação aquática. Há macrófitas rizomatosas que sobrevivem ao fogo, tendendo a dominantes, como *Canna glauca* L., *Cyperus giganteus* Vahl, *Eleocharis* spp., *Thalia geniculata*, *Typha domingensis*.

Outros animais

Em uma lagoa na Nhecolândia houve aumento da riqueza de macrófitas após a retirada dos búfalos (Pott *et al.*, 1989), cuja criação não se generalizou no Pantanal. Cavalos causam distúrbio pelo hábito de pastar em ambientes aquáticos. O porco-monteiro (*Sus scrofa* forma feral) revira grandes áreas em bordas de lagoas, lagoas temporárias e vazantes, à procura de alimento, como rizomas de *Nymphaea*, deixando o terreno

“arado”, propiciando o início de sucessões secundárias, com anuais como *Ludwigia octovalvis* (Jacq.) P. H. Raven, *Setaria geniculata* (L.) Beauv. e invasoras como *Senna* spp., além de acentuar o microrrelevo, em cujas depressões se estabelecem macrófitas como *Caperonia castaneaefolia* (L.) A. St.-Hil. e *Nymphoides grayana* (Griseb.) Kuntze. Aves paludícolas também causam pisoteio e eutrofização nas poças finais, embora pouco relevante. Herbívoros nativos, como capivara e cervo, pastam plantas aquáticas. No entanto, os grandes consumidores são invertebrados. *Pistia stratiotes*, por exemplo, geralmente apresenta danos generalizados de insetos, e muitas espécies são atacadas por caramujos (*Pomacea*). Por isso, o Pantanal é uma importante fonte de pesquisa de inimigos naturais para o controle biológico de macrófitas.

Remoção de macrófitas

Em caixas de empréstimo, após a retirada do “baceiro” pelos “isqueiros” (capturadores de iscas de pesca), a sucessão reinicia com tapetes monodominantes de *Salvinia* e/ou *Pistia*, ou, às vezes, de *Ricciocarpus natans* L., e em cerca de três anos a vegetação de *Oxycaryum* se recompõe. Na hidrovia do Rio Paraguai tem havido certa perturbação de alagados marginais e algumas lagoas de meandro, pela remoção e deposição de plantas flutuantes que bloqueiam a navegação. O bloqueio de canais naturais de conexão é rompido pela passagem de embarcações menores.

Invasão de exóticas

As raras espécies não nativas que se expandem em ambientes inundáveis, principalmente em locais perturbados, são a gramínea australiana *Panicum repens* L., em áreas arenosas, e a africana *Brachiaria subquadripara* (Trin.) Hitchc. (*B. arrecta* (Hack.) Stent.), em argilosas, as

quais são dominantes sobre as espécies nativas. A congênera *B. humidicola* (Rendle) Schw., apesar de tolerante à inundação, não tem invadido corpos d'água e *Sphenoclea zeylanica* Gaertn., originária da Ásia e da África, é uma espécie naturalizada que ainda não se afastou da margem do rio. Nenhuma arbustiva ou arbórea exótica invadiu área alagável do Pantanal, como ocorre nos “Everglades” na Flórida, exceto eventuais mangueiras (*Mangifera indica* L.) subespontâneas na beira do rio Cuiabá. Invasoras pantropicais aparecem em terrenos não inundáveis desmatados, e. g. *Calotropis procera* (Ait.) R. Br., *Dactyloctenium aegyptium* (L.) Beauv., *Indigofera suffruticosa* Mill. e *Ricinus communis* L. A temível *Hydrilla* ainda não foi constatada. O risco de introdução de potenciais invasoras no Pantanal pode aumentar com os seguidores de um livreto para turistas com a patética recomendação “quando for ao Pantanal, leve sementes de flores e espalhe”.

Obras de engenharia

Nas áreas alagadas tem havido pouca interferência, exceto escavação de poços em anos secos e construção de aterros de estradas e respectivas caixas de empréstimo, favorecendo a ocupação por plantas aquáticas.

Impacto de assoreamento

O baixo Taquari (11.000km²), com o assoreamento resultante da erosão no planalto, sofre grandes alterações de campos estacionalmente inundáveis para brejos permanentes, morte de mata ciliar e de capões, até de árvores tolerantes à inundação, como *Copernicia alba* e *Mauritia flexuosa*. Em 1998, foi verificado o surgimento de aquáticas pioneiras (*Lemna aequinoctialis*, *Wolffia brasiliensis*) em depressões na mata seca, sinal de que anteriormente não era ambiente aquático, pois os propágulos dessas Lemnáceas são transportados por aves para esses novos corpos d'água

isolados. As árvores mortas assemelham-se a um paliteiro típico de área de inundação por represa.

Conclusões

A vegetação aquática do Pantanal é muito dinâmica no tempo e no espaço, devido às flutuações hidrológicas decorrentes do clima (ciclos sazonais e plurianuais), às variáveis limnológicas como concentrações de nutrientes, aos processos sucessionais, à intensidade de uso da terra (pastejo, fogo) e às causas externas, como assoreamento.

Agradecimentos

À Rosilene Gutierrez, pela diagramação dos gráficos, e a Antonio Arantes Bueno Sobrinho, pela prestimosa ajuda no herbário, ambos da Embrapa Pantanal.

Referências

- BONA, C. *Estudo morfo-anatômico comparativo dos órgãos vegetativos de Alternanthera philoxeroides (Mart.) Griseb. e Alternanthera aquatica (Parodi) Chodat (Amaranthaceae)*. 1993. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1993.
- BUENO, N. C. *Characeae do Pantanal de Mato Grosso do Sul, Brasil: levantamento florístico*. 1993. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1993.
- HAMILTON, S. K.; SIPPEL, S. S. J.; CALHEIROS, D. F.; MELAK, J. Chemical characteristics of Pantanal waters. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SOCIOECONÔMICOS DO PANTANAL, 2., 1996, Corumbá. *Anais...* Brasília, DF: Embrapa, 1999. p. 89-100.
- IRGANG, B. E.; GASTAL JUNIOR, C. V. S. *Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS*. Porto Alegre: CPG-Botânica/UFRGS, 1996. 290 p., il.
- JUNK, W. J.; SILVA, C. J. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E

SOCIOECONÔMICOS DO PANTANAL, 2., 1996, Corumbá. *Anais...* Brasília, DF: Embrapa, 1999. p. 17-28.

NEIFF, J. J. Esquema sucesional de la vegetación en islas flotantes del Chaco argentino. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, v. 24, n.1-4, p. 325-341. 1982.

POTT, V. J. A família Nymphaeaceae no Pantanal. *Acta Botanica Brasílica*, Brasília, DF, v. 12, n. 2, p. 183-194, 1998.

POTT, V. J.; BUENO, N. C.; PEREIRA, R. A. C.; SALIS, S. M.; VIEIRA, N. L. Distribuição de macrófitas numa lagoa na fazenda Nhumirim, Nhecolândia, Pantanal, MS. *Acta Botanica Brasílica*, Brasília, DF, v. 3, n. 2, p. 153-168, 1989. Suplemento.

POTT, V. J.; BUENO, N. C.; SILVA, M. P. Levantamento florístico e fitossociológico de macrófitas aquáticas em lagoas da fazenda Leque, Pantanal, MS. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BOTÂNICA DE SÃO PAULO, 8., 1990, Campinas. *Anais...* Campinas: SBSP, 1992. p. 91-99.

POTT, V. J.; CERVI, A. C. A família Lemnaceae Gray no Pantanal. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 22, n. 2, p. 153-174, 1999.

POTT, V. J.; POTT, A. Checklist das macrófitas aquáticas do Pantanal, Brasil. *Acta Botânica Brasílica*, Brasília, DF, v. 11, n. 2, p. 215-227, 1997.

POTT, V. J.; POTT, A. Dinâmica da vegetação aquática de vazante, Fazenda Campo Dora, Nhecolândia, Pantanal, MS. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 51., 2000, Brasília, DF. *Resumos...* Brasília, DF: Sociedade Botânica do Brasil, 2000b. p. 233.

POTT, V. J.; POTT, A. *Plantas aquáticas do Pantanal*. Brasília, DF: Embrapa, 2000a. 404 p., il.

RAMIRES, J. R. S. *Transporte de bancos de macrófitas em função do nível hidrométrico do Rio Paraguai, MS*. 1993. Monografia (Graduação em Biologia) – Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Corumbá, 1993.

SANCHES, A. *Pontederiaceae no Pantanal de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, Brasil*. 2000. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.

SCREMIN-DIAS, E.; POTT, V. J.; HORA, R. C. DA; SOUZA, P. R. DE (Org.). *Nos jardins submersos da Bodoquena: guia para identificação das plantas aquáticas de Bonito e região*. Campo Grande: Ed. UFMS, 1999. 160 p., il.

SORENSEN, T. A method for establishing groups of equal magnitud in plant sociology based on similarity of species contend. *Acta K. Danske Vidensk. Selsk Journal*, v. 5, p. 1-34, 1948.

TAYLOR, P. G. *The genus Utricularia: a taxonomic monograph*. Kew: HMSO, 1989. 724 p., il. (Royal Botanic Gardens. Kew Bulletin Additional Series, 14).

Capítulo 7

Problemas taxonômicos e distribuição geográfica de macrófitas aquáticas do sul do Brasil

Bruno E. Irgang e Cláudio V. de Senna Gastal Junior

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Departamento de Botânica, Av. Paulo Gama, s/n., CEP 90046-900, Porto Alegre, Rio Grande do Sul

Introdução

As macrófitas aquáticas vêm sendo estudadas com essa denominação nos últimos vinte anos, especialmente no sul do Brasil. A conceituação aqui utilizada, é considerar as “macrófitas aquáticas como vegetais visíveis a olho nu, cujas partes fotossinteticamente ativas estão permanentemente, ou por diversos meses, todos os anos, total ou parcialmente submersas em água doce ou salobra, ou ainda flutuantes na mesma” (Irgang; Gastal Junior, 1996), abrangendo as chamadas restritas e as de senso amplo, como o caso das anfíbias, encontradas na interface água-terra.

A maioria destas plantas teve seus problemas taxonômicos iniciais resolvidos, porém, restam, ainda, algumas dúvidas em determinadas

famílias, como demonstrado na Tabela 1.

Tabela 1. Alguns táxons de macrófitas aquáticas para os quais ainda restam dúvidas quanto à taxonomia

Táxons com problemas	
Amaryllidaceae	Liliaceae
Characeae - <i>Chara</i> - <i>Nitella</i>	Malvaceae - <i>Hibiscus</i>
Commelinaceae	Marsileaceae - <i>Marsilea</i>
Convolvulaceae - <i>Ipomoea</i>	Onagraceae - <i>Ludwigia</i>
Cyperaceae	Orchidaceae - <i>Habenaria</i>
Iridaceae	Salviniaceae - <i>Salvinia herzogii</i> De la Sota - <i>S. biloba</i> Raddi - <i>S. molesta</i> Mitch.
Isoëtaceae - <i>Isoëtes</i>	
Juncaceae - <i>Juncus</i>	

As monocotiledôneas em geral, tanto as aquáticas como as terrestres, são as que ainda oferecem muitas dificuldades de identificação, seja pela falta de monografias, carência de coletas ou basicamente pela ausência e/ou má conservação dos tipos. Bulbosas como as encontradas na família Amaryllidaceae e Liliaceae são mais problemáticas, assim como algumas espécies de Iridaceae e Commelinaceae.

Algas dos gêneros *Chara* e *Nitella* só agora vêm sendo estudadas mais aprofundadamente. São necessárias, ainda, revisões mais atualizadas das famílias Convolvulaceae, bem como da importantíssima família Cyperaceae. O mesmo se aplica à família Juncaceae.

O problema encontrado em Malvaceae resume-se em identificar e nominar as poucas espécies do gênero *Hibiscus* existentes. O gênero *Ludwigia*, das Onagraceae, carece de uma revisão completa, com mais coletas, chaves e correta identificação de nossas espécies, especialmente

tendo em vista a grande variabilidade de suas formas biológicas.

Orchidaceae aquáticas se resumem ao gênero *Habenaria*, do qual não se encontram chaves adequadas para sua utilização. As pteridófitas das famílias Isoëtaceae, Marsileaceae e Salviniaceae apresentam problemas diversos, principalmente no que se refere à identificação e ao conhecimento real das espécies existentes. As Isoëtaceae apresentam poucas coletas, e pressupõe-se a existência de outras inúmeras espécies, além das já descritas. Presume-se a existência de duas ou três espécies de Marsileaceae, mas essas também apresentam problemas quanto a sua identificação correta.

A espécie *Salvinia herzogii*, descrita por De La Sota, é a mais abundante no sul do Brasil. Introduzida em outros continentes, acabou recebendo outras denominações, como *S. molesta*; e, recentemente, De La Sota (Lahite; Hurrell, 1996) colocou-a sob a sinonímia de *S. biloba*, estabelecendo-se, como se nota, enorme confusão a respeito dessa espécie. Acredita-se que, com as investigações taxonômicas em andamento, dentro de poucos anos esses problemas estarão resolvidos.

Distribuição geográfica

A distribuição das espécies de Macrófitas Aquáticas, neste trabalho, abrange o Uruguai, o norte da Argentina, Paraguai e sul do Brasil (região sul). A avaliação das espécies que ocorrem nessa área está baseada na hipótese de que teria-se aqui, uma unidade fitogeográfica delimitada, especialmente pelo fato de que aqui foram encontradas cerca de 100 espécies endêmicas.

Comparando-se principalmente as listas de macrófitas aquáticas de Cervi *et al.* (1987), Pedralli *et al.* (1993), Irgang e Gastal Junior (1996), Pott e Pott (1997) e Thomaz *et al.* (1999), e com base em monografias taxonômicas com distribuição geográfica por espécie, chegou-se ao

surpreendente resultado de cerca de 100 espécies endêmicas e 46 cosmopolitas, sendo as demais não relacionáveis, pois são de distribuição continental ou descontínua em um ou mais continentes (Tabela 2).

É necessário distinguir os termos e as conceituações de cosmopolitas e endêmicas. A abrangência desses conceitos é muito variável segundo cada autor. Para estes fins, adotou-se a expressão “espécies macroendêmicas”, de Rapoport (1996), quando para as que compartilham mais do que duas províncias (estados) argentinas e Uruguai, ou ampliada ao sul do Brasil. A lista, a seguir apresentada, ainda oferece muitas interrogações. Necessita-se de melhores listas do sul do Brasil, bem como de informações mais atualizadas e precisas na bibliografia taxonômica.

Tabela 2. Espécies de macrófitas aquáticas macroendêmicas (Uruguai, norte da Argentina, Brasil (sul ou RS, SC e PR) e Paraguai)

<i>*Adesmia ciliata</i>	<i>Eryngium urbanianum</i> Wolff
<i>Adesmia latifolia</i> (Spreng.) Vogel	<i>Eryngium zosterifolium</i> Wolff
<i>*Adesmia macrostachya</i>	<i>Eupatorium subhastatum</i> Hook & Arn.
<i>Atriplex undulata</i> (Moq.) Dietr.	<i>Eupatorium tremulum</i> Hook & Arn.
<i>Baccharis microcephala</i> (Lees) DC	<i>Eupatorium tweedianum</i> Hook & Arn.
<i>Baccharis penningtonii</i>	<i>*Geranium glanduligerum</i> (R)
<i>Baccharis spicata</i> (Lam.) Baill.	<i>*Habenaria achalensis</i> (R)
<i>*Borreria thalictroides</i>	<i>*Habenaria aranifera</i> Lindl.
<i>*Bromus brachyanthera</i>	<i>Habenaria bractescens</i> Linl.
<i>*Buddleia ochroleuca</i>	<i>*Habenaria obovatipetala</i>
<i>*Buddleia paludicola</i> Krzl.	<i>Hyptis tetracephala</i> Bording
<i>Cabomba caroliniana</i> A. Gray var. <i>caroliniana</i>	<i>Isoetes brasiliensis</i> H.P.Fuchs
Gray	<i>Isoetes ekmanii</i> Weber
<i>Callitriche deflexa</i> A.B.R.	<i>*Juncus densiflorus</i>
<i>Callitriche rimosa</i> Fasset	<i>Juncus sellowianus</i> Kunth
<i>*Callitriche verna</i> L.	<i>*Keithia parvula</i>
<i>Caperonia histrix</i> Pax & Hoffm.	<i>Lilaeopsis tenuis</i> A.W.Hill
<i>Cephalanthus glabratus</i> (Spreng.) K. Schum.	<i>Ludwigia bullata</i>
<i>*Conyza macrophylla</i>	<i>Ludwigia caparosa</i> (Camb.) Hara
<i>*Cunila microcephala</i>	<i>Melasma rhinanthoides</i> Benth
<i>*Cunila spicata</i>	<i>Micranthemum umbrosum</i> (Walter) Blake
<i>Cyperus barrosianus</i> Herter	<i>Mikania periplocifolia</i> Hook & Arn.
<i>Cyperus berroi</i>	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC) O. Kze.
<i>Cyperus celluloso-reticulatus</i> Boeck	<i>*Monteiroa bullata</i>
<i>Cyperus megapotamicus</i> Kunth	<i>Monteiroa ptarmicifolia</i> (St. Hil. & Naub.) Krap.

Continua...

Continuação

<i>Eclipta bellidioides</i> (Spreng.) Schu. Bip.	* <i>Paepalanthus catharinae</i>
<i>Eclipta megapotamica</i> (Spreng.) Schu. Bip.	* <i>Panicum helobium</i>
<i>Eleocharis nana</i> Kunth	* <i>Pelexia lindmanii</i>
<i>Elodea callitrichoides</i>	<i>Phyllanthus sellowianus</i> M. Arg.
<i>Eriocaulon magnificum</i> Ruhl	<i>Podostemom irgangii</i>
* <i>Erundinaria ulei</i>	<i>Senecio bonariensis</i> Hook & Arn.
<i>Eryngium balansae</i> (?) Wolff	<i>Senecio jurgensii</i> (?) Mattf.
<i>Eryngium eburneum</i> Decne	<i>Senecio mattfeldianus</i> Cabr.
<i>Eryngium falcifolium</i> B. Irgang	<i>Senecio tweediei</i> Hook & Arn.
<i>Eryngium ramboanum</i> Math. & Const.	<i>Senna corymbosa</i> (Lam.) Irwin & Barnaby
Podostomaceae (spp.)	<i>Sesbania punicea</i> (Cav.) Benth
<i>Potamogeton ferrugineus</i> Wedd.	<i>Terminalia australis</i>
<i>Potamogeton gayii</i> A. Benn.	<i>Thalia multiflora</i> (?) Horkel & Koern
<i>Potamogeton montevidensis</i>	<i>Tibouchina asperior</i> (Cham.) Coqn.
<i>Potamogeton spirilliformis</i>	<i>Tibouchina cisplatensis</i> Coqn.
<i>Pratia hederacea</i> (Cham.) G. Don.	* <i>Utricularia ternata</i> Benj.
<i>Regnellidium diphyllum</i> Lindm.	* <i>Xyris rigida</i>
<i>Rhynchospora holoschoenoides</i> (L.C. Rich.)	<i>Zizaniopsis bonariensis</i> (Bal. & Poit) Spreng.
Herter	
<i>Roullinia montevidensis</i> (?) (Spreng.) Malme	
<i>Rumex argentinus</i> (?)	
* <i>Sacciolepis strumosa</i>	
<i>Salicornia ambigua</i> Michx.	
<i>Salvinia herzogii</i> (?) De La Sota	
<i>Scirpus giganteus</i> Kunth	

* = citada por Rambo (1956); ? = necessita-se de confirmação

As espécies cosmopolitas, na realidade, não existiriam, pelo fato dessas espécies não serem encontradas nas áreas polares do planeta, usa-se, portanto, o termo semicosmopolita (4 ou mais continentes) de Rapoport (1996). São 46 espécies de ampla distribuição (Tabela 3).

Tabela 3. Lista de espécies semicosmopolitas

<i>Azolla caroliniana</i> Wild.	<i>Kyllinga odorata</i> Vahl.
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	<i>Lemna gibba</i> L.
<i>Bacopa monnieri</i> (L.) Penn.	<i>Lytrum hysopifolia</i> L.
<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B. Clarke	<i>Nymphoides indica</i> (L.) O. Kze.
<i>Centunculus minimus</i> L.	<i>Panicum repens</i> L.
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	<i>Pistia stratiotes</i> L.
<i>Cladium jamaicense</i> Crantz	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.
<i>Commelina diffusa</i> Burm. f.	<i>Rhynchospora corymbosa</i> (L.) Britt.
<i>Cyperus esculentus</i> L.	* <i>Rhynchospora glauca</i>
<i>Cyperus odoratus</i> L.	<i>Ricciocarpus natans</i> (L.) Corda
<i>Cyperus polystachyos</i>	<i>Rotala mexicana</i> (Spreng.) Malme
* <i>Cyperus unioloides</i>	<i>Ruppia maritima</i> L.
<i>Echinocloa colona</i> (L.) Link	<i>Samolus valerandi</i> L.
<i>Echinocloa crusgalli</i> (L.) Beauv.	<i>Scirpus americanus</i> Pers.

Continua...

Continuação

<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	<i>Scirpus maritimus</i> L.
<i>Eleocharis fistulosa</i> (Poir.) Link	<i>Scirpus submersus</i> C. Wright
<i>Eleocharis geniculata</i> (L.) Roem. & Schl.	<i>Thelypteris interrupta</i> (Willd.) Iwatsuki
<i>Fimbristylis autumnalis</i> (L.) Roem. & Schl.	<i>Tristicha trifaria</i> (Bory & Willd.) Spreng.
<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl.	<i>Typha domingensis</i> Pers.
<i>Fimbristylis squarrosa</i> Vahl.	<i>Typha latifolia</i> L.
<i>Juncus acutus</i> L.	<i>Typha subulata</i> Crespo & Peres-Moreau
<i>Juncus bufonius</i> L.	<i>Vigna luteola</i> (Jacq.) Benth
<i>Juncus effusus</i> L.	<i>Zannichellia palustris</i> L.

* = citada por Rambo (1956)

Discussão

Considerando-se que Cook (1983) encontrou 61 espécies e subespécies endêmicas para toda a Europa e Mediterrâneo, as 100 espécies abrangendo a área sul do Brasil e parte dos países vizinhos constituem um número bastante significativo. Esse número de macroendêmicas é o dobro das semicosmopolitas, invalidando antigas teorias sobre a predominância de cosmopolitas dentre as macrófitas aquáticas pela lógica do ambiente uniforme.

Trata-se de um primeiro trabalho nesses termos, o qual, necessariamente deverá ser retificado com melhores e mais precisos dados após a conclusão dos trabalhos basicamente taxonômicos, quando, então, poderão ser feitos mapas de distribuição por espécie. Por enquanto, este trabalho contribui para a valorização dessa flora e de seus respectivos ambientes, situados entre os mais ameaçados na América do Sul, e, especialmente, para se estabelecer listas de espécies ameaçadas sobre bases científicas sólidas.

Referências

CERVI, A. C. *et al.* Nota prévia sobre plantas aquáticas do Estado do Paraná (Brasil).

Boletim do Museu Botânico Municipal, Curitiba, v. 58, p. 1-17, 1987.

COOK, C. D. K. Aquatic plants endemic to Europe and the Mediterranean. *Botanische Jahrbuecher fuer Systematik Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie*, Stuttgart, p. 539-582, 1983.

IRGANG, B. E.; GASTAL JUNIOR, C. V. S. *Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS*. Porto Alegre: CPG-Botânica/UFRGS, 1996. 290 p., il.

LAHITE, H. B.; HURRELL, J. A. *Plantas hidrófilas de la Isla de Martin Garcia*. La Plata: [s. n.], 1996. 236 p. (Serie Informe, 52).

PEDRALLI, G.; MEYER, S. T.; TEIXEIRA, M. C.; STEHMANN, J. R. Levantamento das macrófitas aquáticas e da mata ciliar do reservatório de Volta Grande, Minas Gerais, Brasil. *Iheringia. Série Botânica*, Porto Alegre, n. 43, p. 29-40, 1993.

POTT, V. J.; POTT, A. Checklist das macrófitas aquáticas do Pantanal, Brasil. *Acta Botânica Brasileira*, Brasília, DF, v. 11, n. 2, p. 215-227, 1997.

RAMBO, B. Flora fanerogâmica dos aparados rio-grandense. *Sellowia*, Porto Alegre, v. 7, p. 235-298, 1956.

RAPOPORT, E. H. The flora of Buenos Aires: low richness or mass extinction? *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, New Delhi, v. 22, no. 3, p. 217-242, Dec. 1996.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; SOUZA, M. C. DE; KITA, K. K.; CAMARGO, A. F. M. Aquatic macrophytes of Itaipu Reservoir, Brazil: survey of species and ecological considerations. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, v. 42, no.1, p. 15-22, 1999.

Capítulo 8

Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios

Gilberto Pedralli

UFOP/DECBI-ICEB, Campus do Morro do Cruzeiro, 35400-000, Ouro Preto, Minas Gerais. E-mail: pedralli@iceb.ufop.br e SAT/Cetec, Av. José Cândido da Silveira, 2000 - Horto, 31170-000, Belo Horizonte, Minas Gerais. E-mail: pedralli@cetec.br

Introdução

Plantas aquáticas vasculares ou macrófitas aquáticas são plantas "cujas partes fotossinteticamente ativas estão permanentemente ou por alguns meses em cada ano submersas em água ou flutuantes em sua superfície" (Cook *et al.*, 1974; Cook, c1996). Essas plantas ocorrem nas áreas ou zonas úmidas, definidas segundo a Convenção de Ramsar, Irã, de 1971 [(São Paulo (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 1997)] como "áreas de pântano, charco, turfa ou com água, naturais ou artificiais, permanentes ou temporárias, com água corrente ou parada, doce, salobra ou salgada, incluindo áreas marinhas cuja profundidade na maré baixa não exceda seis

metros". Essa foi a primeira tentativa de padronizar as diversas toponímias e nomes locais e/ou regionais para as áreas de ocorrência das macrófitas aquáticas no Brasil, que induzem a confusões com relação às tipologias vegetacionais associadas aos ambientes aquáticos. Nessa definição, pode-se incluir, também, os ecossistemas naturais e artificiais, denominados áreas de pântano, vazantes, corixos, turfeiras, brejos, brejos costeiros, manguezais, marismas, banhados doces e salinos, camalotes, tapetes, veredas, campos úmidos, campos alagáveis, comunidades alagáveis, campos de várzea, várzeas, igapós, igarapés, lagos, lagoas, lagoas de meandro, lagoas alcalinas, lagoas costeiras, juncais, tiriricais, espadanais, pirizal, caetezal, taboal, maricazais, sarandizais, utricularial, lentilhal-d'água, repolhal-d'água, potamogetonal, caral, maiacal, pinheiral-d'água, camalotal, verdolengal, aguapezal, caneval, navalhal, margaridal, corticeiral, erval-de-capitão, erval-de-bicho, matorrais de espichadeira, estuários, deltas, recifes de coral, prados submersos, represas, açudes, fontes termais, cachoeiras, corredeiras, córregos, rios, riachos, baías, florestas paludosas (alagadiças), campos de arroz irrigado, terras irrigadas, áreas alagadiças, ilhas móveis e ilhas flutuantes de macrófitas aquáticas.

Neiff (1997) cita que as grandes áreas úmidas ("humedales" ou "pantanales") sulamericanas não podem ser caracterizadas como ecótonos, porque "funcionalmente não são sistemas de transição entre terra e água". O uso do termo "ecótono" para definir áreas úmidas, segundo este e outros autores (Tiner, 1993¹; Gopal, 1994² *apud* Neiff, 1997) é inadequado, pois as grandes áreas úmidas são "sistemas de extensão subregional em que a presença de uma lâmina de água de cobertura espacial e temporal variável

¹ TINER, R. W. Wetlands are ecotones: reality or myth? In: GOPAL, B.; HILLBRICHT-ILKOWSKA, A.; WETZEL, R. G. (Ed.). *Wetlands and ecotones: studies on land-water interactions*. New Delhi: National Institute of Ecology: International Scientific Publications, 1993. p. 1-15.

² GOPAL, B. The role of ecotones (transition zones) in the conservation and management of tropical inland waters. *Mitteilungen Internationale Vereinigung Limnologie, Stuttgart*, no. 24, p. 17-25, 1994.

produz fluxos biogeoquímicos próprios, solos com acentuado hidromorfismo e uma biota cuja estrutura e dinâmica estão bem adaptadas a amplas classes de disponibilidade de água".

A importância das macrófitas aquáticas está amplamente discutida na literatura [Hoehne, 1948 (reimpressão 1979); Clark *et al.*, 1981; Petr, 1987; Esteves, 1998; Muthuri; Kinyamario, 1989; Gaur; Noraho; Chauhan, 1994; Pedralli, 1999], sendo sua utilização como bioindicadoras da qualidade da água em ambientes lóticos e lênticos uma das mais relevantes. Recomenda-se, para tal, o emprego das formas biológicas anfíbias, emergentes, submersas fixas e flutuantes fixas, desde que apresentem as características propostas por Butler *et al.* (1971) *apud* Brito (1983), tais como serem sedentárias, acumuladoras de poluentes, longo ciclo de vida, abundantes e conhecidas taxonomicamente, resistentes à manipulação e transporte, de fácil manutenção e coleta.

O biomonitoramento através de plantas aquáticas pode ser realizado pelo indicativo de sua presença ou ausência, como também pela análise de parâmetros, tais como tamanho da população ou comunidade, forma e atributos funcionais (Murphy, 2000). Para este autor, grupos funcionais de macrófitas tendem a ocupar seções discretas de gradientes ambientais, e a identificação das espécies do grupo permite usar sua ocorrência no ambiente para prever a existência de tipos pré-definidos daqueles gradientes. Além disso, os grupos funcionais são definidos em relação a certos atributos quantificáveis, geralmente morfológicos, de fácil visualização e medição no campo. Neste trabalho, para a identificação das tipologias vegetacionais, utilizou-se subsídios do "método indicador unitário" de Tiner (2000), no qual o autor considera como áreas úmidas as comunidades de plantas em que mais de 50% das espécies são exclusivamente aquáticas, listadas segundo sua frequência de ocorrência em áreas úmidas de uma determinada região.

A proliferação das macrófitas aquáticas pode causar uma aceleração no

processo de eutrofização devido à elevada produção de biomassa, induzindo o aumento do déficit de oxigênio, a formação de gases (H_2S , CH_4 etc.) e a diminuição do pH da água, com efeitos deletérios sobre as comunidades do fitoplâncton, zooplâncton, bentos e peixes (cf. cap. 13). Outros efeitos nocivos advindos da proliferação descontrolada das macrófitas aquáticas são o impedimento à navegação, a obstrução das grades de tomada d'água nos reservatórios com reflexos sobre a geração de energia hidrelétrica (cf. cap. 15), o impedimento das atividades recreacionais (pesca esportiva, natação), a concentração de metais pesados e sais e a formação de habitats propícios à reprodução de vetores de doenças de veiculação hídrica (malária, dengue, febre amarela, esquistossomose) com sérios reflexos sobre a saúde pública.

Objetivou-se, neste trabalho, apresentar uma síntese dos estudos desenvolvidos em áreas úmidas de quatro bacias hidrográficas de Minas Gerais - rios Grande, Araguari, Quebra Anzol e Santa Bárbara - com espécies de macrófitas aquáticas que podem ser utilizadas como biondicadoras da qualidade das águas superficiais naqueles ecossistemas.

Métodos

Os dados foram obtidos a partir dos projetos desenvolvidos pela Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (Cetec), nas áreas úmidas das bacias dos rios Grande, Araguari, Quebra-Anzol e Santa Bárbara em Minas Gerais, no período compreendido entre 1987 e 1992. Os relatórios técnicos dos projetos "Diagnóstico limnológico das condições ambientais do reservatório de Volta Grande" (Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (Cetec), 1988e), "Levantamentos ambientais em Nova Ponte" [(Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (Cetec), 1988a)], "Estudos ambientais em Nova Ponte: subsídios à elaboração de relatório ambiental a

ser enviado ao BIRD” [(Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (Cetec), 1988b)], “Levantamentos ambientais em Nova Ponte: levantamento da vegetação aquática (macrófitas) na área de influência da UHE de Nova Ponte” [(Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (Cetec), 1988c)], “Usina Hidrelétrica de Nova Ponte; Estudos ambientais: qualidade das águas superficiais” [(Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (Cetec), 1988d)] e “Inventário ambiental da área do reservatório de Peti” [(Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (Cetec), 1987, 1994)] que subsidiaram este trabalho estão disponíveis no Setor de Informação e Divulgação (SID) da Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (Cetec). Utilizou-se, também, dados publicados por Rolla *et al.* (1990), Pedralli *et al.* (1993, 1993a), Pedralli e Meyer (1996), Pedralli *et al.* (1996) e Pedralli e Teixeira (1997).

As formas biológicas das macrófitas aquáticas foram classificadas conforme Pedralli (1990), como se observa na Figura 1. As espécies estudadas e/ou monitoradas foram selecionadas levando-se em consideração, também, os critérios estabelecidos por Brito (1983) e Murphy (2000).

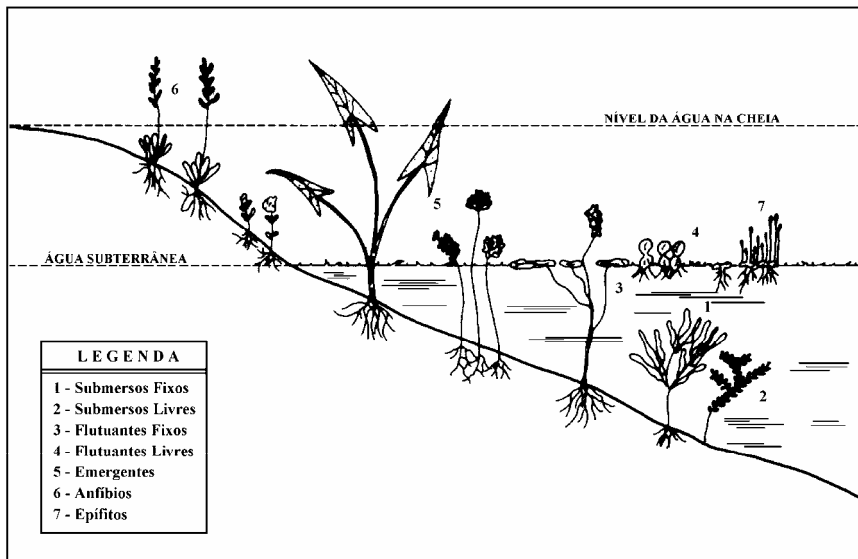


Figura 1. Formas biológicas das macrófitas aquáticas

Para o Índice de Qualidade da Água (IQA), baseado no monitoramento físico-químico utilizaram-se nove variáveis: oxigênio dissolvido, coliformes fecais, pH, DBO, nitratos, fosfatos, temperatura, turbidez e sólidos dissolvidos [(Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (Cetec), 1987, 1988d)]. Esse índice permitiu classificar os corpos d'água como sendo de qualidade muito ruim, ruim, média, boa e excelente. Para as análises e definições dos estados tróficos dos reservatórios, utilizou-se, também, os trabalhos de Sperling (1994) e Centro Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ciencias del Ambiente (Cepis) (1990).

As variáveis supracitadas foram determinadas e quantificadas no laboratório do Setor de Medições Ambientais (SAM/Cetec), segundo normas técnicas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) e Clesceri, Greenberg e Eaton (1998).

Resultados e discussão

Nos reservatórios do Estado de Minas Gerais, a presença de espécies como *Eichhornia azurea* (Sw.)Kunth, *E. crassipes* (Mart.)Solms (aguapés), *Pistia stratiotes* L. (repolho-d'água), *Ipomoea carnea* ssp. *fistulosa* (Mart. ex Choysi)D.F.Austin, *Hedychium coronarium* Koen. (lírio-d'água, lírio-do-brejo), *Ceratophyllum demersum* Sieber, *Salvinia auriculata* Aublet (salvinia, murerê), *Pontederia cordata* var. *cordata* (Muhl.)Torr., *Sagittaria montevidensis* Cham. & Schlecht., *Pennisetum purpureum* Schum. (capim-elefante), *Paspalum conspersum* Schrad. (capim-de-mula), *Echinodorus grandiflorus* Cham. & Schlecht. (chapéu-de-couro), *Cyperus* spp. (tiriricas), *Typha* spp. (taboas), *Polygonum* spp. (ervas-de-bicho), entre outras, indica, em geral, que a qualidade das águas não é boa e que os usos podem estar comprometidos. Especialmente nas usinas hidrelétricas (UHEs), observa-se que a ocorrência dessas espécies está diretamente

relacionada à progressiva eutrofização do reservatório, como ocorre em outras regiões do país.

A constatação da ocorrência e o monitoramento da dinâmica de crescimento das populações de *Eichhornia crassipes*, *E. azurea*, *Salvinia auriculata* e *Mourera aspera* mostrou ser uma excelente ferramenta para a classificação das águas superficiais, tanto em reservatórios quanto em rios e lagoas, principalmente nas lagoas periurbanas de Minas Gerais, segundo o Índice de Qualidade da Água (IQA) utilizado pela Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (Cetec) (1988d). Os índices de qualidade das águas obtidos através das variáveis biológicas foram comparáveis e equivalentes àqueles do monitoramento físico-químico, apresentando como vantagem o fato de não serem pontuais e terem custo mais reduzido.

O reservatório de Volta Grande da Companhia Energética de Minas Gerais (Cemig) localiza-se na bacia do rio Grande, abrangendo os municípios de Conceição das Alagoas, Água Comprida e Uberaba em Minas Gerais e Miguelópolis, Aramina e Igarapava em São Paulo. Possui uma área inundada de cerca de 205km², um perímetro de 80km e localiza-se entre 48°25' e 47°35'W.Gr. e 19°57'52" e 20°10'00"S, no "Domínio dos Cerrados" (Fernandes; Bezerra, 1990; Rizzini, 1997). A região está inserida no planalto arenítico-basáltico da bacia do Paraná e os solos predominantes são os latossolos de diferentes graus de fertilidade. O clima é do tipo tropical, com verões quentes e úmidos e invernos secos e frios, sendo a temperatura média anual de 22°C e a pluviosidade média de 1.635mm/ano (Rolla *et al.*, 1990).

O monitoramento de seis populações de *Eichhornia azurea*, *E. crassipes* e *Salvinia auriculata* (Figura 2) no período de abril/1987 a junho/1989, duas em cada uma das zonas (Figura 3) em que esse reservatório foi dividido para os estudos limnológicos, realizado pela Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (Cetec) (Rolla *et al.*, 1990), mostrou que o

crescimento das espécies esteve sempre associado a locais com águas pouco profundas e com elevada transparência, conforme se pode observar nas leituras do disco de Secchi (Figura 4). As baixas concentrações médias de nitrato (1,0mg/L) e nitrogênio amoniacal (0,01mg/L) e médias de fosfato (13,3 a 23,6µg/L) permitiram classificar o reservatório, segundo este último parâmetro como mesotrófico (Vollenweider, 1968³ *apud* Rolla *et al.*, 1990) e segundo o índice de estado trófico de Carlson (1977), como oligotrófico.



Figura 2. Populações de *Eichhornia azurea* (reservatório de Volta Grande, MG/SP)

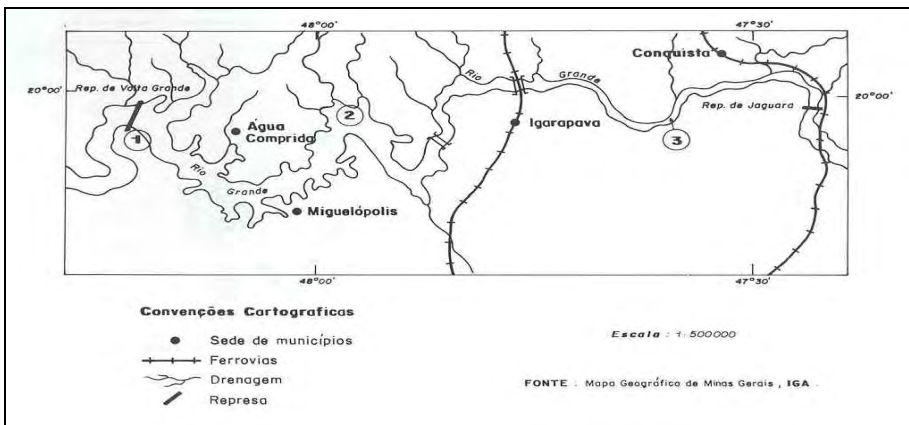


Figura 3. Mapa das regiões de amostragem do físico-químico e macrófitas aquáticas (reservatório de Volta Grande, MG/SP)

³ VOLLENWEIDER, R. A. *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. Paris: Rep. Organisation for Economic Cooperation and Development, DAS/CSI/68.27, 1968. 192 p. + annex, 21p.

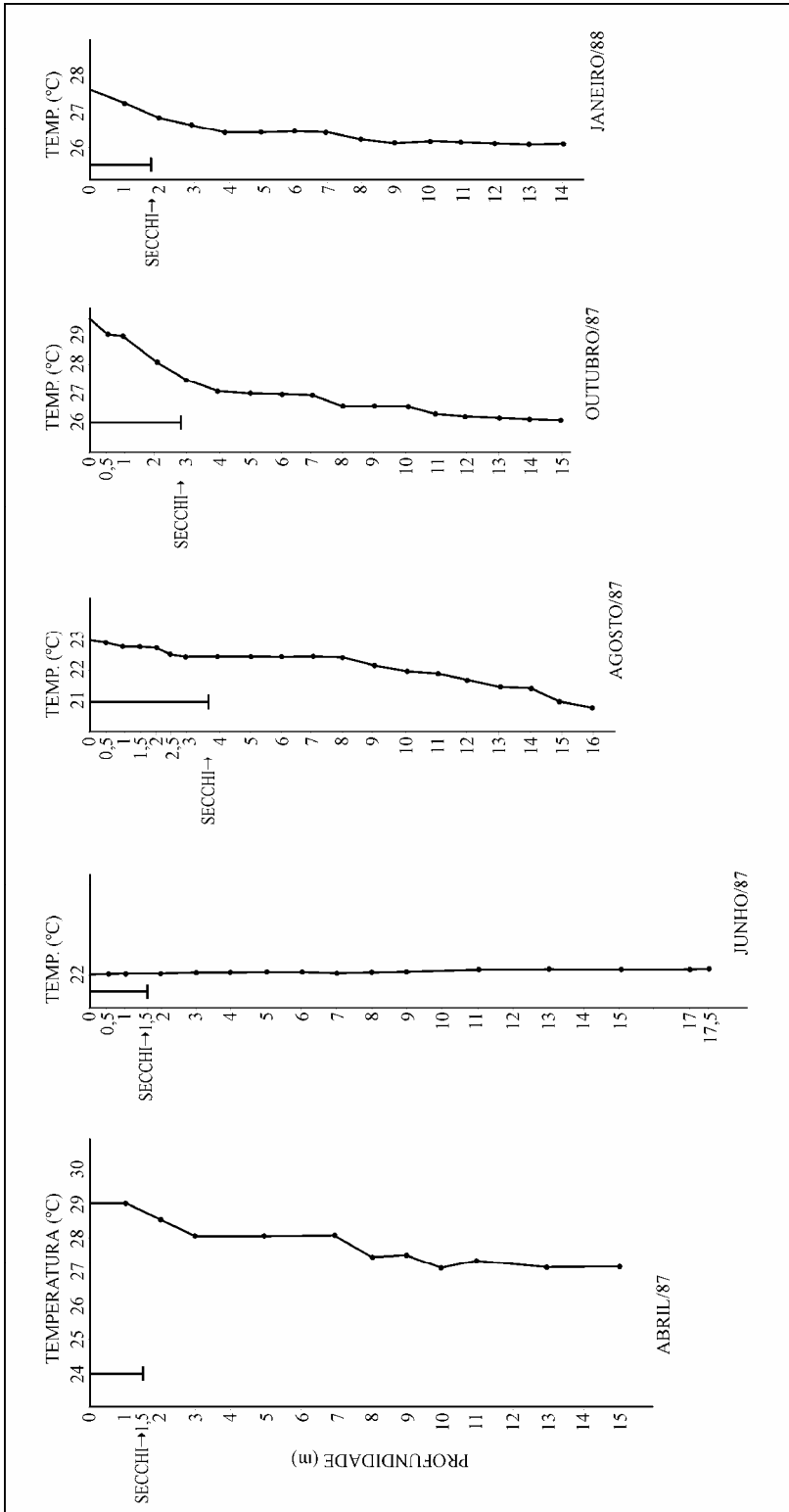


Figura 4. Leituras do disco de Secchi e temperaturas (Reservatório de Volta Grande, MG/SP)

Com relação aos usos múltiplos, nenhuma restrição foi posta com relação à piscicultura, pesca esportiva, irrigação, dessedentação de animais e geração de energia. Recomendou-se, todavia, o monitoramento da dinâmica das populações de macrófitas aquáticas, tendo em vista os teores de fosfato observados.

A região de Nova Ponte insere-se no "Domínio dos Cerrados", ocorrente nos chapadões centrais brasileiros (Pedralli *et al.*, 1996). A área de influência da Usina Hidrelétrica de Nova Ponte, entre 18°34'09" e 20°10'09" e 46°03'28" e 46°30'28" W.Gr., nos quais mais de 90% da área diretamente afetada apresenta relevo ondulado, forte ondulado e montanhoso. Na região, predominam solos álicos, distróficos e eutróficos (5,07%). O clima é do tipo tropical quente, semi-úmido, com estação seca no inverno, precipitação média anual entre 1.300 e 2.000mm, concentrada entre outubro e março e temperaturas médias anuais entre 20° e 24°C (Nimer, 1989).

No rio Araguari e ribeirão Salitre (sub-bacia do rio Quebra Anzol), a ocorrência e o crescimento das populações de *Mourera aspera* (Figura 5) foram estudados próximo aos pontos de coleta BA003 e BA018 (Figura 6) da rede de amostragem de variáveis físico-químicas, realizada pela Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (Cetec) (1988a), no período anterior à formação do reservatório da UHE Nova Ponte, de novembro/1987 a março/1989, em junho/1991 e setembro/1992. Nesses locais, no período da seca, a espécie esteve sempre associada a águas correntes de qualidade média a boa, ou seja àquelas com menor concentração de fosfato ($\leq 0,02\text{mg/L}$), turbidez (entre 10 e 50NTU) e resíduos totais ($\leq 50\text{mg/L}$) em relação aos demais locais de amostragem nas bacias.

Com relação aos usos múltiplos das águas deste reservatório (Figura 7), que hoje possui uma área inundada de 443km², abrangendo os municípios de Nova Ponte, Patrocínio, Araxá, Perdizes, Santa Juliana, Iraí de Minas, Sacramento e Serra do Salitre, sugeriu-se, devido à detecção de mercúrio nas cabeceiras das nascentes dos rios formadores, à presença de

coliformes fecais, às altas concentrações de fosfatos em todas as estações, à cor e turbidez acima dos padrões legais estabelecidos pelo Copam [(Minas Gerais. Conselho Estadual de Política Ambiental (Copam), 1987)], o monitoramento desses parâmetros. O carreamento de partículas sólidas para o reservatório e conseqüente assoreamento, observado na época das chuvas (Figura 7), com redução do oxigênio dissolvido e de possível crescimento de algas e de macrófitas aquáticas invasoras, já detectadas na bacia, como *Eichhornia azurea*, *E. crassipes*, *Echinodorus grandiflorus*, *Hedychium coronarium*, *Pistia stratiotes*, *Polygonum punctatum*, *Salvinia auriculata* e *Typha subulata*, confirmam a necessidade do monitoramento dessas comunidades.

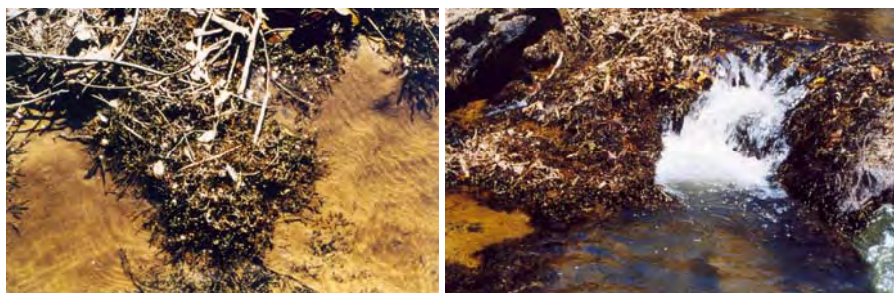


Figura 5. Esquerda: população de *Mourera aspera* no rio Araguari, próxima ao ponto BA003 (Nova Ponte, MG); direita: população de *Mourera aspera* no ribeirão Salitre, próximo ao ponto BA018 (Nova Ponte, MG)

A Estação de Pesquisa e Desenvolvimento Ambiental de Peti (EPDA-Peti) da Cemig, com 1.311,79 ha, onde se localiza o reservatório de Peti com perímetro de 60,8km no rio Santa Bárbara da bacia do rio Doce, insere-se entre os "Domínios Tropical Atlântico e dos Cerrados (Ab'Saber, 1977). A Estação localiza-se na Zona Metalúrgica de Minas Gerais, entre 43°22" long.W.Gr. e 19°54" lat.S., cujo solo predominante é latossolo vermelho-amarelo com textura argilosa, ocorrendo ainda, afloramentos de rocha, solos litólicos álicos de textura arenosa cascalhenta. O clima é do tipo Cwb, tropical de altitude, com verões frescos e estação seca bem definida [(Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (Cetec), 1989)].

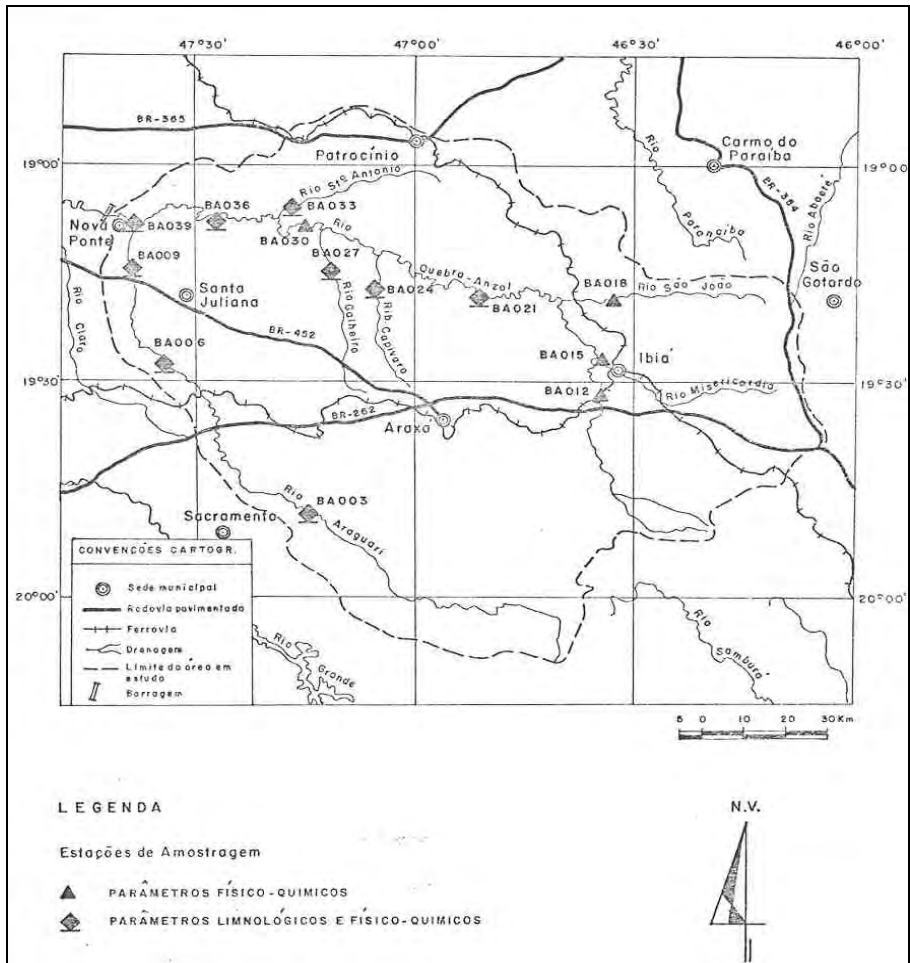


Figura 6. Mapa indicativo da rede de amostragem do monitoramento físico-químico (Nova Ponte, MG)



Figura 7. Esquerda: vista atual do reservatório de Nova Ponte, próximo à barragem (Nova Ponte, MG); direita: rio Quebra Anzol, período das chuvas (Nova Ponte, MG)

Pennisetum purpureum e *Paspalum conspersum* (Figura 8) ocorrem nas três regiões desse reservatório (Figura 9) nas quais as águas foram consideradas de qualidade média pelo monitoramento físico-químico, entre 1987 e 1989. As plantas ocupam desde as margens até profundidades de 3,0m em águas transparentes; porém, onde é crescente o aporte de material sólido, as concentrações médias de fosfato alcançaram 0,02mg/L, e as de nitrato epilimnético 0,17mg/L, razão pela qual o ambiente é considerado mesotrófico e oligotrófico, respectivamente. Observou-se que as espécies, na região I do reservatório, formavam 'ilhas' (Figura 8) que, com o tempo, tornavam-se flutuantes, o que poderia causar impactos significativos sobre as tomadas d'água, se atingissem a região III, pela obstrução das grades. Quanto aos usos múltiplos, as águas foram consideradas boas para recreação, piscicultura, irrigação, dessedentação de animais e para geração de energia. No entanto, as concentrações de fosfato (0,035mg/L), manganês (0,1900mg/L) e nitrogênio amoniacal (0,170mg/L), em alguns meses foram superiores às permitidas pelo Copam, devendo ser monitorados, tendo em vista a eutrofização, possíveis impactos sobre a comunidade íctica e inviabilização das águas para fins recreacionais. Como *P. conspersum* e *P. purpureum* indicam tendência ao assoreamento e propiciam condições para a proliferação de planorbídeos transmissores da esquistossomose, tanto nas margens quanto nas 'ilhas', sugeriu-se seu manejo e controle.



Figura 8. Esquerda: populações simpátricas de *Paspalum conspersum* e *Pennisetum purpureum*, região do reservatório de Peti, MG; direita: "ilhas" de *P. conspersum* e *P. purpureum*, região I do reservatório de Peti, MG

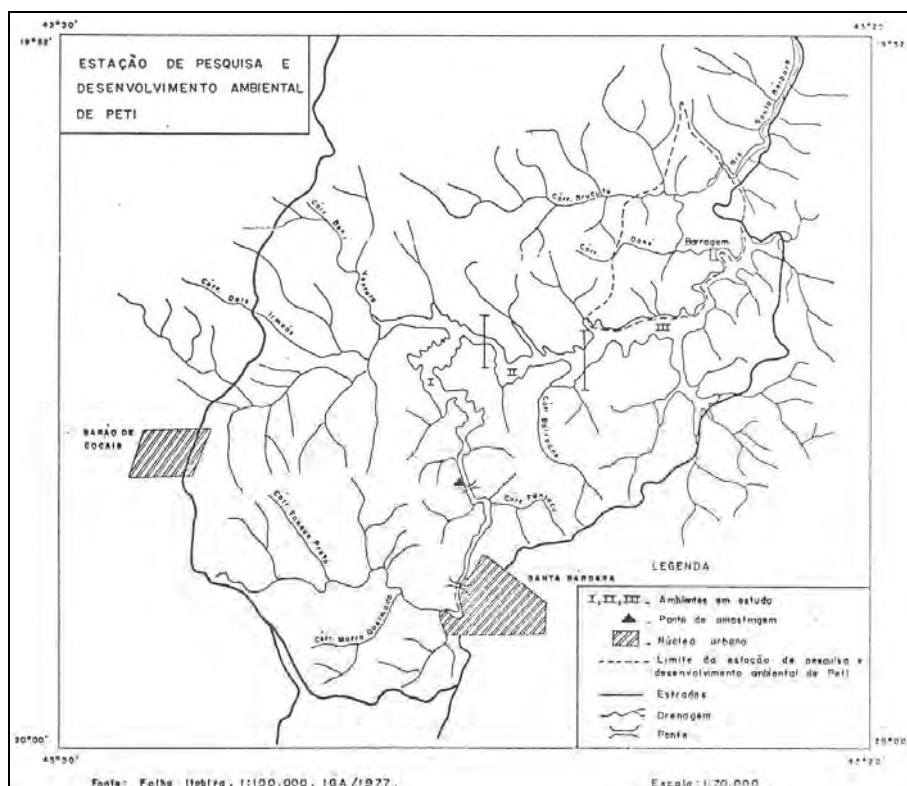


Figura 9. Localização das regiões de estudo no reservatório de Peti, MG

Conclusões e recomendações

As macrófitas aquáticas podem ser utilizadas como excelentes bioindicadoras da qualidade das águas superficiais, com custos bastante reduzidos, desde que conhecidas, *a priori*, as condições que limitam sua ocorrência e crescimento, conforme comprovou-se para as três áreas estudadas em Minas Gerais. Além das variáveis físicas e químicas selecionadas e suas correlações com a ocorrência e tamanho das populações das espécies, para análises mais detalhadas da variabilidade da comunidade das macrófitas aquáticas recomenda-se utilizar índices como o proposto por Neiff (1997), contemplando os parâmetros *abundância* - como densidade média (número de indivíduos em cada fase hidrológica),

frequência - número de fases (momentos dentro de cada fase hidrológica), como expressão da amplitude de nicho e a *média* ou *baricentro* (média da densidade populacional em cada fase hidrológica, para avaliar a posição da população ou populações dentro de determinada curva hidrológica).

A implementação de estudos visando a indicação de outras espécies de macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade d'água é prioritária e altamente recomendável em termos das pesquisas limnológicas, botânicas e ecológicas no Brasil, especialmente em função do estabelecimento das políticas relacionadas à gestão dos recursos hídricos.

Finalmente, tendo em vista a escassa quantidade de trabalhos desenvolvidos nessa área no Brasil e a necessidade de incrementar estudos com esse enfoque, conforme discutido no *Workshop sobre ecologia e manejo de macrófitas aquáticas* ocorrido em Maringá-PR (14 a 16/08/2000), recomenda-se um investimento urgente na formação e treinamento de recursos humanos, capacitando-os para o desenvolvimento de novas linhas de pesquisa sobre macrófitas aquáticas bioindicadoras da qualidade das águas.

Agradecimentos

À Bióloga Maria do Carmo Brandão Teixeira, bolsista do CNPq/RHAE/Cetec, pelo auxílio na confecção e formatação das figuras e revisão crítica do texto. À Bióloga Helena Lúcia Menezes Ferreira, pesquisadora do SAA/Cetec, pelo empréstimo de bibliografia e discussões sobre as variáveis físico-químicas.

Referências

AB'SABER, A.N. Os domínios morfoclimáticos na América do Sul. *Boletim de Instituto*

Geográfico USP, São Paulo, v. 52, p. 1-21, 1977.

BRITO, I. C. A importância dos bioindicadores vegetais no ambiente aéreo, aquático e terrestre: plantas indicadoras do mercúrio. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 34., 1983, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: SBB/UFRGS, 1983. v.1, p. 115-119.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, Waco, v. 22, no. 2, p. 361-369, Mar. 1977.

CENTRO PANAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y CIENCIAS DEL AMBIENTE (CEPIS). *Metodologias simplificadas para la evaluacion de eutrofication em lagos calidos tropicales*. Lima (Peru), 1990. 51 p.

CLARK, J. R.; VANHASSEL, J. H.; NICHOLSON, R. B.; CHERRY, D. S.; CAIRNS Jr., J. Accumulation and depuration of metals by duckweed (*Lemna perpusilla*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Orlando, FL, v. 5, p. 87-96, 1981.

CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E.; EATON, A. D. (Ed.). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th ed. Washington, DC: APHA, 1998.

COOK, C. D. K. *Aquatic plant book*. The Hague, The Netherlands: SPB Academic Publishing, c1996. 228 p., il.

COOK, C. D. K.; GUT, B. J.; RIX, E. M.; SCHNELLER, J.; SEITZ, M. *Water plants of the world*. The Hague, The Netherlands: Dr. Junk B.V. Publishers, 1974. 561 p.

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p., il.

FERNANDES, A.; BEZERRA, P. *Estudo fitogeográfico do Brasil*. Fortaleza: Stylus Comunicações, 1990. 205 p.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS (CETEC). *Inventário ambiental da área do reservatório de Peti*. Belo Horizonte: SEE/Cetec, 1987. 102 p. Relatório técnico.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS (CETEC). *Levantamentos ambientais em Nova Ponte*. Belo Horizonte: DTA/Cetec, 1988a. v. 1 + anexos. Relatório técnico.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS (CETEC). *Estudos ambientais em Nova Ponte: subsídios à elaboração de relatório ambiental a ser enviado ao BIRD*. Belo Horizonte, 1988b. 55 p. + anexos. Relatório técnico.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS (CETEC). *Levantamentos ambientais em Nova Ponte: levantamento da vegetação aquática (macrófitas) na área de influência da UHE de Nova Ponte*. Belo Horizonte: SNE/Cetec, 1988c. 76 p. Relatório técnico.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS (CETEC). *Usina Hidrelétrica de Nova Ponte - estudos ambientais: qualidade das águas superficiais*. Belo Horizonte: DTA/Cetec, 1988d. 50 p. + anexos. Relatório técnico.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS (CETEC). *Diagnóstico limnológico das condições ambientais do reservatório de Volta Grande*. Belo Horizonte: SNE/Cetec, 1988e. 90 p. + anexos. Relatório técnico.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS (CETEC). *Composição*

florística e tipos vegetacionais da Estação de Proteção e Desenvolvimento Ambiental de Peti/Cemig, MG. Belo Horizonte: SEE/Cetec, 1989. 102 p. Relatório técnico.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS (CETEC). *Desenvolvimento de metodologia para adensamento e recomposição da vegetação na EPDA-Peti, MG.* Belo Horizonte: SAT/CETEC, 1994. 30 p. Relatório técnico.

GAUR, J. P.; NORAHO, N.; CHAUHAN, Y. S. Relationship between heavy metal accumulation and toxicity in *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid. and *Azolla pinnata* R. Br. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 49, no. 2-3, p. 183-192, Aug. 1994.

HOEHNE, F. C. *Plantas aquáticas*. São Paulo: Instituto de Botânica, 1948 (reimpressão 1979). 168 p.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental (Copam). *Deliberação normativa n° 010/86. Belo Horizonte, "Minas Gerais" de 10/01/87, 1987.* Belo Horizonte, 1987. p. 13-15.

MURPHY, K. J. Predizendo alterações em ecossistemas aquáticos continentais e áreas alagáveis: o potencial de sistemas bioindicadores funcionais utilizando macrófitas aquáticas. *Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia*, Maringá, n. 27, p. 7-9, 2000.

MUTHURI, F. M.; KINYAMARIO, J. I. Nutritive value of papyrus (*Cyperus papyrus*, Cyperaceae), a tropical emergent macrophyte. *Economic Botany*, Bronx, NY, v. 43, no. 1, p. 23-30, 1989.

NEIFF, J. J. Aspectos conceptuales para la evaluacion ambiental de tierras humedas continentales de America del Sur. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., 1997, São Carlos. *Anais...São Carlos: PPG-ERN. UFSCar, 1997.* v.1, p.1-18.

NIMER, E. *Climatologia de Brasil*. Rio de Janeiro: IBGE, 1989. 421 p.

PEDRALLI, G. Herbivoria: uma complexa interação. *Revista da Escola de Minas, Ouro Preto*, v. 52, n. 1, p. 58-62, 1999.

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas: técnicas e métodos de estudos. *Estudos de Biologia*, Curitiba, v. 26, p. 5-24, 1990.

PEDRALLI, G.; MEYER, S. T. Levantamento da vegetação aquática ("macrófitas") e das florestas de galeria na área da Usina Hidrelétrica de Nova Ponte, Minas Gerais. *BIOS*, Belo Horizonte, v. 4, n. 4, p. 49-60, 1996.

PEDRALLI, G.; MEYER, S. T.; TEIXEIRA, M. C.; STEHMANN, J. R. Levantamento das macrófitas aquáticas e da mata ciliar do reservatório de Volta Grande, Minas Gerais, Brasil. *Iheringia. Série Botânica*, Porto Alegre, n. 43, p. 29-40, 1993a.

PEDRALLI, G.; STEHMANN, J. R.; TEIXEIRA, M. C. B.; OLIVEIRA, V. L.; MEYER, S. T. Levantamento da vegetação aquática ("macrófitos") na área da EPDA-Peti, Santa Bárbara, MG. *Iheringia. Série Botânica*, Porto Alegre, n. 43, p. 15-28, 1993.

PEDRALLI, G.; TEIXEIRA, M. C. B. Levantamento florístico e principais fisionomias na Estação de Pesquisa e Desenvolvimento Ambiental de Peti, Santa Bárbara, Estado de Minas Gerais, Brasil. *Iheringia. Série Botânica*, Porto Alegre, n. 48, p. 15-40, 1997.

PEDRALLI, G.; TEIXEIRA, M. C. B.; STEHMANN, J. R.; MEYER, S. T.; OLIVEIRA, V. L. Vegetação na área de influência da Usina Hidrelétrica de Nova Ponte, MG. *Caderno de Pesquisa. Série Botânica*, Santa Cruz do Sul, v. 8, n. 1/2, p. 87-129, 1996.

PETR, T. *Fish, fisheries, aquatic macrophytes and water quality in inland waters*. [S. l.]: CEPIS, 1987. 4 p.

RIZZINI, C. T. *Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos*. 2. ed. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural, 1997. 747 p.

ROLLA, M. E.; DABÉS, M. B. G. S.; FRANÇA, R. C.; FERREIRA, E. M. V. M. Aspectos limnológicos do reservatório de Volta Grande, Minas Gerais/São Paulo. *Acta Limnologica Brasiliensia*, São Carlos, v. 3, t. 1, p. 219-244, 1990.

SÃO PAULO (ESTADO). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. *Convenção de Ramsar*. São Paulo, 1997. 24 p. (Entendendo o meio ambiente, v. 3).

SPERLING, E. V. Avaliação do estado trófico de lagos e reservatórios tropicais. *Revista BIO*, [S. l.] v. 4, p. 68-76, 1994.

TINER, R. W. An overview of wetland identification and delineation techniques, with recommendations for improvement. *Wetland Journal*, [S. l.], v. 12, no. 3, p. 15-22, 2000.

Capítulo 9

As macrófitas como fator de heterogeneidade espacial: um estudo em três lagoas com diferentes conectividades com o rio Paranapanema

Raoul Henry¹ e Maria Lucia Rodrigues Costa²

¹Unesp, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, C.P. 510, 18618-000, Botucatu, São Paulo. E-mail: rhenry@ibb.unesp.br; ²Universidade Presidente Antonio Carlos, Instituto de Biociências, C.P. 45, 36202-336, Barbacena, Minas Gerais.

Introdução

Lagoas marginais a rios estão sujeitas a influxos hidrológicos variáveis em intensidade e frequência, na dependência de suas localizações na planície de inundação e de seu grau de associação com os cursos de água. A observação desses efeitos sazonais na Várzea Amazônica deu origem ao conceito do “pulso de inundação” em áreas alagáveis (Junk; Bayley; Sparks, 1989).

Os efeitos do movimento lateral de água, transportando nutrientes, sedimento e biota, dependem do grau de conexão entre os corpos de água da planície de inundação e o rio. Ambientes isolados próximos ou

THOMAZ, S.M. & BINI, L.M. *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2003.

distantes (em terraços superiores da planície) apresentam-se completamente desconectados com o canal principal do rio, exceto em anos de cheias elevadas para ambientes isolados e em cheias excepcionais para os ambientes distantes, quando podem sofrer influências dos rios. A conectividade, ou grau de conexão com o rio, é maior em ambientes permanentemente associados ao sistema lótico (Ward; Stanford, 1995). A alternância no fluxo lateral de água do rio para ambientes “conectados” leva à expansão e retração sazonal de área alagável e à formação de uma zona de transição aquática/terrestre-ATTZ (“aquatic/terrestrial transition zone”, *sensu* Junk; Bayley; Sparks, 1989). A inundação implica em um deslocamento lateral de água, originando um verdadeiro efeito de borda na ATTZ (Ward; Stanford, 1995).

A introdução da água do rio, rica em nutrientes, pode estimular o crescimento de fitoplâncton, como foi comprovado experimentalmente por Henry *et al.* (1985) no Lago Jacaretinga, lateral ao Rio Solimões e, com conexão temporária (período de cheias), como pode, também, afetar significativamente o desenvolvimento de macrófitas. Camargo e Esteves (1995) afirmam que a biomassa de macrófitas aquáticas de planícies de inundação no Brasil apresenta variação sazonal de amplitude comparável àquela encontrada em zonas temperadas. Por exemplo, na Baía Acurizal do Pantanal Matogrossense, Silva e Esteves (1993) obtiveram um valor de biomassa de *Eichhornia azurea* cerca de 5 vezes mais elevado no período de inundação quando comparado com o período de seca. Camargo e Esteves (1996) mostraram que a água do rio Mogi-Guaçu causa uma fertilização significativa em uma lagoa marginal (Lagoa do Mato) no período de águas altas que se refletiu na elevação do conteúdo de N e P em *Eichhornia azurea*, determinando um aumento de sua biomassa.

No interior de ambientes laterais a sistemas lóticos, a comunidade litorânea funciona como verdadeira zona de transição entre ecossistemas

terrestres e a sua zona limnética. Nesse caso, essa zona constitui um ecótono, pois apresenta características peculiares que a diferencia das comunidades adjacentes (Odum, c1988). O seu estudo deve envolver não somente aspectos funcionais, mas também os componentes estruturais. Em tese, a faixa litorânea de lagoas apresenta, na maior parte das vezes, uma complexidade espacial razoavelmente grande, da qual dois aspectos importantes devem ser conhecidos: a sua sinuosidade e a sua resolução (Kolasa; Zalewski, 1995). O primeiro refere-se ao grau de contorção e fragmentação dessa faixa de habitat. Se for bastante sinuoso, o ecótono apresentará elevado comprimento. Mas pode, também, alterar-se em largura e natureza, em especial a nível sazonal, tendo em consequência uma dinâmica temporal. No segundo aspecto, a zona litorânea pode ser descrita a nível de microescala, através da delimitação das fronteiras planta-água. Além do comprimento e largura do ecótono, a altura também deve ser considerada. Como nas regiões marginais dos rios e lagos, o ecótono é constituído, muitas vezes, por uma faixa de plantas aquáticas que difere em estrutura, e a dimensão altura deve ser bem conhecida. De fato, no ecótono, se houver uma zonação longitudinal no sentido terra-água, com macrófitas aquáticas, emersas e flutuantes de diferentes tipos fisionômicos e alturas, é bastante provável que essas plantas abrigam uma fauna peculiar em função de seu tamanho.

O ecótono, que no presente trabalho refere-se à zona litorânea de lagoas laterais a cursos de água, apresenta maior diversidade de espécies em relação às comunidades de ecossistemas adjacentes (Odum, c1988). O pulso de inundação, como fator de distúrbio intermediário nos sistemas lênticos laterais, seria o fator causador de máxima biodiversidade esperada (Ward; Tockner; Schiemer, 1999). Segundo Bornette, Amoros e Lamouroux (1998), a frequência de inundações, função da conectividade entre lagoas e rio, seria a responsável pela maior diversidade de espécies de macrófitas aquáticas.

O objetivo deste trabalho é apresentar dados comparativos sobre a estrutura e a morfologia de zonas litorâneas de três lagoas com diferentes graus de conexão com um ecossistema lótico. Ênfase foi dada à perspectiva espacial, bem como à escala temporal de alguns atributos de *Eichhornia azurea*, macrófita presente nas três lagoas.

Material e métodos

Em agosto de 1999, foram coletadas, nas Lagoas de Camargo, de Coqueiral e dos Cavalos, laterais do Rio Paranapanema na sua zona de desembocadura na Represa de Jurumirim (Figura 1), amostras da macrófita aquática *Eichhornia azurea*, em três estações, situadas uma próxima à interface terra-água, outra à meia distância, e a terceira próxima à interface das zonas limnética-litorânea. Em cada estação, duas réplicas foram amostradas em quadrado de 50 x 50cm (0,25m²). A primeira foi utilizada para determinação da biomassa total (peso seco em g.m⁻², após secagem em estufa de aeração forçada, a 80°C) e composição percentual das suas estruturas morfológicas (folhas, pecíolos, raízes e rizomas). A outra réplica foi no campo, subdividida em duas amostras, uma relativa ao material submerso e outra à porção emersa. Em laboratório, o material biológico foi triado em folhas e pecíolos e suas áreas determinadas. Para determinação das áreas, o seguinte procedimento foi empregado: a) os pecíolos foram subdivididos em cilindros pequenos, seus diâmetros medidos com paquímetro e áreas calculadas através do produto circunferência x altura; b) as folhas foram extraídas dos pecíolos, desenhados em papel A4; a área individual foi escaneada e calculada, usando o Programa UTHSCSA-Imagem Tool-versão 1.28. Para os compartimentos (emerso e submerso) de cada estação e lagoa, o somatório das áreas individuais das folhas e pecíolos foi computado e

transformado para unidade de área (m²). A distribuição de frequência das folhas em 10 classes de área (intervalo delimitado a partir da amplitude de variação de seus valores) foi examinada para cada local de amostragem em cada um dos dois compartimentos.

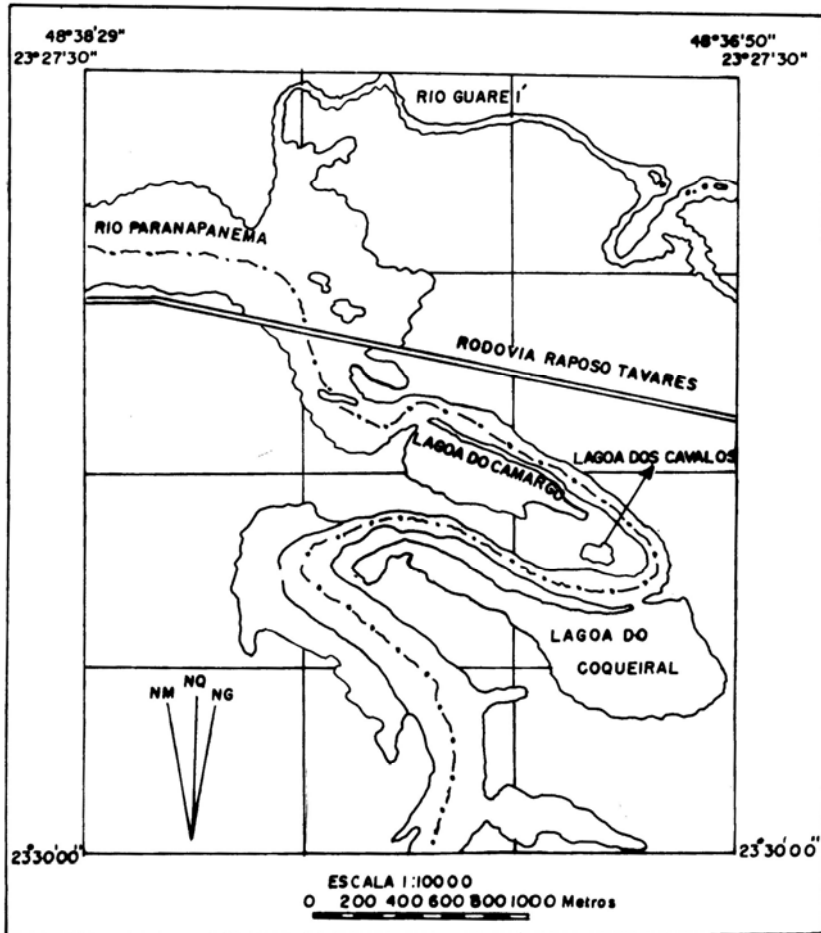


Figura 1. Local de estudo: posição das Lagoas Camargo, do Coqueiral e dos Cavalos em relação ao Rio Paranapanema (zona de desembocadura na Represa de Jurumirim-São Paulo)

O consumo de *Eichhornia azurea* por invertebrados foi estimado usando metodologia de Tell e Vicari (1995). O dano percentual nas 10 primeiras folhas, a partir do ápice de 3 plantas coletadas na área de transição zonas litorânea-limnética de cada lagoa, foi estimado em 5 categorias de lesões

(<5%; 5%-15%; 25%-50%; 50%-75%; >75% na folha) e a biomassa (peso seco) das folhas de cada categoria de lesão/planta determinada. O consumo foi calculado através do produto peso seco total da planta x densidade x dano percentual total (Tell; Vicari, 1995).

As macrófitas aquáticas podem apresentar heterogeneidade em altura em toda a extensão (largura) dos bancos, desde a interface com o ambiente terrestre até a zona de transição região litoranea-limnética. Para mostrar o padrão de variabilidade em altura das plantas emersas, essa foi medida em toda a extensão do banco a intervalos de 2m (Lagoa do Coqueiral), 1m (Lagoa do Camargo) e 0,5m (Lagoa dos Cavalos). No local de cada transecto foi feita também avaliação da topografia de fundo através de sondagem nos mesmos pontos de medida de altura das plantas.

Resultados

Um decréscimo no valor de área total (folhas+pecíolos) da vegetação emersa foi constatado nas Lagoas dos Cavalos e Camargo nas amostras a partir das regiões próximas à margem dos ambientes em direção às zonas limnéticas (Tabela 1). Na Lagoa do Coqueiral, maior área total foi encontrada na amostra situada em posição intermediária dos estandes. Em relação à área total da vegetação submersa, foi observada, nas Lagoas dos Cavalos e Coqueiral, uma tendência em elevação das áreas com o aumento da distância a partir da margem (Tabela 1). Na Lagoa do Camargo, comportamento oposto foi verificado. Elevada variabilidade ($CV > 50\%$) nas áreas totais (folhas + pecíolos) de *Eichhornia azurea* foi encontrada em todas as lagoas, compartimentos e locais de amostragem nos estandes.

Predomínio de folhas com tamanho pequeno foi encontrado na parte submersa da vegetação na Lagoa dos Cavalos (Figura 2). A maior frequência (54%) foi encontrada a 9m de distância, tendo as folhas áreas

compreendidas entre 4 e 99cm². Nas demais classes, a frequência não ultrapassa 10%. No compartimento emerso, maior frequência de folhas (33%) com classe de tamanho pequeno (4 a 86cm²) foi encontrada na interface estande-zona limnética, a 9m da margem. Mais próxima à margem (3m), maiores frequências de áreas foliares foram verificadas em classes de áreas (477 a 690; 690-904; 904-1117cm²) de posição intermediária dentro da amplitude de variação (49 a 2185cm²). No meio do estande (6m), as frequências de distribuição de áreas foliares mostram uma leve tendência de predomínio nas 4 classes de menores áreas (Figura 2).

Tabela 1. Área total (cm²) de *Eichhornia azurea* coletada em amostrador de 0,25m² em dois compartimentos (emerso e submerso) de três lagoas adjacentes ao Rio Paranapanema (zona de desembocadura na Represa de Jurumirim) no período de cheia (agosto de 1999) (n = n° de folhas; x = média; DP = desvio-padrão; C.V. = coeficiente de variação; mín-max = mínimo-máximo)

Lagoa	Distância da margem (m)	Compartimento	n	X ± DP	CV(%)	mín-max
Cavalos	3	Submerso	61	60,25±49,92	83	1,94-212,70
		Emerso	80	771,46±417,53	54	49,30-2184,95
	6	Submerso	81	282,41±334,49	118	6,22-1266,53
		Emerso	40	590,33±388,44	66	98,63-1343,24
		Submerso	127	263,52±629,91	239	4,09-957,87
		Emerso	57	210,44±206,64	98	4,42-820,20
Camargo	13	Submerso	48	445,85±376,84	85	7,30-1273,42
		Emerso	11	770,40±382,47	50	180,88-1348,36
	22	Submerso	55	252,02±337,16	134	7,14-1515,13
		Emerso	16	528,78±271,68	51	110,89-935,86
Coqueiral	20	Submerso	85	372,62±429,33	115	14,78-2014,49
		Emerso	56	422,02±398,02	94	7,86-1908,33
	35	Submerso	21	652,96±441,30	68	34,36-1519,60
		Emerso	18	762,95±457,86	60	147,76-1615,19
		Submerso	19	733,15±565,86	77	61,34-1796,24
		Emerso	27	456,23±344,40	75	11,76-1263,49

Na Lagoa do Camargo (Figura 3), as frequências mais elevadas de áreas foliares da vegetação submersa foram encontradas nas classes de menores valores (7-127 e 127-261cm² a 13m da margem e 7-158 e 158-309cm² a 22m da margem). No compartimento emerso, as frequências oscilaram de 9% a 18% a 13m da margem, aparentando uma distribuição mais

homogênea. A 22m da margem, contudo, a distribuição de frequência entre classes de área é muito heterogênea (Figura 3). A maior frequência (25%) diz respeito a folhas com áreas entre 688 a 771cm², enquanto que a segunda maior frequência foi observada na classe de 111 a 193cm² de área foliar.

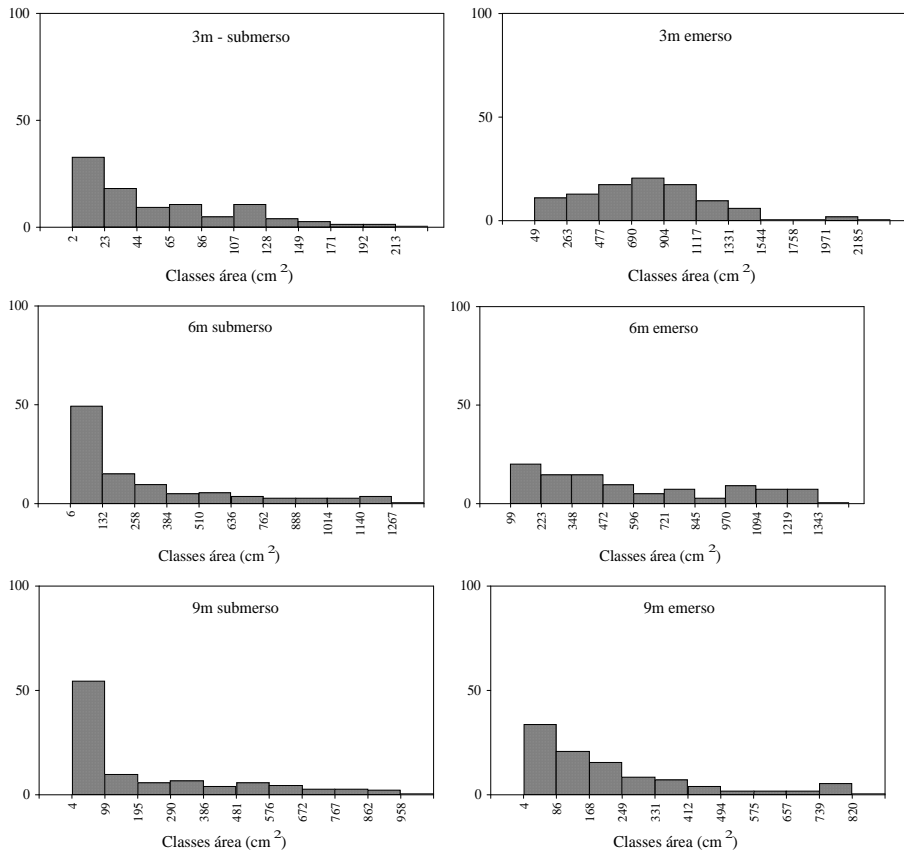


Figura 2. Distribuição de frequências (%) em classes de áreas foliares de *Eichhornia azurea* nos compartimentos submerso e emerso de três estações de amostragem na Lagoa dos Cavalos (agosto de 1999)

Na Lagoa do Coqueiral, folhas submersas de *Eichhornia azurea* apresentam, a 20 e 72m de distância da margem, maior frequência em classes de área de pequeno tamanho (15-215cm² e 61-235cm², correspondendo a 55% e 37%, respectivamente) (Figura 4). A 35m, na região intermediária do banco de plantas, a distribuição de áreas foliares é mais

homogênea (em 6 das 10 classes de área, a frequência foi de 9,5%). Essa aparente homogeneidade nos valores de frequência das classes de áreas foliares mantêm-se para o compartimento emerso, no mesmo local de amostragem. Entretanto, a 20 e 72m um predomínio de folhas com áreas de pequeno tamanho foi encontrado (8-198 e 198-388cm² a 20m e 12-137 e 137-262cm² a 72m) (Figura 4).

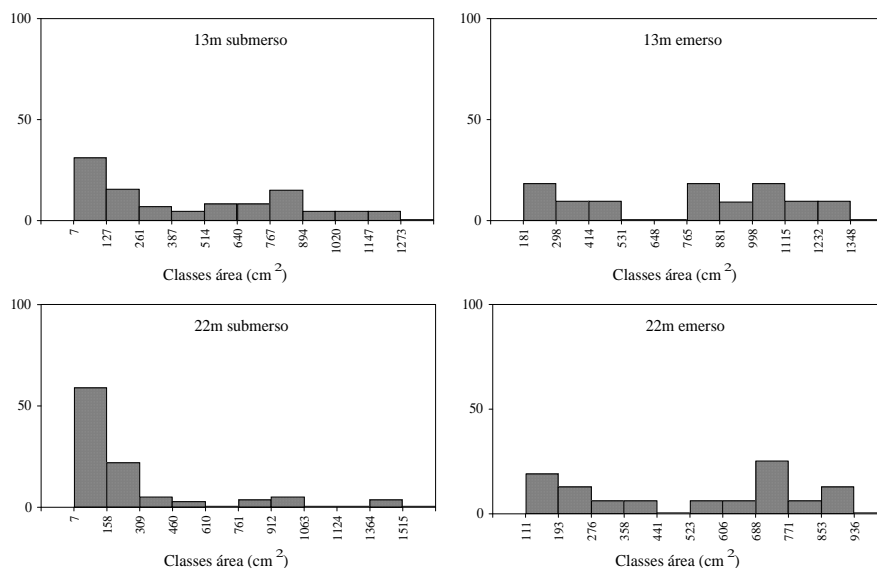


Figura 3. Distribuição de frequências (%) em classes de áreas foliares de *Eichhornia azurea* nos compartimentos submerso e emerso em duas estações de amostragem na Lagoa do Camargo (agosto 1999)

Gradiente decrescente nas razões área da planta (pecíolos+folhas)/área de superfície, no sentido ambiente terrestre-interface macrófitas-água, no compartimento emerso, foi observado nas 3 lagoas estudadas (Tabela 2), decorrente da redução das razões áreas foliares/área de superfície. A maior razão área da planta/área do lago (6,6m²/m²) foi encontrada na Lagoa dos Cavalos e a menor (0,9m²/m²) na Lagoa do Camargo, ambiente onde as diferenças entre as duas zonas do banco não são expressivas. Na Lagoa do Coqueiral, o maior índice de área total da planta (folhas+pecíolos) foi obtido no local mais próximo à interface terra-água (2,5m²/m²) e valores aproximadamente similares foram

registrados nos dois outros locais ($\cong 1,3-1,4\text{m}^2/\text{m}^2$). Mais de 90% das áreas de vegetação corresponde às folhas em todas as lagoas e zonas (exceto a 13m da zona marginal terra-água na Lagoa do Camargo, Tabela 2).

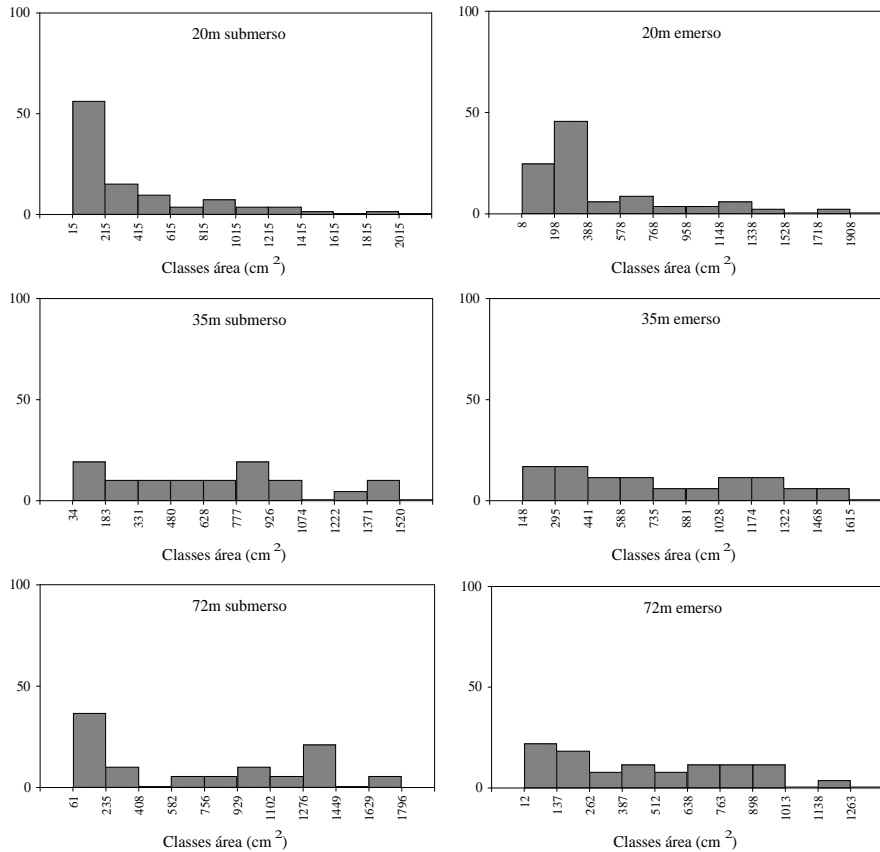


Figura 4. Distribuição de freqüências (%) em classes de áreas foliares de *Eichhornia azurea* nos compartimentos emerso e submerso em três estações de amostragem na Lagoa do Coqueiral (agosto de 1999)

Em relação ao compartimento submerso, maiores índices de área foliar foram obtidos na Lagoa dos Cavalos (Tabela 3). Valores mais elevados foram encontrados em local mais próximo à interface terra-água (exceto para a Lagoa dos Cavalos).

Na Lagoa do Coqueiral, maior biomassa de *E. azurea* foi encontrada no compartimento submerso (Tabela 4). Na parte emersa, um gradiente decrescente no sentido terra-água foi verificado, e as folhas representam

$\frac{3}{4}$ ou mais de toda a biomassa. Na parte submersa, predominaram os rizomas (65%).

Tabela 2. Área total (folhas+pecíolos) de *Eichhornia azurea* do compartimento emerso em agosto de 1999 por área de superfície das lagoas, contribuição relativa (%) dos pecíolos e folhas na área total e razões áreas das estruturas/área de superfície no gradiente terra/água

Lagoa	Distância da margem (m)	Área total da planta(cm ²)/área da Lagoa (m ²)	Pecíolos		Folhas	
			%	Área/Área superfície	%	Área/Área superfície
Coqueiral	20	25223,0	7,7	0,20:1	92,3	2,3:1
	35	14460,94	5,0	0,07:1	95,0	1,4:1
	72	13147,04	2,3	0,03:1	97,7	1,3:1
Camargo	13	10017,31	23,6	0,24:1	76,4	0,76:1
	22	9143,35	7,5	0,07:1	92,5	0,85:1
Cavalos	3	66501,32	5,7	0,38:1	94,3	6,2:1
	6	24790,60	4,7	0,12:1	95,3	2,4:1
	9	11995,32	-	-	100,0	1,2:1

Tabela 3. Índices de área foliar (cm²/m²) de amostras submersas de *Eichhornia azurea* das Lagoas do Coqueiral, do Camargo e dos Cavalos em agosto de 1999 (período seco)

Lagoa	Distância da margem (m)	Áreas foliares (cm ²)/área de superfície(m ²)
Coqueiral	20	31669,50
	35	13704,17
	72	13929,77
Camargo	13	21401,12
	22	13761,19
Cavalos	3	33036,51
	6	84422,87
	9	26693,06

Tabela 4. Biomassa de *Eichhornia azurea* na Lagoa do Coqueiral e participação das estruturas morfológicas em agosto de 1999

Distância da margem (m)	Compartimento	Biomassa total (gPS.m ²)	% do Total			
			Folhas	Pecíolos	Raízes	Rizomas
20	Emerso	133,6	77,5	22,5	-	-
	Submerso	972,8	15,0	13,4	7,3	64,3
35	Emerso	107,1	86,7	13,3	-	-
	Submerso	585,1	11,4	14,9	8,6	65,1
72	Emerso	97,6	95,6	4,4	-	-
	Submerso	838,5	9,7	8,5	16,5	65,3

Como na Lagoa do Coqueiral, maior biomassa da macrófita foi obtida no material proveniente de estruturas submersas, tanto na Lagoa dos Cavalos (Tabela 5) como na Lagoa do Camargo (Tabela 6). Na Lagoa do Camargo, rizomas de *E. azurea* constituem-se na fração predominante da biomassa submersa (Tabela 6). Entretanto, na Lagoa dos Cavalos, exceto na região de transição plantas-água, nas duas outras amostras folhas e pecíolos coletados na água, representam fração expressiva da biomassa total (Tabela 5). De modo geral, maior biomassa (para ambos os compartimentos) foi encontrada na Lagoa dos Cavalos, enquanto que nas duas outras lagoas, a biomassa de *E. azurea* é ligeiramente mais baixa.

Tabela 5. Biomassa de *Eichhornia azurea* na Lagoa dos Cavalos e participação das estruturas morfológicas em agosto de 1999

Distância da Margem (m)	Compartimento	Biomassa total (gPS.m ²)	% do Total			
			Folhas	Pecíolos	Raízes	Rizomas
3	Emerso	447,9	86,6	13,4	-	-
	Submerso	869,5	22,2	36,1	1,3	40,4
6	Emerso	173,5	87,0	13,0	-	-
	Submerso	637,1	40,3	30,7	8,5	20,5
9	Emerso	105,6	74,6	25,4	-	-
	Submerso	991,6	15,6	16,6	11,1	56,7

Tabela 6. Biomassa de *Eichhornia azurea* na Lagoa do Camargo e participação das estruturas morfológicas em agosto de 1999

Distância da margem (m)	Compartimento	Biomassa total (gPS.m ²)	% do Total			
			Folhas	Pecíolos	Raízes	Rizomas
13	Emerso	105,4	61,0	39,0	-	-
	Submerso	796,6	14,6	13,4	3,4	68,6
22	Emerso	75,4	85,8	14,2	-	-
	Submerso	873,0	7,3	7,7	5,6	79,4

Uma avaliação de consumo das folhas de *E. azurea* (na porção emersa) revelou que não há diferenças expressivas entre plantas das Lagoas do Coqueiral (consumo médio = 2,47%), do Camargo (consumo médio = 3,00%) e dos Cavalos (consumo médio = 2,50%) na estação seca (Tabela 7).

Tabela 7. Biomassa e Consumo de *Eichhornia azurea* (folhas) nas Lagoas do Coqueiral, Camargo e dos Cavalos em agosto de 1999

Lagoa	Planta nº	Biomassa (g PS.m ⁻²)	Consumo	
			g PS. m ⁻²	%
Coqueiral	1	134,9	2,5	1,9
	2	78,4	2,6	3,3
	3	127,7	2,8	2,2
Camargo	1	104,2	2,1	2,0
	2	107,7	6,5	6,0
	3	105,0	1,0	1,0
Cavalos	1	117,6	5,2	4,4
	2	93,7	0,9	1,0
	3	121,0	2,6	2,1

Em agosto de 1998, a largura média (distância margem-interface zona litorânea-limnética) dos bancos de macrófitas aquáticas na Lagoa do Camargo (23,6m) é cerca de 50% maior que na Lagoa dos Cavalos (16m), porém cerca de 50% menor que os bancos da Lagoa do Coqueiral (36m) (Tabela 8); exceto na Lagoa dos Cavalos, onde a largura média dos bancos (17m) praticamente não alterou-se no período chuvoso (fevereiro de 1999), a extensão dos bancos de plantas aquáticas duplicou na Lagoa do Coqueiral (para 73,7m) e aumentou em cerca de 28% na Lagoa do Camargo (Tabela 8). Esses dados mostram, portanto, que há diferenças substanciais na expansão dos bancos entre épocas do ano para as Lagoas do Coqueiral e Camargo.

Tabela 8. Médias \pm desvios-padrão da largura (m) dos bancos de macrófitas nas Lagoas do Camargo, Coqueiral e dos Cavalos em duas épocas do ano (n = 3)

Período	Lagoa		
	Camargo	Coqueiral	Cavalos
Agosto 1998	23,7 \pm 6,8	36,0 \pm 6,1	16,0 \pm 3,5
Fevereiro 1999	30,2 \pm 6,9	73,7 \pm 20,8	17,0 \pm 5,0

A Figura 5 mostra a heterogeneidade em alturas na zonação longitudinal das diferentes espécies de plantas aquáticas e na topografia de fundo nas Lagoas do Coqueiral, do Camargo e dos Cavalos, medidas em agosto de 1999. Percebe-se que, na Lagoa do Coqueiral (Figura 5) há, na

margem (junto ao ambiente terrestre), uma espécie de gramínea (*Echinochloa polystachya*) que atinge grande altura (cerca de 1m). Em uma zona que estende-se de 12 a 20m da margem, essa planta mostra uma redução na sua altura (para cerca de 0,5m). Na seqüência, e por 6m de extensão, segue junto a *E. polystachya*, *Eichhornia azurea*, as quais apresentam variações de altura entre \cong 0,2 e 0,6m. A partir de 30m da margem, um banco extenso (40m), predominantemente constituído por *Eichhornia azurea* cobre a lagoa, com a ocorrência, em pontos isolados, de *Polygonum* sp e *Salvinia* sp cujas alturas oscilam entre 0,08 e 0,28m. Portanto, nessa lagoa, em agosto de 1999, constatou-se duas zonas sucessivas de macrófitas aquáticas, uma constituída por *E. polystachya* (com 20m de extensão) e outra por *E. azurea* (com 40m), separadas por uma transição (12m de extensão), na qual ambas as espécies aparecem. O gradiente entre alturas médias das duas zonas é de aproximadamente 0,90m.

Na Lagoa do Camargo (Figura 5), a extensão total do banco (22m) é formada pela sucessão de quatro zonas distintas. A primeira é constituída por *Brachiaria*, com cerca de 0,9 a 1,3m de altura (os primeiro quatro metros) e cerca de 0,5m de altura (os três metros seguintes); a segunda composta exclusivamente por *Eichhornia azurea* (4m de extensão) com 0,3-0,4m em altura; na terceira, além de *E. azurea*, *Scirpus* sp está presente, tendo 4m de extensão e altura em torno de 0,2 a 0,4m e, finalmente, na quarta zona (2m de extensão), *E. azurea* é a única macrófita presente, tendo altura ao redor de 0,1-0,2m. Desde a margem até o início da zona limnética, um gradiente de 1,1m em altura das plantas aquáticas foi medido.

Na Lagoa dos Cavalos (Figura 5), aparentemente ocorreram em agosto de 1999, cinco anéis concêntricos na zona litorânea, constituídos predominantemente pela alternância na distribuição horizontal de duas espécies de macrófitas: *E. azurea* e *Scirpus* sp. Na região próxima à interface

terra-água estendem-se por cerca de 1,5m *Eichhornia azurea* + *Brachiaria*, com alturas compreendidas entre 0,5m-0,6m. Segue uma faixa constituída por *Eichhornia* + *Scirpus* (1m de extensão), com altura de 0,2-0,4m; após, somente *Scirpus* ocorre (extensão 1,5m e altura 0,3m); na seqüência, vem uma zona constituída pela presença de *E. azurea* e *Scirpus sp*, tendo 3m de extensão e altura em torno de 0,3-0,4m e, finalmente, aparece uma faixa constituída exclusivamente por *E. azurea* (3,5m de largura) com altura de 0,1 a 0,2m. A amplitude de variação em alturas das plantas na Lagoa dos Cavalos foi, portanto, de 0,5m em agosto de 1999.

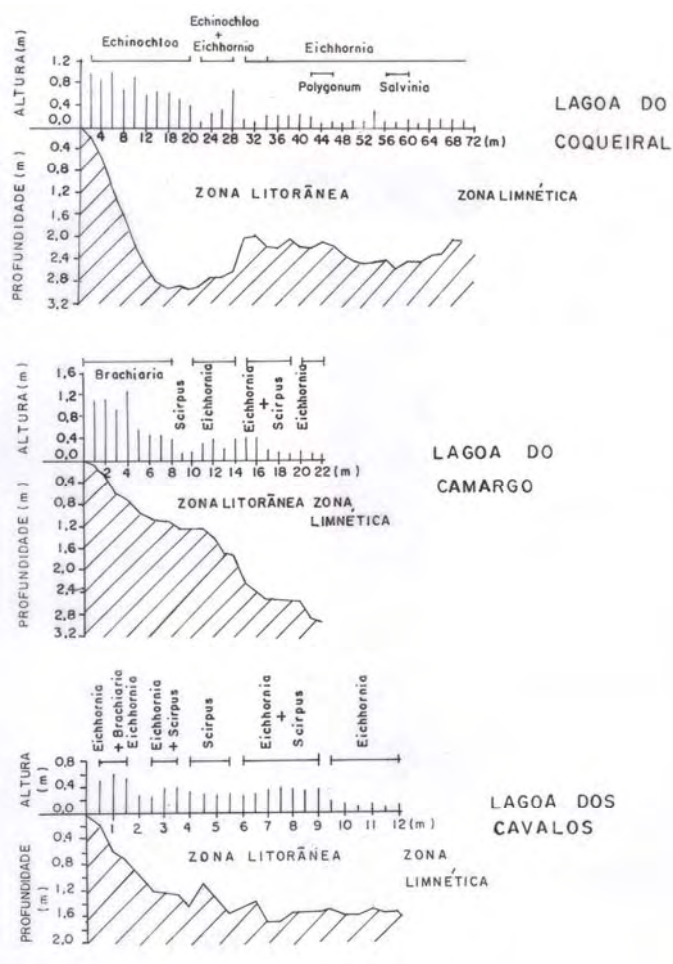


Figura 5. Altura das plantas e profundidades (m) da coluna de água nas zonas litorâneas das Lagoas do Coqueiral, do Camargo e dos Cavalos em agosto de 1999

Discussão

Para conhecer o habitat potencial de biota associada a macrófitas, é necessário obter estimativas das áreas das plantas em zonas litorâneas de ambientes lacustres. As estruturas submersas de macrófitas constituem-se em locais de colonização para perifiton, invertebrados aquáticos e organismos decompositores, e pelas raízes são assimilados os nutrientes dissolvidos na água. No caso do compartimento emerso, as estruturas vegetais (folhas e pecíolos) representam biomassa passível de ser consumida e substrato-habitats para invertebrados e aves. Apesar da “herbivoria” ser um fator muitas vezes aventado como controlador do crescimento vegetal (cf. cap. 5), os dados relativos à *Eichhornia azurea* mostraram que a biomassa consumida não ultrapassa 6,0% do total presente e não difere em média entre lagoas.

Sher-Kaul *et al.* (1995) mostraram uma relação positiva entre biomassa e área (folhas+ pecíolos - área total) de 6 macrófitas submersas. Usando os dados de biomassa de *E. azurea* englobando as três lagoas (Tabelas 4 a 6) e área total da planta (Tabela 2), uma forte relação ($R^2=0,98$) foi detectada para o compartimento emerso, mas não para o material submerso ($R^2=0,01$). Essa análise, todavia, deve ser vista com cautela, pois a biomassa medida refere-se a outra réplica coletada em cada estação dos ambientes. Dentro de cada lagoa, ajuste não foi elaborado, visto a amostragem insuficiente ($n=3$), mas consulta às Tabelas 2 (área total na parte emersa) e 4 a 6 (biomassa) revela uma tendência de relação direta entre área e biomassa (parte emersa). A distribuição de frequência de áreas de folhas submersas de *E. azurea* mostrou, para as três lagoas, um padrão similar. Maior frequência de folhas pequenas é uma constante em todas as estações de coletas (exceto a 35m, Lagoa do Coqueiral, Figura 4). Essa similaridade (> frequência de folhas pequenas) é possivelmente decorrência do processo de degradação da matéria orgânica submersa em que as folhas são submetidas.

O maior valor máximo de área foliar submersa foi obtido na Lagoa do Coqueiral; segue em ordem decrescente Lagoa do Camargo e Lagoa dos Cavalos. Nesta última, no entanto, foram constatadas, no compartimento emerso, as áreas foliares de maior tamanho, seguidos pelos valores da Lagoa do Coqueiral e Lagoa do Camargo. Quanto à distribuição de frequência, folhas de menores tamanhos são mais abundantes nos locais de sua expansão (ex. a 9m da distância da margem, Lagoa dos Cavalos, e a 72m da margem, Lagoa do Coqueiral). Na Lagoa do Camargo, a distribuição de classes no compartimento emerso é mais homogênea nas duas estações de amostragem. Outro ponto de crescimento vigoroso, inferido pela frequência elevada de folhas pequenas, é o local na margem da Lagoa do Coqueiral.

Em vários corpos de água de Rhode Island (USA), Sinden-Hempstead e Killingbeck (1996) encontraram áreas foliares médias de superfície da *Nymphaea odorata* provenientes das margens significativamente maiores que as áreas foliares de partes centrais dos bancos. Exceto para a Lagoa do Coqueiral, os valores de áreas das plantas do compartimento emerso de *E. azurea* (folhas + pecíolos) foram maiores na região mais próxima ao litoral quando comparados com a parte central dos bancos. A discrepância para a Lagoa do Coqueiral talvez possa ser atribuída à profundidade do local de amostragem. De fato, na porção mais próxima à linha marginal da Lagoa, uma depressão foi encontrada (Figura 5), correspondente ao local de maior profundidade amostrada (2,8m). Sinden-Hempstead e Killingbeck (1996) mostraram também que, com o aumento da profundidade das lagoas, havia uma tendência no aumento da área foliar média na superfície, a despeito de não haver diferenças significativas dentro de cada banco (porção marginal, meio e mais profunda) nas áreas foliares em cada lagoa. Diferenças significativas nas áreas foliares do compartimento emerso (médias dos três locais de coleta dentro do banco) foram encontradas nas Lagoas do Cavalo e Camargo, ambientes em que as profundidades foram menores do que na Lagoa do Coqueiral.

A biomassa de *E. azurea* da porção emersa apresenta tendência a mostrar relação negativa, com aumento da profundidade dentro do banco de cada ambiente. De fato, em duas lagoas (Lagoas dos Cavalos e Camargo), maior biomassa (porção emersa) foi encontrada nas margens dos bancos (Tabelas 4 e 6), locais de menor profundidade (Figura 5) e menor biomassa em zonas mais profundas e distantes das margens. Na Lagoa do Coqueiral, essa tendência foi também encontrada, a despeito da topografia de fundo do estande amostrado (Figura 5).

Embora a Lagoa dos Cavalos apresente, na parte emersa de *E. azurea*, biomassa de cerca de 106 a 448 gPS.m², mais alta do que nas duas outras lagoas, em termos de extensão (largura) do banco, o maior valor foi encontrado na Lagoa do Coqueiral (72m). Seguem, em ordem decrescente de abrangência do banco, as lagoas do Camargo e dos Cavalos.

Em síntese, na Lagoa dos Cavalos foram encontradas menores área média e maior biomassa em estandes em menor profundidade e com extensão pequena. Na Lagoa do Coqueiral, com banco de maior extensão e local de maior profundidade, a área média das folhas foi similar, enquanto que a razão média área total (folhas + pecíolos)/área da lagoa foi cerca de 50% menor que na Lagoa dos Cavalos.

A diferença pouco expressiva na expansão do banco de macrófitas, apesar da biomassa mais alta de *E. azurea*, talvez possa ser reflexo da falta de um distúrbio causador do crescimento das plantas (pulso hidrológico pelo Rio Paranapanema). Por outro lado, a grande extensão do estande de plantas aquáticas na Lagoa do Coqueiral talvez possa ser justificada pela frequência de inundações (inferida pelas elevações do nível hidrológico) com que esse ambiente, com elevado grau de associação com o rio, foi submetido anteriormente ao período de cheias (agosto de 1999). Em posição intermediária, estaria a Lagoa do Camargo, visto que seu grau de associação com o rio é menor quando comparado à Lagoa do Coqueiral.

Em ambientes laterais, com conexão permanente com o rio, os

distúrbios mais comuns são os pulsos de inundações. Uma maneira de medir a heterogeneidade temporal é avaliar a frequência e magnitude de incursões de água nas lagoas conectadas com os ecossistemas lóticos. Ambientes distantes sofrerão o impacto dos distúrbios dos pulsos hidrológicos somente em períodos de cheias elevadas e/ou excepcionalmente elevadas. Barrat-Segretain e Amoros (1996) mostraram que, para ambientes laterais ao Rio Rhone (França), locais mais próximos ao rio e, portanto, mais freqüentemente sujeitos a distúrbios, recuperavam mais rapidamente a riqueza em espécies e a cobertura vegetal de macrófitas que locais nos quais a freqüência dos distúrbios causados pelos rios era mais ocasional ou rara.

Na Lagoa dos Cavalos, ambiente desconectado do Rio Paranapanema (exceto em cheias excepcionais, a última ocorreu em fevereiro 1997), os bancos de macrófitas não alteram-se significativamente entre época seca (agosto 1998) e período chuvoso (fevereiro 1999). A variação de nível de água é decorrência do balanço hidrológico da lagoa [precipitação – (evaporação + infiltração)]. Entretanto, as duas outras lagoas (Lagoas do Coqueiral e Camargo) estão sujeitas a pulsos hidrológicos (Figura 6). No início de nossas medidas (julho de 1998, nível considerado como igual a zero), vários pulsos puderam ser registrados, a despeito da frequência exclusivamente mensal de nossos registros. Os pulsos ocorrem quando há transbordamento do rio para os ambientes laterais (Neiff, 1997). A frequência estimada de número de vezes da invasão de água nas lagoas foi de três nas Lagoas do Coqueiral e Camargo. No entanto, na primeira, a associação com o rio é mais estreita, em função do canal de ligação ser mais amplo do que na segunda (Lagoa do Camargo). A esse tipo de conectividade, no sentido de Ward, Tockner e Schiemer (1999) e aos distúrbios causados pelo pulso de inundação, podem ser atribuídas as diferenças nas áreas médias das plantas, nas razões área foliar e total/área do lago, na biomassa e na extensão dos estandes.

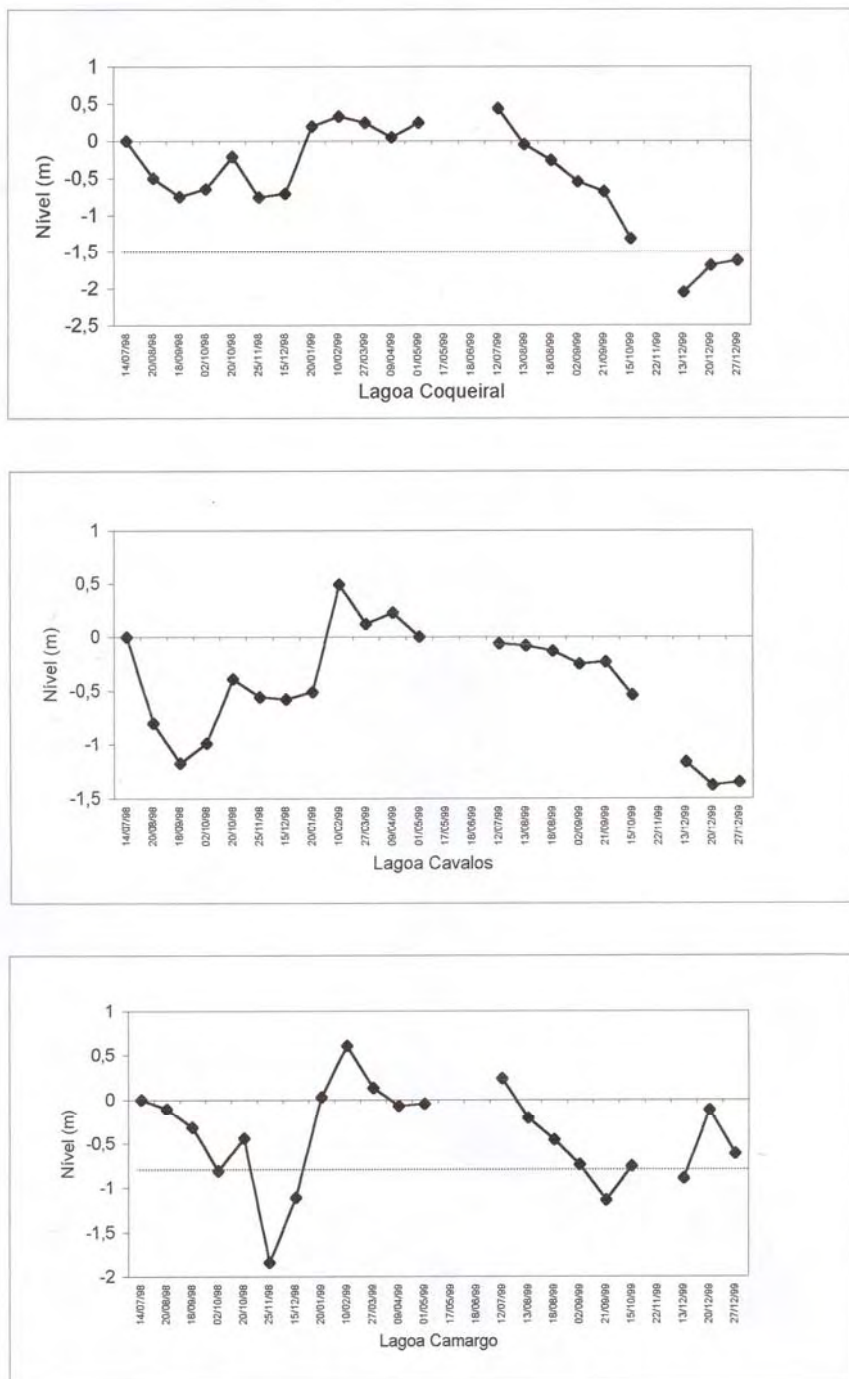


Figura 6. Alterações do nível de água nos ambientes lacustres em estudo (julho de 1998 a dezembro de 1999)

Agradecimentos

Este trabalho teve apoio da FAPESP (Projeto Temático Proc. 97/04999-8). M.L.R.Costa também é grata à FAPESP pela concessão de bolsa de Mestrado (Proc.98/01721-1) e Reserva Técnica (Proc. 98/07387-6). Hamilton A. Rodrigues teve participação intensa nos trabalhos de campo e laboratório. Agradecemos, também, aos dois assessores anônimos, pelos comentários e sugestões.

Referências

- BARRAT-SEGRETAIN, M. H.; AMOROS, C. Recovery of riverine vegetation after experimental disturbance: a field test of the patch dynamics concept. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 321, no. 1, p. 53-68, Mar. 1996.
- BORNETTE, G.; AMOROS, C.; LAMOUREUX, N. Aquatic plant diversity in riverine wetlands: the role of connectivity. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 39, no. 2, p. 267-283, Mar. 1998.
- CAMARGO, A. F. M.; ESTEVES, F. A. Biomass and productivity of aquatic macrophytes in Brazilian lacustrine ecosystems. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Ed.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995. p. 137-149.
- CAMARGO, A. F. M.; ESTEVES, F. A. Influence of water level variation on biomass and chemical composition of the aquatic macrophyte *Eichhornia azurea* (Kunth) in an oxbow lake of the Rio Mogi-Guaçu (São Paulo, Brazil). *Archiv für Hydrobiologie*, Stuttgart, v. 135, no. 3, p. 423-432, Jan. 1996.
- HENRY, R.; HINO, K.; TUNDISI, J. G.; RIBEIRO, J. S. B. Responses of phytoplankton in Lake Jacaretinga to enrichment with nitrogen and phosphorus in concentrations similar to those of the River Solimões (Amazon, Brazil). *Archiv für Hydrobiologie*, Stuttgart, v. 103, no. 4, p. 453-477, 1985.
- JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DODGE, D. P. (Ed.) *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS) (Honey Harbour, Ontario, Canada, September 14-21, 1986)*. Ottawa: Department of Fisheries and Oceans, 1989. p.110-127. (Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences, 106).
- KOLASA, J.; ZALEWSKI, M. Notes on ecotone attributes and functions. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 303, p. 1-7, 1995.
- NEIFF, J. J. El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. In: MALVAREZ, A. I.; KANDUS, P. (Ed.). *Tópicos sobre grandes humedales sudamericanos*. [S. l.]: ORCYT-MAB (Unesco), 1997. p. 1-49.

ODUM, E. P. *Ecologia*. Tradução: Christopher J. Tribe. Supervisão da tradução: Ricardo Iglesias Rios. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara, c1988. 434 p., il. Título do original em inglês: Basic ecology.

SHER-KAUL, S.; OERTLI, B.; CASTELLA, E.; LACHAVANNE, J.-B. Relationship between biomass and surface area of six submerged aquatic plant species. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 51, no. 1/2, p. 147-154, July 1995.

SILVA, C. J. da; ESTEVES, F. A. Biomass of three macrophytes in the Pantanal of the Mato Grosso, Brazil. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, New Delhi, v. 19, p. 11-23, 1993.

SINDEN-HEMPSTEAD, M.; KILLINGBECK, K. T. Influences of water depth and substrate nitrogen on leaf surface area and maximum bed extension in *Nymphaea odorata*. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 53, no. 3/4, p. 151-162, Apr. 1996.

TELL, G.; VICARI, R. L. Consumo de macrofitos acuaticos por invertebrados fitofagos. In: Lopretto, E. C.; Tell, G. (Ed.). *Ecosistemas de aguas continentales: metodologias para su estudio*. La Plata: Ediciones Sur, 1995. t. 1, p. 197-201.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, Chichester, v. 11, no. 1, p. 105-119, Sept. 1995.

WARD, J. V.; TOCKNER, K.; SCHIEMER, F. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research & Management*, Chichester, v. 15, no. 1-3, p. 125-139, Jan.-June 1999.

Capítulo 10

O papel do perifíton em áreas alagáveis e nos diagnósticos ambientais

Liliana Rodrigues¹, Denise C. Bicudo² e Viviane Moschini-Carlos³

¹Universidade Estadual de Maringá (UEM) - DBI/Nupélia/PEA, Av. Colombo, 5790, 89020-900, Maringá, Paraná, E-mail: lrodrigues@nupelia.uem.br/ lrodrigues@wnet.com.br.

²Instituto de Botânica, Seção de Ecologia, Caixa Postal 4005, 01061-970, São Paulo, São Paulo, Brasil. ³USP – Instituto de Biociências – Departamento de Ecologia, Rua Matão, Travessa 14, 321, Butantã, 05508-900, São Paulo, São Paulo

Introdução

O reconhecimento da importância das regiões de transição terra e água na regulação do metabolismo dos sistemas aquáticos emergiu apenas recentemente (Wetzel, 1990a; Gopal; Masing, 1990; Calow; Petts, 1992). Além do aspecto funcional, tais regiões são também consideradas valiosas na conservação da biodiversidade na Terra (Gopal; Hillbricht-Ilkowska; Wetzel, 1993). Tais aspectos têm impulsionado, de forma crescente, o interesse da comunidade científica pela ecologia dessas áreas de transição, também conhecidas como áreas alagáveis ou ecótonos.

Esse interesse crescente sobre as áreas alagáveis levou a outra questão: todas podem ser consideradas como ecótono? Conforme Gopal (1994), as áreas alagáveis têm sido consideradas como sistemas de transição, porque a maioria delas situa-se na interface entre a terra e a água. Assim, aparentemente, podem ser interpretadas como ecótonos e vice-versa. Entretanto, Gopal (1994) considera que essa aparente similaridade seja, muito provavelmente, apenas espacial. Patten *et al.* (1990) deixam claro que as áreas alagáveis não são apenas habitats de transição, mas altamente produtivas e ecossistemas estáveis, cuja estabilidade e diversidade são governadas primariamente pela hidrologia.

Há, na verdade, grande controvérsia em se tratar as áreas alagáveis dentro do conceito de ecótono ou como ecossistemas específicos (Junk, 1996). Tiner (1993) considera a aplicação do termo ecótono bastante problemática, uma vez que não abrange a vasta gama de ambientes que o termo “área alagável” abriga. O autor menciona que, apesar de alguns tipos de áreas alagáveis, assim como as bordas (margens) de muitas delas, apresentarem características de ecótono, relativamente poucas podem ser consideradas como verdadeiros ecótonos entre terra e água. Dessa forma, Tiner (1993) recomenda que o conceito de ecótono seja mais adequadamente aplicado às comunidades vegetais e que as áreas alagáveis sejam reconhecidas como ecossistemas distintos, com base nas suas características diferenciais de microflora, fauna de invertebrados e solo. Tal abordagem torna-se ainda mais perceptível no caso das planícies de inundação, as quais abrangem um mosaico de sistemas bem mais complexos e altamente dinâmicos, não podendo simplesmente ser classificadas na definição de ecótono (Neiff, 1990; Gopal, 1994; Junk, 1996).

Tal controvérsia reflete o conhecimento relativamente recente e ainda insuficiente sobre a ecologia das áreas alagáveis. Para Gopal (1994), o valor e as características ecológicas da região de transição entre terra e

água permanecem inalterados, a despeito de sua denominação, ecótono ou área alagável. Neiff (1997) ressalta, todavia, que as áreas alagáveis não são funcionalmente sistemas de transição entre terra e água, e que tal erro conceitual pode ser perigoso não apenas para o diagnóstico desses sistemas complexos, como também para a análise do impacto de qualquer intervenção antrópica.

Adota-se, no presente trabalho, a definição tentativa de Gopal, Hillbricht-Ilkowska e Wetzel (1993), segundo a qual as áreas alagáveis (“wetlands”) são ambientes permanente ou temporariamente saturados com água, expostos à flutuação do nível de água e usualmente com dominância de vegetação superior. Abrangem grande diversidade de ambientes, tais como: pântanos, brejos, banhados, turfeiras, manguezais, lagos rasos, lagos temporários, regiões litorâneas de lagos e rios, ambientes ripários, planícies de inundação dos grandes rios, seus deltas, entre muitos outros.

Ao contrário do que se pensava, as áreas alagáveis estão bem distribuídas globalmente, abrangendo cerca de 6% da área terrestre (Mitsch; Gosselink, c1993). De acordo com Wetzel (1990a), a maioria dos lagos da biosfera é pequena e relativamente rasa (<10 m), de forma a dominarem as regiões litorâneas sobre as pelágicas.

Em regiões tropicais, as condições geológicas, hidrológicas e climáticas são favoráveis ao surgimento dessas áreas, principalmente as planícies de inundação (Esteves, 1998). Mitsch e Gosselink (c1986) estimam que tais sistemas cobrem cerca de 11% de toda área dos continentes tropicais. Junk (1993) afirma que cerca de 20% da América do Sul tropical é ocupada por áreas alagáveis, na maioria pertencente à categoria de planície de inundação. De acordo com Esteves (1998), a Limnologia no Brasil constitui-se, basicamente, em uma “Limnologia de Áreas Alagáveis”, considerando a ausência quase total de lagos profundos e que cerca de 400.000km², ou 5% do território nacional são cobertos por tais regiões.

Assim, conforme também salientado por Esteves (1998), pesquisas sobre áreas alagáveis no Brasil são de extrema urgência, já que fornecerão subsídios imprescindíveis para a conservação, o manejo adequado e a conseqüente utilização racional dessas áreas. Junk (1996) destaca o papel primordial dos países tropicais e subtropicais no estudo e na elaboração de teorias sobre planícies de inundação tropicais, considerando a extensão e a grande diversidade desses sistemas naturais e construídos pelo homem (campos de arroz), assim como o grau bem menor de degradação dessas áreas em relação ao dos países de região temperada.

Importância da comunidade perifítica

As áreas alagáveis são sistemas rasos, ocorrendo, geralmente, em terrenos de baixa declividade. Oferecem grande variedade de nichos e, deste modo, sustentam alta diversidade biológica (Gopal, 1994). Apresentam uma, algumas ou mesmo um grande número de macrófitas aquáticas emergentes, flutuantes e/ou submersas. E é justamente esse grande desenvolvimento de macrófitas, juntamente com outros tipos de superfícies, como os detritos particulados e o sedimento, entre outros, que propiciam o profuso desenvolvimento do perifíton em áreas alagáveis.

O perifíton é definido como uma "complexa comunidade de microbiota (bactérias, fungos, algas, protozoários e animais), detritos orgânicos e inorgânicos, que estão aderidos firme ou frouxamente a substratos submersos, orgânicos ou inorgânicos, vivos ou mortos" (Wetzel, 1983). Vale destacar que a matriz perifítica apresenta, usualmente, de 10-2000 μm de espessura, podendo atingir até alguns milímetros em regiões mais produtivas. E é justamente essa proximidade espacial que confere grande potencial de reciprocidade e interação

metabólica entre os constituintes do perifiton, levando a uma elevada eficiência na utilização dos recursos do meio (Wetzel, 1993).

É oportuno mencionar que as algas desprendidas dos substratos podem contribuir grandemente com o desenvolvimento de outras comunidades, como a fitoplanctônica na coluna d'água e metafitica (relativa às massas flutuantes ou situadas na subsuperfície da água, geralmente formada por algas verdes filamentosas). Desta forma, nas áreas alagáveis, as assembléias de algas sobrepõem-se estruturalmente, estando em íntima interação, de forma a dificultar a definição de categorias tradicionais mais facilmente adotadas em outros tipos de ambientes (Goldsborough; Robinson, c1996).

A comunidade perifítica desempenha importante papel no metabolismo de ambientes aquáticos continentais, apresentando taxas de produção, decomposição e reposição contínuas (Stevenson, 1997).

O primeiro aspecto a considerar é a capacidade do perifiton na síntese de matéria orgânica. Conforme Wetzel (1990a), no gradiente ambiente terrestre-aquático, as macrófitas emergentes contribuem, geralmente, com a maior taxa de produtividade (Figura 1). Por apresentarem várias adaptações estruturais e fisiológicas, toleram as condições anaeróbicas adversas dos sedimentos, levando vantagens nas condições nutricionais desse habitat. Os nutrientes transportados para essa região tendem a ser assimilados pela microflora (principalmente bactérias) dos sedimentos e a ser reciclados pelas macrófitas emergentes e seus detritos particulados. Ainda conforme este autor, o segundo componente mais produtivo são as algas perifíticas associadas às macrófitas aquáticas (Figura 1). Tais vegetais são, usualmente, constituídos de folhas finas, muito divididas e reticuladas, de forma a aumentar a área para trocas gasosas e interceptação de luz. Esse aumento de área superficial em relação ao volume resulta em expressivo aumento da área disponível para colonização das algas perifíticas. Tais superfícies fornecem uma diversidade de microhabitats para o perifiton, relativamente com boa disponibilidade de luz,

gases (produtos da fotossíntese e decomposição), além de nutrientes oriundos da decomposição nas águas intersticiais dos sedimentos e detritos. Como resultado, a produtividade do perífiton, associado às macrófitas submersas, freqüentemente ultrapassa, em muitas vezes, a produção pelas plantas hospedeiras (Wetzel, 1990a). A fisiologia e o crescimento da microbiota aderida estão intimamente acoplados à dinâmica física e fisiológica do substrato vivo sobre o qual se desenvolve. Wetzel (1993) explica a elevada produtividade do perífiton através da associação entre a regeneração de nutrientes e o mutualismo microbiano, ou seja, da estreita interação metabólica do complexo macrófita/bactérias/algas epífitas. Desta forma, a reciclagem dos gases essenciais e dos nutrientes dissolvidos limitantes é a chave para o crescimento do perífiton. Por intermédio da intensa reciclagem de gases e nutrientes para a biomassa existente, as perdas são minimizadas e os nutrientes externos importados podem ser dirigidos para um crescimento líquido.

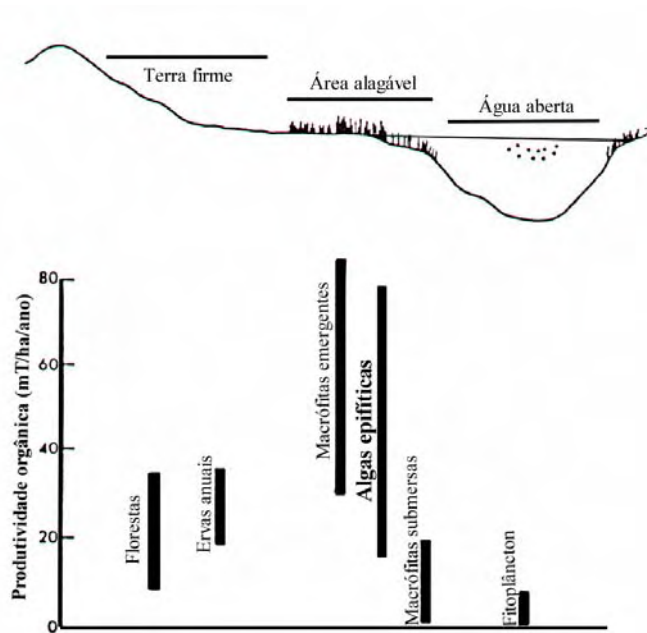


Figura 1. Comparação entre a produtividade orgânica líquida (mT/ha/ano) no ambiente terrestre, em área alagável (“wetlands”) e na região pelágica (Modificado de Wetzel, 1990a)

A comunidade perifítica associada aos sedimentos (algas epipélicas), nessas regiões rasas nas quais não há limitação pela luz, também pode constituir em importante fonte de matéria orgânica. Goldsborough e Robinson (c1996) citam a contribuição de 22%-38% da produção primária total pelas algas epipélicas, comparada a 15%-27% pelo fitoplâncton, 10%-17% pelas macroalgas e 30%-59% pelas macrófitas aquáticas vasculares. Os mesmos autores comentam ainda que, em algumas áreas alagáveis, embora as macrófitas apresentem a biomassa fotossintética dominante, as algas epifíticas (sobre macrófitas) podem contribuir com 1%-65% na produção primária total do sistema, devido a sua alta taxa de renovação.

O perifíton desempenha, por ser primariamente autotrófico, papel fundamental nos ecossistemas aquáticos, promovendo o intercâmbio entre os componentes químicos, físicos e biológicos (Lowe; Pan, c1996). É, portanto, um constituinte básico da cadeia alimentar. Rico em proteínas, vitaminas e mineirais, constitui importante alimento para muitos organismos aquáticos. A qualidade alimentar do perifíton é determinada pela composição dos maiores grupos de algas, que influenciam a produção secundária e o fluxo de energia dos consumidores (Bott, c1996). Campeau, Murkin e Titman (1994) demonstram que as algas perifíticas podem constituir a maior fonte alimentar para cladóceros, copépodos, larvas de quironomídeos e oligochaetas, afetando seu crescimento, desenvolvimento, sobrevivência e reprodução. Além disso, a biomassa produzida pelo perifíton pode ser alocada em vários níveis energéticos, tais como acumulação algal, decomposição (cadeia detritívora), herbivoria (cadeia dos consumidores) ou exportação de matéria orgânica. Assim, o perifíton participa em diferentes processos no fluxo de energia e na cadeia alimentar (Lamberti, c1996).

As algas perifíticas podem causar mudanças na química da água, o que afeta indiretamente outros organismos. Influenciam na oxigenação da coluna de água, no aumento do pH e na diminuição das concentrações de

dióxido de carbono e bicarbonato. As flutuações diurnas nas concentrações de oxigênio em densos estandes de macrófitas e algas podem afetar a distribuição espacial e temporal de invertebrados e peixes (cf. caps. 12 e 13). A respiração noturna e decomposição de 'blooms' podem causar desoxigenação, conduzindo à depleção do oxigênio, à morte de peixes e de outros organismos (Goldsborough; Robinson, c1996).

Em maior escala, é relevante considerar a participação do perifíton, juntamente com as macrófitas aquáticas, na regulação dos fluxos biogeoquímicos e energéticos dos sistemas aquáticos como um todo, em decorrência de suas elevadas produtividades (Wetzel, 1990a, 1992; Gopal, 1994).

Complexo macrófita/perifíton na síntese e transformação da matéria orgânica

Existem duas entradas de matéria orgânica para os sistemas aquáticos: as fontes autóctones, que compreendem as entradas via região de transição entre terra e água e via região pelágica, e as alóctones, através da vegetação terrestre que margeia os sistemas aquáticos (Wetzel, 1995).

A vegetação terrestre, juntamente com a das áreas alagáveis, fornecem a maior fonte de matéria orgânica para o ecossistema aquático como um todo (Wetzel, 1992). A região de transição terra e água funciona como uma área de sedimentação e deposição dessa matéria orgânica, em função da suave declividade do terreno e presença de macrófitas aquáticas, que diminuem o efeito erosivo da água (Wetzel, 1990a; Gopal, 1994).

Na morte dos vegetais ocorre perda de material orgânico e inorgânico. Inicialmente acontece o lixiviamento (*leaching*) de compostos solúveis na água que, segundo Godshalk e Wetzel (1978), é mais uma solubilização

passiva do que uma decomposição mediada microbiologicamente (cf. cap. 4). Após o lixiviamento, ocorre a fase de colonização e decomposição microbiana. A colonização dá-se, principalmente, por fungos e bactérias, que produzem variada gama de enzimas (pectinases, hemicelulases e celulases, entre outras) fundamentais para a decomposição do material vegetal. Além disso, há produção de exsudatos polissacarídicos, que se acumulam em torno do detrito. O perifíton formado retém substâncias ricas em nutrientes e dificulta a perda destas para a coluna de água e, conseqüentemente, facilita a degradação microbiana (Lemke, 1992). Assim, nas áreas alagáveis, a matéria orgânica passa primordialmente para o reservatório de detritos, já que a herbivoria sobre essas plantas é usualmente baixa (Wetzel, 1992; e cf., também, cap. 5).

Durante a senescência e decomposição, a matéria orgânica particulada sedimenta e grande parte da fração dissolvida é reutilizada nas áreas alagáveis. Assim, tanto a matéria orgânica particulada quanto a matéria orgânica dissolvida apresentam maior concentração nessa região (Figura 2). Grandes quantidades de compostos húmicos e fúlvicos (recalcitrantes) são liberados, especialmente oriundos das macrófitas emergentes e flutuantes, que são mais estruturadas pela maior composição em lignina e celulose. Os compostos orgânicos dissolvidos são, então, removidos seletivamente por processos metabólicos e de adsorção à medida que passam pelo complexo macrófita/perifíton, visto que a taxa de degradação dos compostos lábeis (e.g., aminoácidos) é mais rápida (cf. cap. 4). Desta forma, há um aumento seletivo dos compostos recalcitrantes dissolvidos na água, conforme a matéria orgânica dissolvida se mobiliza em sentido da região de água aberta (Wetzel, 1990a, 1992).

Thomaz e Wetzel (1995) observaram, nos estágios iniciais de desenvolvimento do biofilme, aumento da produção bacteriana epifítica e queda das frações mais refratárias (ácido húmico), sugerindo a participação do perifíton no metabolismo do carbono orgânico dissolvido

(COD) mais refratário. Bicudo, Ward e Wetzel (1998) avaliaram o fluxo do COD dentro do perifíton e demonstraram que o destino do COD, ou seja, se ele é retido ou rapidamente liberado pela comunidade perifítica, foi marcadamente influenciado pelo tipo de COD (formas lábeis e mais recalcitrantes). Observaram que tanto a assimilação quanto a retenção foram acentuadamente maiores para as fontes mais lábeis. E, ainda, que a maior concentração de carbono liberado pelo perifíton foi na forma de carbono orgânico dissolvido e não de CO_2 . Assim, os autores reforçaram o papel da comunidade perifítica na reciclagem, retenção e transformação do COD em ecossistemas aquáticos.

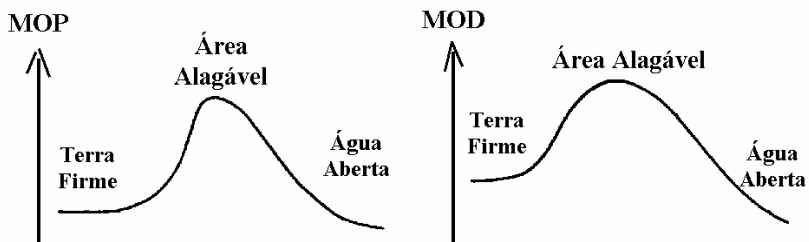


Figura 2. Quantidade de matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica dissolvida (MOD), ao longo do gradiente terra e água (Modificado de Wetzel, 1990a)

O complexo macrófita/perifíton pode reduzir, substancialmente, o aporte de nutrientes inorgânicos limitantes para a região pelágica dos sistemas aquáticos. O fósforo, em especial, tende a ser intensamente conservado dentro do complexo macrófita/perifíton/sedimento (Figura 3). A assimilação dos nutrientes pelas plantas aquáticas em sua fase de crescimento ativo é feita, primordialmente, a partir da água intersticial do sedimento, pouco sendo perdido para a água circundante. Burkholder e Wetzel (1990) demonstraram que certas espécies de algas perifíticas mais associadas à superfície do hospedeiro (de baixo perfil), podem obter fósforo (cerca de 60%) via seu hospedeiro (macrófita), sendo que uma menor taxa de absorção é encontrada nas espécies situadas mais

externamente na matriz perifítica. O fósforo disponível na água da região litoral é, por sua vez, ativamente assimilado pelo perifíton mais frouxamente associado às macrófitas aquáticas. Dentro da matriz perifítica, o fósforo tende a ser intensamente reciclado entre seus componentes autotróficos e heterotróficos, em taxas bastante elevadas, de forma a ser predominantemente assimilado pelo perifíton, pouco ou nada indo para a água aberta (Wetzel, 1990a, 1990b, 1993). Durante o período de senescência das macrófitas, grande parte do fósforo é translocado para o sistema radicular e a perda pelas folhas é rapidamente utilizada pela comunidade perifítica. Quando o tecido vegetal com o perifíton colapsa e se deposita no fundo, o fósforo é incorporado ao sedimento, sendo ativamente retido e reciclado pela comunidade epipélica, associada ao sedimento (Wetzel, 1990a, 1990b).

Em síntese, as macrófitas aquáticas e a comunidade perifítica associada às plantas e aos sedimentos nas áreas alagáveis têm papel preponderante na síntese de matéria orgânica, bem como na transformação, decomposição e mineralização dos nutrientes no reservatório de detritos (Figura 4).

Considerando que a concentração do COD nas águas é de 6 a 10 vezes maior do que a do carbono orgânico particulado (COP) total e que apenas cerca de 1% do COP constitui-se em matéria orgânica viva, Wetzel (1990b, 1995) destaca a importância dos detritos no fluxo energético e no metabolismo dos sistemas aquáticos. O autor menciona que o grande reservatório de carbono orgânico, particularmente sua forma dissolvida refratária (de decomposição lenta), confere certa estabilidade para o ambiente aquático como um todo.

Como a morte e a deposição desses vegetais produzem uma cobertura de material orgânico no sedimento, alterando o conteúdo orgânico do meio, fica evidente que o processo de colonização-deposição deve provocar alterações substanciais no metabolismo dos ambientes

aquáticos. Assim, conforme Wetzel (1990b), é a matéria orgânica oriunda dessa região que mantém a energia e dirige o processo metabólico do ecossistema aquático continental como um todo.

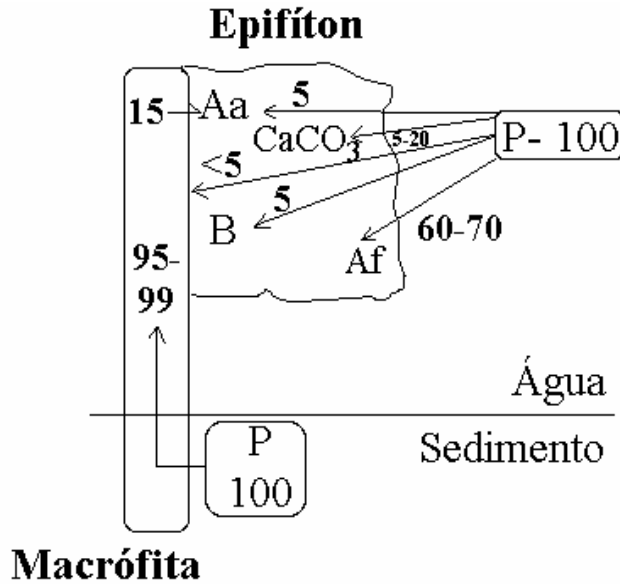


Figura 3. Representação do fluxo do fósforo (P) entre o sedimento, macrófitas e microflora epifítica. Abreviações: Aa= algas adnatas; Af= algas frouxamente aderidas; B= bactérias (Modificado de Wetzel, 1990b)



Figura 4. Relação do complexo macrófita-perifítion com a conservação dos nutrientes (Modificado de Wetzel, 1990a)

Utilização do perifíton nos diagnósticos ambientais

Apesar da inegável importância do perifíton, bastante evidente na síntese de matéria orgânica e, portanto, nos fluxos de energia, a pesquisa sobre os produtores primários ainda se concentra mais fortemente na comunidade fitoplanctônica, tanto em escala mundial (Lowe, c1996), como no Brasil (Bicudo; Necchi Júnior; Chamixaes, 1995). Mais raro ainda é a inclusão dessa comunidade para o diagnóstico ambiental dos sistemas aquáticos.

No entanto, várias razões têm levado à crescente utilização da comunidade perifítica em estudos ambientais. Dentre elas:

- o modo de vida sésil do perifíton (impede a migração ou o deslocamento dos organismos), juntamente com seu curto ciclo de vida, fazem com que a comunidade responda rapidamente às alterações abióticas ocorridas na água, tornando-a ideal no monitoramento da qualidade da água (Lowe; Pan, c1996; Planas, 1998);
- integra a qualidade da coluna de água, assim como a do substrato ao qual está associado. Desta forma, pode integrar tanto a qualidade da água como a do sedimento, local onde se acumula a maioria das substâncias que deteriora a qualidade do meio (Planas, 1998). Os organismos perifíticos mais resistentes podem mediar a transferência dos contaminantes do sedimento para os demais elos da cadeia alimentar (Sládečková, 1991; Lowe; Pan, c1996; Planas, 1998);
- em relação a outros grupos de organismos aquáticos, a comunidade de algas perifíticas é usualmente rica em espécies. Como as espécies apresentam diferentes preferências e tolerâncias ambientais, a comunidade como um todo representa um sistema rico de informação para o monitoramento ambiental

(Lowe; Pan, c1996).

A aplicação mais comum do perifiton no monitoramento ambiental consiste na análise do impacto de fontes pontuais de contaminação em sistemas lóticos (Whitton; Rott; 1996; Whitton; Rott; Friedrich, 1991; Prygiel; Whitton; Bukowska, 1999). Também vem sendo utilizado no monitoramento de sistemas lênticos, bem como de mudanças a longo prazo resultantes de fontes difusas de contaminação (Lowe; Pan, c1996). Mais recentemente, vem crescendo o uso do perifiton para estimar a disponibilidade de nutrientes limitantes (N e P) em sistemas aquáticos (Cronk; Mitsch, 1994; McCormick *et al.*, 1997/1998; Francoeur *et al.*, 1999; Havens *et al.*, 1999).

Dentre os desafios mais recentes para avaliação do impacto ambiental e medidas de recuperação, está o desenvolvimento de métodos quantitativos padronizados, mediante a utilização de índices biológicos para a comunidade perifítica. Nesse sentido, vale destacar o trabalho em desenvolvimento nas áreas alagáveis (Everglades) da Flórida (McCormick; Stevenson, 1998) e a proposta do índice de integridade biológica (PIBI) baseado na comunidade perifítica (Hill *et al.*, 2000).

McCormick *et al.* (1997/1998) observaram que o perifiton é um componente abundante e produtivo nos Everglades oligotróficos da Flórida, cumprindo um importante papel funcional nessas áreas alagáveis subtropicais. Verificaram que a eutrofização em partes dessas áreas tem causado aumento do crescimento de macrófitas emergentes, com declínio correspondente na biomassa, produtividade e retenção de nutrientes no perifiton, bem como mudança na composição taxonômica dessa comunidade. E que tais mudanças podem, potencialmente, afetar outros componentes bióticos e abióticos desses sistemas, como: a) redução na disponibilidade de perifiton como fonte alimentar, ocasionando diminuição da produção herbívora aquática e mudança em direção à cadeia alimentar detritívora, b) mudanças nas condições físicas e químicas

da água, (diminuição da cobertura perifítica, da disponibilidade de oxigênio), redução da disponibilidade de habitats para algumas espécies nativas; e c) decréscimo do compartimento de sedimentação e assimilação de nutrientes (complexo macrófitas aquáticas flutuantes e submersas e perifiton associado), reduzindo a capacidade da área alagável em processar o fósforo disponível sem causar desequilíbrio ambiental. Finalmente, McCormick *et al.* (1997/1998) salientam a necessidade da conservação das assembléias perifíticas para o funcionamento dos Everglades e, assim, a importância da comunidade perifítica para medidas de recuperação e manejo sustentável dessas áreas alagáveis.

McCormick e Stevenson (1998) consideram que muitas das respostas ao enriquecimento de fósforo nos Everglades são típicas de outros ecossistemas de água doce, sugerindo que propostas similares de recuperação podem ser aplicadas em outros tipos de ambientes. Os autores avaliaram a utilização do perifiton para definir metas de recuperação dos Everglades, com base em dois índices: (a) índice multimétrico de integridade biológica, que incorpora mudanças estruturais e funcionais da comunidade em relação a um sistema de referência, com base na composição química do perifiton (nitrogênio e fósforo celular), biodisponibilidade de nutriente (fosfatase), produção de biomassa e composição taxonômica), fornecendo uma única medida da condição do sistema e (2) índice de disponibilidade de fósforo, o qual integra as condições espaciais e temporais do sistema. McCormick e Stevenson (1998) consideram tais índices promissores, considerando os seguintes aspectos: (a) resposta consistente da comunidade ao enriquecimento do fósforo; (b) baixa variabilidade extrínseca; (c) mensuração rápida; e (d) aplicação para propostas similares em outros ecossistemas.

Bem mais recentemente, Hill *et al.* (2000) desenvolveram um índice de integridade biológica do perifiton (PIBI) com base em 10 medidas em 42

rios de região temperada (EUA), revelando o interesse crescente no desenvolvimento e na aplicação de índices multimétricos para o perifíton.

Tais estudos denotam a importância crescente da comunidade perifítica em estudos de conservação, avaliação de impactos ambientais e propostas de recuperação e manejo ambiental.

As áreas alagáveis são fundamentais para a manutenção da qualidade ambiental dos sistemas aquáticos, uma vez que funcionam como locais de retenção e assimilação de nutrientes e de grande diversidade biológica. Assim, medidas de conservação e manejo de sistemas aquáticos continentais devem dar a devida atenção para os processos que ocorrem nas áreas alagáveis, assegurando que sua contribuição para o funcionamento do ecossistema como um todo seja mantida. Os países de regiões tropicais e subtropicais desempenham, desta forma, papel primordial no avanço do entendimento desses complexos sistemas.

Referências

- BICUDO, D. C.; NECCHI JÚNIOR, O.; CHAMIXAES, C. B. C. B. Periphyton studies in Brazil: present status and perspectives. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Ed.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995. p. 37-58.
- BICUDO, D. C.; WARD, A. K.; WETZEL, R. G. Fluxes of dissolved organic carbon within attached aquatic microbiota. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, Stuttgart, v. 26, pt. 4, p. 1608-1613, Mai 1998.
- BOTT, T. L. Algae in microscopic food webs. In: STEVENSON, R. J.; BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L. (Ed.). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. San Diego: Academic Press, c1996. cap. 18, p. 573-608. (Aquatic ecology series).
- BURKHOLDER, J. A.; WETZEL, R. G. Epiphytic microalgae on natural substrata in a hardwater lake: seasonal dynamics of community structure, biomass and ATP content. *Archiv für Hydrobiologie*, Stuttgart, Suppl. 83, p. 1-56, 1990.
- CALOW, P.; PETTS, G. E. (Ed.). *The rivers handbook: hydrological and ecological principles*. Oxford: Blackwell Scientific, 1992. v. 1, il.
- CAMPEAU, S.; MURKIN, H. R.; TITMAN, R. D. Relative importance of algae and emergent plant litter to freshwater marsh invertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Ottawa, v. 51, no. 3, p. 681-692, Mar. 1994.

CRONK, J. K.; MITSCH, W. J. Periphyton productivity on artificial and natural surfaces in constructed freshwater wetlands under different hydrologic regimes. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 48, no. 3/4, p. 325-341, June 1994.

ESTEVEZ, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p., il.

FRANCOEUR, S. N.; BIGGS, B. J. F.; SMITH, R. A.; LOWE, R. L. Nutrient limitation of algal biomass accrual in streams: seasonal patterns and a comparison of methods. *Journal of the North American Benthological Society*, Lawrence, v. 18, no. 2, p. 242-260, June 1999.

GODSHALK, G. L.; WETZEL, R. G. Decomposition of aquatic angiosperms. I. Dissolved components. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 5, no. 4, p. 281-300, Dec. 1978.

GOLDSBOROUGH, L. G.; ROBINSON, G. G. C. Pattern in wetlands. In: STEVENSON, R. J.; BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L. (Ed.). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. San Diego: Academic Press, c1996. cap. 4, p. 77-117. (Aquatic ecology series).

GOPAL, B. The role of ecotones (transition zones) in the conservation and management of tropical inland waters. *Mitteilungen Internationale Vereinigung Limnologie*, Stuttgart, no. 24, p. 17-25, 1994.

GOPAL, B.; HILLBRICHT-ILKOWSKA, A.; WETZEL, R. G. *Wetlands and ecotones: studies on land-water interactions*. New Delhi: National Institute of Ecology: International Scientific Publications, 1993. 301 p., il.

GOPAL, B.; MASING, V. Biology and ecology. In: PATTEN, B. C.; JØRGENSEN, S. E.; DUMONT, H. J.; GOPAL, B.; KORYAVOV, P. P.; KVĚT, J.; LÖFFLER, H.; SVIREZHEV, Y. M.; TUNDISI, J. G. (Ed.). *Wetlands and shallow continental water bodies*. The Hague: SPB Academic Publishing, 1990. v. 1: Natural and human relationships. cap. 7, p. 91-239.

HAVENS, K. E.; EAST, T. L.; RODUSKY, A. J.; SHARFSTEIN, B. Littoral periphyton responses to nitrogen and phosphorus: an experimental study in a subtropical lake. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 63, no. 3-4, p. 267-290, Apr. 1999.

HILL, B. H.; HERLIHY, A. T.; KAUFMANN, P. R.; STEVENSON, R. J.; MCCORMICK, F. H.; JOHNSON, C. B. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of the North American Benthological Society*, Lawrence, v. 19, no. 1, p. 50-67, Mar. 2000.

JUNK, W. J. Ecology of floodplains - a challenge for tropical limnology. In: SCHIEMER, F.; BOLAND, K. T. (Ed.). *Perspectives in tropical limnology*. Amsterdam: SPB Academic Publishing, 1996. p. 255-266.

JUNK, W. J. Wetlands of tropical South America. In: WHIGHAM, (Ed.). *Wetlands of the world*. The Hague, The Netherlands: Kluwer Academic, 1993. p. 679-739.

LAMBERTI, G. A. The role of periphyton in benthic food webs. In: STEVENSON, R. J.; BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L. (Ed.). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. San Diego: Academic Press, c1996. cap. 17, p. 533-572. (Aquatic ecology series).

LEMKE, M. J. *Lentic organic detritus: spatial heterogeneity and decompositional processes*. 1992. 101 f., il. Dissertation (Ph.D.) - Department of Biological Science, Michigan Technological University, Michigan, 1992.

LOWE, R. L. Periphyton patterns in lakes. In: STEVENSON, R. J.; BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L. (Ed.). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. San Diego: Academic Press, c1996. cap. 3, p. 57-76. (Aquatic ecology series).

LOWE, R. L.; PAN, Y. Benthic algal communities as biological monitors. In: STEVENSON, R. J.; BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L. (Ed.). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. San Diego: Academic Press, c1996. cap. 22, p. 705-739. (Aquatic ecology series).

MCCORMICK, P. V.; SHUFORD III, R. B. E.; BACKUS, J. G.; KENNEDY, W. C. Spatial and seasonal patterns of periphyton biomass and productivity in the northern Everglades, Florida, U.S.A. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 362, p. 185-208, 1997/1998.

MCCORMICK, P. V.; STEVENSON, R. J. Periphyton as a tool for ecological assessment and management in the Florida Everglades. *Journal of Phycology*, Lawrence, v. 34, p. 726-733, 1998.

MITSCH, W. J.; GOSELINK, J. G. *Wetlands*. New York: Van Nostrand Reinhold, c1986. 539 p., il.

MITSCH, W. J.; GOSELINK, J. G. *Wetlands*. 2nd ed. New York: Van Nostrand Reinhold, c1993. 722 p., il.

NEIFF, J. J. Aspectos conceptuales para la evaluación ambiental de tierras húmedas continentales de América del Sur. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., 1997, São Carlos. *Anais ...* São Carlos: UFSCar, 1997. v. 1, p. 1-18.

NEIFF, J. J. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, Caracas, v. 15, n. 6, p. 424-441, nov.-dic. 1990

PATTEN, B. C.; JØRGENSEN, S. E.; DUMONT, H. J.; GOPAL, B.; KORYAVOV, P. P.; KVET, J.; LÖFFLER, H.; SVIREZHEV, Y. M.; TUNDISI, J. G. (Ed.). *Wetlands and shallow continental water bodies*. The Hague: SPB Academic Publishing, 1990. v. 1: Natural and human relationships.

PLANAS, D. Optimización del muestreo del perifiton en los estudios de impacto. In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE FICOLOGIA, 4., 1998, Caxambu; REUNIÃO BRASILEIRA DE FICOLOGIA, 7., 1998, Caxambu. *Anais...* Caxambu: [s. n.], 1998. v. 1, p. 295-306.

PRYGIEL, B. A.; WHITTON, B. A.; BUKOWSKA, J. *Use of algae for monitoring rivers III. Proceedings of an International Symposium, Douai, France*. Innsbruck: STUDIA Studentenförderung-Ges.m.b.H., 1999. 271 p.

SLÁDEČKOVÁ, A. The hole of periphyton in water supply. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, Stuttgart, v. 24, pt. 4, p. 2174-2178, Sept. 1991.

STEVENSON, R. J. Scale-dependent determinants and consequences of benthic algal heterogeneity. *Journal of the North American Benthological Society*, Lawrence, v. 16, no. 1, p. 248-262, Mar. 1997.

THOMAZ, S. M.; WETZEL, R. G. ³H-Leucine incorporation methodology to estimate epiphytic bacterial biomass production. *Microbial Ecology*, New York, v. 29, p. 63-70, 1995.

TINER, R. W. Wetlands are ecotones: reality or myth? In: GOPAL, B.; HILLBRICHT-ILKOWSKA, A.; WETZEL, R. G. (Ed.). *Wetlands and ecotones: studies on land-water*

interactions. New Delhi: National Institute of Ecology: International Scientific Publications, 1993. p. 1-15.

WETZEL, R. G. Death, detritus, and energy flow in aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 33, no. 1, p. 83-89, Febr. 1995.

WETZEL, R. G. Detritus, macrophytes and nutrient cycling in lakes. *Memorie dell' Instituto Italiano di Idrobiologia Dott Marco de Marchi*, Pollanza, v. 47, p. 233-249, 1990b.

WETZEL, R. G. Gradient-dominated ecosystems: sources and regulatory functions of dissolved organic matter in freshwater ecosystems. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 229, p. 181-198, 1992.

WETZEL, R. G. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, Stuttgart, v. 24, pt. 1, p. 6-24, Sept. 1990a.

WETZEL, R. G. Microcommunities and microgradients: linking nutrient regeneration, microbial mutualism and high sustained aquatic primary production. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, Bilthoven, v. 27, no. 1, p. 3-9, 1993.

WETZEL, R. G. *Periphyton of freshwater ecosystems*. The Hague: Dr. W. Junk Publishers, 1983. 346 p., il.

WHITTON, B. A.; ROTT, E. *Use of algae for monitoring rivers II. Proceedings of an International Symposium, Innsbruck, Austria*. Innsbruck: STUDIA Studentenförderungs-Ges.m.b.H., 1996. 196 p.

WHITTON, B. A.; ROTT, E.; FRIEDRICH. *Use of algae for monitoring rivers II. Proceedings of an International Symposium, Düsseldorf, Germany*. Innsbruck: STUDIA Studentenförderungs-Ges.m.b.H., 1991. 193 p.

Capítulo 11

Influência de macrófitas aquáticas sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica

Fábio Amodêo Lansac-Tôha, Luiz Felipe Machado Velho e Cláudia Costa Bonecker

*Universidade Estadual de Maringá, Nupélia/ Curso de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Av. Colombo 5790, 87020-900, Maringá, Paraná.
E-mail: fabio@nupelia.uem.br*

Introdução

Estudos têm evidenciado que, assim como para outras comunidades aquáticas, a estrutura e dinâmica das assembléias zooplanctônicas são fortemente influenciadas pela presença e abundância de macrófitas aquáticas. Essa influência manifesta-se preponderantemente sobre os padrões de riqueza, diversidade de espécies e abundância, mesmo nas regiões pelágicas, tendo em vista o transporte de táxons tipicamente litorâneos, associados às macrófitas, para a coluna de água, constituindo em uma parcela importante da composição e densidade do zooplâncton (Bonecker; Lansac-Tôha, 1996; Lansac-Tôha *et al.*, 1997; Lima *et al.*, 1998).

Estudo realizado em lagoas do Pantanal Matogrossense, Estado do Mato Grosso do Sul, verificou elevados valores de riqueza do zooplâncton na região litorânea, com extensos bancos de macrófitas aquáticas, sendo esses resultados atribuídos à contribuição de táxons associados a essa vegetação (Bonecker; Lansac-Tôha; Bini, 1998).

Por outro lado, o estudo de Sollbeger e Paulson (1992) mostrou que a ausência de macrófitas aquáticas na região litorânea de uma lagoa, aliada à mistura de massas de água no eixo horizontal, foram fatores determinantes na semelhança de fauna zooplanctônica entre esse compartimento e a região pelágica, constatando, ainda, o predomínio de espécies planctônicas no ambiente.

Ainda se verifica a influência dessa vegetação sobre os hábitos alimentares das diferentes espécies zooplanctônicas e a estrutura de tamanho das populações, considerando que as macrófitas representam um importante sítio de refúgio (Stansfield *et al.*, 1997; Scheffer, 1999). Estudos realizados em lagoas de áreas alagáveis na Holanda mostraram que, na região pelágica, a comunidade zooplanctônica foi composta, essencialmente, por espécies que utilizam a filtração como mecanismo de obtenção de alimento. Por outro lado, o zooplâncton presente na região litorânea, com extensos bancos de macrófitas aquáticas, foi caracterizado por espécies preferencialmente coletoras de alimento (Van den Brink; Van Katwijk; Van der Velde, 1994).

Pesquisas experimentais têm evidenciado, também, o impacto de macrófitas aquáticas sobre as interações peixe-zooplâncton (cf. cap. 13). Schriver *et al.* (1995) investigaram esse impacto em experimentos realizados em um lago eutrófico. Constataram que, na ausência de macrófitas aquáticas, a biomassa zooplanctônica foi menor e dominada por copépodos ciclopóides, destacando, assim, a predação seletiva por tamanho pelos peixes, considerando que esses copépodos se locomovem através de movimentos erráticos, dificultando a sua captura.

Em outra situação, com o desenvolvimento das macrófitas submersas e reduzidas densidades de larvas de peixes, os autores supracitados observaram o incremento da biomassa, principalmente de cladóceros planctônicos, cujas populações eram dominadas por indivíduos de grande porte. Esses resultados ressaltam a importância das macrófitas aquáticas como locais de proteção à predação. Outros autores verificaram esse mesmo padrão (Stephen; Moss; Phillips, 1998; Perrow *et al.*, 1999).

As interações fitoplâncton-zooplâncton-peixes-macrófitas aquáticas têm sido utilizadas como importantes ferramentas de biomanipulação na restauração de lagos eutrofizados (Perrow *et al.*, 1999; Schriver *et al.*, 1995; Jeppesen *et al.*, 1999). Considerando-se que as macrófitas aquáticas podem ser utilizadas como refúgio para o zooplâncton, a capacidade de redução da turbidez de água, a partir do pastoreio do zooplâncton sobre o fitoplâncton, tende a aumentar na presença da vegetação aquática. No entanto, essa redução pode não ocorrer efetivamente caso a densidade de peixes zooplantívoros seja relevante, visto que, como já mencionado, os peixes apresentam predação seletiva por tamanho e, no caso, selecionariam os grandes organismos zooplantônicos, essencialmente filtradores de algas.

Estudo de caso: a planície de inundação do alto rio Paraná

A influência das macrófitas aquáticas sobre alguns dos aspectos abordados acima tem sido observada nos estudos da comunidade zooplanctônica da planície de inundação do alto rio Paraná.

Em lagoas marginais desse ecossistema alagável, a presença de macrófitas aquáticas é fundamental para o incremento da riqueza, tendo em vista o seu papel estruturador de diferentes habitats, local de refúgio e

maior disponibilidade de alimento (Iversen *et al.*, 1985), que propiciam a ocorrência de um grande número de táxons no plâncton, sejam planctônicos ou não planctônicos (Figura 1).

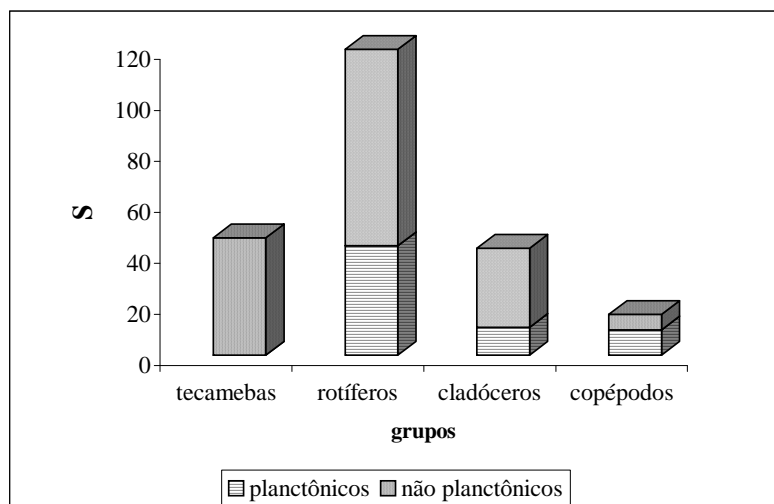


Figura 1. Número de táxons planctônicos e não planctônicos dos diferentes grupos zooplantônicos encontrado em ambientes com a presença de macrófitas aquáticas (lagoas marginais da planície de inundação do alto rio Paraná)

Dentre os organismos encontrados no zooplâncton, as tecamebas representam uma clara evidência da influência das macrófitas aquáticas sobre a composição e riqueza dessa comunidade, visto que esses protozoários estão preferencialmente associados à essa vegetação, além do sedimento (Velho; Lansac-Tôha; Bini, 1999). A contribuição desse grupo na riqueza zooplantônica foi menor nas regiões onde não se observa a presença de macrófitas aquáticas. Esse padrão foi mais pronunciado em ambientes que apresentam menor velocidade de corrente, embora seja também constatado nos rios da planície (Figura 2).

Outro fator importante a destacar é a substituição de espécies, estimada pela diversidade β . Tem sido observado que a ausência de macrófitas aquáticas propicia, ao longo do tempo, uma maior alteração na composição de espécies de tecamebas do que em ambientes que

apresentam essa vegetação, sendo esse fato ainda mais evidente para as lagoas da planície de inundação. Pode-se constatar, ainda, que, sob a influência das macrófitas, a diferença na diversidade β entre rios e lagoas é mais pronunciada (Figura 3).

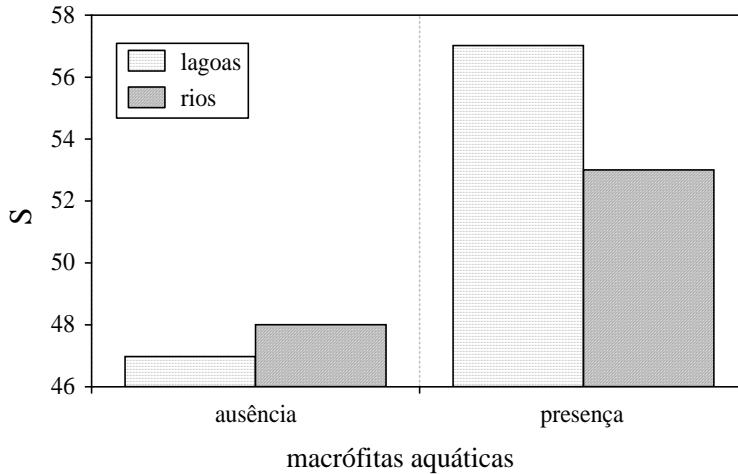


Figura 2. Influência da macrófita aquática *Eichhornia azurea* e dos tipos de ambiente sobre a média da riqueza de espécies (S) de tecamebas para distintos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná. (modificado de Velho; Lansac-Tôha; Bini, submetido)

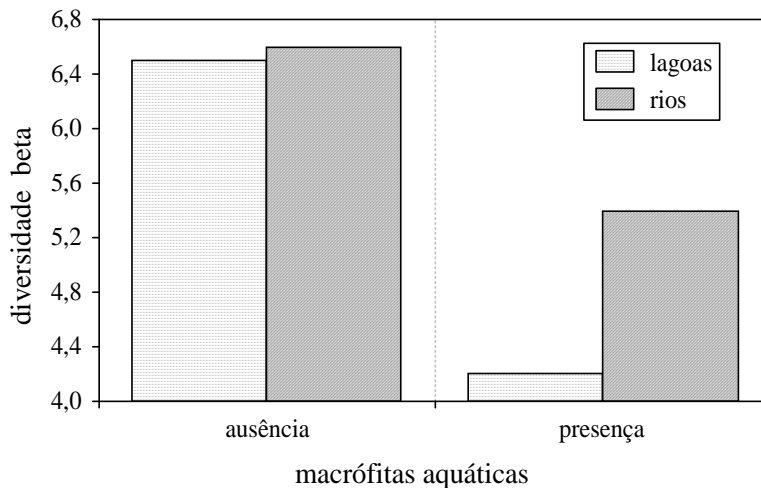


Figura 3. Influência da macrófita aquática *Eichhornia azurea* e dos tipos de ambiente sobre a variação temporal da diversidade β de tecamebas para distintos ambientes e regiões da planície de inundação do alto rio Paraná. (modificado de Velho; Lansac-Tôha; Bini, submetido)

Os rotíferos representam o grupo zooplantônico de maior riqueza nos diferentes ambientes da planície de inundação, devido ao fato de sua grande capacidade de colonização de diferentes habitats (Bonecker; Lansac-Tôha; Staub, 1994).

Estudos realizados em lagoas dessa planície mostram que diferenças na riqueza desse grupo estão relacionadas à ausência ou presença de macrófitas aquáticas. No primeiro caso, observou-se a ocorrência de 107 táxons, e na presença dessa vegetação, 120 táxons, sendo que, dentre esses últimos táxons, 27 foram exclusivos das regiões com macrófitas aquáticas (Lansac-Tôha *et al.*, 1997) (Figura 4).

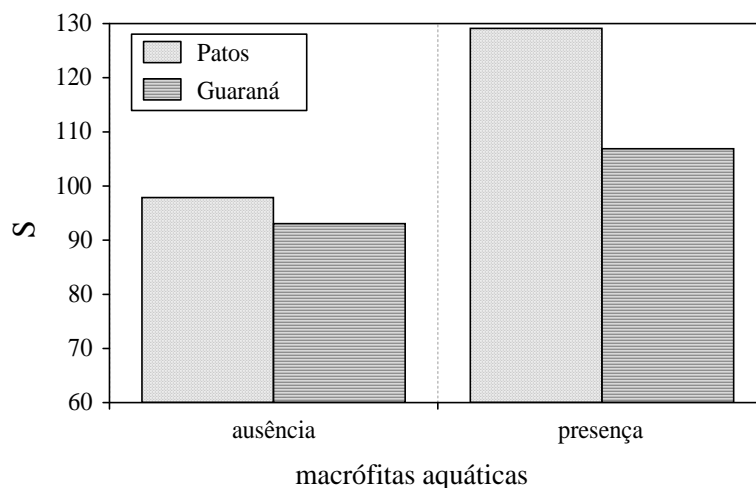


Figura 4. Influência da macrófita aquática *Eichhornia azurea* sobre a riqueza de espécies (S) de rotíferos em lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná (modificado de Lansac-Tôha *et al.*, 1997)

Os cladóceros também apresentaram maior riqueza em regiões com macrófitas aquáticas (Figura 5), devido, principalmente, à grande contribuição das famílias Chydoridae e Macrothricidae, tipicamente não planctônicas (Lima; Lansac-Tôha; Bonecker, 1996; Lansac-Tôha *et al.*, 1997). Serafim Junior *et al.* (no prelo) evidenciaram que entre as 64 espécies registradas em amostras do plâncton da planície de inundação, 51 espécies não são planctônicas, destacando-se os quidorídeos.

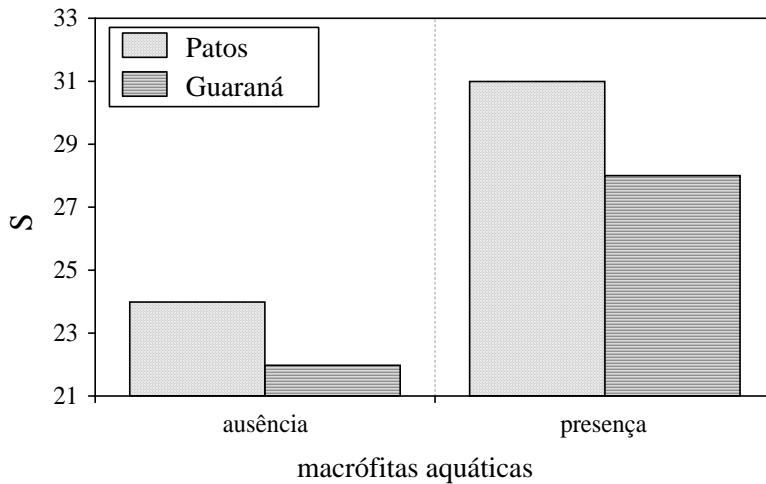


Figura 5. Influência da macrófita aquática *Eichhornia azurea* sobre a riqueza de espécies (S) de cladóceros em lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná (modificado de Lansac-Tôha *et al.*, 1997)

Por outro lado, para os copépodos, não foi possível constatar a influência das macrófitas aquáticas sobre a riqueza desse grupo no plâncton, visto que os diatomídeos são preferencialmente planctônicos. Esse fato pode estar relacionada à baixa diversidade desses organismos em ambientes aquáticos continentais.

Os resultados de abundância dos diferentes grupos zooplanctônicos também evidenciaram a importância de macrófitas aquáticas sobre a estrutura da comunidade planctônica na planície de inundação. Essa influência foi constatada, principalmente, para as tecamebas e rotíferos (Bonecker; Lansac-Tôha, 1996; Lansac-Tôha *et al.*, 1997; Lima *et al.*, 1998; Velho; Lansac-Tôha; Bini, 1999) (Figura 6a-b).

A grande contribuição de espécies não planctônicas para a densidade dos organismos no plâncton deveu-se às espécies das famílias Diffugiidae, Arcellidae, Centropyxidae (tecamebas), Lecanidae (rotíferos) e Chydoridae (cladóceros). Em relação aos copépodos, ressalta-se a baixa representatividade de espécies tipicamente não planctônicas, como constatado na riqueza.

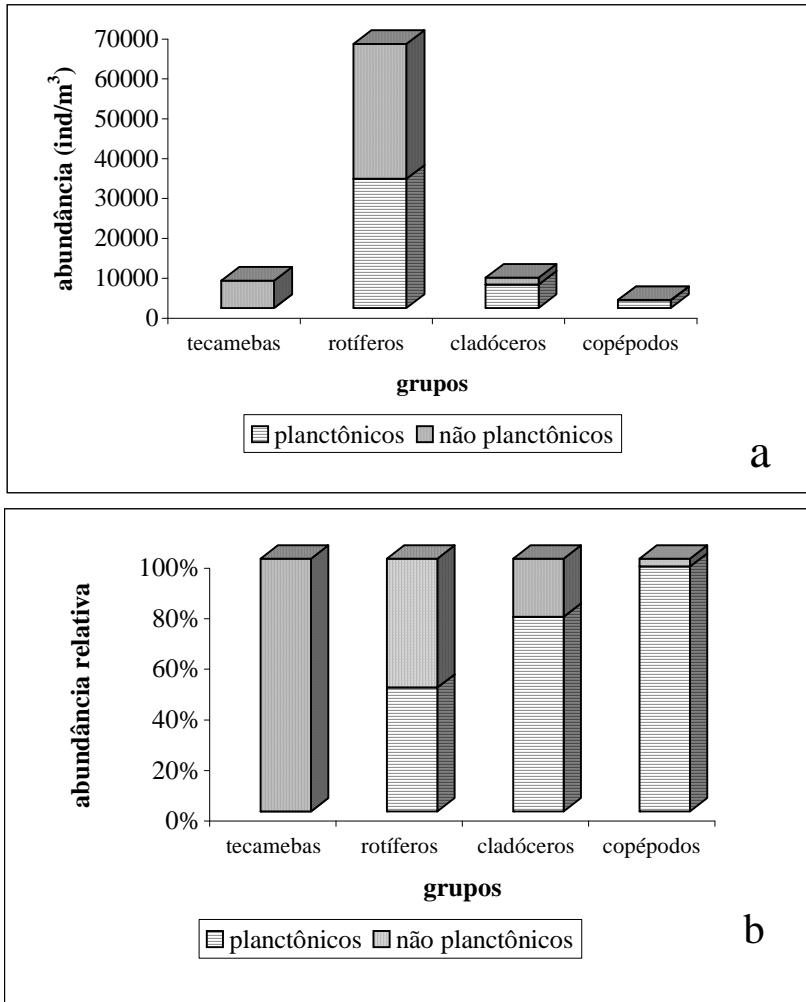


Figura 6. Abundância média (a) e abundância relativa (b) de táxons planctônicos e não-planctônicos dos diferentes grupos zooplanctônicos encontrados em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, caracterizados pela abundância de macrófitas aquáticas

Outro aspecto relevante diz respeito ao fato de as macrófitas servirem de proteção para espécies tipicamente planctônicas que, sob determinadas condições, utilizam essa vegetação como refúgio.

Em estudos sobre cladóceros associados às macrófitas da planície de inundação do alto rio Paraná, Lima (2000) evidenciou que em ambientes com menores valores de pH, condutividade elétrica, alcalinidade e oxigênio dissolvido (rios Ivinheima e Baía) essa assembléia foi

caracterizada por espécies tipicamente litorâneas. Embora esses ambientes tenham características lótic, especialmente o rio Ivinheima, é provável que um maior desenvolvimento de macrófitas aquáticas nesses ambientes de várzea, associado à grande conectividade entre os ambientes, tenham possibilitado o desenvolvimento de grandes populações de cladóceros tipicamente litorâneos (Lima, 2000).

Por outro lado, em ambientes com maior velocidade de corrente (rio Paraná), observou-se a presença de espécies planctônicas como características dessas assembléias, evidenciando a utilização das macrófitas por essas espécies como abrigo, tendo em vista que a presença de macrófitas reduz o fluxo e, portanto, o deslocamento desses organismos (Figura 7).

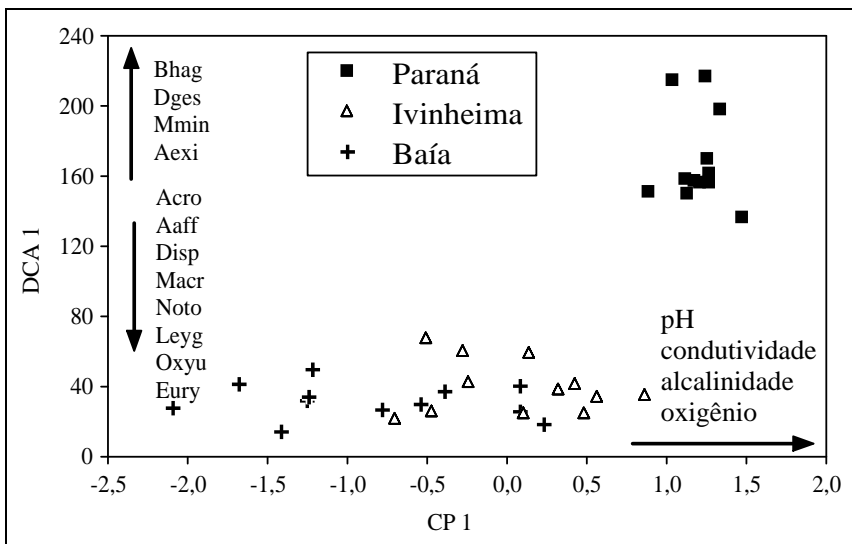


Figura 7. Relação entre os escores derivados dos primeiros eixos de uma Análise de Componentes Principais e uma Análise de Correspondência “Detrended”, aplicadas aos fatores limnológicos e abundância e composição de assembléias de cladóceros associados à macrófitas aquáticas, em distintos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (Bhag=*Bosmina hagmanni*; Dges=*Daphnia gessneri*; Mmin=*Moina minuta*; Aexi=*Alona eximia*; Acro=*Acroperus harpae*; Aaff=*Alona affinis*; Disp=*Disparalona cf. acutirostris*; Macr=*Macrothrix triserialis*; Noto=*Notoalona globulosa*; Leyg=*Leydigopsis curvirostris*; Oxyu=*Oxyurella longicauda*; Eury=*Euryalona occidentalis*) (extraído de Lima, 2000)

Considerações finais

Na planície de inundação do alto rio Paraná, as pequenas e rasas lagoas apresentam suas margens densamente colonizadas por macrófitas aquáticas. A proximidade entre as regiões pelágica e litorânea nesses ambientes e a mistura diária da coluna de água, provavelmente, favorecem a ocorrência de muitas espécies de organismos característicos da fauna associada às macrófitas aquáticas no compartimento zooplanctônico (Lansac-Tôha *et al.*, 1992, 1997; Bonecker; Lansac-Tôha, 1996; Velho; Lansac-Tôha; Bini, 1999).

Além disso, as elevadas densidades desses grupos em amostras de zooplâncton permitem considerá-los, portanto, como constituintes importantes dessa comunidade em ambientes de planície de inundação, desde que podem desempenhar, segundo Arndt (1993), importante papel nas cadeias tróficas do compartimento pelágico.

Referências

- ARNDT, H. A critical review of the importance of Rhizopods (naked and testate Amoebae) and actinopods (Heliozoa) in lake plankton. *Marine Microbial Food Webs*, Paris, v. 7, no. 1, p. 3-29, 1993.
- BONECKER, C. C.; LANSAC-TÔHA, F. A. Community structure of rotifers in two environments of the upper River Paraná floodplain (MS) - Brazil. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 325, no. 2, p. 137-150, June 1996.
- BONECKER, C. C.; LANSAC-TÔHA, F. A.; BINI, L. M. Composition of zooplankton in different environments of the Mato Grosso Pantanal, Mato Grosso [do Sul], Brazil. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., 1998, São Carlos. *Anais...* São Carlos: UFSCar, 1998. v. 3, p. 1123-1135.
- BONECKER, C. C.; LANSAC-TÔHA, F. A.; STAUB, A. Quantitative study of rotifers in different environments of the high Paraná River floodplain (MS) – Brazil. *Revista UNIMAR*, Maringá, v. 16, suplemento 3, p. 1-16, 1994.
- IVERSEN, T. M.; THORUP, J.; HANSEN, T.; LODAL, J.; OLSEN, J. Quantitative estimates and community structure of invertebrates in a macrophyte rich stream. *Archiv für Hydrobiologie*, Stuttgart, v. 102, no. 3, p. 291-301, 1985.

JEPPESEN, E.; JENSEN, J. P.; SONDERGAARD, M.; LAURIDSEN, T. Trophic dynamics in turbid and clearwater lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water clarity. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 409, p. 217-231, 1999.

LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C.; VELHO, L. F. M.; LIMA, A. F. Composição, distribuição e abundância da comunidade zooplanctônica. In: VAZZOLER, A. E. A DE M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: EDUEM, 1997. cap. 2, p. 117-155.

LANSAC-TÔHA, F. A.; LIMA, A. F.; THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C. Zooplâncton de uma planície de inundação do rio Paraná. I. Análise qualitativa e estrutura da comunidade. *Revista UNIMAR*, Maringá, v. 14, suplemento, p. 35-55, out. 1992.

LIMA, A. F. *Estrutura das assembleias de Cladocera (Crustacea) associadas à macrófitas aquáticas (Eichhornia azurea) em distintos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná*. 2000. 46 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2000.

LIMA, A. F.; LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C. Zooplankton in the floodplains of a tributary to the Paraná River in Mato Grosso do Sul, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, Lisse, v. 31, no. 2, p. 112-116, June 1996.

LIMA, A. F.; LANSAC-TÔHA, F. A.; VELHO, L. F. M.; BINI, L. M. Environmental influence on planktonic cladocerans and copepods in the floodplain of the Upper River Paraná, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, Lisse, v. 33, no. 2-3, p. 188-196, Dec. 1998.

PERROW, M. R.; JOWITT, A. J. D.; STANSFIELD, J. H.; PHILLIPS, G. L. The practical importance of the interactions between fish, zooplankton and macrophytes in shallow lake restoration. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 396, p. 199-210, Feb. 1999.

SCHEFFER, M. The effect of aquatic vegetation on turbidity; how important are the filter feeders? *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 409, p. 307-316, 1999.

SCHRIVER, P.; BØGESTRAND, J.; JEPPESEN, E.; SØNDERGAARD, M. Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 33, no. 2, p. 255-270, Apr. 1995.

SERAFIM JUNIOR, M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; PAGGI, J. C.; VELHO, L. F. M.; ROBERTSON, B. A. Cladocera fauna composition in a river-lagoon system from the upper Paraná river floodplain, with a new record for Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 63, no 3, 2003. No prelo.

SOLLBERGER, P. J.; PAULSON, L. J. Littoral and limnetic zooplankton communities in Lake Mead, Nevada - Arizona, USA. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 237, no. 3, p. 175-184, Aug. 1992.

STANSFIELD, J. H.; PERROW, M. R.; TENCH, L. D.; JOWITT, A. J. D.; TAYLOR, A. A. L. Submerged macrophytes as refuges for grazing Cladocera against fish predation: observations on seasonal changes in relation to macrophyte cover and predation pressure. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 342/343, p. 229-240, Jan. 1997.

STEPHEN, D.; MOSS, B.; PHILLIPS, G. The relative importance of top-down and bottom-up control of phytoplankton in a shallow macrophyte-dominated lake. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 39, no. 4, p. 699-713, June 1998.

VAN DEN BRINK, F. W. B.; VAN KATWIJK, M. M.; VAN DER VELDE, G. Impact of hydrology on phyto- and zooplankton community composition in floodplain lakes along the Lower Rhine and Meuse. *Journal of Plankton Research*, Oxford, v. 16, no. 4, p. 351-373, Apr. 1994.

VELHO, L. F. M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; BINI, L. M. Spatial and temporal variation in densities of testate amoebae in the plankton of the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 411, p. 103-113, 1999.

VELHO, L. F. M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; BINI, L. M. Spatial and temporal variation of α and β diversity in planktonic testate amoebae communities (Rhizopoda-Sarcodina) in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Acta Oecologica*, Paris. Submetido.

Capítulo 12

Invertebrados associados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná (Brasil)

Alice Michiyo Takeda¹, Gilza Maria de Souza-Franco^{2,3},
Sandra Maria de Melo^{3,4} e Alexandre Monkolski³

¹Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Biologia, Nupélia/GEMA. Av. Colombo, 5790, 87020-900, Maringá, Paraná. E-mail: alice@nupelia.uem.br.
²Universidade do Oeste de Santa Catarina-Chaçecó, Centro de Ciências Agro-ambientais e Alimentos, Av. Atilio Fontana, 591-E, Efapi, 89809-000, Chapecó, Santa Catarina. E-mail: gilzafranco@ibest.com.br.
³Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais - UEM, Maringá.
⁴Fundação Educacional de Araçatuba (FEA) E-mail: sandramariamelo@globo.com

Introdução

As macrófitas aquáticas têm recebido grande importância em estudos ecológicos, tanto pela sua relevância na produção aquática (Piedade; Junk; Long, 1991; Junk; Piedade, 1993; Carr; Duthie; Taylor, 1997), como sendo substrato para outros organismos, tais como bactérias, algas perifíticas (Wetzel, 1993; Cyr; Downing, 1988; cf. cap. 10), invertebrados (Bechara; Andreani, 1989; Kurashov *et al.*, 1996; Gazire; Greco; Freitas, 1997; Nessimian; Lima, 1997; cf. cap. 11) e como local de desova e

desenvolvimento de formas juvenis de peixes (Lowe-McConnell, 1987; cf. cap. 13).

O caule submerso e as raízes de macrófitas aquáticas retêm considerável quantidade de material particulado. A retenção de detritos favorece o desenvolvimento do perifíton (Dvorak; Best, 1982), que assimila muitos nutrientes disponíveis na coluna de água (Wetzel, 1993). Os detritos e o perifíton constituem um importante recurso alimentar (Dawkins; Donoglaue, 1992; Newman, 1991), determinando a ocorrência e abundância de invertebrados em macrófitas aquáticas. A fauna fitófila participa do fluxo de energia do ecossistema aquático, atuando como raspadores, filtradores e coletores de matéria orgânica (Cummins, 1992), integrando-se na dieta alimentar de algumas espécies de peixes e aves aquáticas (Cyr; Downing, 1988). Fauna fitófila é um termo utilizado neste trabalho para designar todos os animais que vivem associados às macrófitas aquáticas, podendo ser obrigatórios ou facultativos.

A vegetação aquática constitui importante habitat de invertebrados e vários estudos foram desenvolvidos na planície de inundação do médio rio Paraná na Argentina (Poi de Neiff; Neiff, 1989; Bechara; Andreani, 1989; Poi de Neiff; Bruquetas de Zozaya, 1989; Bruquetas de Zozaya; Neiff, 1991; Blanco-Belmonte, Neiff; Poi de Neiff, 1998; Poi de Neiff; Carignan, 1997), e no Brasil (Camargo; Ishii; Esteves, 1983; Strixino; Strixino, 1984; Volkmer-Ribeiro *et al.*, 1984; Delariva *et al.*, 1994; Nogueira; Esteves; Prast, 1996; Trivinho-Strixino; Gessner; Correia, 1997, 1998; Lima; Takeda; Hayashiuchi, 1998; Trivinho-Strixino; Correia; Sonoda, 2000; Souza-Franco; Takeda, 2000; Velho *et al.*, 2001; Lansac-Tôha *et al.*, 2002; Melo; Takeda; Monkolski, 2002, Souza-Franco; Takeda, submetido).

A planície de inundação do alto rio Paraná apresenta diversos tipos de vegetação ripária, formando diferentes biótopos, devido às diferenças geomorfológicas de cada habitat e conectividades com os canais principais, secundários e lagoas (Takeda; Shimizu; Higuti, 1997). Os estudos sobre as

macrófitas aquáticas desenvolvidos nesse ecossistema têm ressaltado a ocorrência de *Eichhornia azurea* (Schwartz) Kunth, *Eichhornia crassipes* (Mart) Solm, *Salvinia auriculata* Aublet e *Pistia stratiotes* L. (Bini, 1996; Pagioro; Thomaz, 1998; Pagioro; Thomaz, 1999; Bini; Thomaz; Souza, 2001).

O presente capítulo foi dividido em duas partes, sendo a primeira destinada a analisar a fauna fitófila em diferentes macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná, e a segunda para verificar a distribuição da fauna fitófila em diferentes profundidades dos segmentos de *E. azurea*.

Área estudada

A área do alto rio Paraná, no trecho compreendido entre a foz do rio Paranapanema e rio Ivinhema, apresenta ampla planície aluvial na margem direita. Foram selecionadas nove estações de amostragem (Figura 1), abrangendo ambientes lóticos (5) e lênticos (4). Todas as amostragens foram realizadas nas regiões marginais dos rios e das lagoas. Os dados discutidos neste capítulo fazem parte de artigos publicados em periódicos e dissertações (Lima; Takeda; Hayashiuchi, 1998; Souza-Franco; Takeda, 2000; Melo; Takeda; Monkolski, 2002; Souza-Franco; Takeda, submetido) e dissertações (Franco, 1999; Melo, 2000; Monkolski, 2000).

Ambientes lóticos

O rio Ivinhema (22°49'01"S; 53°33'42"W) é afluente da margem direita do rio Paraná, com velocidade de corrente de cerca de 0,85m/s. Nesse rio, a amostragem foi realizada na margem esquerda (E₁), onde foram coletadas estolões de *E. azurea*.

O canal Cortado (22°47'30"S; 53°24'37"W), com aproximadamente 1km de extensão, localiza-se à margem esquerda do rio Paraná. Esse canal é colonizado densamente por macrófitas aquáticas, especialmente *E. azurea*.

Duas estações foram consideradas no Canal Cortado: uma localizada no meio do canal (E₂), onde foram coletadas *E. azurea* e *Salvinia* sp., e outra na foz (E₃) do canal Cortado (*E. azurea*).

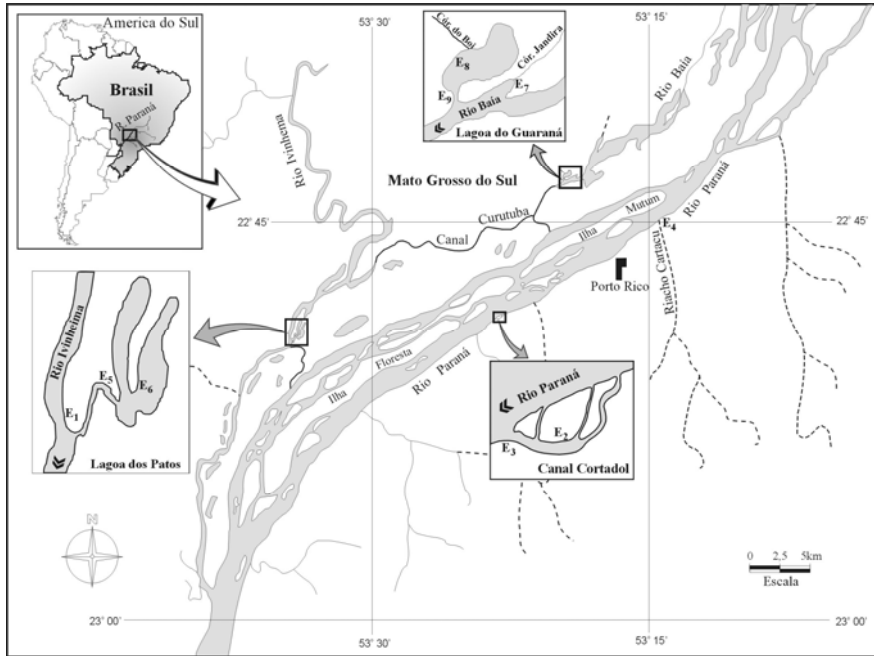


Figura 1. Área de estudo

O riacho Caracu (22°45'S; 53°15'W) é um pequeno afluente da margem direita do Rio Paraná (Pavanelli; Caramaschi, 1997). As amostragens foram realizadas na foz desse riacho (estação E₄), enfocando a fauna fitófila de *Paspalum repens* Berg (Souza-Franco; Takeda, 2000) que predomina nessa região.

Estação (E₇) está localizada na foz do rio Jandira, na margem direita do rio Baía (22° 43'S e 53°17'W), considerada como ambiente semi-lótico, colonizada por *E. azurea*.

Ambientes lânticos

A lagoa dos Patos (22°49'19"S; 53°31'33"W), localizada à margem esquerda do rio Ivinhema, é uma composição de pelo menos três lagoas de

transbordamento que formam “lagoas anexadas”, e a sua profundidade variou entre 2,8 e 4,8m, com área de aproximadamente 1,2km² (Souza Filho; Stevaux, 1997). Essa lagoa é colonizada por diversas espécies de macrófitas, sendo consideradas duas estações: estação E₅, localizada na lagoa e estação E₆, no canal de ligação entre o rio Ivinhema e a lagoa, onde foram coletadas *E. azurea* e *E. crassipes*, respectivamente.

A lagoa do Guaraná (22°43'26"S; 53°18'03"W) possui ligação direta com o rio Baía. Nessa lagoa (estação E₈) foi avaliada a fauna fitófila de *E. azurea*, e no canal que conecta a lagoa do Guaraná ao rio Baía (estação E₉), foram analisadas as assembléias de invertebrados associadas à *E. azurea* e *Pistia stratiotes*.

Comunidade fitófila de diferentes plantas

As metodologias de coletas das diferentes espécies de macrófitas aquáticas estão descritas em Souza-Franco e Takeda (2000) para *P. repens*; Lima, Takeda e Hayashiuchi (1998) para *P. stratiotes*; Souza-Franco e Takeda (submetido) e Melo, Takeda e Monkolski (2002) para *E. azurea* e *E. crassipes* e no relatório da Fundação Universidade Estadual de Maringá; PADCT/CIAMB (1995) para *Salvinia* sp.

A análise da comunidade fitófila das cinco espécies de macrófitas aquáticas, mesmo utilizando alta categoria taxonômica zoológica, mostrou algumas diferenças nas densidades dos organismos (Tabela 1).

Em ordem decrescente, as maiores densidades de invertebrados foram observadas em *P. stratiotes*, *Salvinia* sp., *E. crassipes*, *E. azurea* e *P. repens*. Possivelmente, quando comparadas com as flutuantes, as menores densidades de invertebrados nas duas últimas espécies citadas são atribuíveis às arquiteturas dessas plantas (emergentes), conferindo menor superfície relativa para a colonização.

Tabela 1. Grupos de invertebrados associados à macrófitas aquáticas em ordem decrescente de densidade (ind/100g PS)

<i>P. stratiotes</i>	Dens.	<i>Salvinia</i>	Dens.	<i>E. azurea</i>	Dens.	<i>E. crassipes</i>	Dens.	<i>P. repens</i>	Dens.
Cladocera	25618	Ostracoda	20205	Chironomidae	2229	Cladocera	3241	Chironomidae	198
Ostracoda	23410	Chironomidae	18188	Cladocera	891	Chironomidae	1891	Acariforme	139
Chironomidae	15607	Oligochaeta	18072	Ostracoda	379	Ostracoda	1298	Gastropoda	60
Oligochaeta	15448	Cladocera	13111	Copepoda	339	Copepoda	1089	Hemiptera	21
Copepoda	14401	Copepoda	4313	Oligochaeta	277	Conchostraca	544	Trichoptera	13
Acariforme	5233	Culicidae	4085	Ephemeroptera	198	Coleoptera	460	Lepidoptera	11
Conchostraca	4498	Ceratopogonidae	3178	Lepidoptera	187	Lepidoptera	435	Copepoda	10
Lepidoptera	4416	Odonata	1897	Gastropoda	159	Oligochaeta	392	Ephemeroptera	9
Amphipoda	3853	Acariforme	1735	Nematoda	107	Ephemeroptera	215	Oligochaeta	7
Coleoptera	2950	Nematoda	1710	Conchostraca	105	Acariforme	192	Hirudinea	5
Nematoda	2780	Ephemeroptera	1662	Odonata	87	Gastropoda	187	Cladocera	5
Ephemeroptera	2750	Coleoptera	962	Coleoptera	65	Ceratopogonidae	160	Simuliidae	5
Culicidae	1911	Amphipoda	558	Acariforme	64	Odonata	150	Coleoptera	4
Odonata	1597	Lepidoptera	149	Culicidae	50	Nematoda	146	Nematoda	2
Ceratopogonidae	1177	Hirudinea	94	Hirudinea	34	Hirudinea	143	Bivalvia	2
Gastropoda	719	Stratiomyidae	84	Hemiptera	33	Hemiptera	47	Odonata	2
Hemiptera	607	Conchostraca	57	Ceratopogonidae	33	Bivalvia	29	Ostracoda	1
Hirudinea	172	Trichoptera	48	Trichoptera	16	Trichoptera	9	Ceratopogonidae	1
Trichoptera	60	Hemiptera	27	Amphipoda	14	Amphipoda	7	Collembola	1
Stratiomyidae	27	Gastropoda	26	Bivalvia	4	Culicidae	5	Conchostraca	0
Collembola	19	Bivalvia	4	Collembola	2	Collembola	1	Amphipoda	0
Tabanidae	7	Collembola	3	Chaoboridae	0	Chaoboridae	1	Chaoboridae	0
Bivalvia	0	Chaoboridae	0	Simuliidae	0	Simuliidae	0	Tabanidae	0
Chaoboridae	0	Simuliidae	0	Tabanidae	0	Tabanidae	0	Culicidae	0
Simuliidae	0	Tabanidae	0	Stratiomyidae	0	Stratiomyidae	0	Stratiomyidae	0
<i>Total</i>	127.260		90.168		5.273		10.642		495

De maneira geral, observa-se que alguns grupos se destacaram quanto às densidades, entre os quais, podem-se citar: Cladocera, Ostracoda, Chironomidae e Oligochaeta.

Cladocera e Ostracoda apresentam ciclo de vida curto (Lima *et al.*, 1998; Albertoni; Würdig, 1996) e muitas espécies vivem próximas às macrófitas, onde obtêm alimento e se reproduzem. A abundância desses dois grupos em *P. stratiotes* e *Salvinia* deve estar relacionada ao menor tamanho das raízes próximas à superfície da água, portanto, onde há maior concentração de oxigênio para os microcrustáceos fitófilos, além do que, estes podem utilizar a própria planta como local de abrigo e alimentação.

As larvas de Chironomidae, consideradas como r-estrategistas, colonizam diversos tipos de habitats, toleram condições ambientais adversas (Pinder, 1982) e possuem plasticidade alimentar (Roback, 1969). Sendo essas larvas tão resistentes, são especialmente favorecidas nas plantas flutuantes onde encontram grande espectro alimentar e abrigo contra predadores.

A maioria dos indivíduos de Oligochaeta, associados às macrófitas, pertence à família Naididae, que se alimentam de algas (Brinkhurst; Cook, 1974). Essas algas proliferam muito mais próximas à superfície de água, devido à maior incidência de luz (Wetzel, 1993). Assim, a presença de Oligochaeta nas macrófitas aquáticas pode ser decorrente da ecologia trófica desses organismos.

A Análise de Componentes Principais (ACP) foi utilizada para ordenar os pontos de coleta/meses em função das densidades dos grupos taxonômicos. Para essa análise, foram desconsiderados os organismos com densidade média inferior a 3 ind./100g peso seco das plantas. Grupos como Simuliidae e Bivalvia, porém, apesar de apresentarem baixa densidade média, foram freqüentes em uma estação de amostragem e, por isso, foram também incluídos nessa análise.

Na ACP, os dois primeiros eixos com autovalores maiores do que um, explicaram 69,7 % da variabilidade total dos dados, sendo que o eixo 1 explicou 37,25 %, e o segundo, 32,02%. Através da ACP, as plantas foram discriminadas de acordo com a densidade e, em alguns casos, com a especificidade dos invertebrados por uma planta ou um grupo de plantas. A ACP mostrou a formação de quatro grupos que são descritos abaixo (Figura 2).

No agrupamento formado pelas duas espécies de *Eichhornia* (grupo I), as densidades de organismos, de maneira geral, foram intermediárias, e os grupos de invertebrados considerados (grupo I') foram de tamanhos maiores (Gastropoda e Bivalvia). Gastropoda foi um grupo abundante em *Eichhornia* (principalmente *E. azurea*), que possui uma área superficial maior quando comparada às outras plantas estudadas. A arquitetura das demais plantas possivelmente limita a abundância de Gastropoda, que se alimentam de periffiton (Lodge, 1986; Cyr; Downing, 1988).

O grupo II foi formado por *P. repens*, caracterizado pela presença de larvas de Simuliidae (grupo II') e menor densidade total de invertebrados. A presença dessas larvas em *P. repens*, provavelmente está relacionada ao tipo

de ambiente, como o do riacho Caracu, de pouca vazão, e não necessariamente à espécie de planta. As larvas de Simuliidae são filtradoras e vivem fixas no substrato (Dawson; Clinton; Ladle, 1991) e as macrófitas podem ser um importante habitat (Kaenel; Matthaei; Uehlinger, 1998).

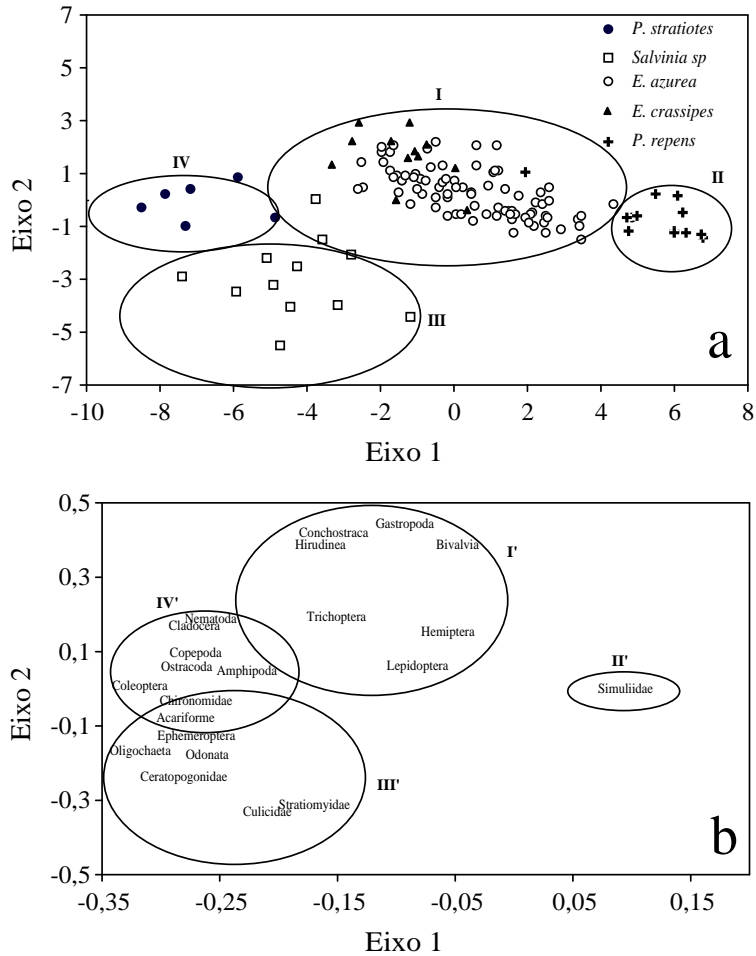


Figura 2. Escores derivados da ACP (a) e coeficientes de estrutura associados com os grupos taxonômicos(b). Autovalores: eixo 1 = 2,235 e eixo 2 = 1,924

O grupamento III foi representado por *Salvinia sp.*, e caracterizado pelos invertebrados do grupo III', ou seja, larvas de insetos, principalmente de Culicidae e Stratiomyidae. A primeira família apresentou alta densidade. Essas larvas vivem próximas à superfície da água, de onde obtêm o

oxigênio do ar, e são favorecidas pelas raízes curtas da planta, provavelmente fornecendo abrigo (proteção contra predadores). Segundo Poi de Neiff (1983), *Mansonia* (Culicidae) extrai o oxigênio do aerênquima de *P. stratiotes*. Assim, a coexistência de *Salvinia* e *P. stratiotes* no local analisado, provavelmente, é o fator responsável pela abundância de *Mansonia* em *Salvinia*.

P. stratiotes (grupo IV) apresentou a maior densidade de invertebrados, caracterizada pela abundância de microcrustáceos (Cladocera, Ostracoda, Copepoda) e Chironomidae. Esse fato está relacionado, principalmente, à maior disponibilidade de oxigênio próximo à superfície e de maior disponibilidade alimentar. Para os microcrustáceos, é importante ressaltar que muitas espécies nadam próximos à superfície e, devido à alta categoria taxonômica que não permitiu saber se as espécies eram planctônicas ou não planctônicas, foi difícil concluir sobre a causa da alta densidade nessa planta.

Fauna associada aos diferentes segmentos de *Eichhornia azurea*

Poucos estudos foram desenvolvidos para avaliar os invertebrados que colonizam macrófitas aquáticas em função de variáveis limnológicas (Humphries, 1996). Variáveis abióticas provavelmente influenciam na escolha do habitat, resultando na migração tanto horizontal como vertical de organismos entre os bancos de *E. azurea*.

A utilização dos diferentes segmentos de *E. azurea* como substrato para invertebrados pode ser influenciada principalmente pela concentração de oxigênio dissolvido (Brian-Rooke, 1984) bem como pelo hábito alimentar das espécies (Gregory, 1983). Assim, nesse item, foram discutidas as influências dos dois fatores ambientais, acima citados, sobre a fauna associada a *E. azurea*.

Através da Análise de Variância (Anova), foram constatadas diferenças significativas ($F_{2,3} = 89,82$; $P = 0,002$) na concentração de oxigênio dissolvido entre os segmentos de *E. azurea* nas diferentes profundidades. Na Figura 3, observa-se a diminuição da concentração do oxigênio à medida que se aproxima da região basal da planta.

O déficit de oxigênio é fator estressante para invertebrados aquáticos, resultando no decréscimo da densidade, predominância de espécies tolerantes às condições hipóxicas (Irmiler, 1975; Samways; Osborn; Van Heerden, 1996) e migração de organismos nadadores para a superfície (Kolar; Rahel, 1993). Isso é confirmado através da Figura 4, que demonstra um decréscimo significativo da densidade de invertebrados na região basal ($F_{2,75} = 3,51$; $P = 0,034$).

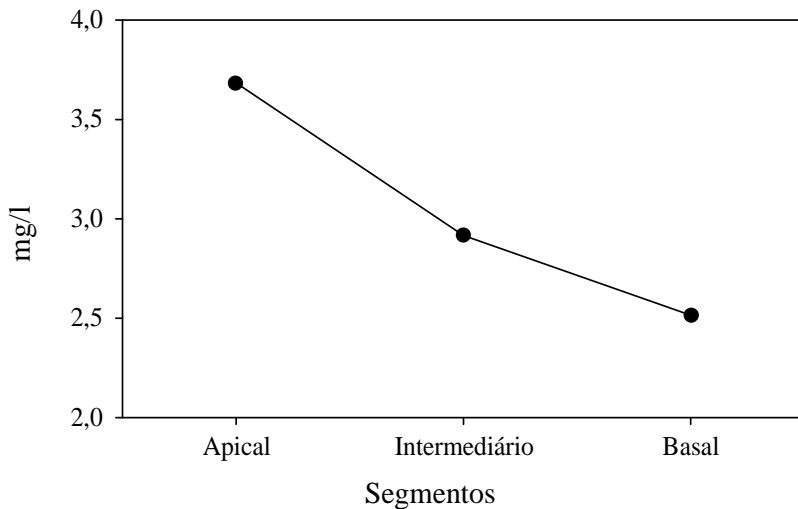


Figura 3. Concentração de oxigênio dissolvido em diferentes profundidades dos segmentos da *E. azurea*

Os invertebrados, possivelmente, buscam suprimento de oxigênio nas raízes e nos aerênquimas de *E. azurea* em condições de hipoxia, contribuindo para o aumento da densidade total. Algumas macrófitas são capazes de criar um sistema radicular oxigenado por translocação de oxigênio em seus tecidos, com a finalidade de facilitar a absorção de

nutrientes (Moore; Lafer; Funk, 1994). Esse processo pode ser importante para espécies que são fortemente influenciadas pelas concentrações de oxigênio, como Trichoptera e ninfas de Ephemeroptera.

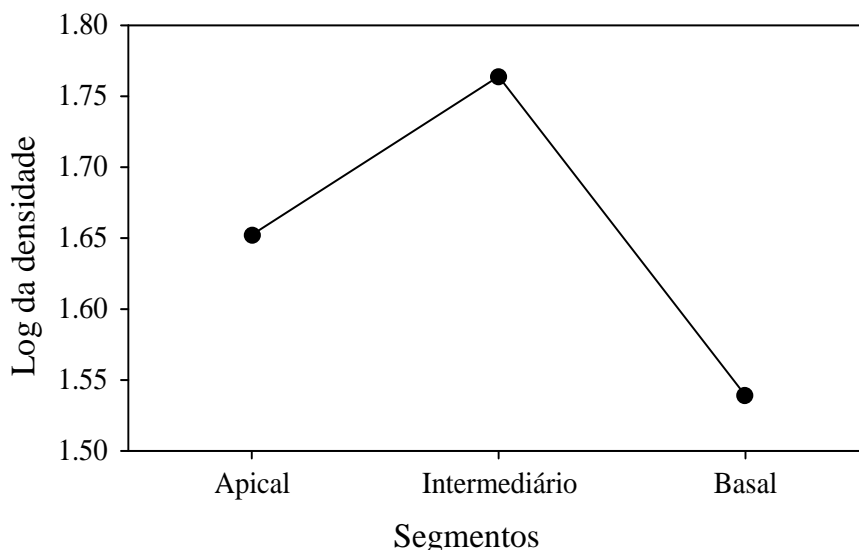


Figura 4. Densidade (log ind/100g PS) de invertebrados nos diferentes segmentos da *E. azurea*

As ninfas de Ephemeroptera do gênero *Campsurus* são importantes membros da comunidade bêntica, sendo conhecidas por construir tocas no sedimento fino (Pereira; Silva, 1991; Melo; Takeda; Büttow, 1993; Takeda; Shimizu; Higuti, 1997). As maiores densidades das espécies desse gênero ocorrem no segmento intermediário e basal da planta, devido às migrações dos indivíduos que vivem no fundo, em direção aos bancos de *E. azurea* (Melo; Takeda; Monkolski, 2002), especialmente nas fases de águas altas, quando as concentrações de oxigênio dissolvido são baixas nas lagoas. Os autores supracitados observaram que as ninfas de *Callibaetis willineri* (Ephemeroptera) nadam à procura de condições favoráveis, atingindo outros segmentos de *E. azurea*.

A região entre os segmentos apical e intermediário favorece a fauna

fitófila, devido à maior disponibilidade de oxigênio e alimento, como o perífiton (Kurashov *et al.*, 1996). Os gêneros de Ephemeroptera predominantes em *E. azurea*, *Caenis* e *Callibaetis* (Melo; Takeda; Monkolski, 2002), alimentam-se principalmente de diatomáceas e outras algas (Berner; Pescador, 1988). Assim, os resultados obtidos no presente estudo indicam que a distribuição de Ephemeroptera é determinada, de modo importante, pela distribuição do alimento.

Botts e Cowel (1993) sugerem que a abundância e distribuição de algumas espécies de Chironomidae e Oligochaeta na superfície de macrófitas também são determinadas pela presença de algas, utilizadas como importante recurso alimentar. Espécies pastadoras e herbívoras (Gastropoda, Oligochaeta, Ephemeroptera e Chironomidae) são encontradas em altas densidades na comunidade de invertebrados (Tabela 2), em segmentos próximos à superfície da água. Espécimes de Ancyliidae representam a maioria dos Gastropoda que se encontram aderidos ao caule do segmento apical do estolão de *E. azurea*. Esses moluscos são comumente conhecidos como pastadores, e consomem algas aderidas às plantas aquáticas e pedras (Brown, c1991).

No segmento basal, a principal fonte de energia para os invertebrados é composta por detritos gerados pela própria planta ou de origem alóctone. As maiores densidades de espécies detritívoras ocorreram, nesse segmento. Assim, além do desenvolvimento de algas aderidas, o acúmulo de detritos é um importante processo que aumenta a oferta de alimento para os invertebrados (Rader, 1994).

As larvas de Chironomidae aparentemente não dependem tanto de fatores ambientais como outros invertebrados. Essa família é representada por um grande número de espécies, com ciclo de vida curto; sempre haverá, portanto, algumas espécies adaptadas às condições ambientais desfavoráveis (e.g. baixas concentrações de oxigênio dissolvido).

Tabela 2. Densidade média (\bar{x}) e desvio padrão (SD) da fauna fitófila de diferentes segmentos de *E. azurea*

	Lagoa do Guaraná						Lagoa dos Patos					
	Apical		Intermediário		Basal		Apical		Intermediário		Basal	
	\bar{x}	SD	\bar{x}	SD	\bar{x}	SD	\bar{x}	SD	\bar{x}	SD	\bar{x}	SD
Nematoda	648	502	785	1.030	852	1.054	764	804	1636	1502	1.386	1.993
Oligochaeta	8.127	8.759	8.068	7743	3.855	3.539	9.597	10.746	18.050	20.562	5.655	4.697
Hirudinea	8	18	33	83	18	42	112	212	367	553	65	120
Gastropoda	245	321	137	152	70	83	156	157	624	1.123	433	891
Bivalvia	16	41	5	15	0	0	36	89	40	53	71	118
Acariformes	186	140	222	192	286	216	170	189	432	462	504	586
Conchostraca	434	559	521	691	218	264	1639	3.594	2.829	5.153	1.000	1.447
Cladocera	3.904	4.960	5.838	7.589	4.966	7.868	4.585	5.534	5.288	7.816	3.852	5.640
Calanoida	92	123	180	230	295	494	81	121	222	426	222	479
Cyclopoida	944	1.109	1437	1.472	1.147	1.447	393	333	679	788	411	289
Harpacticoida	20	27	47	136	38	61	483	1.000	277	323	32	26
Ostracoda	356	537	389	692	303	449	2.513	2.198	4.166	2.845	2.821	2.761
Amphipoda	26	37	20	55	5	8	6	16	0	0	0	0
Collembola	0	0	0	0	0	0	5	17	0	0	0	0
Ephemeroptera	1.089	2.115	619	995	218	345	1.119	1.268	934	891	102	105
Odonata	24	23	65	78	21	26	103	128	78	83	50	78
Hemiptera	49	104	43	49	23	23	23	45	23	42	3	7
Coleoptera	109	119	150	155	171	186	125	213	115	164	43	31
Culicidae	0	0	1	2	1	3	1	2	1	3	0	0
Ceratopogonidae	2	7	2	7	3	5	51	127	31	57	2	5
Chironomidae	7.763	7.789	7.215	5.562	4.083	3.883	5.532	2.746	5.006	2.130	1.854	1.079
Trichoptera	297	207	644	698	1.119	1.574	575	1.067	1.330	2.173	418	549
Lepidoptera	21	43	9	16	2	4	9	21	11	18	6	14

Pode-se concluir que a fauna fitófila difere quanto à densidade de acordo com a planta associada e da profundidade onde encontra-se o substrato, sejam raízes ou caules.

Agradecimentos

Ao Dr. Fábio A. Lansac Tôha, pela revisão do texto; e ao laboratório de Limnologia (Física e Química) do Nupélia, pelos dados abióticos da água.

Referências

- ALBERTONI, E. F.; WÜRDIG, N. L. Comunidade de ostracodes associada à macrófitas aquáticas na Lagoa do Gentil, Tramandaí, RS. *Acta Limnologica Brasiliensia*, São Paulo, v. 8, p. 103-114, 1996.
- BECHARA, J. A.; ANDREANI, N. L. El macrobentos de una laguna cubierta por *Eichhornia crassipes* en el valle de inundación del río Paraná (Argentina). *Tropical*

Ecology, Varanasi, v. 30, no. 1, p. 142-155, 1989.

BERNER, L.; PESCADOR, M. L. *The mayflies of Florida*. Rev. ed. Gainesville: University Press of Florida, 1988. 415 p., il.

BINI, L. M. Influence of flood pulse on the fitomass of three species of aquatic macrophytes in the Upper River Paraná floodplain. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, Curitiba, v. 39, n. 3, p. 715-721, set. 1996.

BINI, L. M.; THOMAZ, S. M.; SOUZA, D. C. Species richness and β -diversity of aquatic macrophytes in the Upper Paraná River floodplain. *Archiv für Hydrobiologie*, Stuttgart, v. 151, no. 3, p. 511-525, June 2001.

BLANCO-BELMONTE, L.; NEIFF, J. J.; POI DE NEIFF, A. S. G. Invertebrate fauna associated with floating macrophytes in the floodplain lakes of the Orinoco (Venezuela) and Paraná (Argentina). *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, Stuttgart, v. 26, pt. 4, p. 2030-2034, Mai 1998.

BOTTS, P. S.; COWEL, B. C. Temporal patterns of abundance of epiphytic invertebrates on *Typha* shoots in a subtropical lake. *Journal of the North American Benthological Society*, Lawrence, v. 12, no. 1, p. 27-39, Mar. 1993.

BRIAN-ROOKE, J. The invertebrate fauna four macrophytes in a lotic system. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 14, p. 507-513, 1984.

BRINKHURST, R. O.; COOK, D. G. A contribution to the taxonomy of the aquatic Oligochaeta (Haplotaxidae, Phreodrilidae, Tubificidae) of South America. *Canadian Journal of Zoology*, Ottawa, v. 65, p. 3154-3165, 1974.

BROWN, K. M. Mollusca: gastropoda. In: THORP, J. H.; COVICH, A. P. (Ed.). *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. San Diego: Academic Press, c1991. cap., 10, p. 285-314.

BRUQUETAS DE ZOZAYA, I. Y.; NEIFF, J. J. Decomposition and colonization by invertebrates of *Typha latifolia* L. litter in Chaco cattail swamp (Argentina). *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 40, no. 2, p. 185-193, May 1991.

CAMARGO, A. F. M.; ISHII, I. H.; ESTEVES, F. A. Liberação de compostos orgânicos e inorgânicos para a coluna d'água durante o processo de decomposição de duas espécies de macrófitas aquáticas tropicais. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 3., 1983, São Carlos. *Anais...*São Carlos: UFSCar, 1983. p. 87-99.

CARR, G. M.; DUTHIE, H. C.; TAYLOR, W. D. Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 59, no. 3-4, p. 195-215, Dec. 1997.

CUMMINS, K. W. Invertebrates. In: CALOW, P.; PETTS, G. E. (Ed.). *The rivers handbook: hydrological and ecological principles*. Oxford: Blackwell Scientific, 1992. v.1, cap. 11, p. 234-250.

CYR, H.; DOWNING, J. A. The abundance of phytophilous invertebrates on different species of submerged macrophytes. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 20, no. 3, p. 365-374, Dec. 1988.

DAWKINS, J.; DONOGLAUE, S. Invertebrates associated with aquatic vegetation in the river Cray. *The London Naturalist*, Chicago, v. 71, p. 71-74, 1992.

DAWSON, F. H.; CLINTON, E. M. F.; LADLE, M. Invertebrates on cut weed removed during weed-cutting operations along an English river, the River Frome. *Aquatic*

Fish, [S. l.], v. 22, p. 113-121, 1991.

DELARIVA, R. L.; AGOSTINHO, A. A.; NAKATANI, K.; BAUMGARTNER, G. Ichthyofauna associated to aquatic macrophytes in the Upper Paraná River floodplain. *Revista UNIMAR*, Maringá, v. 16, suplemento 3, p. 41-60, 1994.

DVORAK, J.; BEST, E. P. H. Macroinvertebrates communities associated with the macrophytes of Lake Vechten: structural and functional relationships. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 95, p. 115-126, 1982.

FRANCO, G. M. S. *Larvas de Odonata associadas a Eichhornia da planície aluvial do alto rio Paraná*. 1999. 35 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 1999.

FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ; PADCT/CIAMB. *Estudos ambientais na planície de inundação do rio Paraná no trecho compreendido entre a foz do rio Paranapanema e o reservatório de Itaipu - março de 1992 a fevereiro de 1995*. Maringá, 1995. v. 3. Relatório final do projeto – Apoio PADCT/CNPq-Capes.

GAZIRE, L. B.; GRECO, M. B.; FREITAS, J. E. Malacofauna associada à raiz de *Eichhornia crassipes* na represa da Pampulha, BH/MG. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., 1997, São Carlos. *Anais*. São Carlos: PPG-ERN. UFSCar, 1997. v. 1, p. 163-168.

GREGORY, S. V. Plant-herbivore interactions in stream systems. In: BARNES, J. R.; MINSHALL, G. W. *Stream ecology: application and testing of general ecological theory*. New York: Plenum Press, c1983. p. 157-189.

HUMPHRIES, P. Aquatic macrophytes, macroinvertebrate associations and water levels in a lowland Tasmanian river. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 321, no. 3, p. 219-233, Mar. 1996.

IRMLER, U. Ecological studies of the aquatic soil invertebrates in three inundation forests of Central Amazonia. *Amazoniana*, Kiel, v. 5, no. 3, p. 337-409, Nov. 1975.

JUNK, W. J.; PIEDEDE, M. T. F. Biomass and primary-production of herbaceous plant communities in the Amazon floodplain. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 263, p. 155-162, 1993.

KAENEL, B. R.; MATTHAEI, C. D.; UEHLINGER, U. Disturbance by aquatic plant management in streams: effects on benthic invertebrates. *Regulated Rivers: Research & Management*, Chichester, v. 14, no. 4, p. 341-356, July-Aug. 1998.

KOLAR, C. S.; RAHEL, F. J. Interaction of a biotic factor (predator presence) and an abiotic factor (low oxygen) as an influence on benthic invertebrate communities. *Oecologia*, Berlin, v. 95, p. 210-219, 1993.

KURASHOV, E. A.; TELESH, I. V.; PANOV, V. E.; USENKO, N. V.; RYCHKOVA, M. A. Invertebrate communities associated with macrophytes in Lake Ladoga: effects of environmental factors. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 322, no. 1-3, p. 49-55, Apr. 1996.

LANSAC-TÔHA, F. A.; VELHO, L. F. M.; HIGUTI, J.; TAKAHASHI, E. M. Cyclopidae (Crustacea, Copepoda) from the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 62, no.1, p. 125-133, 2002.

LIMA, A. F.; LANSAC-TÔHA, F. A.; VELHO, L. F. M.; BINI, L. M. Environmental influence on planktonic cladocerans and copepods in the floodplain of the Upper

River Paraná, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, Lisse, v. 33, no. 2-3, p. 188-196, Dec. 1998.

LIMA, N.; TAKEDA, A. M.; HAYASHIUCHI, M. Fauna fitófila de *Pistia stratiotes* (Araceae) da planície de inundação do alto rio Paraná (MS). In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., 1998, São Carlos. *Anais...* São Carlos: PPG-ERN, UFSCar, 1998. v. 3, p. 1259-1269.

LODGE, D. M. Selective grazing on periphyton: a determinant of freshwater gastropod microdistributions. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 16, no. 6, p. 831-841, Dec. 1986.

LOWE-MCCONNELL, R. H. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge: Cambridge University Press, 1987 (reprinted 1991). 382 p., il. (Cambridge tropical biology series).

MELO, S. M. *Ninfas de Ephemeroptera associadas a Eichhornia azurea da planície de inundação do Alto rio Paraná*. 2000. 30 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2000.

MELO, S. M.; TAKEDA, A. M.; BÜTTOW, N. C. Variação temporal de ninfas de *Campsurus violaceus* Needham & Murphy, 1924 (Ephemeroptera: Polymitarciyidae) do rio Baía (MS-Brasil). *Revista UNIMAR*, Maringá, v. 15, p. 95-107, 1993. Suplemento.

MELO, S. M.; TAKEDA, A. M.; MONKOLSKI, A. Seasonal dynamics of *Callibaetis willineri* (Ephemeroptera, Baetidae) associated with *Eichhornia azurea* (Pontederiaceae) in Guaraná Lake of the Upper Paraná River, Brasil. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 470, no. 15, p. 57-62, Feb. 2002

MONKOLSKI, A. *Invertebrados associados a Eichhornia azurea em dois ambientes lênticos da planície de inundação do Alto rio Paraná*. 2000. 31 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2000.

MOORE, B. C.; LAFER, J. E.; FUNK, W. H. Influence of aquatic macrophytes on phosphorus and sediment porewater chemistry in a freshwater wetland. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 49, no. 2-3, p. 137-148, Aug. 1994.

NESSIMIAN, J. L.; DE LIMA, I. H. A. G. Colonização de três espécies de macrófitas por macroinvertebrados aquáticos em um brejo no litoral do Estado do Rio de Janeiro. *Acta Limnologica Brasiliensia*, São Paulo, v. 9, p. 149-163, 1997.

NEWMAN, R. M. Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a review. *Journal of the North American Benthological Society*, Lawrence, v. 10, no. 2, p. 89-114, June 1991.

NOGUEIRA, F.; ESTEVES, F. A.; PRAST, A. E. Nitrogen and phosphorus concentration of different structures of the aquatic macrophytes *Eichhornia azurea* Kunth and *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth in relation to water level variation in Lagoa Infernã (São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 328, no. 3, p. 199-205, Aug. 1996.

PAGIORO, T. A.; THOMAZ, S. M. Decomposition of *Eichhornia azurea* from limnologically different environments of the Upper Paraná River floodplain. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 411, p. 45-51, 1999.

- PAGIORO, T. A.; THOMAZ, S. M. Loss of weight and concentration of carbon, nitrogen, and phosphorus during decomposition of *Eichhornia azurea* in the floodplain of the Upper Paraná River, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, v. 58, n. 4, p. 603-608, nov. 1998.
- PAVANELLI, C. S.; CARAMASCHI, É. P. Composition of the ichthyofauna of two small tributaries of the Paraná River, Porto Rico, Paraná State, Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, München, v. 8, no. 1, p. 23-31, May 1997.
- PEREIRA, S. M.; SILVA, E. R. Descrição de uma nova espécie de *Campsurus* Eaton, 1868 do sudeste do Brasil, com notas biológicas (Ephemeroptera: Polymitarcyidae: Campsurinae). *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, v. 51, n. 2, p. 321-326, maio 1991.
- PIEPADE, M. T. F.; JUNK, W. J.; LONG, S. P. The productivity of the C₄, grass *Echinochloa polystachya* on the Amazon floodplain. *Ecology*, Washington, DC, v. 72, no. 4, p. 1456-1463, 1991.
- PINDER, L. C. V. Biology of freshwater Chironomidae. *Annual Review of Entomology*, Palo Alto, v. 31, p. 1-23, 1982.
- POI DE NEIFF, A. S. G. Observaciones comparativas de la mesofauna asociada a *Pistia stratiotes* L. (Araceae) en algunos ambientes acuaticos permanentes y temporarios (Chaco, Argentina). *Physis. Sección B*, Buenos Aires, v. 41, n. 101, p. 95-102, ago. 1983.
- POI DE NEIFF, A. S. G.; BRUQUETAS DE ZOZAYA, I. Y. Efecto de las crecidas sobre las poblaciones de invertebrados que habitan macrófitas emergentes en islas del río Paraná. *Revue D'Hydrobiologie Tropicale*, Paris, v. 22, n. 1, p. 13-20, 1989.
- POI DE NEIFF, A. S. G.; CARIGNAN, R. Macroinvertebrates on *Eichhornia crassipes* roots in two lakes of the Paraná River floodplain. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 345, pt. 2-3, p. 185-196, Febr. 1997.
- POI DE NEIFF, A. S. G.; NEIFF, J. J. Dry weight loss and colonization by invertebrates of *Eichhornia crassipes* litter under aerobic conditions. *Tropical Ecology*, Varanasi, v. 30, no. 2, p. 175-182, 1989.
- RADER, R. B. Macroinvertebrates of the northern Everglades: species composition and trophic structure. *Florida Scientist*, Orlando, FL, v. 57, no. 1-2, p. 23-33, 1994.
- ROBACK, S. S. Notes on the food Tanypodinae larvae. *Entomology Newsletter*, Araras, SP, v. 80, p. 13-18, 1969.
- SAMWAYS, M. J.; OSBORN, R.; VAN HEERDEN, R. Distribution of benthic invertebrates at different depths in a shallow reservoir in the KwaZulu-Natal Midlands. *Koedoe*, Pretoria, AS, v. 39, p. 69-76, 1996.
- SOUZA FILHO, E. E.; STEVAUX, J. C. Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Curutuba, Ivinheima. In: VAZZOLER, A. E. A. DE M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). *A planície de inundação do Alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: Eduem, 1997. cap. I.1, p. 3-46.
- SOUZA-FRANCO, G. M.; TAKEDA, A. M. Invertebrates associated with *Paspalum repens* (Poaceae) at the mouth of Caracu Stream (1991-1992), affluent of the Paraná River, Porto Rico - (PR) – Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, v. 43, no. 3, p. 317-325, 2000.

SOUZA-FRANCO, G. M.; TAKEDA, A. M. Spatio-temporal variation of Odonata larvae associated with macrophytes in two flood plain lakes from the Upper Paraná River, Brazil. *Acta Scientiarum*, Maringá. Submetido.

STRIXINO, G. B.; STRIXINO, S. T. Macroinvertebrados associados a tapetes flutuantes de *Eichhornia crassipes* (Mat) Solms, de um reservatório. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 4., 1984, São Carlos. *Anais...* São Carlos: PPG-ERN. UFSCar, 1984. p. 375-391.

TAKEDA, A. M.; SHIMIZU, G. Y.; HIGUTI, J. Variações espaço-temporais da comunidade zoobêntica. In: VAZZOLER, A. E. A. DE M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). *A planície de inundação do Alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: Eduem, 1997. cap. II.3, p. 157-177.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; CORREIA, L. C. S.; SONODA, K. Phytophilous Chironomidae (Diptera) and other macroinvertebrates in the ox-bow Infernã Lake (Jataí Ecological Station, Luiz Antônio, SP, Brazil). *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, v. 60, n. 3, p. 527-535, ago. 2000.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; GESSNER, F. A.; CORREIA, L. C. S. Macroinvertebrados associados a macrófitas aquáticas das lagoas marginais da Estação Ecológica de Jataí (Luiz Antônio – SP). In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., 1997, São Carlos. *Anais...* São Carlos: PPG-ERN. UFSCar, 1997. v. 1, p. 53-60.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; GESSNER, F. A.; CORREIA, L. C. S. Macroinvertebrados associados a macrófitas aquáticas das lagoas marginais da Estação Ecológica de Jataí (Luiz Antônio-SP). In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., 1998, São Carlos. *Anais...* São Carlos: PPG-ERN. UFSCar, 1998. v. 3, p. 1189-1198.

VELHO, L. F. M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; TAKEDA, A. M.; HIGUTI, J.; SOUZA-FRANCO, G. M. Structure and dynamics of the cyclopoid copepod (Crustacea) assemblage associated with aquatic macrophytes in two lotic environments of the Upper Paraná River basin, Brazil. *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 23, no. 2, p. 349-356, Apr. 2001.

VOLKMER-RIBEIRO, C.; MOTHES DE MORAES, B.; ROSA-BARBOSA, R.; MANSUR, M. C. D.; VEITENHEIMER-MENDES, I. L. Um estudo do bentos em raízes de *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth, do curso inferior de um rio subtropical sul-americano. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, v. 44, n. 2, p. 125-132, maio 1984.

WETZEL, R. G. *Limnologia*. Tradução e prefácio de Maria José Boavida. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993. 919 p., il. Tradução do original inglês intitulado *Limnology*, 2nd ed.

Capítulo 13

Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes

**Angelo Antônio Agostinho, Luiz Carlos Gomes e
Horácio Ferreira Julio Jr.**

*Universidade Estadual de Maringá, Nupélia/Curso de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Av. Colombo 5790, 87020-900, Maringá, Paraná.
E-mail: agostinhoaa@nupelia.uem.br*

Introdução

A presença da vegetação em corpos de água é um dos principais fatores ligados à estruturação dos habitats ocupados pelas comunidades animais aquáticos. Além de seu papel na dinâmica dos nutrientes, contribui para o aumento na heterogeneidade estrutural dos habitats, afetando a diversidade biológica, as relações interespecíficas e a produtividade do sistema. A adição de complexidade estrutural ao ambiente aquático, promovido pelas macrófitas aquáticas, por exemplo, eleva a disponibilidade de abrigos para as espécies de peixes forrageiros e formas jovens daquelas de grande porte, reduzindo a taxa de mortalidade e influenciando as interações interespecíficas (Savino; Stein, 1982). As macrófitas fornecem, ainda, o substrato para o desenvolvimento de

organismos utilizados na alimentação da maioria das espécies de peixes, pelo menos durante as fases iniciais de desenvolvimento, além de servirem como locais de desova de espécies fitófilas (Dibble; Killgore; Harrel, 1996).

Os benefícios das macrófitas na estrutura das assembléias têm sido associados, segundo Miranda e Hodges (2000), ao balanceamento entre a eficiência de forrageamento dos predadores e às necessidades de refúgio da presa (Heck Jr.; Thoman, 1981; Dione; Folt, 1991); à elevação da capacidade de suporte pelas fontes de alimento resultantes do aumento na disponibilidade de substrato (Lillie; Budd, 1992), e elevação da produtividade decorrente de seu efeito positivo sobre a penetração da luz (Treibitz; Nibbelink, 1996). Esses benefícios parecem ser mais evidentes em densidades intermediárias de macrófitas.

A importância da presença das macrófitas para a diversidade específica pode ser evidenciada por um paralelo entre uma floresta tropical luxuriante e uma árida paisagem de dunas. Embora não passível de amplas comparações, isso dá uma dimensão das diferenças nas estruturas de habitats entre um corpo de água com e sem macrófitas (Scheffer, 1998). Outro paralelo que soa razoável é o da estrutura de populações animais em ambientes aquáticos dominados por uma única espécie de macrófitas e as culturas monoespecíficas na silvicultura. Em ambas as situações, a diversidade de espécies animais é reduzida.

Quando em excesso, entretanto, a eficiência de forrageamento dos predadores é prejudicada, levando à redução na biomassa destes, ao mesmo tempo que a redução na mortalidade das presas aumenta suas abundância e biomassa, fortalecendo as interações competitivas, podendo resultar em baixo crescimento (nanismo). Além disso, o excesso de macrófitas altera a qualidade da água, especialmente a concentração de oxigênio durante os meses quentes e à noite (Miranda; Driscoll; Allen, 2000), produzindo condições que podem não ser toleráveis pelos peixes e que se assemelham, em seus efeitos, à redução na eficiência do

forrageamento e à exacerbação das interações competitivas (Miranda; Hodge, 2000).

Embora os estudos do papel das macrófitas aquáticas na estrutura das assembléias de peixes tropicais sejam ainda escassos, busca-se, neste capítulo uma breve revisão do conhecimento disponível e uma avaliação das implicações do controle dessas plantas sobre a ictiofauna.

Relações com os atributos e estrutura das assembléias de peixes

Habitats espacialmente mais complexos podem incorporar uma variedade de micro-habitats que suportam uma comunidade mais diversa (Weaver; Magnuson; Clayton, 1997). Assim, a presença das macrófitas aquáticas, que adicionam complexidade na estrutura dos habitats, contribui para que o ambiente comporte uma maior riqueza de espécies.

Os benefícios advindos da estruturação promovida pelas macrófitas variam conforme a espécie de peixe considerada, a fase ontogenética e a estratégia de vida. Entretanto, como a proliferação de macrófitas afeta a qualidade da água, as interações predador-presa e o grau de influência depende da distribuição e composição dos bancos. Assim, raramente é encontrada uma relação simples entre a presença e abundância de peixes e cobertura de macrófitas. Por outro lado, a estrutura e a estabilidade das assembléias de peixes (constância, resiliência) têm sido associadas com a presença, abundância, composição específica, forma de crescimento e heterogeneidade estrutural das macrófitas (cf. Weaver; Magnuson; Clayton, 1996, para revisão).

Estudos da fauna de peixes associada a macrófitas em planícies alagáveis de rios neotropicais têm demonstrado o amplo predomínio de espécies de pequeno porte e juvenis daquelas maiores (Bonetto *et al.*,

1969; Cordivola de Yuan *et al.*, 1984; Araújo Lima *et al.*, 1986; Junk, 1973; Delariva *et al.*, 1994; Meschiatti; Arcifa; Fenerich-Verani, 2000). As espécies dominantes nos bancos de macrófitas são, geralmente, pequenos tetragonopteríneos e cheirodontíneos. Entre as mais características, destacam-se jovens e adultos de *Serrapinus*, *Hyphessobrycon*, *Hemigrammus*, *Moenkhausia*, *Characidium*, *Aphyocharax*, *Pyrrhulina* e *Roeboides* e jovens de formas sendentárias, como *Hoplias*, *Serrasalmus*, *Astyanax*, *Cichlasoma*, *Laetacara*, *Geophagus*, gymnotóides e curimatídeos, ou de grandes migradoras como *Leporinus*, *Pimelodus* e *Prochilodus*, entre outras.

Delariva *et al.* (1994) registraram 30 espécies associadas aos bancos de macrófitas em diferentes ambientes da várzea do alto rio Paraná, 70% das quais characiformes e apenas 20% siluriformes, o que contrasta com a proporção similar que esses dois grupos apresentam para o conjunto dos ambientes desse trecho da bacia (Agostinho; Júlio Junior, 1999). Delariva *et al.* (1994) registraram juvenis de 90% das espécies de peixes capturadas em bancos de macrófitas. Resultados similares foram registrados por Meschiatti, Arcifa e Fenerich-Verani (2000) na várzea do trecho médio do rio Mogi-Guaçu, bacia do rio Grande, um dos formadores do rio Paraná. Das 31 espécies registradas, 20 o foram também na planície do alto rio Paraná, situada a mais de 1000 quilômetros a jusante. Meschiatti, Arcifa e Fenerich-Verani (2000), entretanto, registraram maior número de espécies e maior abundância daquelas migradoras de longa distância, fato que pode ser explicado pelas diferenças anuais no regime de cheias e sua influência sobre o sucesso reprodutivo das espécies.

Remoções de macrófitas aquáticas constituem-se em oportunidades para avaliar o efeito da abundância destas sobre a composição das assembléias de peixes. Em um balneário do reservatório de Itaipu (município de Santa Helena) foi realizado um estudo para subsidiar o controle da população da piranha *Serrasalmus marginatus*, em razão dos freqüentes ataques a banhistas. Nos levantamentos iniciais, realizados no verão de

1987, foi identificado, entre as profundidades de 1,5 a 6,0m, uma cobertura de plantas submersas, composta essencialmente por *Chara*, ao longo de todo o balneário. Associada a essa vegetação foram registradas 25 espécies de peixes, entre as quais *S. marginatus*, que embora em baixa abundância relativa (2,4%), cuidavam de seus jovens (muitos alevinos da espécie foram capturados), o que explicava sua agressividade (Fundação Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Itaipu Binacional, 1988). A recomendação de remoções periódicas e manuais das macrófitas foi adotada e em amostragem no verão subsequente, constatou-se uma notável alteração na estrutura da assembléia de peixes na área (Figura 1). Assim, após a remoção das macrófitas, além de uma drástica redução na abundância da piranha, constatou-se a presença de apenas 10 espécies. Alterações relevantes foram também registradas na dominância, visto que a equitabilidade na distribuição (derivado do Índice de Diversidade de Shannon), em uma escala de 0 a 1, elevou-se de 0,38 para 0,81 entre os períodos.

A relação entre a abundância de macrófitas e a diversidade de peixes é, entretanto, ainda controversa. Parte dessa controvérsia relaciona-se às diferenças nas escalas espaciais empregadas nos estudos e faixas de densidade de macrófitas comparadas. Estandes de macrófitas, que em meso-escala (comparações entre lagos) são considerados como tendo uma distribuição uniforme na periferia de um dado lago, são, em uma escala mais detalhada (micro-hábitat), dispostos em agregados ou faixas separadas por áreas abertas. Assim, Cordiviola de Yuan (1980), avaliando diferentes ambientes lênticos da bacia do médio rio Paraná, detectou uma correlação negativa entre a cobertura de macrófitas e a riqueza de espécies de peixes. Por outro lado, Okada *et al.* (no prelo), avaliando as variações na diversidade específica entre lagoas temporárias da planície do alto rio Paraná, relatam que a retração da água tem um impacto maior sobre a riqueza de espécies de peixes nos ambientes com menor densidade de macrófitas.

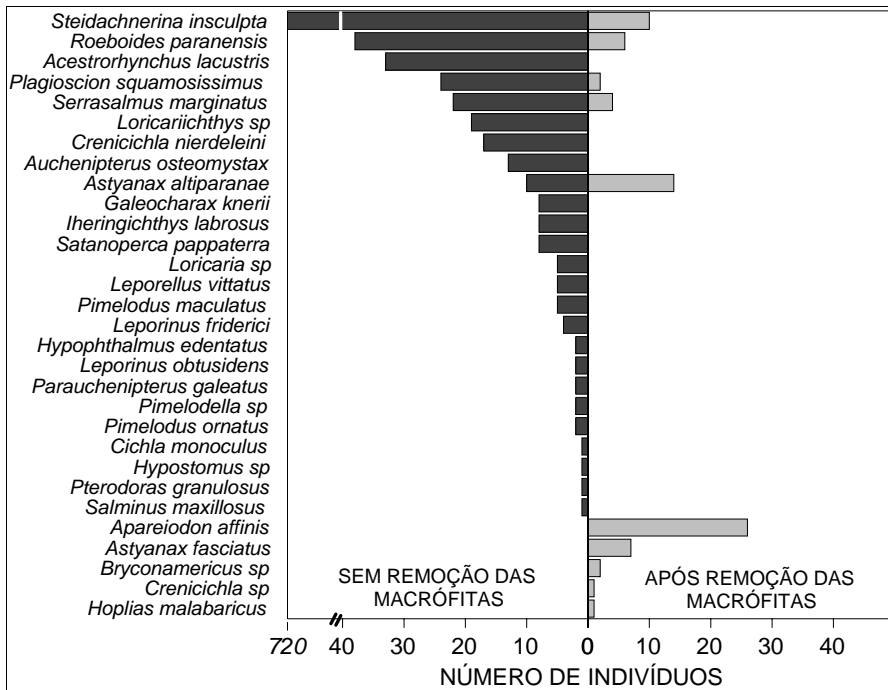


Figura 1. Composição da assembléia de peixes no balneário de Santa Helena, reservatório de Itaipu, nos anos de 1987 (sem remoção das macrófitas submersas) e 1988 (após um ano de remoção contínua de macrófitas)

Levantamentos preliminares realizados nas áreas de remanso do reservatório de Itaipu (tributários laterais), mostraram diferentes densidades de macrófitas aquáticas. A avaliação dos atributos estruturais das assembléias de peixes nessas áreas mostra que a riqueza de espécies foi mais elevada em áreas com maior densidade de macrófitas (Figura 2). Os valores do Índice de Diversidade de Shannon foram, no entanto, maiores naquelas localidades com densidades intermediárias de plantas, onde a equitabilidade foi mais elevada.

Agostinho *et al.* (2002), trabalhando em uma escala menor, ou seja, avaliando a riqueza de espécies de peixes dentro e fora de estandes de *Eichhornia azurea* em diferentes habitats lânticos da planície de inundação do rio Paraná e em períodos distintos do dia, relatam que essa foi consistentemente mais elevada no interior dos bancos (8 a 10 espécies) que

em áreas abertas (1-4 espécies). Densos estandes de macrófitas geram, entretanto, condições de hipoxia e de baixo pH que podem ser restritivas para a sobrevivência de algumas espécies e resultar em uma comunidade de peixes mais simples. Restrição com a qualidade da água são relatadas também por Miranda e Hodges (2000), que avaliaram a distribuição e abundância de *Lepomis* em baías de um reservatório eutrófico da América do Norte.

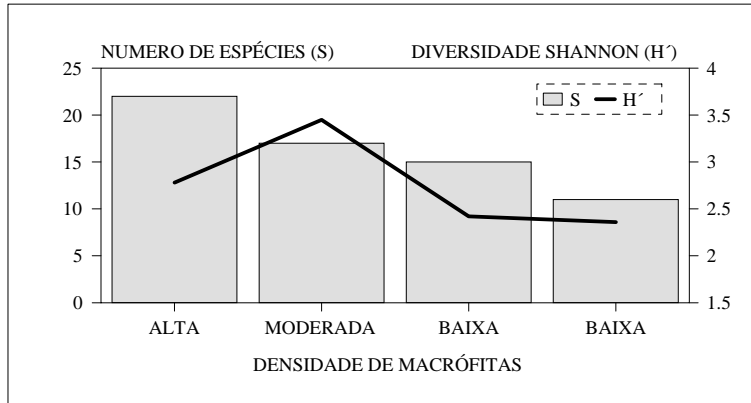


Figura 2. Riqueza de espécies (S) e diversidade específica (H') da assembléia de peixes na zonas de remanso do reservatório de Itaipu com diferentes densidades relativas de macrófitas predominantemente flutuantes, no ano de 1995 (Alta=rio São Francisco Verdadeiro; Moderada=Arroio Guaçu; Baixa=rios São Francisco Falso e Ocoi)

Também relevante nas associações da diversidade/dominância de peixes e a cobertura de macrófitas é a heterogeneidade de formas que compõem os estandes (riqueza de espécies). Uma avaliação desse tipo foi feita por Agostinho *et al.* (2002) com base em amostragens em regiões lacustres de nove reservatórios da bacia do rio Paranapanema (Figura 3). Os resultados demonstram que a riqueza de espécies e diversidade específica foram maiores em reservatórios com maior número de espécies de macrófitas. Resultados similares são evidenciados nos estudos de Delariva *et al.* (1994), nos quais os maiores valores de diversidade específica de peixes foram constatados em ambientes com maior riqueza de espécies de macrófitas. Vono e Barbosa (2001), avaliando as assembléias de peixes de dois lagos do trecho médio da bacia do rio Doce, associam a maior riqueza de espécies

em um deles apenas à abundância de macrófitas, não encontrando relação com o número de espécies de plantas aquáticas.

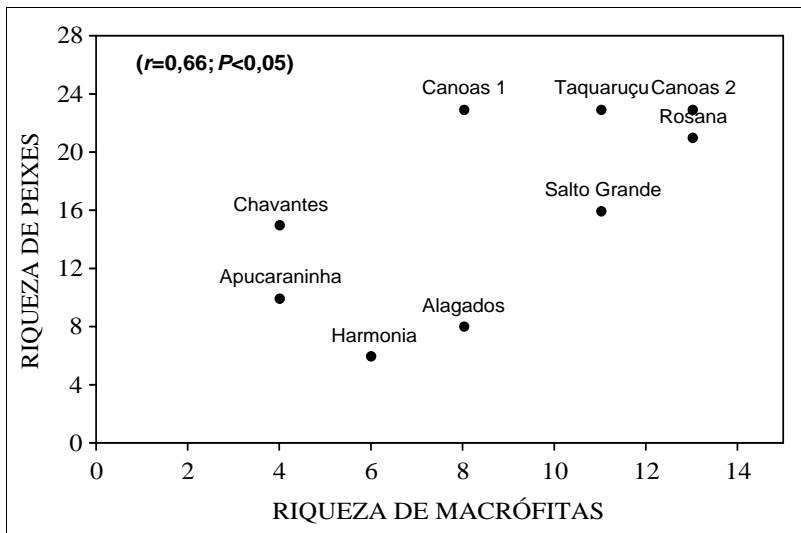


Figura 3. Relação entre a riqueza de espécies de macrófitas e de peixes em nove reservatórios da bacia do rio Paranapanema

A estrutura das assembléias de peixes é afetada não apenas pela abundância e riqueza de espécies das macrófitas aquáticas mas também pela forma pela qual os bancos estão distribuídos no ambiente. Weaver, Magnuson e Clayton (1997) reportam que populações de *Perca flavescens* apresentaram maior dominância e abundância onde a vegetação apresentou distribuição agregada, com maiores riqueza de espécies e abundância e era estruturalmente mais complexa.

A influência exercida pelas macrófitas sobre a abundância das populações de peixes depende, entretanto, da estratégia de vida de cada espécie. Experimentos envolvendo remoção de macrófitas em habitats de corredeiras na França levaram a mudanças drásticas nesses habitats, destacando-se o incremento no fluxo, que resultaram em reduções relevantes de juvenis de salmão (*Salmo salar*) e incrementos em até quatro vezes de outras espécies como *Barbatula barbatula* e *Phoxinus phoxinus* (Roussel et al., 1998).

A relação entre a densidade de macrófitas aquáticas e a abundância e

biomassa de peixes foi preliminarmente avaliada em quatro áreas de remanso do reservatório de Itaipu, localizadas nos antigos leitos dos principais rios da margem esquerda (Figura 4). Verifica-se que locais com maiores densidades de macrófitas foram também aqueles com maior abundância de peixes. Essa relação foi, todavia, mais evidente para a biomassa, visto que não foram observadas diferenças na CPUE em número, entre locais com quantidade moderada e baixa de macrófitas.

A abundância de peixes em cada categoria de ambiente, estabelecida conforme a densidade de macrófitas, variou, entretanto, conforme a espécie de peixe considerada. Assim, áreas com alta densidade de macrófitas são caracterizadas pela elevada frequência do curimba *Prochilodus lineatus*, piraicanjuba *Brycon orbignyanus*, traíra *Hoplias malabaricus*, dourado cachorro *Rhaphiodon vulpinus*, enquanto que o canivete *Apareiodon affinis*, a curvina *Plagioscion squamosissimus*, e o cará *Satanoperca pappaterra* são mais frequentes em braços com quantidade moderada ou baixa de macrófitas. A maior densidade desses peixes em áreas com elevada densidade de macrófitas indica que os efeitos dessas últimas sobre a qualidade da água, especialmente a hipoxia (Miranda; Hodges, 2000), não foram relevantes.

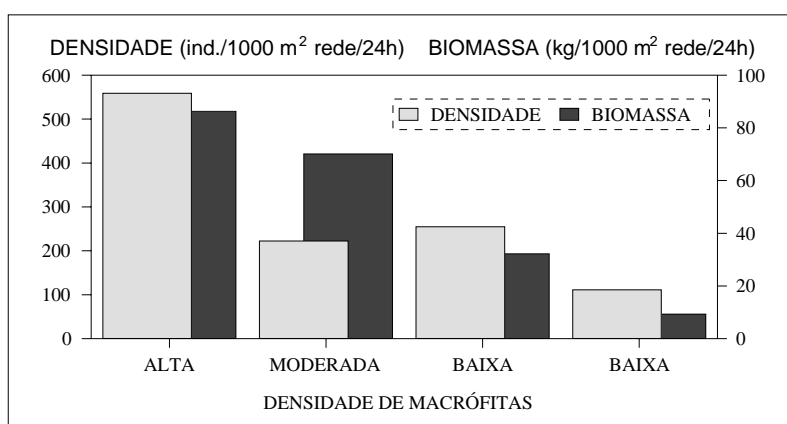


Figura 4. Abundância relativa (densidade) e biomassa de peixes nas zonas de remanso do reservatório de Itaipu com diferentes densidades relativas de macrófitas, no ano de 1995 (Alta=rio São Francisco Verdadeiro; Moderada=Arroio Guaçu; Baixa=rios São Francisco Falso e Ocoi)

Relações das macrófitas com a cadeia alimentar

A dieta de peixes neotropicais, baseada em macrófitas aquáticas, é restrita a poucas espécies. Uma análise realizada por Hahn *et al.* (1997) em 57 espécies de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná revelou que 27 delas utilizam plantas vasculares como alimento, porém, apenas oito têm dieta predominantemente herbívora (lambari *Astyanax schubarti*, piau *Leporinus friderici*, piau de lagoa *L. lacustris*, piapara *L. obtusidens*, pacu *Piaractus mesopotamicus*, armado *Pterodoras granulosus* e as piavas *Schizodon altoparanae* e *S. borelli*). Mesmo assim, a maioria dessas espécies consome grandes proporções de outros itens (podendo ser classificada como onívora), e quando apenas vegetais, tem, nas plantas incorporadas ao sistema aquático com as cheias sazonais, a principal fonte de alimento. O baixo consumo de macrófitas aquáticas pelas espécies de peixes é relatada também para a Amazônia, onde o consumo de vegetais envolve entre 10% e 30% das espécies de várzea (Merona, 1986/87; Araújo Lima; Agostinho; Fabr , 1995). Goulding, Carvalho e Ferreira (1988) associam o baixo consumo de macrófitas a uma possível toxicidez e/ou baixo valor nutricional. Entretanto, as macrófitas têm cont duo protéico elevado (13% a 18%; Howard-Williams; Junk, 1977), assemelhando-se àqueles valores registrados em sementes e, portanto, uma explica o mais parcimoniosa poderia ser a da baixa digestibilidade ou possível presença de toxinas (Araújo Lima; Agostinho; Fabr , 1995). Espécies que se alimentam de macrófitas são mais freqüentes na ictiofauna asiática e mesmo na de rios europeus (Prejs, 1978). Embora o consumo direto de macrófitas pelas espécies neotropicais seja raro, essas plantas têm importante contribui o na composi o do detrito, um dos recursos alimentares mais utilizados pelos peixes sul-americanos (Araújo Lima; Agostinho; Fabr , 1995; Agostinho; Vazzoler; Thomaz, 1995; Hahn *et al.*, 1997).

Mesmo não sendo consumidas diretamente, as macrófitas exercem

papel relevante na estrutura trófica das assembléias de peixes, quer pela maior concentração de itens alimentares que apresentam (Mittlebach, 1981), quer pelo papel regulador que exercem na relação predador-presa.

A predação tem um claro efeito sobre a estrutura de populações de presas. Há várias evidências experimentais que apontam o risco de predação como a principal força que atua na estruturação de comunidades de peixes (Persson; Eklöv, 1995). Assim, frente ao risco de predação, a presa responde com mudança de habitat e redução na atividade, com reflexos na eficiência de forrageamento, no crescimento e na sobrevivência. A estruturação do habitat promovida pelos bancos de macrófitas deve reduzir a pressão de predação. A eficiência de forrageamento do predador decresce significativamente com o aumento da complexidade do habitat em razão das restrições impostas à natação e à visualização da presa (Matthews, c1998; Priyadarshana; Asaeda; Manatunge, 2001). As macrófitas, especialmente as submersas, têm, então, um papel relevante na estruturação das interações entre piscívoros, zooplantívoros e zooplâncton (Schriver *et al.*, 1995), podendo influenciar a produtividade fitoplanctônica.

Essas interações variam, contudo, com a habilidade de forrageamento do predador e a adaptação funcional da presa (Jacobsen; Perrow, 1998). Em rios sul-americanos, por exemplo, peixes predadores têm estratégias de perseguição (dourado *Salminus maxillosus*, tucunarés *Cichla* spp, curvina *Plagioscion squamosissimus*, etc.) ou de emboscada (por exemplo, traíra *Hoplias malabaricus*), e, portanto, com diferentes habilidades de predação em ambientes estruturados ou não.

Mudanças drásticas na estrutura trófica de um lago eutrófico da Suécia são relatadas por Hargeby *et al.* (1994), onde ocorreu uma notável expansão populacional de macrófitas submersas. Como decorrência desse fato, elevaram-se a riqueza de macrozoobentos, a densidade de aves aquáticas (não apenas herbívoras), o tamanho médio dos peixes, além de

uma redução na produtividade e biomassa do fitoplâncton e na densidade de cladóceros planctônicos.

Importância das macrófitas na sobrevivência de juvenis

Os dois principais fatores utilizados para explicar a alta densidade de peixes em habitats com vegetação são a disponibilidade de alimento e o abrigo contra a predação (Rozas; Odum, 1988). Esses são fatores preponderantes para o uso de tais ambientes pelos juvenis de grande número de espécies de peixes tropicais. As fases iniciais de desenvolvimento dos peixes são críticas para o recrutamento de novos indivíduos aos estoques, dado que o conjunto de predadores e, portanto, os riscos de mortalidade, são muito maiores nestas fases. Assim, o elevado risco de predação dos juvenis explica grande parte das complexas estratégias de vida adotadas pelas diferentes espécies de peixes visando reduzir a mortalidade natural. Nesse sentido, juvenis requerem, mais que os adultos, ambientes bem estruturados e com alta disponibilidade de alimento para que possam evitar predadores e, ao mesmo tempo, crescer, o que reduz o número de predadores potenciais.

Mesmo espécies predadoras, em suas fases jovens, podem reduzir a taxa de canibalismo em ambientes estruturados com plantas aquáticas. O papel das macrófitas aquáticas na sobrevivência de predadores tem sido relatada para juvenis do lúcio *Esox lucius*, uma espécie com estratégia alimentar similar à das traíras neotropicais. Para essa espécie, o canibalismo é a principal fonte de mortalidade e, na ausência de vegetação, poucos sobrevivem ao primeiro ano de vida. Isto explica a grande diferença em tamanho do lúcio de lagos com vegetação daqueles desprovidos de plantas aquáticas. Nos primeiros, o indivíduos são grandes, enquanto que, nos segundos apresentam-se em altas densidades e têm

tamanho menor (Scheffer, 1998).

Estudos conduzidos na bacia do alto rio Paraná (Delariva *et al.*, 1994) registraram 30 espécies associadas aos bancos de macrófitas, compostas por jovens e adultos de espécies de pequeno porte e forma imaturas daquelas de grande porte, incluindo as migradoras. Para mais da metade das espécies foram registrados apenas os juvenis. Resultados similares são apresentados por Meschiatti, Arcifa e Fenerich-Verani (2000) para lagos de planícies alagáveis.

As características morfológicas das diferentes espécies de macrófitas podem variar consideravelmente, resultando em distintas arquiteturas, o que certamente influenciam a distribuição de invertebrados (alimento) e peixes, bem como o risco de predação (Matthews, c1998; Grenouillet; Pont, 2001). Quantificar a complexidade estrutural de vários habitats formados pelas macrófitas seria muito útil para o entendimento do uso da vegetação por diferentes tamanhos de jovens de peixes. Essa é, entretanto, uma tarefa difícil, e as publicações existentes usam metodologias diferenciadas e não comparáveis. Nesse sentido, Grenouillet e Pont (2001) sugerem que índices de cobertura e medições de penetração de luz são boas variáveis que podem expressar a complexidade dos bancos de macrófitas.

Implicações do controle de macrófitas

As plantas aquáticas são comuns à maioria dos corpos de água tropicais e constituem parte essencial de sua ecologia. Sua importância para as assembléias de peixes é de tal monta que seu manejo constitui uma das técnicas de manejo dos recursos pesqueiros, tendo importantes implicações na (i) redução das pressões de predação e competição; (ii) aumento na capacidade biogênica do ambiente; (iii) incremento do

potencial reprodutivo das espécies; e iv) elevação da taxa de sobrevivência (Summerfelt, 1993).

Esse tipo de manejo baseia-se no fato de que as macrófitas têm papel destacado na manutenção de muitas espécies, quer por fornecer abrigo às forrageiras e às formas jovens, quer por servir de substrato a organismos utilizados em sua alimentação (Esteves, 1988; Bettoli *et al.*, 1993; Araújo Lima; Agostinho; Fabr , 1995; Agostinho; Vazzoler; Thomaz, 1995; cf. caps. 10, 11 e 12). A abundância de macrófitas relaciona-se, portanto,   razão predador-presa, à taxa de sobrevivência inicial de diversas espécies de peixes (Savino; Stain, 1982; Bettoli *et al.*, 1992) e algumas espécies tropicais fazem posturas em suas partes submersas. Além disso, as macrófitas ainda exercem influência na qualidade dos habitats. Assim, em riachos e ribeirões de águas rápidas, as plantas enraizadas promovem a redu o da velocidade da água e suas raízes ancoram cascalhos e pedras do leito, tornando-os mais habitáveis por invertebrados, que alimentam os peixes (Templeton, 1995). Em reservatórios, absorvem o impacto das ondas, reduzindo o processo erosivo nas margens e, conseqüentemente, a turbidez, que afeta a produtividade do corpo d'água e a viabilidade dos ovos de peixes. Os detritos de plantas constituem importante fonte alimentar para invertebrados e muitas espécies de peixes neotropicais.

Dibble, Killgore e Harrel (1996) relatam que níveis intermediários de plantas permitem uma maior riqueza de espécies, sendo mais adequados ao crescimento e   sobrevivência de peixes. Entretanto, quando em excesso, as plantas aquáticas interferem na produtividade planctônica, na qualidade da água e na atividade de pesca. Nesses casos, o controle   necessário.

Os métodos de controle, em geral pouco eficientes em ecossistemas neotropicais, podem ser agrupados em três categorias, ou seja, métodos mecânicos, químicos e biológicos (cf. Noble, 1980; Summerfelt, 1993; Bettoli *et al.*, 1993).

O controle mecânico, através de corte e remoção, tem se tornado mais efetivo com o desenvolvimento de novos equipamentos. Continua, entretanto, caro, trabalhoso e sendo um processo sem fim, como o da manutenção de um gramado. Por outro lado, não apresenta os inconvenientes do uso de agentes químicos e biológicos, além da remoção da vegetação se constituir em uma ferramenta para a remoção de nutrientes e melhorias na qualidade da água.

O controle químico, que envolve o uso de herbicidas em meio aquático, tem o inconveniente do elevado custo para grandes corpos de água e a ação limitada ao ano de aplicação, além, obviamente, das limitações impostas à qualidade da água para outros usos (abastecimento humano e de animais, recreação, irrigação, pesca etc.).

O controle biológico, realizado em geral com espécies herbívoras, têm sido efetivo em alguns pequenos corpos de água, porém, sua efetividade é assunto controverso, visto que envolve, geralmente, o emprego de espécies exóticas. Seu uso em grandes corpos de água, entretanto, além da baixa eficácia, implica em riscos para a fauna nativa, pela possibilidade de introdução de doenças (fauna acompanhante), competição, predação ou alterações descontroladas nos habitats.

Recentemente, têm sido constatados problemas com a proliferação massiva de macrófitas na operação de algumas hidrelétricas brasileiras. Esses problemas, causados principalmente por *Egeria densa*, envolvem, geralmente, aqueles reservatórios posicionados ao final de uma série deles, em tributários do rio Paraná (Jupiá, Rosana) e no rio São Francisco (Paulo Afonso) (Thomaz; Bini, 1999). Os vultuosos custos envolvidos na solução de problemas operacionais nas turbinas, especialmente em Jupiá (cf. cap. 15), têm levado o setor elétrico a buscar alternativas de controle da macrófitas. Antes do controle, contudo, devem ser considerados os níveis a partir dos quais a abundância das macrófitas aquáticas pode ser considerada problema, em relação ao uso múltiplo dos reservatórios.

Assim, certa abundância de macrófitas parece ser essencial para a manutenção de uma elevada riqueza de espécies e biomassa de peixes.

Referências

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JÚNIOR, H. F. Peixes da bacia do alto rio Paraná. In: LOWE-MCCONNELL, R. H. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. Tradução: Anna Emília A. de M. Vazzoler, Angelo Antônio Agostinho, Patrícia T. M. Cunningham. São Paulo: EDUSP, 1999. cap. 16, p. 374-400. (Coleção base). Título do original em inglês: Ecological studies in tropical fish communities.

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; BALTAR, S. L. S. M. A.; GOMES, L. C. Influence of aquatic macrophytes on fish assemblages structure of the Upper Paraná River Floodplain (Brazil). In: DUTARTRE, A.; MONTEL, M. H. (Ed.). *Aquatic Weeds. Proceedings of the 11th EWRS International Symposium on Aquatic Weeds*. Moliet et Maâ: Cemagref-EWRS, 2002. p. 69-72.

AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A. DE M.; THOMAZ, S. M. The High River Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Ed.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995. p. 59-103.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; AGOSTINHO, A. A.; FABRÉ, N. N. Trophic aspects of fish communities in brazilian rivers and reservoirs. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Ed.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995. p. 105-136.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; FORSBERG, B. R.; VICTORIA, R.; MARTINELLI, L. Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon. *Science*, Washington, DC, v. 234, p. 1256-1258, 1986.

BETTOLI, P. W.; MACEINA, M. J.; NOBLE, R. L.; BETSILL, R. K. Piscivory in largemouth bass as a function of aquatic vegetation abundance. *North American Journal of Fisheries Management*, Bethesda, v. 12, no. 3, p. 509-516, 1992.

BETTOLI, P. W.; MACEINA, M. J.; NOBLE, R. L.; BETSILL, R. K. Response of a reservoir fish community to aquatic vegetation removal. *North American Journal of Fisheries Management*, Bethesda, v. 13, no. 1, p. 110-124, 1993.

BONETTO, A. A.; CORDIVIOLA DE YUAN, E.; PIGNALBERI, C.; OLIVEROS, O. Ciclos hidrológicos del río Parana y las poblaciones de peces contenidas en las cuencas temporarias de su valle de inundación. *Physis*, Buenos Aires, v. 29, n. 78, p. 213-223, oct. 1969.

CORDIVIOLA DE YUAN, E. Campaña limnológica "Keratella I" en el río Paraná Medio: Taxocenosis de peces de ambientes leníticos. *Ecología*, Buenos Aires, v. 4, p. 103-113, 1980.

CORDIVIOLA DE YUAN, E.; OLDANI, N.; OLIVEROS, O.; PIGNOBERI, C. Aspectos limnológicos de ambientes próximos a la ciudad de Santa Fe (Paraná Medio):

populaces de peces ligados a la vegetation. *Neotropica*, La Plata, v. 30, n. 84, p. 27-139, 1984.

DELARIVA, R. L.; AGOSTINHO, A. A.; NAKATANI, K.; BAUMGARTNER, G. Ichthyofauna associated to aquatic macrophytes in the upper Paraná River floodplain. *Revista UNIMAR*, Maringá, v. 16, suplemento 3, p. 41-60, 1994.

DIBBLE, E. D.; KILGORE, K. J.; HARREL, S. L. Assessment of fish-plant interactions. In: MIRANDA, L. E.; DEVRIES, D. R. (Ed.). *Multidimensional approaches to reservoir fisheries management*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1996. p. 357-372. (American Fisheries Society Symposium, 16).

DIONNE, M.; FOLT, C. L. An experimental analysis of macrophyte growth forms as fish foraging habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Ottawa, v. 48, no. 1, p. 123-131, Jan. 1991.

ESTEVEZ, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1988. 575 p., il.

FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/Itaipu Binacional. *Levantamento ictiofaunístico na prainha de Santa Helena (período: 12-13 de janeiro/88)*. Maringá, 1988. 17 p., il.

GOULDING, M.; CARVALHO, M. L.; FERREIRA, E. G. *Rio Negro, rich life in poor water: Amazonian diversity and foodchain ecology as seen through fish communities*. The Hague, The Netherlands: SPB Academic, 1988. 200 p., il.

GRENOUILLET, G.; PONT, D. Juvenile fishes in macrophyte beds: influence of food resources, habitat structure and body size. *Journal of Fish Biology*, London, v. 59, no. 4, p. 939-959, Oct. 2001.

HAHN, N. S.; ANDRIAN, I. F.; FUGI, R.; ALMEIDA, V. L. L. Ecologia trófica. In: VAZZOLER, A. E. A. DE M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: EDUEM, 1997. cap. II, 5, p. 209-228.

HARGEBY, A.; ANDERSSON, G.; BLINDOW, I.; JOHANSSON, S. Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during a dominance shift from phytoplankton to submerged macrophytes. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 279/280, p. 83-90, 1994.

HECK Jr., K. L.; THOMAN, T. A. Experiments on predator-prey interactions in vegetated aquatic habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Amsterdam, v. 53, p. 125-134, 1981.

HOWARD-WILLIAMS, C.; JUNK, W. The chemical composition of central Amazonian aquatic macrophytes with special reference to their role in the ecosystem. *Archiv für Hydrobiologie*, Stuttgart, v. 79, p. 446-464, 1977.

JACOBSEN, L.; PERROW, M. R. Predation risk from piscivorous fish influencing the diel use of macrophytes by planktivorous fish in experimental ponds. *Ecology of Freshwater Fish*, Copenhagen, v. 7, no. 2, p. 78-86, June 1998.

JUNK, W. J. Investigations on the ecology and production-biology of the "floating meadows" (*Paspalo-Eschinochloetum*) on the Middle Amazon. Part II. The aquatic fauna in the root zone of floating vegetation. *Amazoniana*, Kiel, v. 4, nr. 1, p. 9-102, März 1973.

LILLIE, R. A.; BUDD, J. Habitat architecture of *Myriophyllum spicatum* L. as an index

to habitat quality for fish and macroinvertebrates. *Journal of Freshwater Ecology*, Holmen, v. 4, p. 113-121, 1992.

MATTHEWS, W. J. *Patterns in freshwater fish ecology*. New York, NY: Chapman & Hall, c1998. 756 p., il.

MERONA, B. DE. Aspectos ecológicos da ictiofauna no baixo Tocantins. *Acta Amazônica*, Manaus, v. 16/17 (n. único), p. 109-124, 1986/87.

MESCHIATTI, A. J.; ARCIFA, M. S.; FENERICH-VERANI, N. Fish communities associated with macrophytes in Brazilian floodplain lakes. *Environmental Biology of Fishes*, Dordrecht, v. 58, no. 2, p. 133-143, June 2000.

MIRANDA, L. E.; DRISCOLL, M. P.; ALLEN, M. S. Transient physicochemical microhabitats facilitate fish survival in inhospitable aquatic plant stands. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 44, no. 4, p. 617-628, Aug. 2000.

MIRANDA, L. E.; HODGES, K. B. Role of aquatic vegetation coverage on hypoxia and sunfish abundance in bays of a eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 427, p. 51-57, 2000.

MITTELBACH, G. G. Patterns of invertebrate size and abundance in aquatic habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Ottawa, v. 38, no. 8, p. 896-904, Aug. 1981.

NOBLE, R. L. Management of lakes, reservoirs, and ponds. In: LACKEY, R. T.; NIELSEN, L. A. (Ed.) *Fisheries management*. Oxford: Blackwell Scientific, 1980. cap. 12, p. 265-296.

OKADA, E. K.; AGOSTINHO, A. A.; PETRERE JUNIOR, M.; PENCZAK, T. Factors affecting fish diversity and abundance in drying pools and lagoons in the upper Paraná river basin, Brazil. *Ecohydrology & Hydrobiology*. No prelo.

PERSSON, L.; EKLÖV, P. Prey refuges affecting interactions between piscivorous perch and juvenile perch and roach. *Ecology*, Washington, DC, v. 76, no. 1, p. 70-81, Jan. 1995.

PREJS, A. Lake macrophytes as the food of roach (*Rutilus rutilus* L.) and rudd (*Scardinius erythrophthalus* L.). II. Daily intake of macrophyte food in relation to body size of fish. *Ekologia Polska*, Lomianki, v. 26, p. 537-553, 1978.

PRIYADARSHANA, T.; ASAEDA, T.; MANATUNGE, J. Foraging behaviour of planktivorous fish in artificial vegetation: the effects on swimming and feeding. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 442, p. 231-239, Jan. 2001.

ROUSSEL, J. M.; BARDONNET, A.; HAURY, J.; BAGLINIERE, J. L.; PREVOST, E. Aquatic plant and fish assemblage: a macrophyte removal experiment in stream riffle habitats in a lowland salmonid river (Brittany, France). *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*, Boves, n. 350-351, p. 693-709, 1998.

ROZAS, L. P.; ODUM, W. E. Occupation of submerged aquatic vegetation by fishes: testing the roles of food and refuge. *Oecologia*, Berlin, v. 77, p. 101-106, 1988.

SAVINO, J. F.; STEIN, R. A. Predator-prey interaction between largemouth bass and bluegills as influenced by simulated, submersed vegetation. *Transactions of the American Fisheries Society*, Bethesda, v. 111, no. 3, p. 255-266, May 1982.

SCHEFFER, M. *Ecology of shallow lakes*. London: Chapman & Hall, 1998. 357 p., il. (Population and community biology series, 22).

SCHRIVER, P.; BØGESTRAND, J.; JEPPESEN, E.; SØNDERGAARD, M. Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 33, no. 2, p. 255-270, Apr. 1995.

SUMMERFELT, R. C. Lake and reservoir habitat management. In: KOHLER, C. C.; HUBERT, W. A. (Ed.). *Inland fisheries management in North America*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1993. cap. 10, p. 231-261.

TEMPLETON, R. G. (Ed.). *Freshwater fisheries management*. Oxford, England: Fishing News Books, 1995. 241 p., il.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: um estudo na represa de Itaipu. In: HENRY, R. (Ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO; São Paulo: FAPESP, 1999. cap. 20, p. 597-626.

TREBITZ, A. S.; NIBBELINK, N. Effect of pattern of vegetation removal on growth of bluegill: a simple model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Ottawa, v. 53, no. 8, p. 1844-1851, Aug. 1996.

VONO, V.; BARBOSA, F. A. R. Habitats and littoral zone fish community structure of two natural lakes in southeast Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, Dordrecht, v. 61, no. 4, p. 371-379, Aug. 2001.

WEAVER, M. J.; MAGNUSON, J. J.; CLAYTON, M. K. Distribution of littoral fishes in structurally complex macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Ottawa, v. 54, no. 10, p. 2277-2289, Oct. 1997.

WEAVER, M. J.; MAGNUSON, J. J.; CLAYTON, M. K. Habitat heterogeneity and fish community structure: inferences from North Temperate Lakes. In: MIRANDA, L. E.; DEVRIES, D. R. (Ed.). *Multidimensional approaches to reservoir fisheries management*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1996. p. 335-346. (American Fisheries Society Symposium, 16).

Capítulo 14

Colonização e regressão da comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório da UHE Serra da Mesa - Goiás

Rodrigo De Filippo*

Furnas Centrais Elétricas S.A. Rua Real Grandeza 219 Bloco C Sala 1205, 20271-120, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, E-mail: defilipp@furnas.com.br

Introdução

A invasão do espelho d'água por plantas aquáticas flutuantes, ainda durante a etapa de enchimento, ou mesmo durante os primeiros anos de operação da usina, é fato comum na grande maioria dos reservatórios já construídos em todo o mundo; entretanto a magnitude do evento pode causar tanto surpresa quanto decepção em relação às previsões de impacto, uma vez que as hipóteses de ocupação ainda estão sendo discutidas. Thomaz e Bini (1999) apresentam um amplo panorama sobre os fatores de crescimento de macrófitas aquáticas em lagos e reservatórios (cf. cap. 3).

É consenso que a disponibilidade de nutrientes, durante o enchimento e nos primeiros meses de operação, é um dos principais

THOMAZ, S.M. & BINI, L.M. *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2003.

fatores que proporcionam o crescimento de macrófitas em reservatórios. A morfologia do espelho d'água, a morfometria e a densidade da vegetação parcialmente inundada também contribuem tanto para a expansão das assembléias quanto para a restrição de sua ocupação. A profundidade, por exemplo, impõe limites ao crescimento das plantas enraizadas, ao passo que as flutuantes ficam sujeitas ao vento e às ondas em áreas abertas (Little, 1966).

Este capítulo pretende abordar os aspectos que favoreceram o crescimento de *Salvinia* spp e *Pistia stratiotes* no reservatório da UHE Serra da Mesa, bem como as causas de seu desaparecimento.

Descrição do reservatório

A UHE Serra da Mesa, construída por Serra da Mesa Energia S.A. e Furnas Centrais Elétricas S. A., localiza-se ao norte do Estado de Goiás (Figura 1), entre os municípios de Minaçu e Cavalcante. Seu principal contribuinte é o rio Maranhão, denominado Tocantins a partir da confluência com o Tocantinzinho, cerca de 10 km a montante da barragem. As características morfométricas do lago, no nível máximo operacional, são:

Área máxima prevista: 1784km²;

Volume: 54.400 x 10⁶ m³;

Profundidade média: 30m;

Profundidade máxima: 130m;

Cota máxima operacional: 460,00m;

Cota máxima do enchimento: 448,93m;

Tempo de residência: aproximadamente 760 dias.

Projetado para regularizar a vazão do rio Tocantins, o reservatório pode ter variação de nível de até 43m, mas a flutuação média anual é de aproximadamente 10m.

A superfície do lago tem forma alongada com poucos braços e grande desenvolvimento de margem, devido ao relevo acidentado que o contorna. Serra da Mesa é o maior volume de água represado do país. O terço superior do espelho d'água é sinuoso e estreito, com largura entre 1 e 2km. Após um estrangulamento do relevo a jusante da foz do rio Castelão, a superfície do lago fica mais ampla, chegando a 5km de largura. Poucas ilhas podem ser encontradas. O braço do rio Bagagem é o mais importante, com extensão de cerca de 40km e largura máxima de 14km, ao nível da cota máxima operacional.

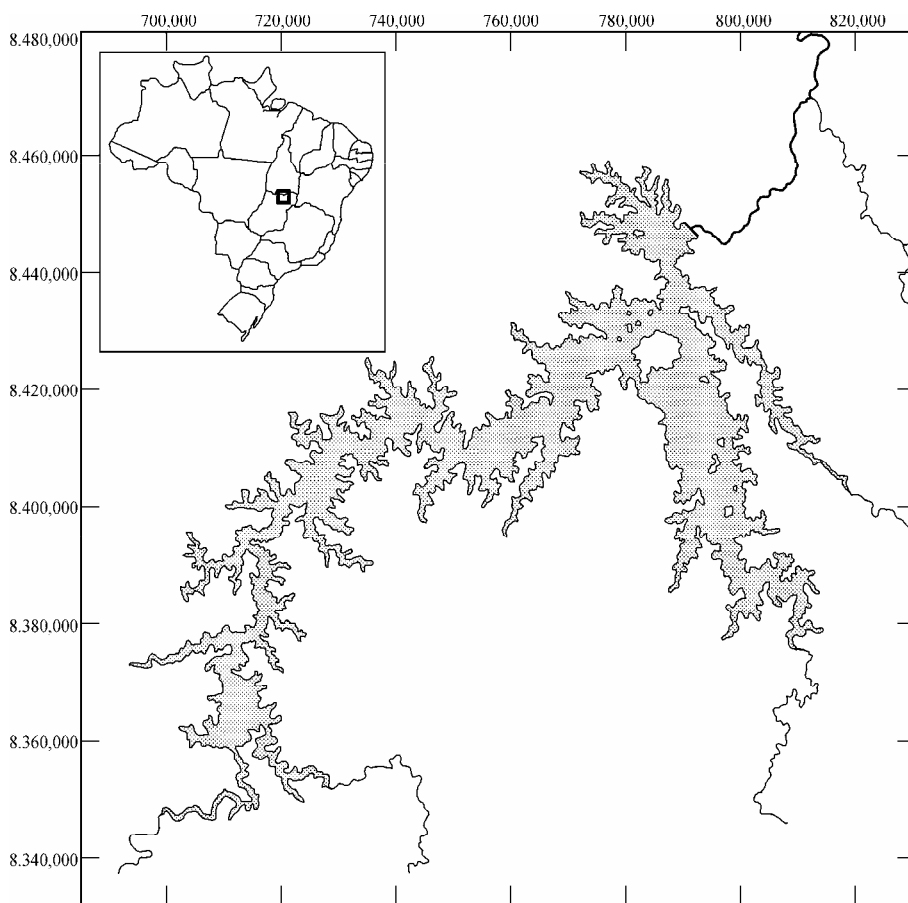


Figura 1. Localização da UHE Serra da Mesa

A cobertura vegetal predominante é de campo cerrado, substituído em grandes áreas por pastagens. Não se observam paliteiros como nos reservatórios amazônicos. Poucas árvores ficaram parcialmente expostas, restritas às áreas mais rasas, geralmente às reentrâncias inundadas do relevo, devido à altura média não superior a 6m. Considerando-se a cota máxima alcançada, o espelho d'água não cobriu a área prevista (1784km²), mas estendeu-se por cerca de 1278km². A área marginal com profundidade máxima de seis metros corresponde a apenas 13% do espelho d'água.

A biomassa alagada foi estimada em 33 toneladas por hectare (Internacional de Engenharia S. A., 1990), bem inferior às estimativas elaboradas para a floresta amazônica, que podem variar de 215 a 434 toneladas por hectare (Fearnside, 2000). O impacto da decomposição da cobertura vegetal, portanto, não foi da magnitude dos eventos ocorridos em reservatórios construídos na Região Norte.

As chuvas na região ocorrem de outubro a março. Em abril já se observa uma drástica redução da precipitação pluviométrica e os meses de junho, julho e agosto, costumam não registrar chuva alguma. A flutuação do nível do reservatório, todavia, não obedece de imediato à chegada das chuvas; pelo contrário, a partir da segunda quinzena de novembro se percebe a estabilização do nível da água e somente em janeiro a vazão afluente se torna efetivamente superior à demanda pela geração de energia. A recuperação do nível do lago se estende até o mês de abril, quando volta a descer novamente.

Durante a estação chuvosa, a precipitação localizada e de curta duração é muito freqüente, precedida de fortes ventos. Esses eventos ocorrem geralmente durante a tarde. A direção do vento é variável, e ondas acima de 40cm são comuns nas áreas mais abertas.

O enchimento do reservatório

A etapa de enchimento foi iniciada em outubro de 1996 e envolveu dois ciclos chuvosos (Figura 2). Na primeira estação chuvosa, de out/96 a abr/97, foram registrados 1754mm na estação meteorológica de Serra da Mesa, enquanto que no período out/97 a abr/98 foram registrados apenas 1109mm de chuva.

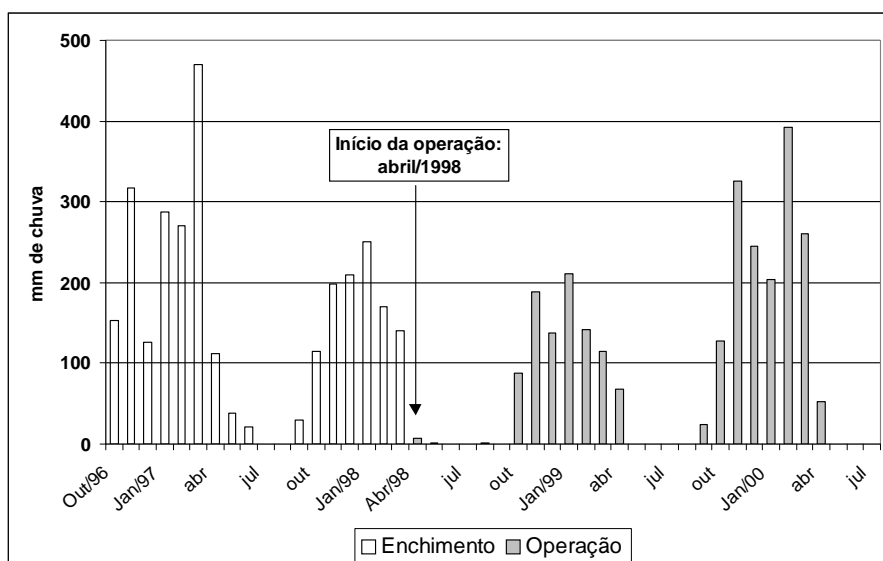


Figura 2. Precipitação pluviométrica mensal durante o enchimento e a operação da UHE Serra da Mesa

Durante os sete primeiros meses, o ritmo foi rápido e o nível do espelho d'água subiu 101,80m. Finda a primeira estação chuvosa, o nível do reservatório passou a subir muito lentamente (Figura 3). O segundo ciclo hidrológico não trouxe o mesmo volume, de modo que apenas outros 18m foram acrescentados ao lago. Após dezoito meses, portanto, a usina entrou em operação em abril de 1998, com o reservatório na cota 448,93m, 11m abaixo da cota máxima operacional.

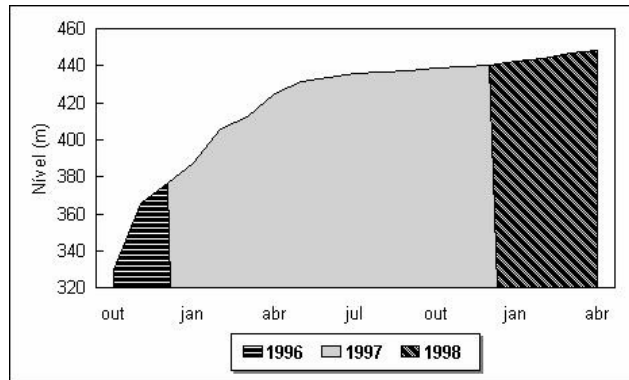


Figura 3. Curva de enchimento do reservatório de Serra da Mesa

Flutuação do nível nos dois primeiros anos de operação

Nos dois anos seguintes de operação, a cota máxima de enchimento não foi superada. No primeiro ano, as turbinas ainda estavam sendo instaladas, de modo que a geração de energia foi efetivamente menor que a capacidade da usina, e a oscilação do nível da água menor que a usual. O segundo ano de operação, porém, foi marcado pelo aumento da demanda de energia no mercado brasileiro. A usina gerou continuamente em torno de 60% de sua capacidade máxima. Ao final do ciclo chuvoso 1999/2000, que teve considerável volume de chuva (Figura 2), o espelho d'água ficou cerca de 2,5m abaixo da cota máxima alcançada durante a fase de enchimento (Figura 4).

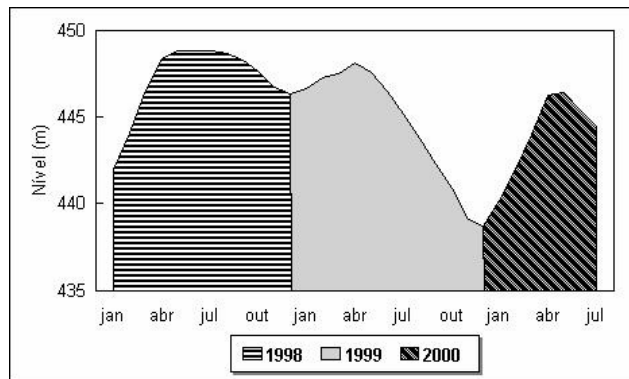


Figura 4. Variação do nível do reservatório de Serra da Mesa (jan/1998 a jul/2000)

A colonização do reservatório por macrófitas aquáticas

Os primeiros registros de macrófitas ocorreram por volta de setembro de 1997, quando a velocidade do enchimento do lago já havia diminuído. Desde então, a equipe de resgate de fauna informou sobre braços obstruídos por *Salvinia* e *P. stratiotes*. Nessa época, os relatos se referiam aos tributários próximos das cabeceiras do lago.

Apesar dessas informações, apenas em poucas situações de chuvas e ventos fortes foram observadas plantas individuais espalhadas pelo corpo central do reservatório. Os exemplares coletados no corpo central exibiam sinais de boa condição fisiológica e acelerada reprodução vegetativa, indicados pela alta relação folhas/sistema radicular e pelo grande número de brotos (Figuras 5 e 6).



Figura 5. Aspecto de exemplar de *P. stratiotes*, em que se notam a maior biomassa foliar e os estolões reprodutivos



Figura 6. Aspecto de exemplar de *Salvinia*, coletado em setembro de 1997, em que predomina a biomassa de folhas

Em setembro de 1998 foi realizada uma vistoria em um dos segmentos do lago, o braço do rio Bagagem, onde foi encontrado um único banco de macrófitas. Apesar da extensa área ocupada, as plantas apresentavam sintomas de fragilidade, quais sejam a ausência de estruturas reprodutivas, sexuadas ou assexuadas, e o aumento substancial da estrutura radicular (no caso de *Salvinia*, composta por folhas submersas transformadas em raízes) em relação à superfície foliar (Figuras 7 e 8). Os espécimes de *P. stratiotes*, por exemplo, não tinham mais que dez centímetros de diâmetro de coroa; suas raízes, contudo, alcançaram cerca de oitenta centímetros de comprimento. Este aspecto fisiológico sugere a carência de nutrientes dissolvidos na água para sustentar a reprodução, e a necessidade do organismo de absorver os recursos já pouco disponíveis para a manutenção dos seus processos vitais. Antes de desenvolver estruturas reprodutivas, a planta precisa manter uma taxa mínima de absorção de nutrientes, investindo, portanto o que tem disponível na ampliação das raízes.



Figura 7. Exemplar de *P. stratiotes*, coletado em setembro de 1998, apresentando longo sistema radicular

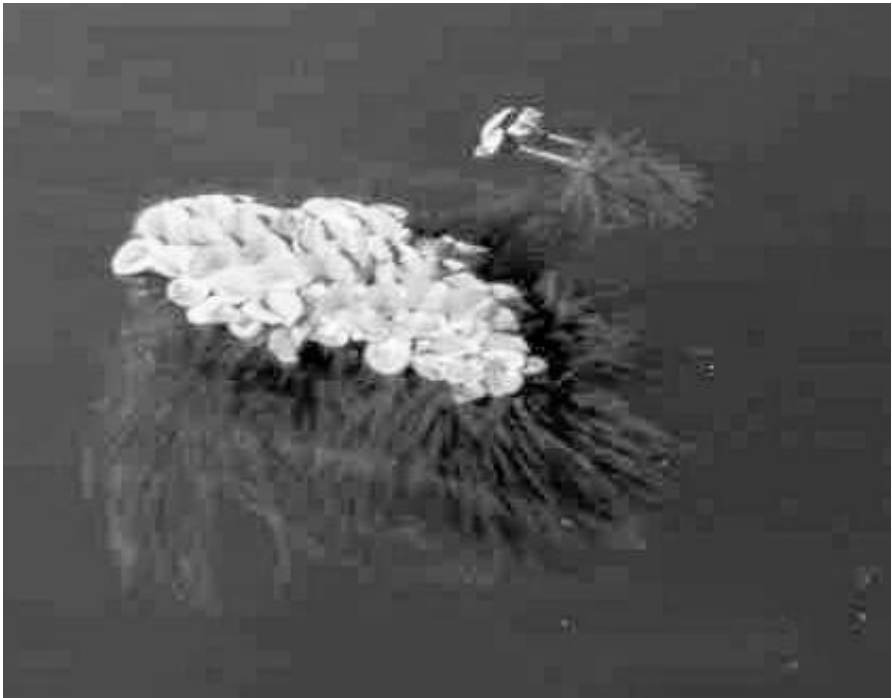


Figura 8. Exemplar de *Salvinia* coletado em setembro de 1998, apresentando amplo sistema radicular

Uma terceira vistoria foi realizada em julho de 2000, dessa vez mais ampla, cobrindo cerca de dois terços do espelho d'água. Não foram encontrados remanescentes em nenhum dos tributários outrora tomados

por aquelas duas espécies. O desaparecimento das macrófitas no reservatório de Serra da Mesa teria sido completo, não fosse a persistência de uma única população, a mesma visitada em 1998, no braço do rio Bagagem. Só havia remanescentes de *Salvinia*, nenhum espécime de *P. stratiotes* foi encontrado e a área tomada pelas plantas era muito reduzida.

Além da escassez de nutrientes, as macrófitas passaram a enfrentar um problema adicional. Com o abaixamento do nível do lago, muitas plantas ficaram presas aos galhos das árvores e morreram fora do ambiente aquático. Assim, as longas raízes de *P. stratiotes* podem ter sido a causa de seu desaparecimento (Figura 9).



Figura 9. Aspecto do banco de *Salvinia* com plantas presas aos galhos da vegetação emersa

Discussão

Os dezoito meses de enchimento do reservatório podem ser divididos em duas etapas distintas, favoráveis ou não, ao estabelecimento de

Salvinia e *P. stratiotes*. Na operação da usina, podem ser identificadas três fases adicionais que podem determinar a manutenção ou o desaparecimento das macrófitas. As características dessas fases estão sumarizadas na Tabela 1.

1ª Etapa

Na primeira etapa do enchimento, o ambiente físico foi por demais instável para permitir o desenvolvimento de macrófitas no lago. Mesmo que já estivessem presentes, a rápida expansão do espelho d'água dispersaria as populações pelas margens cada vez mais amplas. Os fatores físicos neutralizaram o efeito favorável da entrada de nutrientes devido à decomposição da vegetação alagada.

Tabela 1. Fatores ambientais característicos das etapas de enchimento e operação da UHE Serra da Mesa

Enchimento		Operação		
Rápido	Lento	Estiagem	Início das chuvas	Estação chuvosa
Rápida elevação do nível da água Decomposição gradual da vegetação Maior diluição de nutrientes Maior nebulosidade Maior frequência de ventos e chuva	Lento incremento do nível da água Maior concentração de nutrientes Menor nebulosidade Menor ocorrência de ventos e chuva	Depleção do espelho d'água Exposição das margens Exposição ao dessecamento	Estabilização do nível da água Lixiviação do solo Transporte de nutrientes para a zona limnética	Elevação do nível da água Dispersão de remanescentes Maior nebulosidade Maior frequência de ventos e chuva Diluição de nutrientes

2ª Etapa

A segunda etapa refere-se à fase de enchimento mais prolongada, cerca de onze meses, durante o qual o nível da água subiu apenas 18m. O início dessa etapa coincidiu com o início da estação seca, bem marcante naquela região. A estabilidade meteorológica e hidrológica permitiram o

desenvolvimento de *Salvinia* e *P. stratiotes* em vários pontos do reservatório. Deve ser lembrado, também, que a estação seca coincide com o inverno, período em que as temperaturas mais baixas facilitam a circulação vertical. Os nutrientes dissolvidos e presos no hipolímnio durante o verão podem ter se tornado uma fonte adicional, além da vegetação recém-alagada das margens.

Neiff *et al.* (2000) ponderam que, apesar da ausência de uma relação direta entre a presença de macrófitas e a disponibilidade de nutrientes na água, o estabelecimento dessas assembléias pressupõe que deve ter havido um momento em que ocorreu uma condição trófica apropriada. De Filippo *et al.* (1999) observaram o aumento da concentração de fósforo no rio Maranhão, na cabeceira do reservatório, relacionado com a estação chuvosa. As altas concentrações no corpo principal do lago não se refletem necessariamente nos pequenos braços e reentrâncias nos quais as macrófitas se instalaram, cuja entrada de nutrientes é mais dependente dos pequenos rios e da lixiviação do solo das bacias laterais. Assim, é provável que a principal fonte de nutrientes para a fase inicial de expansão das populações tenha origem na decomposição da vegetação alagada. Aproveitando o ambiente favorável, as espécies flutuantes puderam explodir em densidade e, uma vez estabelecidas, tentaram compensar as restrições tróficas posteriores com a ampliação da massa radicular.

O primeiro ano de operação da usina, em que o nível da água se manteve relativamente estável, com uma pequena depleção, pode ser considerado um prolongamento da fase de enchimento lento. A entrada de água dos rios e a geração de energia foram fatores importantes para a diluição dos nutrientes disponíveis após a decomposição da vegetação alagada. Apesar do longo tempo de residência (dois anos), a diluição dos nutrientes dissolvidos pode ser grosseiramente estimada em 30%, e o estado trófico do lago foi considerado mesotrófico a eutrófico (HABTEC

Engenharia Sanitária e Ambiental Ltda, 2000). Nessa fase foram observadas as condições fisiológicas fragilizadas das plantas, ocasionadas pela escassez de nutrientes.

O primeiro ano de operação da usina, portanto, foi atípico, pois as turbinas não estavam completamente instaladas. No final do verão de 1999, o reservatório passou a oscilar conforme o estabelecido pelo projeto de engenharia. A vazão turbinada foi consideravelmente superior à vazão afluente, devido aos compromissos de geração, e o nível da água abaixou cerca de 10 metros. Esse regime operacional pode ter sido o principal fator responsável pelo desaparecimento da quase totalidade dos bancos de macrófitas do reservatório. Cerca de 300km² de zona de depleção ficaram expostos à dessecação por, pelo menos, seis meses. *P. stratiotes* foi, provavelmente, a primeira a desaparecer, com suas longas raízes presas aos galhos das árvores que gradativamente emergiam. Os espécimes de *Salvinia* teriam maiores chances; desde que seu pequeno tamanho permitisse escapar dos galhos e acompanhar o rebaixamento do nível da água. Ainda assim, grande quantidade deles ficou presa à vegetação emergente (Figura 9).

Os primeiros meses de chuva apresentam características distintas da estação chuvosa propriamente dita. Nos rios e pequenos reservatórios, as condições de transparência se alteram de maneira abrupta. A lixiviação dos solos secos transporta grande quantidade de nutrientes acumulados durante a estiagem diretamente para os corpos d'água. Tais chuvas, geralmente torrenciais e de curta duração, não alteram de imediato a vazão dos rios. Os pulsos de cheia são curtos e o volume do rio volta rapidamente ao patamar normal da estiagem. As chuvas menos intensas podem não provocar sequer alteração da vazão, pois deverão infiltrar no solo seco e restaurar a umidade. Como as chuvas iniciais ainda não têm volume suficiente para reconstituir a vazão afluente ao reservatório, a geração de energia pode manter ainda por um mês o ritmo de depleção

do nível da água. Em 1999, o retorno das chuvas no mês de outubro (127mm de chuva) não foi suficiente para compensar a demanda de geração até fins de novembro (cota mínima de 438,67m, em 23/11/99, apesar dos 326mm de chuva do mês).

Nesse contexto, os nutrientes do solo, bem como os contidos na biomassa de macrófitas dessecadas na zona de depleção, teriam sido carreados para o reservatório, mas pouco contribuiriam para realimentar os remanescentes das populações, pois a depleção de dois metros entre outubro e novembro seria um fator restritivo mais forte, atuando no sentido inverso da recolonização.

A partir de dezembro, o volume do reservatório foi parcialmente recomposto e, nos quatro meses seguintes, o nível da água subiu 8m, de modo que as condições ambientais desse período se assemelharam às da fase inicial do enchimento, destacando-se, ainda, o efeito do vento na ruptura e dispersão dos bancos remanescentes.

Mitchell (1973) apresentou uma descrição detalhada da colonização do lago Kariba por *Salvinia*. Os processos de ocupação e os fatores de perda são similares, com a diferença de uma persistente ocupação de cerca de 15% da superfície do lago, dez anos após a sua formação, que poderia ser explicada pela riqueza do solo inundado (destacada pelo autor), pela maior extensão de áreas rasas, pelo tempo de residência mais longo e, principalmente, pela menor variação anual do nível do lago (International Lake Environment Committee, 1995).

Conclusões

As regras que determinam o surgimento ou não de bancos de macrófitas durante o enchimento de reservatórios ainda estão longe de serem seguramente estabelecidas. Apesar de ser um fenômeno comum em

reservatórios recém-construídos, raras são as publicações que tratam do tema (Junk *et al.*, 1981; Neiff *et al.*, 2000). O surgimento e o desaparecimento de *Salvinia* em Serra da Mesa, todavia, seguiu um padrão muito semelhante ao descrito por Mitchell (1973) no lago Kariba. A similaridade entre os dois eventos, ocorridos em reservatórios de grande porte e em continentes distintos, sugere a possibilidade de estabelecer quais fatores mais relevantes os determinaram.

As macrófitas enraizadas têm pouca probabilidade de êxito em reservatórios com o grau e ritmo de flutuação de Serra da Mesa. Além disso, há que se considerar a pobreza dos solos de Cerrado, que não sustentariam grandes populações de macrófitas, mesmo considerando-se uma eventual estabilidade do nível do lago.

A exemplo de outros reservatórios com função regularizadora de vazão construídos em regiões do Cerrado, não há expectativa, portanto, de colonização permanente, mesmo que de uns poucos segmentos do lago, de qualquer tipo de macrófitas aquáticas, sejam flutuantes, submersas ou enraizadas. Devido ao grande volume e área de Serra da Mesa, nem mesmo uma ocupação intensiva da bacia de drenagem, que levasse à eutrofização de partes do lago, tornar-se-ia fator de desenvolvimento daquelas espécies. Os fatores hidrológicos e operacionais têm um peso maior de restrição de sua ocorrência, e tendem a favorecer mais a comunidade planctônica.

Os fatores ambientais apresentados neste trabalho podem ser reagrupados segundo as etapas de enchimento ou operação do reservatório, em favoráveis ou restritivos ao desenvolvimento e manutenção das populações de macrófitas (Tabela 2). Um componente adicional – a entrada de descargas urbanas ou agro-industriais – não foi incluído por não ser relevante na região de Serra da Mesa. A hierarquia entre eles não pode ser padronizada, pois as características físico-químicas da água e edáficas, a morfometria e a morfologia, e as variações

climáticas e dos ciclos hidrológicos são específicas para cada reservatório e para região na qual esteja inserido. A devida caracterização de cada um desses fatores e sua análise integrada poderá auxiliar na avaliação prévia dos riscos de desenvolvimento maciço de macrófitas aquáticas em futuros empreendimentos.

Tabela 2. Fatores ambientais relacionados com a ocorrência de macrófitas aquáticas em Serra da Mesa

Fatores favoráveis e restritivos à colonização de macrófitas flutuantes em Serra da Mesa		
	Enchimento	Operação
F A V O R Á V E I S	Ritmo de enchimento lento Aumento de nutrientes disponíveis Estabilidade meteorológica Densidade de fitomassa elevada	Estabilidade do nível da água Tempo de residência longo Profundidade média pequena Inundação de solos férteis Presença de troncos e paliteiros Morfologia ramificada e espelho d'água estreito
R E S T R I T I V O S	Ritmo de enchimento rápido Diluição de nutrientes Eventos meteorológicos frequentes Densidade de fitomassa baixa	Depleção sazonal do nível da água Tempo de residência curto Profundidade média grande Ausência de retentores de dispersão Inundação de solos pobres pH alcalino Morfologia alongada e espelho d'água amplo

Agradecimentos

Expresso meus agradecimentos à Serra da Mesa Energia S.A. e à Furnas Centrais Elétricas S. A., especialmente aos funcionários lotados na Usina de Serra da Mesa, cujo apoio logístico foi fundamental para a execução deste trabalho; e também aos revisores, por suas valiosas sugestões.

Referências

- DE FILIPPO, R.; GOMES, E. L.; LENZ-CÉSAR, J.; SOARES, C. B. P.; MENEZES, C. F. S. As alterações na qualidade da água durante o enchimento do reservatório de UHE Serra da Mesa – GO. In: HENRY, R. (Ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO; São Paulo: FAPESP, 1999. cap. 11, p. 321-346.
- FEARNSIDE, P. Greenhouse gas emissions from land-use change in Brazil's Amazon region. In: LAI, R.; KIMBLE, J. M.; STEWART, B. A. (Ed.). *Global climate change and tropical ecosystems*. Boca Raton: CRC Press, 2000. p. 231-249. (Advances in soil science).
- HABTEC ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL LTDA. *AHE Serra da Mesa: monitoramento limnológico e da qualidade da água. Fase III: operação do reservatório. Relatório final de avaliação*. Rio de Janeiro, 2000. Relatório técnico.
- INTERNACIONAL DE ENGENHARIA S. A.-IESA. *Aproveitamento hidrelétrico de São Félix - Usina de Serra da Mesa: estudos do meio ambiente. Relatório base para os programas ambientais*. Rio de Janeiro, 1990. v. 3: Diagnóstico do meio biológico. RGE-959. Relatório técnico.
- INTERNATIONAL LAKE ENVIRONMENT COMMITTEE-ILEC. *Compact-size edition of data book of world lake environments – a survey of the state of world lakes. 2. Africa and Europe*. Kusatsu City, 1995. 852 p. il.
- JUNK, W. J.; ROBERTSON, B. A.; DARWICH, A. J.; VIEIRA, I. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá-UNA, a primeira represa hidrelétrica na Amazônia Central. *Acta Amazonica*, Manaus, v. 11, n. 4, p. 689-716, dez. 1981.
- LITTLE, E. S. C. The invasion of man-made lakes by plants. In: LOWE-McCONNELL, R. H. (Ed.). *Man-made lakes: proceedings of a symposium held at the royal Geographical Society, London, on 30 September and 1 October 1965*. London: Academic Press, 1966. p. 75-84.
- MITCHELL, D. S. Aquatic weeds in man-made lakes. In: ACKERMANN, W. C.; WHITE, G. F.; WORTHINGTON, E. B.; IVENS, J. L. (Ed.). *Man-made lakes: their problems and environmental effects*. Washington, DC: American Geophysical Union, 1973. p. 606-611. (Geophysical monograph series, 17).
- NEIFF, J. J.; POI DE NEIFF, A. S. G.; PATIÑO, C. A. E.; BASTERRA DE CHIOZZI, I. Prediction of colonization by macrophytes in the Yaciretá Reservoir of the Paraná River (Argentina and Paraguay). *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 60, no. 4, p. 615-626, Nov. 2000.
- THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: um estudo na represa de Itaipu. In: HENRY, R. (Ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO; São Paulo: FAPESP, 1999. cap. 20, p. 597-626.

Capítulo 15

Estudos para manejo integrado de plantas aquáticas no reservatório de Jupia

Daniel Antonio Salati Marcondes, André Luiz Mustafá e Robson Hitoshi Tanaka

Companhia Energética de São Paulo, Diretoria de Meio Ambiente. Alameda Ministro Rocha Azevedo, 25, 6º andar, 01410-900, São Paulo, São Paulo. E-mail: meioambiente@cesp.com.br

Introdução

As plantas aquáticas são componentes importantes dos corpos hídricos, pois proporcionam locais para reprodução, alimentação e proteção para organismos aquáticos, incluindo peixes (cf. cap. 13), aves e insetos (cf. caps. 5 e 12) e auxiliam na proteção e estabilização das margens, entre outras funções (Murphy, 1988; Esteves, 1998). Em certas condições, porém, as plantas aquáticas podem se tornar um problema. Seu crescimento excessivo pode afetar os usos da água, como a recreação, irrigação, abastecimento de cidades e indústrias, navegação e geração de energia. Pode, ainda, empobrecer o ambiente para peixes, aves e outros

organismos, pela formação de grandes infestações de uma única espécie. Em algumas situações, podem representar problemas para a saúde pública, pois oferecem ambientes adequados para o desenvolvimento de vetores de doenças (Frank, 1979; Klumpp; Chu, 1980; Gartrell *et al.*, 1981; Anderson; Dechoretz, 1982; Khattab; El-Gharably, 1990; Esteves, 1998).

Neste capítulo, os principais impactos provocados pelo crescimento de plantas aquáticas nos reservatórios da CESP são avaliados e discutidos. As ações de controle e manejo que estão sendo implementadas também são destacadas.

Impactos provocados pelas plantas aquáticas no reservatório de Jupuíá

Os reservatórios das usinas hidrelétricas da CESP (Figura 1) vêm apresentando infestações crescentes de plantas aquáticas, com prejuízos à geração de energia elétrica e a outros usos da água. A situação mais grave ocorre na Usina Hidrelétrica Eng. Souza Dias, que controla o reservatório de Jupuíá. Este reservatório situa-se entre os Estados de São Paulo e do Mato Grosso do Sul, tem 330km² de superfície, 482km de perímetro e foi formado em 1968, com o represamento do rio Paraná, tendo como principais afluentes os rios Tietê e Sucuriú. A Usina Eng. Souza Dias possui 14 turbinas e tem 1.551 MW da capacidade instalada.

Em 1990, com a construção da Usina Hidrelétrica Três Irmãos no rio Tietê, as características hidrológicas de parte do reservatório de Jupuíá (localizado em trecho imediatamente a jusante) foram alteradas, tendo ocorrido períodos de baixas vazões em locais com alta transparência da água (média anual superior a 4m)(CESP, 1998). Essas condições permitiram o aumento das populações de plantas aquáticas submersas, como *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum* entre a Usina Três Irmãos e a

foz do rio Tietê.

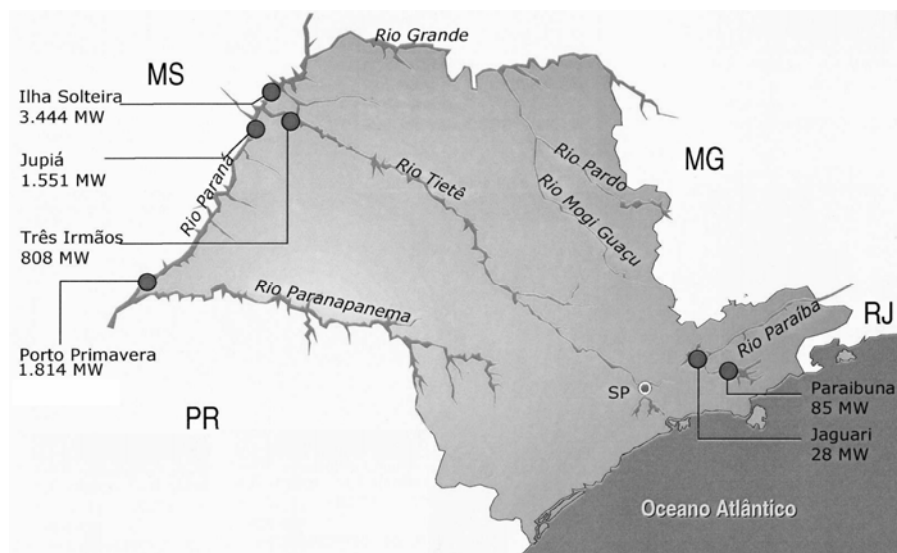


Figura 1. Localização das usinas da CESP

No período chuvoso, notadamente entre janeiro e abril, o aumento de vazão no reservatório provoca a fragmentação das plantas aquáticas submersas, a formação de ilhas flutuantes de taboa (*Typha latifolia*) e aguapé-de-cordão (*Eichhornia azurea*) e o deslocamento de plantas flutuantes como o aguapé (*Eichhornia crassipes*) e alface-d'água (*Pistia stratiotes*). Essa vegetação desloca-se pelo reservatório rumo à usina, prejudicando a navegação, a pesca, a captação de água e o lazer.

Na Usina Eng. Souza Dias, as plantas acumulam-se nas grades de proteção da tomada d'água das unidades geradoras (Figuras 2 e 3), provocando o entupimento dessas grades. A diminuição da captação de água provoca oscilação de potência da turbina e a maior pressão sobre as grades frequentemente deforma ou rompe as mesmas, tornando inevitável a interrupção do funcionamento da unidade geradora para a substituição da grade danificada. Entre 1990 e 1999, foram substituídas 1016 unidades de grades que estavam rompidas ou deformadas. Para a substituição de apenas uma grade, cada unidade geradora, com cerca de 110 MW de

potência, fica indisponível por aproximadamente 40 horas.

Para evitar a parada das unidades geradoras, quando se detecta oscilações de potência, a geração de energia é, em geral, reduzida a 60% ou mais. Nesse momento, são acionados os pórticos limpa-grades, os quais têm a função de remover a vegetação retida nas grades. Existem dois desses equipamentos instalados na usina (Figura 2). Cada pórtico possui uma caçamba sobre rodas, que desliza sobre as grades até atingir as plantas aquáticas. Entre 1994 e 2001, foram retirados 54.044m³ de plantas e outros materiais (Tabela 1 e Figura 3).

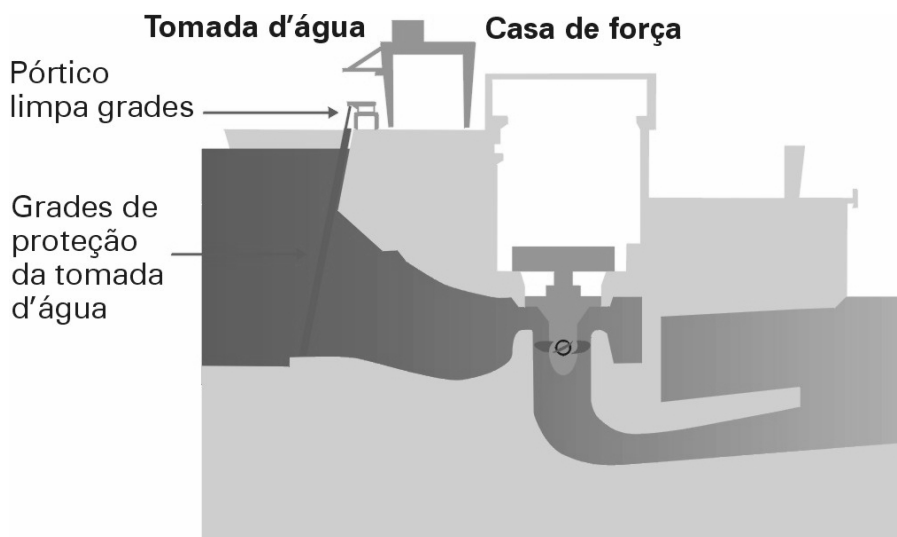


Figura 2. Localização das grades de proteção da tomada d'água e do pórtico limpa-grades na Usina Hidrelétrica Eng. Souza Dias

A Figura 4 apresenta o volume médio mensal de plantas coletadas entre 1994 e 1999 e a geração de energia média mensal no mesmo período. Observa-se que nos meses de maior coleta de plantas na usina (janeiro a abril) a geração de energia foi menor.

O prejuízo não se resume aos custos com a coleta e transporte das plantas e com a substituição de grades, visto que há, também, uma perda potencial de receitas devido à redução na geração de energia. Para agravar

a situação, essa redução de potência leva a uma sobra de água que deve ser vertida, sem gerar energia elétrica, uma vez que o reservatório de Jupuíá, por ser do tipo fio d'água, tem pouca capacidade de armazenamento de água. Na tentativa de se reduzir ao máximo a perda de energia provocada pelo vertimento em Jupuíá, altera-se a operação das usinas de Ilha Solteira e Três Irmãos, situadas a montante.

Tabela 1. Volume de plantas aquáticas retiradas na tomada d'água das unidades geradoras da Usina Hidrelétrica Eng. Souza Dias (m³) entre 1994 e 2001

Mês	Ano								Média
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	
Jan	172	384	2.415	3.478	1.439	2.832	508	154	1.423
Fev	646	1.038	340	3.743	1.058	1.585	398	750	1.195
Mar	390	420	1.536	1.301	806	887	917	1.486	968
Abr	498	1.488	325	1.913	1.936	264	210	482	890
Mai	512	1.113	481	1.003	219	63	408	120	490
Jun	813	1.255	325	213	103	43	62	40	357
Jul	309	238	593	1.051	196	46	28	26	311
Ago	134	175	598	39	337	99	78	16	185
Set	256	695	692	92	83	72	51	13	244
Out	236	552	1.048	90	128	120	55	10	280
Nov	203	575	154	162	32	18	163	0	163
Dez	277	384	287	385	593	24	59	0	251
Total	4.446	8.317	8.794	13.470	6.930	6.053	2.397	3.097	54.044

Fonte: CESP



Figura 3. Material colhido, composto principalmente por plantas submersas, pelo pórtico limpa-grades da Usina Hidrelétrica Eng. Souza Dias

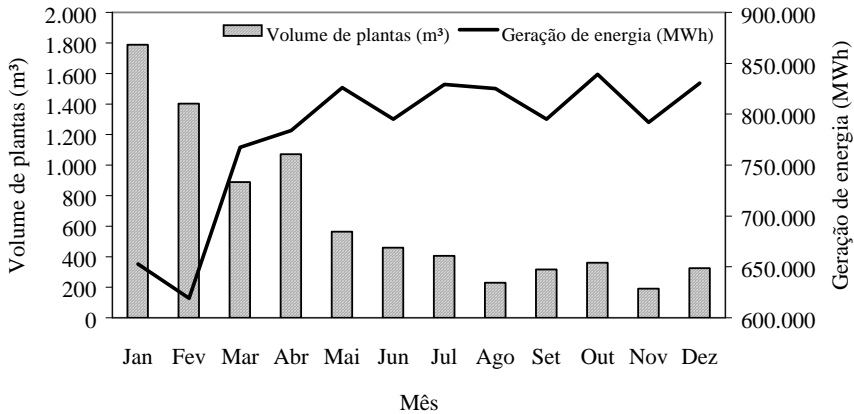


Figura 4. Volume médio mensal de plantas coletadas e geração de energia média mensal entre 1994 e 2000 na Usina Hidrelétrica Eng. Souza Dias

Além dos dois pórticos limpa-grades, a usina conta com uma comporta (“stop-log”) com lâminas de aço para cortar a vegetação presa nas grades. Essa operação exige que a geração da unidade seja interrompida e a peça de “stop-log” introduzida na ranhura guia, sendo então retirada e efetuada a limpeza com o pórtico limpador de grades. Nesse processo, as plantas cortadas, na sua maioria, atravessam as grades juntamente com a água turbinada.

A usina dispõe, ainda, de um rebocador, equipado com grades em sua proa, o qual permite empurrar ilhas flutuantes de plantas aquáticas em direção às margens ou aos vertedouros de superfície, antes que cheguem à tomada d’água das máquinas.

Outras duas medidas foram adotadas nas usinas para atenuação dos impactos:

- Alteração de Lei de Manobra das comportas do vertedouro: a Usina Eng. Souza Dias possui 37 comportas de vertimento de fundo e 4 comportas de superfície, operadas segundo uma seqüência estabelecida (Lei de Manobra) através de estudos

hidráulicos. Essa lei foi alterada para, primeiramente, abrir totalmente as comportas de superfície e depois, se necessário, as comportas de fundo, permitindo que as plantas flutuantes sejam desviadas das unidades geradoras, o que reduz o entupimento das grades de proteção.

- Vazão defluente na Usina Três Irmãos: sabe-se que as plantas submersas se desprendem do fundo do rio quando há uma variação das vazões na Usina Três Irmãos. Desta forma, foram adotados procedimentos para minimizar as variações de vazão defluentes nessa usina, tais como: vertimento com perfil alongado (pequena vazão por mais tempo) e utilização do Canal Pereira Barreto para transferir água para o reservatório da UHE Ilha Solteira.

Os impactos provocados por plantas aquáticas no reservatório de Jupuíá são mais nítidos na Usina Eng. Souza Dias, mas há, ainda, severos impactos a outros usos da água, podendo-se citar: o deslocamento e arraste das bóias de orientação da hidrovia, aumentando o risco de acidentes com as embarcações; o entupimento das tubulações de captação de água para irrigação; o impedimento do acesso de animais à água; o arraste de redes de pesca; o impedimento à prática de esportes náuticos, com prejuízos à economia de municípios às margens do reservatório.

Desenvolvimento de estudos para manejo de plantas aquáticas

A solução definitiva para os problemas provocados pelas plantas aquáticas no reservatório de Jupuíá só será obtida com ações como o reordenamento do uso e conservação do solo, o controle das fontes de poluição e a recomposição da vegetação ciliar. Entretanto, essas

atividades envolvem ações interinstitucionais e seus efeitos são esperados a longo prazo. Em busca de soluções, a CESP vem desenvolvendo ações que, direta ou indiretamente, contribuam para a redução dos problemas enfrentados na Usina Eng. Souza Dias.

Os estudos de controle de plantas aquáticas são desenvolvidos pela CESP e instituições de pesquisa e visam desenvolver técnicas de controle químico, mecânico e biológico de plantas aquáticas, além de aumentar o conhecimento sobre a dinâmica dessas plantas, com a finalidade de obter formas de controle racionais e adequadas às necessidades da empresa e da comunidade. A seguir, são apresentadas as linhas de estudo em desenvolvimento.

Controle químico

Os herbicidas representam um método rápido e eficiente de controlar plantas aquáticas. São ferramentas poderosas, mas requerem conhecimento para que sejam utilizados de forma segura e eficaz (Murphy; Barrett, 1990).

Os estudos de controle químico de plantas submersas tiveram início em 1995, com a avaliação da eficiência dos herbicidas agrícolas e não-agrícolas disponíveis no mercado brasileiro, juntamente com o desenvolvimento de formulações. As elevadas concentrações, em que os 25 herbicidas avaliados foram efetivos no controle das plantas aquáticas, inviabilizaram programas de controle, considerando uma única aplicação.

Uma nova fase de trabalho foi iniciada com a avaliação do herbicida fluridone, da Sepro Corporation. Esse produto vem sendo utilizado com sucesso nos EUA para controle de plantas submersas, entre as quais a *Egeria densa* e o *Ceratophyllum demersum*, que ocorrem em Jupuíá (Arnold, 1979; McCowen *et al.*, 1979; Smith; Pullman, 1997; Haller, 1998)

O herbicida foi testado inicialmente em condições controladas, em tanques experimentais da Unesp-Jaboticabal e na Estação de Hidrobiologia

e Aqüicultura da CESP em Barra Bonita e em uma represa de pequeno porte sem fluxo de água (Tanaka, 2001), onde houve controle de *Egeria najas* superior a 99% quando a concentração do ingrediente ativo na água manteve-se entre 3,4 e 23,7 µg/l por 87 dias.

No período de agosto de 1999 a setembro de 2000, foram realizadas aplicações experimentais do herbicida para controle de *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum* em três áreas do reservatório de Jupirá. As aplicações foram realizadas com um equipamento embarcado especialmente desenvolvido para o experimento. Os resultados obtidos permitiram concluir que o herbicida fluridone proporcionou elevado controle de *Egeria densa* e *Egeria najas* (a exposição contínua a concentrações de fluridone entre 4,9ppb e 21,1ppb reduziu significativamente a biomassa dessas espécies e permitiu atingir níveis de controle entre 81,3% e 100%) sem afetar outras espécies. A utilização do produto também não produziu qualquer efeito adverso sobre as características de qualidade ambiental estudadas e sobre organismos das lagoas, podendo ser considerado de baixo risco ambiental (Marcondes, 2001).

Para a realização das aplicações experimentais no reservatório de Jupirá, diversos trabalhos foram desenvolvidos, tais como escolha e medição das áreas; estudos com corantes, para avaliação do volume das áreas e da taxa de renovação da água nas mesmas; definição da aplicação: doses, época de aplicação, número de reaplicações; aplicação do herbicida; monitoramento da qualidade da água e resíduos do herbicida em diversos pontos do reservatório; avaliação de impacto ambiental e avaliação de eficácia de controle das plantas.

Controle mecânico

O controle mecânico é um método cuja eficiência é altamente dependente de equipamentos adequados e de uma estrutura de apoio que

maximize o rendimento operacional dos equipamentos.

Os equipamentos para controle mecânico podem colher, dragar, empurrar, rebocar, picar, cortar ou realizar duas ou mais dessas funções conjuntamente. Os equipamentos disponíveis no país são, em sua maioria, equipamentos adaptados para operação em ambientes aquáticos. O fato de não terem sido projetadas para este fim faz com que seu rendimento seja baixo.

Para a avaliação da eficácia do controle mecânico nas condições do reservatório de Jupiá, foi adquirida uma colheitadeira, equipamento comumente utilizado em programas de controle de plantas aquáticas submersas nos EUA. A avaliação da eficácia de controle e de impactos ambientais decorrentes do uso desse tipo de equipamento se faz necessário antes de utilizá-lo em programas de controle, por dois fatores: a eficiência do controle talvez dependa mais da estrutura para transporte e descarte da vegetação cortada do que da colheita em si; a operação de coleta de plantas pode provocar sérios impactos, como a coleta de peixes e outros organismos junto com as plantas, o revolvimento do sedimento com alteração da qualidade da água e a disseminação de fragmentos de plantas, permitindo que haja sua proliferação em outras áreas (Koegel; Livermore; Bruhn, 1977; Sabol, 1987; Engel, 1990; Nichols; Lathrop, 1994).

Outro estudo que vem sendo desenvolvido paralelamente à avaliação do controle mecânico e seus impactos é a destinação final da vegetação colhida. Entre as alternativas, estão a utilização da vegetação colhida como fonte de nutrientes para plantas (em reflorestamentos ciliares e recuperação de áreas degradadas) e animais. Segundo Sabol (1987), a disposição em áreas secas geralmente constitui a etapa que mais consome tempo e recursos, o que levou a avaliar a disposição no próprio corpo hídrico, após a planta ser colhida e picada.

Os resultados preliminares do estudo para utilização das plantas colhidas como fonte de nutrientes para plantas indicam que, com o solo

úmido, as plantas submersas (das espécies *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*) não secam, mesmo que as quantidades descartadas sejam pequenas (cerca de 15 t/ha). Com solo seco, até mesmo quantidades de 100 t/ha secam completamente em um intervalo entre 7 e 10 dias. No estudo para utilização das plantas na alimentação de animais, realizou-se a análise bromatológica das três espécies de plantas submersas, obtendo-se valores de proteína bruta próximos a 16% na matéria seca. As espécies avaliadas, contudo, apresentam elevados teores de água (variando de 92% a 95%), o que torna necessário uma avaliação dos processos de secagem do material colhido, para que sua utilização seja economicamente viável.

Controle biológico

Dentre as alternativas de controle de plantas aquáticas submersas, o controle biológico constitui uma das mais interessantes, pois, além de apresentar menor risco ambiental, um agente adequado pode promover um controle efetivo, de longo prazo e baixo custo (Charudattan, 1998). O controle biológico é uma das alternativas mais seguras em relação aos impactos ambientais que pode provocar, desde que utilizado de maneira criteriosa. O cuidado necessário na utilização desse método deve existir, pois os eventuais erros podem ser mais duradouros quando comparados aos de outras ações de controle.

Esse programa vem sendo desenvolvido em várias etapas:

- Levantamento dos inimigos naturais das plantas aquáticas, especialmente fitopatógenos. Os organismos coletados são identificados e selecionados para estudos de eficiência de controle e seletividade a plantas de interesse econômico e ecológico;
- Plantas com sintomas característicos de infecção por fitopatógenos são coletadas e submetidas ao isolamento dos agentes;

- Nova seleção de agentes para testes posteriores de patogenicidade. Os organismos selecionados como potenciais agentes de controle biológico são estudados mais detalhadamente em termos de eficiência de herbivoria ou parasitismo sobre as plantas aquáticas e plantas de interesse econômico e ambiental, localizadas nas áreas adjacentes ao reservatório;
- Estudos de produção de inóculo.

Para o controle das plantas aquáticas nos reservatórios da CESP, a companhia e a Unesp vêm pesquisando a possibilidade de utilização de fungos, insetos e peixes. Entre os fungos, duas alternativas se mostraram promissoras: o *Fusarium graminearum* (principalmente para controle de espécies submersas) e a *Cercospora* spp (para plantas emersas e flutuantes). Entre os insetos, destacam-se *Paraponyx* sp (para controle de plantas submersas) e *Neochetina eichhorniae* (para controle de aguapé). Entre os peixes, estão sendo avaliados a taguara (*Schizodon* sp) e o pacu-guaçu (*Piaractus mesopotamicus*), espécies nativas da região do reservatório de Jupia (Sub-bacia do rio Paraná).

Atividades complementares

Em suporte aos estudos de controle das plantas, uma série de trabalhos vem sendo desenvolvida, visando gerar informações para elaboração e aplicação do plano manejo das plantas aquáticas. As principais atividades complementares são descritas abaixo.

Mapeamento das infestações de plantas aquáticas

O levantamento periódico da ocorrência de plantas aquáticas, quando sistematizado, permite avaliar a evolução das comunidades de plantas aquáticas e, respaldado por outras atividades, possibilita analisar as causas dessas variações. O conhecimento da composição específica, associado à

revisão de literatura e conhecimentos prévios, pode permitir a previsão das espécies que potencialmente poderão causar problemas à operação da usina e aos outros usos do reservatório. Os levantamentos realizados nos reservatórios da CESP visam: alertar com antecedência (pelo monitoramento contínuo dos corpos hídricos, as plantas consideradas daninhas podem ser localizadas e contidas e, às vezes, erradicadas a baixos custos, antes que provoquem problemas ambientais); proporcionar informações confiáveis para o estabelecimento de prioridades do gerenciamento de plantas aquáticas; permitir o acompanhamento de tendências ou flutuações populacionais de uma planta ou grupo de plantas aquáticas. Essa informação pode alertar sobre alterações que podem ocorrer como resultado das atividades de gerenciamento das infestações (Schardt, 1992).

A identificação das espécies de plantas aquáticas em um corpo de água é uma etapa crítica em planos de manejo por várias razões. Primeiro, espécies diferentes freqüentemente respondem de forma diferente às técnicas de controle. Uma técnica muito efetiva sobre uma espécie pode não ter efeito em outras espécies. Segundo, também é importante determinar se qualquer planta rara ou sensível está presente. Essas espécies devem ser protegidas e algumas técnicas de controle poderiam não ser utilizadas. Finalmente, é crucial descobrir se qualquer planta exótica ou alóctone está presente, pois sua presença exige, normalmente, uma ação agressiva (Hoyer; Canfield Jr., 1997).

Os levantamentos realizados no reservatório de Jupirá permitiram a identificação de 76 espécies de plantas aquáticas, sendo as dez mais freqüentes, em ordem decrescente: *Eichhornia crassipes*, *Egeria najas*, *Typha latifolia*, *Eichhornia azurea*, *Egeria densa*, *Pistia stratiotes*, *Echinochloa polystachya*, *Cyperus acicularis*, *Salvinia auriculata* e *Brachiaria mutica*.

As próximas etapas dessa atividade visam não só mapear as áreas de infestação das plantas aquáticas, mas também quantificar essas infestações através da integração de dados de sensoriamento remoto e campanhas no

reservatório para identificação das espécies, avaliação de biomassa e obtenção de dados batimétricos. O conjunto dessas informações representa uma ferramenta fundamental para o processo de tomada de decisão para o manejo das plantas aquáticas (Henderson, 2001).

Caracterização genética de plantas aquáticas

A caracterização tem por finalidade subsidiar as pesquisas com controle químico e biológico de plantas aquáticas. Os resultados visam estabelecer o grau de parentesco das populações dentro e entre os reservatórios. Dentro de uma série histórica, essa atividade tem por objetivo avaliar o efeito das técnicas de controle sobre essas populações, de forma a minimizar a ocorrência de tolerância seletiva, conforme descrita por Netherland *et al.* (2000) e Netherland, Kiefer e Lembi (2001) em estudo realizado com populações de *Hydrilla verticillata* tratadas com fluridone.

Os resultados preliminares permitiram observar que ocorre variabilidade genética entre plantas coletadas em diversos pontos do reservatório, mas que a identidade genética sempre foi superior a 90% para todas as espécies estudadas (*Eichhornia crassipes*, *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*).

Modelagem matemática do crescimento das plantas aquáticas e da hidrodinâmica dentro do reservatório

O sucesso de programas de manejo de plantas aquáticas depende, em grande parte, do desenvolvimento de métodos eficientes de controle, mas também do entendimento do ecossistema e conseqüente elaboração de uma estratégia de ação. Essa estratégia consiste na seleção das alternativas de controle mais adequadas a cada compartimento do sistema ao longo do tempo, e para tanto, os modelos matemáticos para

representação de cenários de manejo são importantes ferramentas.

A modelagem matemática visa dar suporte à discussão e implementação de alternativas de controle de plantas aquáticas no reservatório de Jupuíá através da simulação numérica de cenários de manejo.

Características de funcionamento, como operação do reservatório pela usina, variações das condições meteorológicas, trocas de massa entre as baías marginais e o corpo do reservatório podem, através da modelagem, ser sobrepostas ao leque de alternativas de controle, fornecendo subsídios para a elaboração de uma estratégia eficiente. Mais especificamente, busca-se: a representação da circulação da água no braço do reservatório de Jupuíá, ao longo do rio Tietê, que apresenta as maiores infestações de plantas aquáticas; o desenvolvimento de um modelo de crescimento e controle de plantas aquáticas; a simulação de cenários de manejo, nos quais a dinâmica do sistema possa ser sobreposta às alternativas de operação e de controle das plantas.

Formação de banco de dados georeferenciado do reservatório

O objetivo deste trabalho é fornecer subsídios para o manejo de plantas aquáticas, através de um diagnóstico da situação dos elementos indutores e processos que, de alguma forma, afetam o desenvolvimento de plantas aquáticas.

Este trabalho visa constituir um banco de dados que possa atender aos objetivos do manejo de reservatórios, permitindo uma melhor caracterização dos ambientes naturais. É composto pelo levantamento do meio físico (geologia, geomorfologia, solos, processos erosivos e uso e ocupação atual do solo), biótico (cobertura vegetal) e sócio-econômico (infra-estrutura urbana e de saneamento) da área de influência dos reservatórios da CESP, com a finalidade de determinar as principais

atividades indutoras de contaminação e poluição de suas águas.

O conjunto dessas atividades visa aumentar o conhecimento sobre o desenvolvimento das plantas e sobre os fatores ambientais que favorecem ou prejudicam seu crescimento e a obtenção de técnicas para controle de plantas aquáticas. Essas informações irão subsidiar a elaboração de um plano de manejo de plantas aquáticas no reservatório de Jupuíá, que deverá conciliar, dentro de cada condição, a máxima eficiência de controle com o mínimo impacto ambiental.

Plano de manejo integrado de plantas aquáticas

A execução dessas atividades permitirá a elaboração de um plano de manejo de plantas aquáticas que será um componente importante do gerenciamento dos reservatórios. Esse plano irá constituir-se em uma ferramenta importante para a tomada de decisões relativas ao manejo de plantas aquáticas por permitir a identificação das áreas a serem tratadas, definir os níveis desejados de controle de plantas aquáticas e os métodos a serem utilizados.

As diferenças entre sucesso e insucesso ou entre extermínio e controle de plantas dependem de um plano de manejo integrado de plantas aquáticas bem elaborado, o qual baseia-se em seis princípios:

1. Identificar os usos da água e determinar se algum desses usos é beneficiado ou prejudicado pela vegetação aquática;
2. Compreender a ecologia das plantas aquáticas no corpo hídrico. As informações necessárias incluem mapas das infestações de plantas aquáticas e dos usos da água, e informações sobre a fauna, qualidade da água e entorno do reservatório;
3. Estabelecer metas do manejo;
4. Considerar todos os métodos de controle e selecionar aqueles mais adequados para cada situação. A seleção deverá considerar o

tipo de planta e a extensão da infestação, período de controle, restrições locais que podem afetar algum método de controle, custos, segurança ao Homem e ao ambiente, legislação;

5. Desenvolver um plano de ação e um programa de monitoramento com o objetivo de avaliar a eficiência das atividades de manejo e os efeitos dessas atividades;
6. Estabelecer um programa de manejo de plantas aquáticas de longo prazo.

Assim, na maioria das situações em que as plantas aquáticas representam problemas, a integração de métodos de controle é geralmente recomendada. Utilizando várias práticas, benefícios a curto, médio e longo prazo podem ser atingidos e as plantas aquáticas podem ser manejadas de forma eficiente e segura.

Referências

- ANDERSON, L. W. J.; DECHORETZ, N. Growth, reproduction and control of *Hydrilla verticillata* Royle (L.F.) in an irrigation system in southwestern U.S. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON AQUATIC WEEDS, 6, 1982. *Proceedings...* [S. l.]: European Weed Research Society, 1982. p. 54-61.
- ARNOLD, W. R. Fluridone – a new aquatic herbicide. *Journal of Aquatic Plant Management*, Clermonth, v. 17, p. 30-33, 1979.
- CESP. *Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca*. São Paulo, 1998. 166 p. (CESP – Série Divulgação e informação, 220).
- CHARUDATTAN, R. Biological control and prevention: successful and unsuccessful experience of the control methods. In: WORKSHOP CONTROLE DE PLANTAS AQUÁTICAS, 1998, Brasília. *Resumos...* Brasília: Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 1998. p. 18-21.
- ENGEL, S. Ecological impacts of harvesting macrophytes in Halverson Lake, Wisconsin. *Journal of Aquatic Plant Management*, Clermonth, v. 28, p. 41-45, 1990.
- ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p., il.
- FRANK, P. A. Control of aquatic weeds. *Weeds Today*, Lawrence, v. 10, no. 4, p. 25-26, 1979.
- GARTRELL, F. E.; COONEY, J. C.; CHAMBERS, G. P.; BROOKS, R. H. TVA mosquito

control 1934-1980 - experience and current program trends and developments. *Mosquito News*, Lake Charles, LA, v. 41, no.2, p. 302-322, 1981.

HALLER, W. T. Options for mechanical and chemical aquatic weed control. In: WORKSHOP CONTROLE DE PLANTAS AQUÁTICAS, 1998, Brasília. *Resumos...* Brasília, DC: Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 1998. p. 46-53.

HENDERSON, D. Advances in aquatic plant management using mapping technologies. *Aquatics*, v. 23, no. 1, p. 4-8, 2001.

HOYER, M. V.; CANFIELD Jr., D. E. (Ed.). *Aquatic plant management in lakes and reservoirs*. Washington, DC: North American Lake Management Society: Aquatic Plant Management Society: U.S. Environmental Protection Agency, 1997. 103 p., il.

KHATTAB, A. F.; EL-GHARABLY, Z. The effect of water hyacinth on the irrigation system in Egypt and its management. In: INTERNATIONAL CONGRESS ON IRRIGATION AND DRAINAGE, 14., 1990, Rio de Janeiro. *Proceedings...* Rio de Janeiro: [s. n.], 1990. p. 239-249.

KLUMPP, R. K.; CHU, K. Y. Importance of the aquatic weed *Ceratophyllum demersum* to transmission of *Schistosoma haematobium* in the Volta Lake, Ghana. *Bulletin of the World Health Organization*, Geneva, v. 58, no. 5, p. 791-798, 1980.

KOEGEL, R. G.; LIVERMORE, D. F.; BRUHN, H. D. Costs and productivity in harvesting of aquatic plants. *Journal of Aquatic Plant Management*, Clermont, v. 15, p. 12-18, 1977.

MARCONDES, D. A. S. *Eficiência de fluridone no controle de plantas aquáticas submersas e efeitos sobre algumas características ambientais*. 2001. 180 f., il. Tese (Livro-Docência) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, UNESP, Botucatu, 2001.

MCCOWEN, M.; YOUNG, C. L.; WEST, S. D.; PARKA, S. J.; ARNOLD, W. R. Fluridone, a new herbicide for aquatic plant management. *Journal of Aquatic Plant Management*, Clermonth, v. 17, p. 27-30, 1979.

MURPHY, K. J. Aquatic weed problems and their management: a review I. The worldwide scale of the aquatic weed problem. *Crop Protection*, Kidlington, v. 7, no. 4, p. 232-244, 1988.

MURPHY, K. J.; BARRETT, P. R. F. Chemical control of aquatic weeds. In: PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. (Ed.). *Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. Oxford: Oxford University Press, 1990. cap. 8, p.136-173.

NETHERLAND, M. D.; HALLER, W. T.; LEMBI, C. A.; GETSINGER, K. Differential response of *Hydrilla* to fluridone. In: THE AQUATIC PLANT MANAGEMENT SOCIETY ANNUAL MEETING, 40., 2000, San Diego, USA. *Abstracts...* Clermonth: The Aquatic Plant Management Society, 2000.

NETHERLAND, M. D.; KIEFER, B.; LEMBI, C. A. Use of plant assay techniques to screen for tolerance and to improve selection of fluridone use rates. In: THE AQUATIC PLANT MANAGEMENT SOCIETY ANNUAL MEETING, 41., 2001, Minneapolis, USA. *Abstracts...* Clermonth: The Aquatic Plant Management Society, 2001.

NICHOLS, S. A.; LATHROP, R. C. Impact of harvesting on aquatic plant communities in Lake Wingra, Wisconsin. *Journal of Aquatic Plant Management*, Clermonth, v. 32, p. 33-36, 1994.

SABOL, B. M. Environmental effects of aquatic disposal of chopped *Hydrilla*. *Journal of Aquatic Plant Management*, Clermonth, v. 25, p. 19-23, 1987.

SCHARDT, J. D. *Florida aquatic plant survey report. Large scale Hydrilla management. Technical report #942-CGA*. Tallahassee: Florida Department of Environmental Protection. Bureau of Aquatic Plant Management, 1992. 83 p.

SMITH, C. S.; PULLMAN, G. D. Experiences using Sonar registered A.S. aquatic herbicide in Michigan. *Lake and Reservoir Management*, Madison, v. 13, no. 4, p. 338-346, 1997.

TANAKA, R. H. *Eficácia de fluridone para o controle de Egeria spp. em caixas d'água e em represa de pequeno porte sem fluxo de água*. 2001. 51 f., il. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Agricultura) – Faculdade de Ciências Agronômicas, UNESP, Botucatu, 2001.

Capítulo 16

Macrófitas aquáticas em Itaipu: ecologia e perspectivas para o manejo

Sidinei Magela Thomaz¹, Luis Mauricio Bini² e Thomaz Aurélio Pagioro¹

¹Universidade Estadual de Maringá, CCB, Nupélia, PEA, Av. Colombo, 5790, 87020-900, Maringá, Paraná. E-mail: smthomaz@nupelia.uem.br. ²Universidade Federal de Goiás, ICB, DBG, 74001-970, Goiânia, Goiás. E-mail: bini@icb1.ufg.br

Introdução

Programas de monitoramento representam uma alternativa segura, econômica e cientificamente justificável para avaliar as necessidades reais das intervenções humanas que visam minimizar os impactos ambientais em diferentes ecossistemas aquáticos. Tais programas são, também, essenciais na avaliação da eficiência dessas intervenções (Agostinho; Gomes, 1997; Stow *et al.*, 1998) e, em conjunto com análises de riscos, são necessários para o abalancamento dos impactos indiretos derivados do manejo (Thomaz; Bini, 1998).

Qualquer que seja a estratégia de manejo empregada, a ausência de um programa de monitoramento associado suscitará dúvidas em relação ao sucesso de sua eficiência, mesmo que o resultado desejável seja

alcançado (por exemplo, redução da biomassa de uma espécie de macrófita submersa). Sempre existirá a possibilidade de que o resultado obtido aconteceria de qualquer modo, ou seja, com ou sem o emprego da estratégia de manejo. Deste modo, somente através do monitoramento, com a comparação dos dados antes e após o início do manejo, utilizando análises de séries temporais sofisticadas, é possível validar ou não a eficiência da intervenção.

Primariamente, porém, os programas de monitoramento de ecossistemas aquáticos fornecem uma linha de base que informa a variação tolerável, ou seja, que não interfere nos usos múltiplos desses ecossistemas, do atributo de interesse (por exemplo, área de cobertura de macrófitas aquáticas flutuantes). Em princípio, somente quando existem fortes indícios, prematuramente identificados, que o atributo analisado ultrapassará os limites toleráveis, seria necessário o emprego de estratégias de manejo ou de métodos de controle. Pode-se considerar que o monitoramento ambiental, utilizando uma visão mitológica (Ghilarov, 1992), assemelha-se aos exames médicos que devem ser feitos rotineiramente. Assim, a intervenção médica seria necessária somente quando alguma enfermidade é identificada.

Recentemente, os prejuízos causados por macrófitas aquáticas em várias partes do Brasil (cf. cap. 15) incentivaram a criação de programas de monitoramento das populações desses vegetais. Neste capítulo, é apresentado um sumário dos resultados obtidos pelo programa de monitoramento desenvolvido no reservatório de Itaipu (margem brasileira) entre 1995 e 2001. As seguintes questões primárias nortearam esse programa: (i) qual é a riqueza de espécies de macrófitas aquáticas no reservatório? (ii) quais espécies são encontradas com maior frequência? (iii) existe alguma tendência de declínio ou expansão das macrófitas aquáticas que pode, no primeiro caso, diminuir a biodiversidade, e no segundo, ser tão grande a ponto de causar prejuízos aos usos múltiplos do

reservatório? (iv) quais são os principais fatores ambientais que controlam o crescimento da vegetação aquática? (v) caso necessário, é possível utilizar a oscilação dos níveis de água como método de controle?

Por se tratar de uma síntese, os dados apresentados foram obtidos de diversas fontes, tais como relatórios técnico-científicos, dissertações, teses e trabalhos publicados. Quando utilizadas, essas referências serão incluídas no texto para que os leitores possam obter informações detalhadas. Adicionalmente, alguns dados inéditos foram considerados.

Estratégia amostral e abordagens de estudo

Para alcançar os objetivos propostos, as análises vêm sendo executadas em várias escalas temporais e espaciais. Alguns dados foram obtidos em campo, na margem brasileira do reservatório, com um enfoque predominantemente observacional, e outros foram obtidos em laboratório, caracterizando um enfoque experimental.

Os primeiros estudos realizados no reservatório foram desenvolvidos em 1995 e visaram ao levantamento de espécies de macrófitas aquáticas (Fundação Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Itaipu Binacional, 1997; Thomaz *et al.*, 1999). Esses estudos foram aprofundados a partir de 1997 e continuam sendo desenvolvidos até o presente momento, fazendo parte da estratégia de monitoramento contínuo da vegetação aquática, que se tornou rotina no reservatório. Nesse monitoramento, além da ocorrência de espécies, investigada em todos os braços da margem brasileira do reservatório, a profundidade máxima de ocorrência (Z_{max}) de plantas submersas e fatores abióticos são também analisados. Sobrevôos são realizados com periodicidade anual, objetivando identificar, em uma escala espacial mais ampla, os locais mais colonizados e novos estandes com grandes dimensões. As dinâmicas da área ocupada (medida através de

Sistema de Posicionamento Global – GPS) e da biomassa (obtida com quadrados) de bancos de *Egeria najas* também vêm sendo monitoradas trimestralmente para avaliar o grau de expansão ou retração dessa espécie e os fatores que explicam essa dinâmica. Para tanto, três locais “sentinelas”, distribuídos em três braços, foram selecionados.

Aspectos ecofisiológicos estão sendo investigados através de experimentos com as principais espécies submersas (*E. najas* e *E. densa*). Esses experimentos visam avaliar os efeitos da radiação subaquática, gás carbônico e nutrientes (nitrogênio e fósforo) sobre a performance dessas espécies. Nesses experimentos, as taxas fotossintéticas e as taxas de crescimento (em biomassa) são avaliadas como variáveis respostas aos fatores abióticos mencionados.

Por último, uma série de experimentos está sendo realizada com o objetivo de avaliar os efeitos de oscilações dos níveis de água sobre diversos atributos da vegetação aquática. Esses experimentos são programados em consonância com os técnicos da Itaipu Binacional, aproveitando eventos de grandes alterações dos níveis de água que ocorrem por razões operacionais. Os resultados obtidos têm sido úteis para elucidar aspectos da ecologia de várias espécies e, principalmente, para sugerir planos de manejo da vegetação aquática.

Informações detalhadas sobre características limnológicas do reservatório de Itaipu e sobre os métodos empregados podem ser encontradas em outras publicações (Thomaz; Bini; Souza, 1998; Thomaz *et al.*, 1999; Bini *et al.*, 1999; Souza, 2000; Bini, 2001).

Levantamento de espécies

Os levantamentos sistemáticos na margem esquerda do reservatório de Itaipu iniciaram-se em 1995 e até o momento, 65 espécies foram

identificadas, das quais 41 podem ser consideradas “euhidrófitas”, ou seja, que habitam e dependem do ambiente aquático para seu desenvolvimento e reprodução (Souza, 2000). A aplicação de índices de estimativa da riqueza (ICE, Chao 2, Bootstrap, Jackknife 1 e Jackknife 2; cf. Bini; Thomaz; Souza, 2001 para maiores detalhes sobre os índices) indica que a riqueza máxima da assembléia de macrófitas aquáticas em Itaipu é de 45 espécies, ou seja, muito próxima à riqueza observada no reservatório. Esses resultados evidenciam que o esforço amostral empregado nos levantamentos e no monitoramento pode ser considerado suficiente. Isto também é indicado pelo reduzido número de espécies adicionadas aos levantamentos realizados após o ano de 1996 (3 espécies até o momento).

A riqueza de espécies do reservatório de Itaipu é superior à encontrada em outros reservatórios equatoriais, como o de Guri – Venezuela (24 espécies, Vegas Vilarrubia; Cova, 1993), Balbina – AM (19 espécies; Walker; Miyai; Melo, 1999), Poza Honda e La Esperanza – Equador (10 e 12 espécies, respectivamente; Thomaz; Santos, 2001), mas inferior à riqueza de espécies do reservatório de Volta Grande – MG (66 espécies, subtraindo-se as espécies de mata ciliar apresentadas por Pedralli *et al.*, 1993).

Uma comparação de vários indicadores da diversidade de espécies de Itaipu com um trecho do rio Paraná, livre de reservatórios (planície de inundação do Alto rio Paraná), demonstra que a riqueza de espécies é mais elevada e a substituição de espécies (diversidade beta; cf. Bini; Thomaz; Souza, 2001 para maiores detalhes) mais acentuada, no trecho de planície (Tabela 1). A grande variabilidade de habitats neste último ecossistema, comparativamente à maior uniformidade de condições limnológicas e hidrológicas encontradas no reservatório de Itaipu, pode explicar tais diferenças.

Os bancos de macrófitas de Itaipu contêm entre 1 e 10 espécies (Souza, 2000). A riqueza de espécies (diversidade alfa, por banco) desse

reservatório está relacionada com diferentes fatores morfométricos. O “fetch” (distância livre para ação dos ventos), por exemplo, afeta negativamente a riqueza dos bancos (Souza, 2000). Bancos com riqueza superior a 7 espécies somente são encontrados quando os valores de “fetch” são inferiores a 8km. Por outro lado, locais com valores de “fetch” superiores a 15km apresentam valores de riqueza sempre inferiores a 3 espécies. O “fetch” reflete o efeito potencial de ondas sobre as margens e estas, reconhecidamente representam um fator estressante para a colonização e crescimento da vegetação (Doyle, 2001).

Tabela 1. Indicadores da diversidade de macrófitas aquáticas no reservatório de Itaipu e em um trecho livre de barragens do rio Paraná (planície de inundação do Alto rio Paraná). A diversidade beta foi estimada de acordo com Harrison, Ross e Lawton (1992) e a diversidade alfa refere-se à riqueza de cada braço do reservatório de Itaipu ou de cada lagoa na planície

	Itaipu	Planície do Alto Paraná
Riqueza de espécies	41	56
$\beta - 1$	0.07 - 0.16	0.10 - 0.23
$\beta - 2$	0.02 - 0.07	0.05 - 0.11
Diversidade alfa	13 - 24	7 - 31

A distância dos bancos de macrófitas em relação ao corpo central do reservatório apresenta efeito positivo sobre a riqueza de espécies (Figura 1). Estima-se um aumento de 0,16 espécies km^{-1} ao longo do gradiente longitudinal no sentido corpo central – tributários laterais. Os trechos superiores dos braços são diretamente afetados por pequenos tributários, os quais contribuem com propágulos de macrófitas, nutrientes e sedimentos. Destaca-se que as maiores taxas de sedimentação nesses trechos reduzem a profundidade e criam novas áreas propícias à colonização. Esses fatores, em conjunto, oferecem uma explicação para o padrão de aumento de riqueza no sentido corpo central – tributários.

A riqueza de espécies para cada braço do reservatório também é afetada por fatores morfométricos. Em geral, maiores valores de riqueza

são observados em braços de maior área, perímetro e índice de desenvolvimento de margem (Souza, 2000).

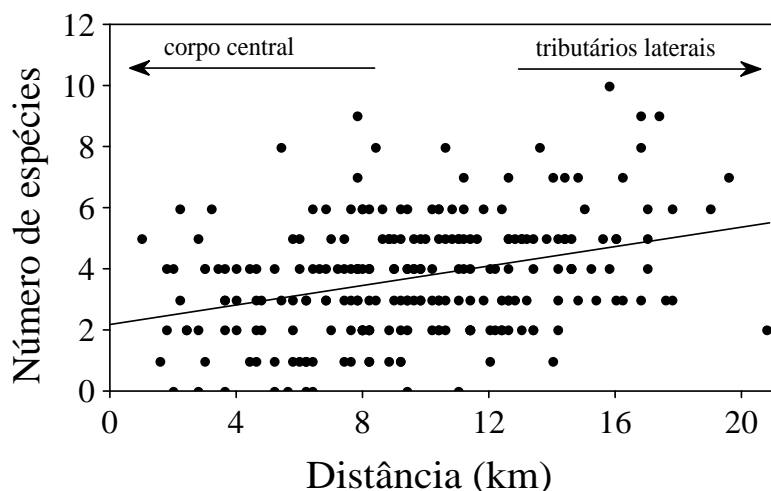


Figura 1. Relação entre a distância do corpo central do reservatório de Itaipu e a riqueza de espécies de macrófitas aquáticas (diversidade alfa por banco). Dados obtidos por Souza (2000)

Variáveis limnológicas, como condutividade elétrica e turbidez, também influenciam os padrões de diversidade de macrófitas no reservatório de Itaipu. A diversidade beta, isto é, a substituição de espécies ao longo de um gradiente ambiental observado dentro dos braços, está positivamente correlacionada com a variação espacial daquelas variáveis limnológicas (Souza, 2000).

Nos levantamentos realizados até 1999, as espécies emergentes *Urochloa plantaginea*, *Ludwigia suffruticosa* e *Eleocharis filiculmis* foram as mais freqüentes e, dentre as submersas, destacavam-se *Egeria najas* e *Nitella acuminata* (Figura 2). Em levantamentos mais recentes, conduzidos após um decréscimo acentuado nos níveis de água, observado entre novembro de 1999 e março de 2000, esse quadro foi alterado, havendo uma grande redução da freqüência de ocorrência de espécies submersas (Thomaz *et al.*, 2002).

Dentre as espécies mais frequentes, destacam-se *E. densa* (submersa) e *E. crassipes* (livre flutuante) pelo elevado potencial de infestação e por provocar prejuízos aos usos múltiplos de ecossistemas aquáticos, fato já observado em outros reservatórios da bacia (Thomaz; Bini, 1998; cf. cap. 15). O predomínio de *E. najas*, quase três vezes mais frequente do que *E. densa* e cujo potencial de infestação é menor que o desta última, contrasta, porém, com outros reservatórios brasileiros, como os de Jupiá (rio Paraná), Paulo Afonso (rio São Francisco) e Rosana (rio Paranapanema), nos quais *E. densa* predomina ou ambas são importantes (cap. 15; Thomaz; Bini, 1999).

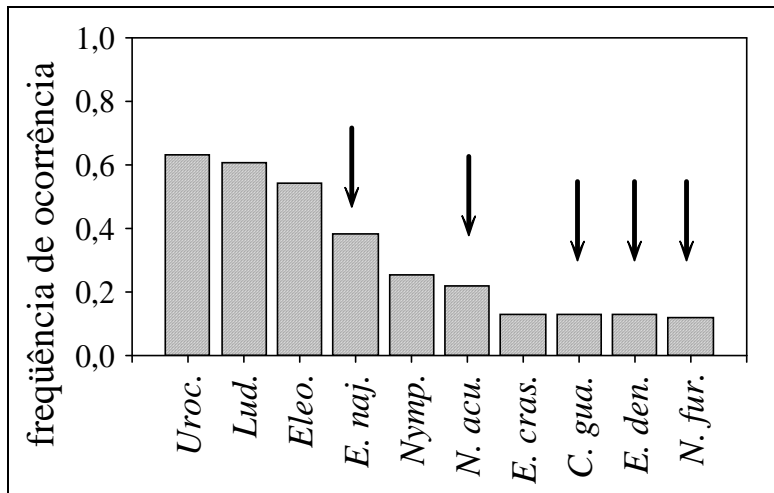


Figura 2. Frequências de ocorrência de espécies de macrófitas baseadas em levantamentos de 235 bancos na margem esquerda do reservatório (Souza, 2000). As flechas indicam as espécies submersas. Uroc. = *Urochloa plantaginea*; Lud. = *Ludwigia suffruticosa*; Eleo. = *Eleocharis filiculmis*; E. naj. = *Egeria najas*; Nymp = *Nymphaea* sp.; N. acu. = *Nitella acuminata*; E. cras. = *Eichhornia crassipes*; C. gua. = *Chara guaiensis*; E. den. = *Egeria densa*; N. fur. = *Nitella furcata*

Com relação às espécies livre-flutuantes, somente *E. crassipes* ocorre com maior frequência (Figura 2). Mesmo assim, essa espécie é restrita a pequenos bancos que colonizam áreas marginais, protegidas da ação do vento, e sua biomassa não é elevada ($< 294 \text{ gPS m}^{-2}$; Fundação Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Itaipu Binacional, 1999; Thomaz *et al.*, 1999), quando comparada à registrada na literatura. Esteves

(1982), por exemplo, registrou valores de biomassa entre 639 gPS m⁻² e 1638 gPS m⁻² em represas de São Paulo, e Thomaz e Santos (2001) registraram valores entre 590 e 1800 gPS m⁻² em reservatórios hipereutróficos do Equador. Em Itaipu, a distribuição de *E. crassipes*, assim como a de outras espécies flutuantes (por exemplo, *Salvinia herzogii*, *Pistia stratiotes*, *Spirodella* sp e *Lemna* sp), está diretamente associada às concentrações de nitrogênio e fósforo da água (Bini *et al.*, 1999).

Estudos sobre a ecologia de *Egeria najas*

Tendo em vista os problemas que as espécies submersas causam à produção de energia em reservatórios brasileiros (Thomaz; Bini, 1999), o programa de monitoramento em Itaipu tem priorizado a investigação de *E. najas*, pois, como salientado acima, essa espécie submersa apresenta elevadas frequências de ocorrência e biomassa neste reservatório (Bini *et al.*, 1999; Thomaz *et al.*, 1999; Bini, 2001; ver também Figura 2). Os estudos realizados procuram avaliar sua distribuição, Z_{max} , os fatores ecológicos que afetam seu crescimento e possibilidades de manejo.

Os primeiros trabalhos desenvolvidos em Itaipu revelaram que as espécies submersas, dentre elas *E. najas*, ocorrem principalmente em locais mais protegidos, nos braços do reservatório, em profundidades raramente superiores a 4m, predominando em locais com profundidades inferiores a 2m (Figura 3a). Padrão semelhante foi demonstrado para a porcentagem de cobertura, a qual também apresentou os maiores valores em locais com profundidades inferiores a 2m (Figura 3b). Com pequenas alterações, observadas entre diferentes braços do reservatório, esse padrão tem se mantido inalterado nos últimos 6 anos, não havendo indícios de que a colonização pela vegetação submersa esteja avançando para áreas mais profundas. Esse padrão de distribuição contrasta com o observado em

outros reservatórios brasileiros, nos quais a radiação subaquática atinge profundidades maiores do que em Itaipu, possibilitando a colonização de espécies submersas em locais com até 6m de profundidade (Figura 4). As condições favoráveis de luminosidade subaquática nesses reservatórios fazem com que as áreas potencialmente colonizáveis sejam relativamente maiores, o mesmo ocorrendo com a biomassa. Nesses casos, espécies submersas, em especial *E. densa*, acarretam sérios prejuízos à produção de energia.

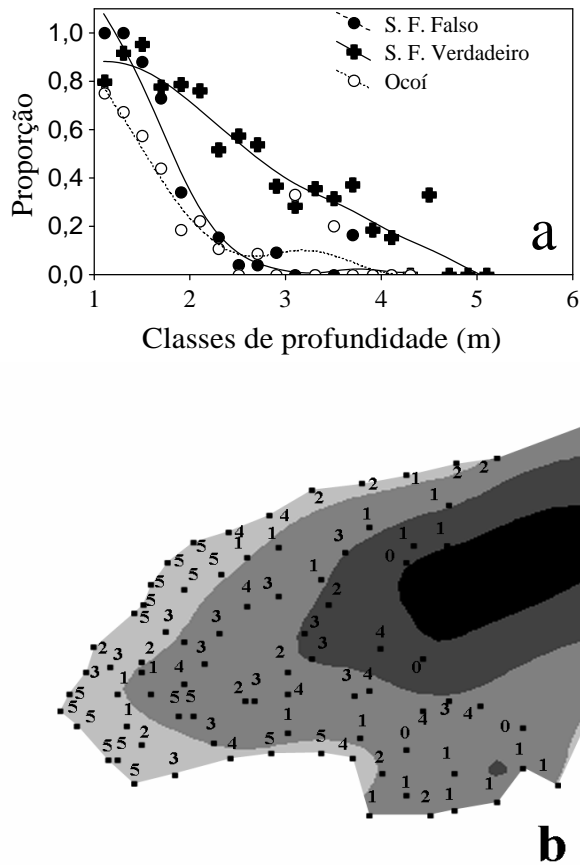


Figura 3. (a) Probabilidade de ocorrência de *E. najas* em diferentes classes de profundidade em três braços do reservatório de Itaipu; (b) abundâncias relativas de *E. najas*, em diferentes profundidades, registradas em um banco do braço do rio Ocoí; números indicam diferentes graus de cobertura do substrato por *E. najas*: 0 = ausência; 1 = < 5%; 2 = 5 - 30%; 3 = 30 - 60%; 4 = 60-90%; 5 = > 90%

O padrão descrito acima indica que a radiação subaquática é o principal fator que limita a expansão da vegetação submersa, especialmente de *E. najas*, no reservatório de Itaipu. De fato, análises realizadas em intervalos mensais em bancos localizados em diferentes braços do reservatório revelaram que os valores de biomassa dessa espécie decrescem, e em alguns casos os bancos se extinguem, quando a turbidez se eleva. O tempo de recuperação pode variar de 1 a 4 meses, mas alguns bancos demoraram 3 anos para serem recolonizados e outros, passados 4 anos, ainda não apresentam indícios de recolonização (Thomaz; Bini; Souza, 1998; Fundação Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Itaipu Binacional, 1999; Bini, 2001). Além disso, uma análise de regressão múltipla, considerando como variável resposta a biomassa de *E. najas* coletada em 39 bancos, e fatores limnológicos, como variáveis explanatórias, demonstrou que a turbidez foi a única variável com coeficiente parcial significativamente relacionado, de forma negativa, com a biomassa de *E. najas* (Tabela 2).

Investigações laboratoriais demonstraram que *E. najas* é altamente adaptada aos baixos níveis de radiação subaquática, como indicado pelos valores do ponto de compensação luminosa dessa espécie ($6 \mu\text{Mm}^{-2} \text{s}^{-1}$ para medidas do crescimento e 13 a $22 \mu\text{M m}^{-2} \text{s}^{-1}$ para medidas das taxas fotossintéticas), que se encontram no limite inferior da variação registrada para outras espécies de macrófitas submersas (Tavechio; Thomaz, no prelo). Assim, esse resultado pode explicar o predomínio de *E. najas* no reservatório de Itaipu, onde a turbidez é elevada (disco de Secchi usualmente inferior a 1,0m). Ao mesmo tempo, a elevada turbidez mantém, como demonstrado acima, as populações de *E. najas* restritas às regiões marginais do reservatório (Figura 3).

A despeito das evidências que apontam a radiação subaquática como o principal fator limitante da ocorrência e biomassa de *E. najas*, outros fatores também influenciam a performance dessa espécie. Dentre eles,

destaca-se o gás carbônico, cujas concentrações podem ser próximas a zero no interior dos estandes, em períodos do dia nos quais a atividade fotossintética é elevada. Experimentos demonstraram que *E. najas* supera essa limitação utilizando uma estratégia já descrita para várias espécies de macrófitas submersas, ou seja, a absorção direta do íon bicarbonato (Pierini, 2001). Além disso, comparando-se a performance de *E. najas* com a de *E. densa*, foi demonstrado que esta última utiliza o gás carbônico com menor eficiência, especialmente em baixas concentrações desse gás (Pierini, 2001).

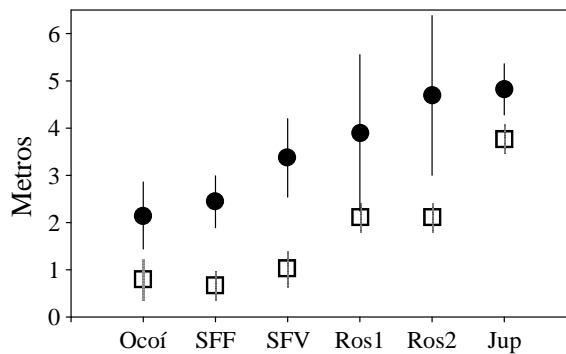


Figura 4. Valores médios (\pm desvio padrão) profundidade do disco de Secchi (quadrados) e Z_{max} (círculos) de espécies submersas em três braços do reservatório de Itaipu (Ocoí, SFF e SFV), em Rosana (rio Paranapanema) e Jupia (jusante de Três Irmãos, rio Tietê); Ocoí, SFF, SFV e Ros1 = *E. najas*; Ros2 e Jup = *E. densa*

Tabela 2. Resultados da análise de regressão múltipla utilizando a biomassa de *E. najas* como variável dependente e fatores limnológicos como variáveis independentes. $R^2 = 0,30$; $n = 39$. PT = fósforo total; NKT = nitrogênio Kejeldahl total; NT = nitrogênio total

	Coefficientes	EP	t	P
Intercepto	9,51	5,63	1,69	0,10088
PT (água)	-0,29	0,28	-1,05	0,30076
NKT (água)	0,87	0,47	1,86	0,07144
Turbidez	-0,77	0,34	-2,25	0,03120
CO ₂	-0,19	0,14	-1,42	0,16607
PT (sedimento)	-0,47	0,44	-1,08	0,28620
NT (sedimento)	0,21	0,66	0,31	0,75486

Além desses fatores limnológicos, características morfométricas, especialmente a declividade das margens e o “fetch” (Bini, 2001), assim como os declínios abruptos dos níveis de água do reservatório (Thomaz *et al.*, 2002), apresentam efeitos negativos sobre a presença de *E. najas*. O mesmo mecanismo que explica a relação negativa entre “fetch” e riqueza de espécies (isto é, o efeito estressante decorrente da ação de ondas), também explica a redução da colonização por *E. najas* em áreas expostas. Os efeitos da declividade são associados à menor estabilidade física de locais íngremes, o que dificulta o estabelecimento e crescimento de plantas submersas. Por último, o declínio dos níveis de água acarreta a morte da biomassa exposta, por dessecação.

Cabe ressaltar que fatores limnológicos que reconhecidamente afetam espécies flutuantes, como as concentrações de fósforo e nitrogênio (Bini *et al.*, 1999), aparentemente não limitam o desenvolvimento de *E. najas* em Itaipu. Essa conclusão foi primeiramente derivada de investigações realizadas em campo, como demonstrado anteriormente no modelo de regressão múltipla. De acordo com esse modelo, as concentrações de nitrogênio e de fósforo da água e do sedimento não afetaram significativamente a biomassa dessa espécie. Esses resultados foram posteriormente confirmados em experimentos de laboratório. Em condições controladas, o crescimento de brotos de *E. najas* que se desenvolveram em sedimento que recebeu adições fósforo e nitrogênio não diferiram significativamente daqueles que cresceram no grupo controle (Pereira, 2002). Assim, as condições meso-eutróficas dos braços do reservatório de Itaipu aparentemente propiciam um ambiente não limitante, em termos nutricionais, ao estabelecimento e crescimento de *E. najas*.

Os dados obtidos até o momento encontram-se resumidos na Tabela 3. Resultantes de estudos realizados “in situ”, em diferentes escalas espaciais e temporais, e de situações experimentais com maior controle,

os dados indicam que vários fatores afetam a performance de *E. najas* em Itaipu. Outros fatores, não considerados na tabela, que possivelmente controlam essa espécie, como a presença de substâncias alelopáticas (cianotoxinas, por exemplo), estão sendo investigados.

Tabela 3. Resumo dos resultados obtidos demonstrando os possíveis fatores que afetam a performance de *E. najas* em Itaipu. (0) efeito nulo; (+) efeito positivo; (-) efeito negativo; (NT) não testado. Para maiores detalhes sobre a influência da alteração dos níveis de água ver o próximo item

Fator	Enfoque utilizado	
	"in situ"	laboratório
Radiação subaquática	+	+
CO ₂	0	+
P e N da água	0	NT
P e N do sedimento	0	0
"Fetch" (ação do vento - ondas)	-	NT
Declividade da margem	-	NT
Alteração abrupta dos níveis de água	-	NT

Efeitos da manipulação dos níveis de água sobre macrófitas submersas e flutuantes

Alterações dos níveis de água reconhecidamente afetam as assembléias de macrófitas aquáticas (cf. cap. 14), mas os efeitos desse processo variam de acordo com o tipo biológico da macrófita aquática (por exemplo, submersa ou flutuante) e também dependem da amplitude e duração das alterações. O reservatório de Itaipu é do tipo fio d'água, isto é, o nível de água é praticamente constante (variação < 1m, oscilando entre 219 e 220 metros acima do nível do mar). Essas pequenas alterações são favoráveis ao estabelecimento de uma rica assembléia de plantas aquáticas (Thomaz *et al.*, 1999; Thomaz; Bini, 1999). Entre novembro de 1999 e março de 2000, foi registrado um decréscimo abrupto dos níveis de água, que atingiram a cota de 215m, isto é, 5m abaixo do nível normal (Figura 5).

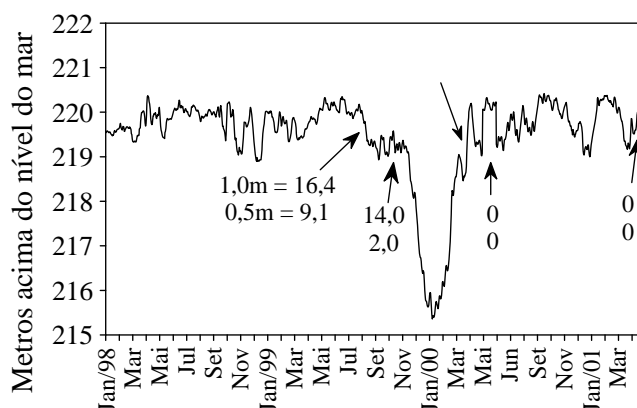


Figura 5. Níveis de água do reservatório de Itaipu, destacando o decréscimo abrupto constatado entre novembro de 1999 e março de 2000. As flechas inferiores indicam a biomassa de *E. najas* (valores médios, em gPS m⁻²) a 1,0 m (superior) e 0,5 m de profundidade (inferior). A flecha posicionada acima indica a ocasião na qual o banco de macrófitas flutuantes começou a ser observado

Os efeitos da alteração dos níveis de água sobre a biomassa de *E. najas*, com amostras coletadas em duas profundidades (aproximadamente 0,5m e 1,0m), em nove bancos distribuídos em três braços do reservatório, foram medidos a partir de agosto de 1999. A queda em 5m nos níveis de água afetou drasticamente a biomassa de *E. najas*, que não foi registrada em maio de 2000 e abril de 2001, nas duas profundidades analisadas e nos 9 pontos amostrados (Figura 5).

Além dos nítidos efeitos negativos que a queda dos níveis de água provou sobre a biomassa de *E. najas*, a frequência de ocorrência dessa espécie também diminuiu drasticamente. Uma investigação intensiva em 235 bancos de macrófitas nos oito principais braços da margem brasileira do reservatório revelou que a frequência desta espécie caiu de 38%, em abril de 1999 (portanto, antes da queda em 5m dos níveis de água), para 6% em abril de 2000, mantendo-se em 5% em janeiro de 2001 (Bini, 2001; Thomaz *et al.*, 2002).

Assim, os resultados apresentados evidenciam claramente que a queda abrupta dos níveis de água afetou de forma negativa não somente a

biomassa de *E. najas*, mas também sua distribuição ao longo do reservatório. Além disso, os dados demonstram que, decorridos 14 meses desse distúrbio, os atributos medidos (biomassa e frequência) ainda não haviam recuperado os níveis anteriores.

Resultados diferentes foram observados para as macrófitas flutuantes. A frequência de ocorrência das principais espécies pertencentes a esse tipo biológico praticamente não se alterou em resposta à brusca oscilação dos níveis de água. Dados de frequência de ocorrência de *E. crassipes*, obtidos em quatro braços da margem esquerda do reservatório (Ocoí, São Francisco Falso, São Francisco Verdadeiro e Arroio Guaçu), demonstram que essa espécie era encontrada, em média, em 27% dos bancos em abril de 1999. Houve um pequeno decréscimo da frequência em abril de 2000, portanto, logo após o retorno dos níveis de água aos valores originais, quando essa espécie passou a ser encontrada em 19% dos locais visitados. Em janeiro de 2001, contudo, *E. crassipes* voltou a ser registrada com frequência semelhante à constatada antes das oscilações dos níveis (31%).

No entanto, o retorno dos níveis do reservatório aos valores originais, em abril de 2000, foi marcado por uma explosão populacional de *Salvinia herzogii* e *E. crassipes* no braço do rio Ocoí. Em apenas 40 dias, essas espécies cobriram uma área de aproximadamente 15 ha, produzindo uma biomassa total estimada em 5,9 t em 79 dias (Thomaz *et al.*, 2002). Considerando somente os primeiros 40 dias de crescimento, os valores do tempo de duplicação em biomassa foram de 2,9 e 3,2 dias para *S. herzogii* e *E. crassipes*, respectivamente (Thomaz *et al.*, 2002). O tempo de duplicação em área para as duas espécies somadas foi estimado em 2,3 dias. Tais resultados demonstram o elevado potencial reprodutivo e a importância da reprodução assexuada, características marcantes das espécies flutuantes (Cook, 1990; Rubin; Camargo, 2001).

Vários fatores podem ter contribuído para essa explosão populacional, como, por exemplo, o aumento das concentrações de nutrientes na água.

No braço do rio Ocoí foi detectado uma elevação das concentrações de fósforo total, de 24 µg/L em fevereiro de 2000, para 71 µg/L em abril do mesmo ano (Fundação Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Itaipu Binacional, 2000). Parte desses nutrientes foi liberada pela decomposição da vegetação terrestre, que se desenvolveu durante o período de exposição do sedimento. Concomitantemente, os valores de precipitação pluviométrica foram relativamente baixos entre março e abril (< 140mm), quando o estande se desenvolveu, elevando o tempo de retenção da água desse braço. Precipitação e liberação de nutrientes podem ser considerados, todavia, fatores regionais que afetaram simultaneamente todos os braços do reservatório e, assim, os motivos que levaram à expansão de plantas flutuantes somente no braço do rio Ocoí ainda não foram totalmente elucidados. Possivelmente, uma maior população local neste braço explique esses resultados.

Considerações sobre o manejo das macrófitas aquáticas no reservatório de Itaipu

O manejo da vegetação aquática é um dos grandes desafios a ser enfrentado por técnicos ambientais, pois ainda não existem técnicas padronizadas que podem ser utilizadas em todos os ecossistemas. Além disso, as necessidades de manejo, quando as macrófitas aquáticas causam prejuízos, e as diferentes funções ecológicas que esses vegetais desempenham (Esteves; Camargo, 1986), representam um paradoxo (Thomaz, 2002). Nesse contexto, cabe aos pesquisadores gerarem dados fidedignos que embasem as medidas de manejo, a amplitude dessas medidas e, antes de tudo, avaliem a necessidade ou não de sua aplicação.

Até o momento, os dados obtidos no reservatório de Itaipu indicam que esse reservatório não apresentará, mantidas as condições vigentes,

problemas acentuados decorrentes do crescimento das macrófitas aquáticas. Como foi exposto acima, o reservatório de Itaipu apresenta uma rica assembléia de plantas aquáticas restrita a pequenos bancos que colonizam áreas mais protegidas dos braços do reservatório.

Dentre os principais fatores que limitam o crescimento excessivo desses vegetais, de tal forma a prejudicar os usos múltiplos do reservatório, destaca-se a grande profundidade do reservatório, o elevado grau de exposição ao vento e a elevada turbidez.

Uma comparação entre o reservatório de Itaipu e outros grandes reservatórios brasileiros que já apresentam problemas decorrentes do crescimento excessivo de macrófitas também sustenta essa conclusão. De fato, reservatórios como os de Jupia e Rosana, nos quais a biomassa de plantas submersas afeta a produção de energia, são os últimos de cadeias de reservatórios e, por isso, recebem águas com reduzida turbidez (Figura 4). Esse fato, associado com a disponibilidade de áreas mais rasas, possibilita uma ampla área para a colonização de espécies submersas. Situação semelhante é encontrada em Paulo Afonso, no rio São Francisco (S. M. Thomaz, observação pessoal). Deve-se ainda acrescentar que, diferentemente desses reservatórios, em Itaipu a vegetação concentra-se em zonas afastadas da calha central, fato que dificulta o transporte de grandes quantidades de vegetais, através de correntes, na direção da barragem.

Em face desses comentários, recomenda-se para o reservatório de Itaipu uma estratégia de monitoramento da vegetação aquática, visando identificar as áreas mais propícias ao desenvolvimento de macrófitas, pois problemas localizados podem ocorrer. Medidas de controle em grande escala são, atualmente, desnecessárias. No entanto, estratégias de controle têm sido aplicadas em escala local, em determinadas zonas onde práticas de lazer estão sendo prejudicadas. Mesmo nesses locais, a dimensão das áreas colonizadas é suficientemente reduzida e a coleta manual é empregada com relativo sucesso (cf. cap. 13).

A adoção do “não manejo” como estratégia já vem sendo adotada pelos técnicos da Itaipu Binacional, mas deve-se ressaltar que a mesma deve ser periodicamente validada com base nos resultados obtidos pelo programa de monitoramento. A identificação de tendências de expansão de macrófitas ou de colonização de espécies com grande potencial de crescimento podem indicar a necessidade do emprego de outras medidas de controle ou manejo.

Deve-se ressaltar, no entanto, que o reservatório de Itaipu e outros grandes reservatórios são ecossistemas aquáticos lênticos, naturalmente submetidos ao processo de assoreamento, que adiciona novas áreas propícias à colonização pela assembléia de macrófitas aquáticas. No caso específico dos reservatórios, as mudanças se processam mais rapidamente do que em lagos naturais devido à maior relação entre a área da bacia e a área alagada, fato que acelera o assoreamento (Ford, c1990). Assim, a longo prazo, o aumento de áreas colonizadas por macrófitas aquáticas é praticamente irreversível.

Como demonstrado anteriormente, os resultados obtidos indicam que as condições mais adequadas para o crescimento da vegetação aquática são encontradas nos trechos superiores dos braços. Assim, essas áreas são consideradas prioritárias para a conservação da biodiversidade do reservatório, tendo em vista a importância ecológica das macrófitas para outros grupos de organismos (cf. caps. 10, 11, 12 e 13). Nesses trechos, distantes do corpo central do reservatório, as estratégias de manejo devem ser direcionadas para incrementar a colonização por espécies nativas, onde essas ainda não são encontradas. O emprego dessa estratégia visa a aumentar o grau de estruturação espacial do habitat e, principalmente, reduzir a possibilidade de colonização por espécies introduzidas (ou exóticas) com elevado potencial de infestação (*Hydrilla*, por exemplo; Madsen, 2000; Bini, 2001).

Investigações sobre os efeitos das oscilações de níveis de água sobre

macrófitas aquáticas indicam que a manipulação dos níveis de água, se necessário, pode ser utilizada como técnica de manejo da vegetação submersa. Como demonstrado acima, as depleções dos níveis de água reduziram eficientemente a biomassa e a frequência de ocorrência de *E. najas* por um período de tempo relativamente longo (mais de um ano). No entanto, o rápido crescimento das espécies flutuantes, que geralmente apresentam baixas densidades no reservatório, pode ser indicado como um efeito colateral indesejado. Deste modo, o manejo deve ser integrado, envolvendo também a minimização do aporte de nutrientes por fontes pontuais e por fontes difusas.

Em suma, muito embora a manipulação dos níveis de água seja uma ferramenta em potencial para o controle da vegetação aquática, seus efeitos afetam, de forma diversa, tipos biológicos diferentes. Além disso, as manipulações somente podem ser realizadas em consonância com a produção de energia, sempre priorizada nas empresas hidrelétricas. Desta forma, caso seja necessário empregar essa técnica no futuro, a mesma deve ser planejada com base nos dados do monitoramento e considerando também as necessidades operacionais do reservatório de Itaipu.

Agradecimentos

Todos os resultados apresentados nesta pesquisa foram obtidos com recursos fornecidos pela Itaipu Binacional, à qual somos especialmente gratos. Muitas das idéias foram concebidas em profícuas discussões com os Drs. Angelo Antônio Agostinho (Nupélia, Universidade Estadual de Maringá), Kevin J. Murphy (University of Glasgow, UK) e Eric Dibble (State University of Mississippi, EUA). Agradecemos ao técnico Raul Ribeiro (UEM) e à química Maria do Carmo Roberto pelo inestimável apoio em campo e no laboratório, e aos técnicos da Itaipu Binacional pelo apoio logístico

durante as coletas. Somos gratos, também, ao CNPq, que forneceu bolsas a alunos de graduação e pós-graduação que atuaram em diversas etapas do projeto.

Referências

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Manejo e monitoramento de recursos pesqueiros: perspectivas para o reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Ed.). *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá: Eduem, 1997. cap. 17, p. 319-364.

BINI, L. M. *Dinâmica populacional de Egeria najas* Planchon (*Hydrocharitaceae*): sobrevivência de uma espécie submersa em um ambiente subtropical com elevada turbidez (reservatório de Itaipu Binacional, Brasil Paraguai). 2001. 161 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2001.

BINI, L. M.; THOMAZ, S. M.; MURPHY, K. J.; CAMARGO, A. F. M. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 415, p. 147-154, Nov. 1999.

BINI, L. M.; THOMAZ, S. M.; SOUZA, D. C. Species richness and β -diversity of aquatic macrophytes in the Upper Paraná River floodplain. *Archiv für Hydrobiologie*, Stuttgart, v. 151, no. 3, p. 511-525, June 2001.

COOK, C. D. K. Origin, autecology, and spread of some of the world's most troublesome aquatic weeds. In: PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. (Ed.). *Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. Oxford: Oxford University Press, 1990. cap. 3, p. 31-38.

DOYLE, R. D. Effects of waves on the early growth of *Vallisneria americana*. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 46, no. 3, p. 389-397, Mar. 2001.

ESTEVES, F. A. Biomass and analysis of the major inorganic components of floating aquatic macrophyte (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) in six reservoirs of São Paulo State (Brazil). *Ciência e Cultura*, São Paulo, v. 34, n. 9, p. 1196-1200, set. 1982.

ESTEVES, F. A.; CAMARGO, A. F. M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. *Acta Limnológica Brasiliensia*, São Carlos, v. 1, p. 273-298, 1986.

FORD, D. E. Reservoir transport processes. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Ed.). *Reservoir limnology: ecological perspectives*. New York: John Wiley & Sons, c1990. cap. 2, p.15-41.

FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/Itaipu Binacional. *Estudo das macrófitas aquáticas no reservatório de Itaipu: monitoramento e fatores ecológicos relacionados com as alterações da biomassa – relatório final: abril/97 a junho/98*. Maringá, 1999. 83 p., il. Relatório técnico – Apoio Itaipu Binacional.

FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/Itaipu Binacional. *Estudos das macrófitas no reservatório de Itaipu: relatório (3ª etapa: 1999-2000)*. Maringá, 2000. 101 p., il. Relatório técnico – Apoio Itaipu Binacional.

FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/Itaipu Binacional. *Levantamento de espécies de macrófitas aquáticas no Reservatório de Itaipu*. Maringá, 1997. 42 p., il. Relatório técnico – Apoio Itaipu Binacional.

GHILAROV, A. M. Ecology, mythology and the organismic way of thinking in limnology. *Trends in Ecology & Evolution*, Cambridge, v. 7, no. 1, p. 22-25, 1992.

HARRISON, S.; ROSS, S. J.; LAWTON, J. H. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology*, Oxford, v. 61, no. 1, p. 151-158, 1992.

MADSEN, J. D. Advantages & disadvantages of aquatic plant management. *LakeLine*, [S. l.], v. 20, no.1, p. 22-34, 2000.

PEDRALLI, G.; MEYER, S. T.; TEIXEIRA, M. C.; STEHMANN, J. R. Levantamento das macrófitas aquáticas e da mata ciliar do reservatório de Volta Grande, Minas Gerais, Brasil. *Iheringia. Série Botânica*, Porto Alegre, n.43, p. 29-40, 1993.

PEREIRA, G. *Efeitos da adição de P e N sobre o crescimento de Egeria najas Planchon (Hydrocharitaceae)*. 2002. 20 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2002.

PIERINI, S. A. *Efeito das concentrações de carbono inorgânico sobre as taxas fotossintéticas de Egeria najas Planchon e Egeria densa Planchon (Hydrocharitaceae)*. 2001. 24 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2001.

RUBIM, M. A. L.; CAMARGO, A. F. M. Taxa de crescimento específico da macrófita aquática *Salvinia molesta* Mitchell em um braço do rio Preto, Itanhaém, São Paulo. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v. 13, n. 1, p. 75-83, 2001.

SOUZA, D. C. *Padrões de diversidade α e β da assembléia de macrófitas aquáticas em diferentes escalas espaciais no reservatório de Itaipu*. 2000. 39 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2000.

STOW, C. A.; CARPENTER, S. R.; WEBSTER, K. E.; FROST, T. M. Long-term environmental monitoring: some perspectives from lakes. *Ecological Applications*, Washington, DC, v. 8, no. 2, p. 269-276, May 1998.

TAVECHIO, W. L. G.; THOMAZ, S. M. Effects of light on the growth and photosynthesis of *Egeria najas* Planchon. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba. No prelo.

THOMAZ, S. M. Fatores ecológicos associados a colonização e desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 20, p. 13-25, 2002.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios. *Acta Limnologica Brasiliensia*, São Paulo, v. 10, n. 1, p. 103-116, 1998.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: um estudo na represa de Itaipu. In: HENRY, R.

(Ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO; São Paulo: FAPESP, 1999. cap. 20, p. 597-626.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; SOUZA, D. C. Biomass and maximum colonization depth of *Egeria najas* Planchon (Hydrocharitaceae) at Itaipu Reservoir, Brazil. In: MONTEIRO, A.; VASCONCELOS, T.; CATARINO, L. (Ed.). *Management and ecology of aquatic plants*. Proceedings of the 10th EWRS International Symposium on Aquatic Weeds. Lisbon: APRH-Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, 1998. p. 223-226.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; SOUZA, M. C. DE; KITA, K. K.; CAMARGO, A. F. M. Aquatic macrophytes of Itaipu Reservoir, Brazil: survey of species and ecological considerations. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, v. 42, no. 1, p. 15-22, 1999.

THOMAZ, S. M.; PAGIORO, T. A.; BINI, L. M.; MURPHY, K. J. Effect of Reservoir Drawdown on Biomass of Three Species of Aquatic Macrophytes in a Large Sub-tropical Reservoir (Itaipu, Brazil). In: DUTARTRE, A.; MONTEL, M. H. (Ed.). *Aquatic Weeds. Proceedings of the 11th EWRS International Symposium on Aquatic Weeds*. Moliet et Maâ: Cemagref-EWRS, 2002. p. 197-200.

THOMAZ, S. M.; SANTOS, A. M. *Macrófitos acuáticos en los embalses del Proyecto Trasvases Manabi: evaluación de la colonización y propuestas de manejo*. Maringá: Construtora Odebrechet, 2001. 39 p., il. Relatório técnico.

VEGAS VILARRUBIA, T.; COVA, M. Estudio sobre la distribución y ecología de macrofitos acuáticos en el embalse de Guri. *Interciencia*, Caracas, v. 18, n. 2, p. 77-82, mar-apr. 1993.

WALKER, I.; MIYAI, R.; MELO, M. D. A. Observations on aquatic macrophyte dynamics in the reservoir of the Balbina hydroelectric powerplant, Amazonas State, Brazil. *Acta Amazonica*, Manaus, v. 29, n. 2, p. 243-265, junho 1999.