

O PAPEL DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS EMERSAS NO CICLO DO FÓSFORO EM LAGOS RASOS

Luiz Bento^{1,2}, Humberto Marotta^{1,2} & Alex Enrich-Prast^{1*}

¹ Laboratório de Biogeoquímica, Depto. de Ecologia, Inst. de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Ilha do Fundão. Rio de Janeiro, Brasil.

² Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Inst. de Biologia, UFRJ. Ilha do Fundão. CEP: 21941-590, Caixa Postal: 68020. Rio de Janeiro, Brasil.

*E-mail: aeprast@biologia.ufrj.br

RESUMO

O ciclo do fósforo é um dos ciclos biogeoquímicos que mais sofreu alterações nas últimas décadas devido a forte ação antrópica, sendo os efluentes domésticos os principais responsáveis neste processo. A discussão do papel das macrófitas emersas como mediadoras de um transporte líquido de fósforo do sedimento para a coluna d'água ('Bomba de fósforo') ou como um sumidouro deste elemento torna-se relevante para o entendimento do ciclo fósforo em ecossistemas aquáticos. O objetivo principal desta revisão é discutir os principais mecanismos responsáveis pela transferência de fósforo em macrófitas emersas e suas conseqüências para o ciclo do fósforo em lagos rasos.

Palavras-chave: Macrófitas aquáticas emersas, fósforo, lagos rasos.

ABSTRACT

THE ROLE OF EMERGENT AQUATIC MACROPHYTES IN THE PHOSPHORUS CYCLE OF SHALLOW LAKES. The phosphorus cycle is one of the biogeochemical cycles that has been more altered in the last decades due to strong antropic activity, being domestic sewage the main responsible in this process. The discussion of the emergent macrophytes role as mediators of a net transport of phosphorus from sediment to the water column ('Phosphorus pump') or as net sinks of phosphorus becomes relevant for the phosphorus cycle understanding in aquatic ecosystems. The aim of this review is to discuss the main responsible mechanisms for phosphorus transference in emergent macrophytes and its consequences to the phosphorus cycle in shallow lakes.

Keywords: Emergent aquatic macrophytes, phosphorus, shallow lakes.

CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Os lagos constituem ecossistemas bem distribuídos na superfície terrestre (Downing *et al.* 2006), sendo reconhecidos como importantes ambientes de acumulação de matéria orgânica e inorgânica, devido a sua freqüente posição terminal na bacia de drenagem (Lennon 2004). A matéria inorgânica que limita a atividade biológica possui a denominação genérica de nutriente. Dessa forma, o escoamento superficial e subsuperficial, que resulta em um enriquecimento de nutrientes (eutrofização) nos lagos, é considerado pela literatura clássica um processo natural que influencia intensamente a biota e a própria sucessão ecológica (Lindeman 1942). No entanto, as atividades humanas também podem contribuir fortemente para a eutrofização dos lagos, trazendo resultados mais drásticos e em menor escala de tempo.

O ciclo do fósforo é um dos ciclos biogeoquímicos que mais sofreu alterações nas últimas décadas devido a forte ação antrópica (Smith *et al.* 1999, Conley 2000), sendo, os efluentes domésticos, os principais responsáveis por este processo (Schindler 2006). Como estes efluentes são ricos em nutrientes, principalmente fósforo (Downing & McCauley 1992, Arbuckle & Downing 2001), a tentativa de redução na concentração de fósforo se tornou o controle mais utilizado para a restauração ecológica de lagos nos últimos anos (Schindler 2006). Várias estratégias diferentes são atualmente utilizadas e, dependendo de como e onde são aplicadas, podem apresentar resultados diversos. A remoção de sedimentos por dragagem é considerada uma importante intervenção para mitigação da eutrofização em lagos rasos (Ruley & Rusch 2002), mas a remoção de áreas alagadas marginais pode diminuir a retirada natural

de nutrientes deste ecossistema, tendo um resultado inverso ao previsto inicialmente (Marotta *et al.* Submetido). A biomanipulação é outra maneira, mais direta e drástica, de tentar restaurar ambientes aquáticos quanto à concentração de nutrientes. Como a dragagem, a biomanipulação também pode apresentar resultados diversos, desde total recuperação do lago até a volta de um estado de degradação após uma maior escala de tempo (Carpenter & Kitchell 1992, Meijer *et al.* 1999). Outro mecanismo de manipulação em ecossistemas aquáticos é a utilização de vegetais que absorvem nutrientes (Graneli & Solander 1988). As áreas alagadas são importantes para o estudo da absorção de nutrientes por macrófitas aquáticas, sendo os Everglades (Florida, EUA) uma das mais estudadas (Noe *et al.* 2001).

Plantas aquáticas ou macrófitas aquáticas são todas as plantas cujas partes fotossinteticamente ativas estão permanentemente ou por alguns meses em cada ano submersas ou flutuantes na coluna d'água (Cook 1996). As propriedades das macrófitas aquáticas na retenção física de materiais particulados e sedimentos, sejam inorgânicos ou não, são bem reconhecidas na literatura (Pedralli & Texeira 2003), bem como a absorção de nutrientes (Esteves 1998a) e metais pesados (Giesy & Geiger 1996). As macrófitas aquáticas emersas, ou seja, que possuem folhas fora da coluna d'água e enraizamento no sedimento, apresentam grande importância para o ciclo de nutrientes dos lagos rasos (Wetzel 1990). Devido a sua produtividade ser uma das mais elevadas dentre os ecossistemas naturais do planeta (Wetzel 2001), as macrófitas aquáticas emersas apresentam viabilidade inclusive para fazer parte de um sistema de tratamentos de efluentes domésticos (Wentz 1987, Esteves 1998b), até mesmo de grandes cidades (Costa-Pierce 1998).

Apesar de sua importância para o funcionamento de ecossistemas aquáticos, o papel ecológico das macrófitas aquáticas no ciclo do fósforo em lagos rasos ainda precisa ser melhor esclarecido. Alguns estudos sugerem que: 1) Macrófitas aquáticas enraizadas mediarão um transporte líquido do sedimento para a água, funcionando como uma 'Bomba de fósforo' (Esteves 1998a, Miao *et al.* 2000) enquanto outros estudos sugerem que: 2) Macrófitas aquáticas enraizadas funcionarão como um sumidouro de fósforo (Kadlec 1997, 1999, Bento

et al. Em preparação). O objetivo principal desta revisão é discutir como as macrófitas aquáticas emersas podem influenciar o ciclo do fósforo em lagos rasos, levantando a discussão quanto seu papel ecológico neste ciclo. Os principais mecanismos que envolvem a relação das macrófitas emersas com o fósforo em lagos rasos e a influência do clima tropical neste processo serão abordados.

A TRANSFERÊNCIA DE FÓSFORO EM MACRÓFITAS AQUÁTICAS EMERSAS

ABSORÇÃO, ALOCAÇÃO E REALOCAÇÃO

A absorção de fósforo por macrófitas aquáticas emersas acontece principalmente pelo rizoma, que retira este nutriente do sedimento de ecossistemas aquáticos (Graneli & Solander 1988) ou em alguns casos diretamente da coluna d'água, por raízes adventícias (Nogueira *et al.* 1996). Esta absorção de fósforo ocorre na maior parte dos casos de forma diferencial, sendo o fósforo preferencialmente absorvido em relação a outros nutrientes (Miao & Sklar 1998). Este processo torna-se ainda mais pronunciado em ecossistemas que sofrem grandes aportes de fósforo, como, por exemplo, em áreas influenciadas por efluentes domésticos. Neste caso, macrófitas emersas podem ter uma absorção ainda maior de fósforo quando comparados a ecossistemas naturais (Miao *et al.* 2000).

A espécie de macrófita aquática emersa *Typha domingensis* Pers é muito estudada em áreas alagadas em relação à absorção de nutrientes, sendo fenotipicamente plástica e bem adaptada a ambientes eutróficos, e apresentando uma maior absorção de fósforo em ambientes impactados. Esta característica foi demonstrada tanto por estudos em ambientes naturais (Miao & Sklar 1998, Miao *et al.* 2000) quanto por experimentos de mesocosmos (Lorenzen *et al.* 2001, Macek & Rejmankova 2007). Em áreas eutrofizadas, a dominância de *Typha* pode ser tão grande que a maneira mais eficiente de reverter esta situação, permitindo a coexistência de outras espécies de macrófitas, é através da diminuição da concentração de fósforo no ecossistema (Macek & Rejmankova 2007).

Após ser absorvido pelas raízes, o fósforo é alocado para toda a planta, havendo uma heterogeneidade

na distribuição tanto espacial quanto temporal. Espacialmente, estes vegetais podem armazenar uma grande quantidade de fósforo na biomassa abaixo do sedimento, que é alimentada pela realocação de parte do fósforo não utilizado pelo resto da planta (Miao & Sklar 1998). Tais mecanismos de alocação e realocação do fósforo podem variar bastante, dependendo das condições ambientais onde a planta está estabelecida (Chapin *et al.* 1987). Em áreas impactadas, com maior concentração de fósforo na coluna d'água e no sedimento, a alocação de fósforo para as folhas pode ser maior que em condições naturais, já a realocação para o rizoma pode ser menor (Miao & Sklar 1998). Em condições enriquecidas, o rizoma deste grupo de plantas pode representar até 20% da biomassa total da planta, sendo uma grande reserva de carboidratos e nutrientes (Miao 2004). Temporalmente, a heterogeneidade da alocação do fósforo em macrófitas emersas ocorre devido à sazonalidade. Em zonas de clima temperado, a baixa luminosidade, principalmente no inverno, pode contribuir para uma generalizada baixa taxa fotossintética, que torna o crescimento de folhas dependente dos nutrientes e carboidratos alocados do rizoma (Graneli & Solander 1988). Desta forma, pode haver uma maior alocação de nutrientes e carboidratos do rizoma para o resto da planta no inverno do que em outras estações do ano.

Outro fator importante que deve ser mencionado é o efeito da reprodução assexuada (clonal). A reprodução assexuada é o mecanismo mais importante para o crescimento populacional e dispersão em plantas aquáticas (Philbrick & Les 1996). Uma vez que um estande de macrófitas emersas está estabelecido, a contribuição da reprodução sexuada (através das sementes) é muito pequena para a manutenção do mesmo, sendo a conexão do rizoma com os novos ramos gerados de forma clonal mantida por muitos anos (Dickerman & Wetzel 1985). Sendo assim, o vínculo entre os ramos do banco é mantido, e os nutrientes, inclusive o fósforo, ficam retidos por um período maior de tempo na biomassa destes vegetais.

REABSORÇÃO

A reabsorção de nutrientes é o mecanismo relacionado à reutilização e/ou armazenamento de

nutrientes que seriam perdidos para o meio externo por tecidos senescentes, constituindo uma estratégia eficiente para maior conservação dos nutrientes nos tecidos vivos das plantas (Rejmankova 2005). Este mecanismo, somado à absorção diferencial de fósforo, pode ser responsável pela maior conservação temporal deste nutriente na biomassa viva destes vegetais. A reabsorção de fósforo de macrófitas emersas em áreas alagadas também pode ser considerada diferencial, chegando a ser 50% maior do que a reabsorção de nitrogênio (Miao 2004). Em uma metanálise realizada recentemente, Rejmankova (2005) observou que a reabsorção provavelmente é uma adaptação a ambientes limitados por fósforo, já que este mecanismo apresenta uma eficiência maior em ambientes com esta característica. Esta diferença na eficiência, dependente da concentração de fósforo no sedimento, pode variar bastante de acordo com o grupo de macrófitas emersas. Em *Typha*, a diferença de eficiência na reabsorção de fósforo entre áreas eutróficas e oligotróficas é muito pequena, sendo menor que 9% (Rejmankova 2005), o que evidencia a importância deste mecanismo, independentemente da concentração externa de fósforo.

Nas macrófitas aquáticas emersas, o mecanismo de reabsorção é muito eficiente, fazendo com que grande parte do fósforo que restaria na biomassa senescente destas plantas seja reincorporada em biomassa viva, podendo este ser realocado, reutilizado e/ou armazenado. A reabsorção de fósforo para a biomassa viva de macrófitas emersas pode chegar a 82% do que seria perdido na biomassa senescente (Miao 2004). Como consequência, a biomassa morta deste grupo de vegetais apresenta uma concentração de nutrientes (principalmente fósforo) relativamente baixa, havendo consequências diretas nos processos microbiológicos de decomposição desta matéria orgânica.

DECOMPOSIÇÃO E ACÚMULO DE DETRITOS

A decomposição de detritos orgânicos dissolvidos e particulados domina os fluxos de energia e material em ecossistemas lacustres (Wetzel 1995). Um dos fatores que mais influencia a degradação deste material é a concentração de nutrientes, havendo uma relação positiva entre a taxa de decomposição de plantas e a concentração de nitrogênio e fósforo dos seus tecidos, fato que reafirma o importante

acoplamento entre o fluxo de carbono e nutrientes em ecossistemas (Enriquez *et al.* 1993). A biomassa morta de macrófitas aquáticas emersas é mais refratária à decomposição biológica do que outros grupos de plantas aquáticas, basicamente devido à presença marcante de tecidos de sustentação ricos em carbono (Wehr *et al.* 1999) e à baixa concentração de nutrientes (em especial de fósforo). Em escalas de tempo maiores, esta diferenciação entre a taxa de decomposição de diferentes tipos de macrófitas pode ser ainda mais marcante, como em experimentos de longa duração realizados por Chimney & Pietro (2006), que demonstraram que a taxa de decomposição de *Typha* pode ser até três vezes menor do que de macrófitas flutuantes e submersas. Em um grande levantamento de literatura feito por este mesmo estudo (105 estudos de campo e laboratório em ambientes aquáticos de água doce), as macrófitas emersas apresentaram uma taxa de decomposição média quatro vezes menor do que macrófitas submersas e flutuantes. Sendo assim, devido à baixa taxa de decomposição do material orgânico proveniente de macrófitas aquáticas emersas, a resultante deste processo é uma acumulação líquida de detritos (Morris & Lajtha 1986, Villar *et al.* 2001).

O acúmulo de detritos é o mecanismo responsável pela maior parte do acúmulo de fósforo em áreas alagadas (Kadlec 1997, Noe *et al.* 2001). Como as macrófitas emersas apresentam um ciclo de vida relativamente longo, variando de meses a anos, o detrito residual deste ciclo contribui para um longo período de acúmulo de detritos (Neue *et al.* 1997) e, conseqüentemente, de parte do fósforo. Portanto, uma parcela relevante do fósforo que estava presente na biomassa morta da planta não é re-disponibilizada no ecossistema, ficando retida sob a forma de detrito.

O FATOR TROPICAL

Em condições de abundância de água e nutrientes, a radiação solar e a temperatura podem ser os principais fatores reguladores do crescimento de macrófitas aquáticas emersas, de forma que em ecossistemas eutróficos permanentemente inundados o clima passa a ser o principal fator regulador do crescimento dessa vegetação em longo prazo (Hai

et al. 2006). Além disso, devido ao seu crescimento contínuo, as macrófitas emersas em ambientes tropicais podem reabsorver ainda mais nutrientes do que as plantas de outras regiões (Rejmankova 2005). Já nas áreas alagadas de ambientes temperados, as macrófitas emersas podem apresentar uma forte redução sazonal no metabolismo. A absorção líquida de nutrientes ocorre principalmente no verão, época de maior crescimento desta vegetação, favorecendo frequentemente a liberação de nutrientes para a coluna d'água em outras estações do ano (Kroger *et al.* 2007).

Somado a maior longevidade natural que as macrófitas aquáticas emersas têm em relação a outros grupos de macrófitas devido, principalmente, a baixa labilidade de sua biomassa, este fator pode ser ainda mais marcante em ambientes tropicais. Em ambientes temperados, a chegada de estações marcadas pelo frio, causado muitas vezes o congelamento dos lagos, resulta na diminuição da longevidade e produtividade líquida dos estandes de macrófitas durante meses (Esteves 1979). Já em ambientes tropicais, onde a temperatura e a radiação solar apresentam uma variação relativamente menor ao longo do ano, as macrófitas emersas apresentam longevidade e produtividade líquida relativamente constantes ao longo do ano (Neue *et al.* 1997).

No entanto, a variação do nível d'água e de salinidade são condições que podem ser importantes para reduzir a longevidade da macrófitas aquáticas emersas. Em ambientes que sofrem constantes alterações de profundidade pela alteração do nível d'água, a manutenção de estandes de macrófitas emersas pode ser comprometida. Dentre estes ambientes podemos citar as planícies de inundação (Chauhan & Gopal 2005), lagos e rios que sofreram a influência da construção de represas (Cogels *et al.* 1997) e as lagoas costeiras (Dos Santos *et al.* 2006). As lagoas costeiras podem apresentar aberturas de barras naturais e/ou artificiais, sendo estas responsáveis pela morte de populações inteiras de macrófitas emersas (Dos Santos *et al.* 2006), liberando na coluna d'água todos os nutrientes antes estocados na biomassa viva destes vegetais. Ambientes costeiros muitas vezes sofrem forte influencia marinha e, conseqüentemente, podem apresentar alterações nas concentrações de sais marinhos. A salinidade pode causar restrições

severas ao crescimento e distribuição das macrófitas aquáticas, causando a mortalidade de até 75% de uma população de *Typha domingensis* Pers. quando atinge o valor de 15ppt (Glenn *et al.* 1995). Estas restrições podem variar dependendo da espécie, mas em geral o crescimento e a produtividade primária destes vegetais apresentam uma diminuição até em situações de pequenos aumentos de salinidade, como em águas com apenas 1,5ppt (Macek & Rejmankova 2007).

HIPÓTESES CONTRASTANTES

A hipótese de que as macrófitas aquáticas emersas atuam como uma 'bomba de fósforo', ou seja, atuam como uma via de transporte de fósforo do sedimento para a coluna d'água é a visão mais antiga e recorrente na literatura de ecossistemas lacustres (Graneli & Solander 1988). A visão de que esses vegetais retiram o fósforo do sedimento, disponibilizando o mesmo após a sua senescência para a coluna d'água vai de encontro a hipótese que essas plantas podem fazer o papel de sumidouro de fósforo. Esta segunda visão estaria ligada alta capacidade de absorção e manutenção dos nutrientes em biomassa viva e/ou morta das macrófitas emersas. Essa discussão tem importância não só acadêmica, mas também político-social, visto que o manejo de áreas de proteção ambiental que apresentem macrófitas e da construção de áreas artificiais de macrófitas podem ser medidas utilizadas para conter a eutrofização em ecossistemas aquáticos (Graneli & Solander 1988).

As características diferenciadas e particulares das macrófitas aquáticas podem contribuir para a determinação do seu papel no ciclo do fósforo em um ambiente aquático. Em contraste com as macrófitas aquáticas emersas, as macrófitas aquáticas submersas em lagos podem apresentar uma relativa maior fragilidade em virtude de alterações das condições limnológicas em lagos. Mudanças na atenuação da RFA (radiação fotossinteticamente ativa) pelo aumento da biomassa fitoplanctônica ou da concentração de matéria orgânica pigmentada (tanto autóctone, por macrófitas emersas, quanto alóctone, por vegetação terrestre) pode trazer condições adversas, causando a morte desse grupo de macrófitas em ecossistemas rasos (Scheffer 2004). Desta maneira, mesmo tendo uma grande capacidade em absorver fósforo, este

elemento acaba retornando a coluna d'água em uma escala de tempo relativamente curta. Além disso, este grupo de plantas pode liberar fósforo para a coluna d'água até através de folhas saudáveis (Graneli & Solander 1988). Vários trabalhos apresentam grupos de macrófitas submersas como sumidouros de fósforo (Kufel & Kufel 2002, Palma-silva *et al.* 2004), mas este conceito deve ser aplicado com ressalvas. A falta de consideração de uma escala temporal relativamente longa faz com que o conceito de sumidouro seja utilizado de forma equivocada, já que o armazenamento de fósforo em biomassa vegetal em curta escala de tempo, associado a baixa longevidade destes vegetais em ecossistemas aquáticos pode ser considerada apenas como um sequestro temporário de fósforo. O efeito da biomassa de macrófitas submersas associada a alterações físico-químicas no sedimento, diminuindo o fluxo de fósforo do sedimento para a coluna d'água (Rooney *et al.* 2003) pode ser uma das únicas formas efetivas deste grupo de vegetais seqüestrar fósforo em longa escala de tempo em ecossistemas aquáticos. Desta forma, o papel efetivo como sumidouro de fósforo em macrófitas aquáticas está ligado diretamente a capacidade de manutenção temporal deste fósforo na biomassa viva e nos detritos, através da desaceleração do ciclo de morte, decomposição e liberação dos nutrientes na coluna d'água. Estas características marcantes estão presentes no ciclo de vida das macrófitas aquáticas emersas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em decorrência dos mecanismos utilizados por macrófitas aquáticas emersas para absorção, alocação, realocação e reabsorção de fósforo, longevidade e o conseqüente acúmulo de detritos gerado pela baixa labilidade de sua biomassa, esse grupo de vegetais pode ser considerado como um acumulador de fósforo em lagos rasos (Figura 1). Este conceito há muitos anos vem sendo defendido em áreas alagadas (Kadlec 1997), mas tem chamado pouca atenção em ecossistemas lacustres. A hipótese de que as macrófitas aquáticas emersas atuam como uma bomba de fósforo do sedimento para a coluna d'água em lagos deve ser re-avaliada, bem como o papel destes vegetais na compreensão do ciclo do fósforo em ecossistemas aquáticos.

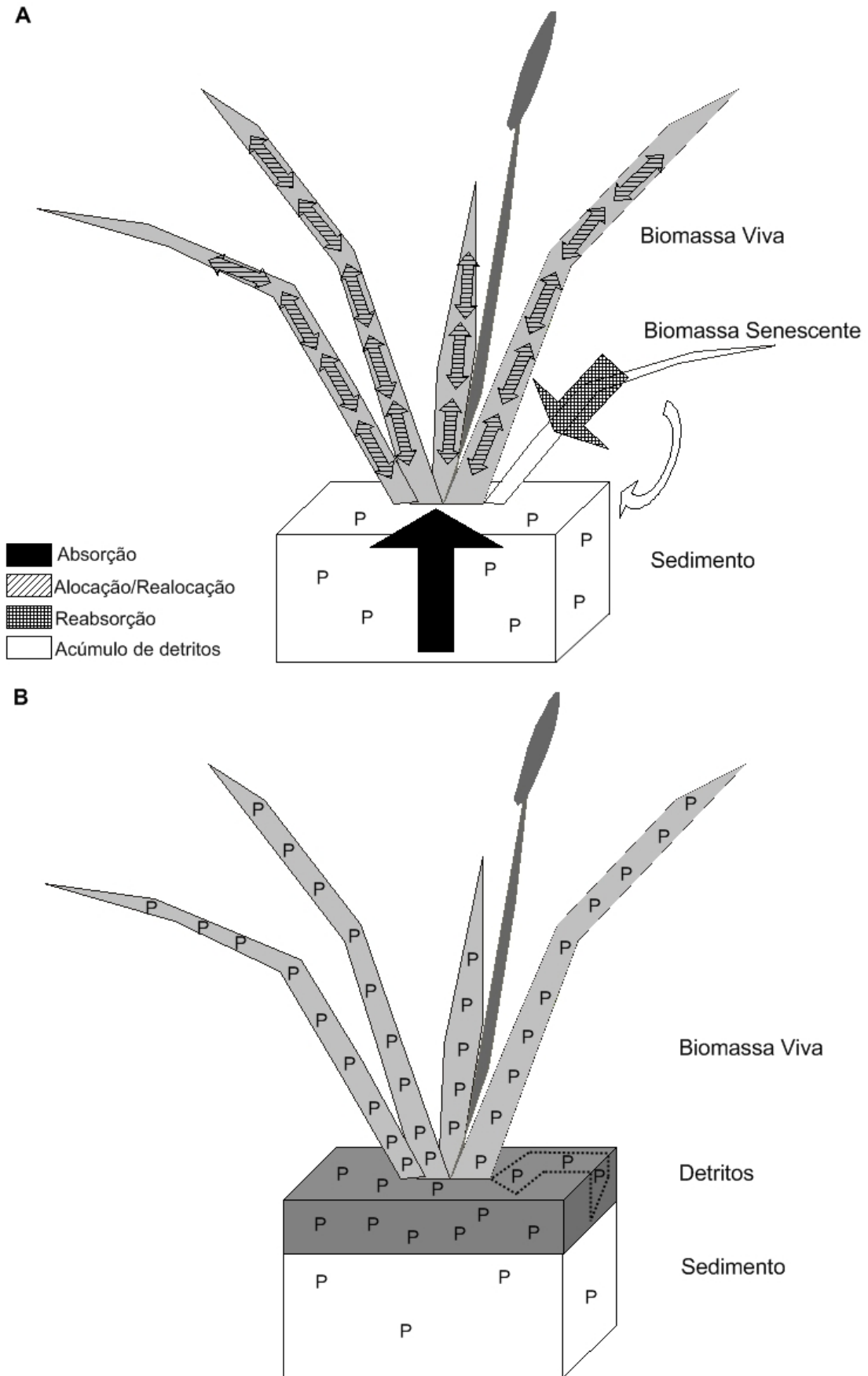


Figura 1. Modelo conceitual de macrófitas aquáticas emersas como um acumulador de fósforo em lagos rasos. A) Principais mecanismos utilizados por macrófitas emersas no ciclo do fósforo. B) Localização do estoque de fósforo após uma longa escala de tempo. Uma grande parte fósforo agora está imobilizada em biomassa viva de macrófitas emersas e nos detritos.

REFERÊNCIAS

- ARBUCKLE, K.E. & DOWNING, J.A. 2001. The Influence of Watershed Land Use on Lake N:P in a Predominantly Agricultural Landscape. *Limnology and Oceanography*, 46: 970-975.
- BENTO, L.; MAROTTA, H.; ESTEVES, F.A. & ENRICH-PRAST, A. Can Emergent Macrophyte Stands Buffer the N:P Ratio of Shallow Lakes? (Em preparação).
- CARPENTER, S.R. & KITCHELL, J.F. 1992. Trophic Cascade and Biomanipulation - Interface of Research and Management - Reply. *Limnology and Oceanography*, 37: 208-213.
- CHAPIN, F.S.; BLOOM, A.J.; FIELD, C.B. & WARING, R.H. 1987. Plant-Responses to Multiple Environmental-Factors. *Bioscience*, 37: 49-57.
- CHAUHAN, M. & GOPAL, B. 2005. Vegetation Structure and Dynamics of a Floodplain Wetland Along a Subtropical Regulated River. *River Research and Applications*, 21: 513-534.
- CHIMNEY, M.J. & PIETRO, K.C. 2006. Decomposition of Macrophyte Litter in a Subtropical Constructed Wetland in South Florida (USA). *Ecological Engineering*, 27: 301-321.
- COGELS, F.X.; COLY, A. & NIANG, A. 1997. Impact of Dam Construction on the Hydrological Regime and Quality of a Sahelian Lake in the River Senegal Basin. *Regulated Rivers-Research & Management*, 13: 27-41.
- CONLEY, D.J. 2000. Biogeochemical Nutrient Cycles and Nutrient Management Strategies. *Hydrobiologia*, 410:87-96.
- COOK, C.D.K. 1996. *Aquatic Plant Book*. SPB Academic Publication, New York. 228p.
- COSTA-PIERCE, B.A. 1998. Preliminary Investigation of an Integrated Aquaculture-Wetland Ecosystem Using Tertiary-Treated Municipal Wastewater in Los Angeles County, California. *Ecological Engineering*, 10: 341-354.
- DICKERMAN, J.A. & WETZEL, R.G. 1985. Clonal Growth in *Typha-Latifolia* - Population-Dynamics and Demography of the Ramets. *Journal of Ecology*, 73: 535-552.
- DOS SANTOS, A.M.; AMADO, A.M.; MINELLO, M.; FARJALLA, V.F. & ESTEVES, F.A. 2006. Effects of the Sand Bar Breaching on *Typha Domingensis* (Pers.) in a Tropical Coastal Lagoon. *Hydrobiologia*, 556: 61-68.
- DOWNING, J.A. & MCCAULEY, E. 1992. The Nitrogen - Phosphorus Relationship in Lakes. *Limnology and Oceanography*, 37: 936-945.
- DOWNING, J.A.; PRAIRIE, Y.T.; COLE, J.J.; DUARTE, C.M.; TRANVIK, L.J.; STRIEGL, R.G.; MCDOWELL, W.H.; KORTELAINEN, P.; CARACO, N.F.; MELACK, J.M. & MIDDELBURG, J.J. 2006. The Global Abundance and Size Distribution of Lakes, Ponds, and Impoundments. *Limnology and Oceanography*, 51: 2388-2397.
- ENRIQUEZ, S.; DUARTE, C.M. & SANDJENSEN, K. 1993. Patterns in Decomposition Rates among Photosynthetic Organisms - the Importance of Detritus C-N-P Content. *Oecologia*, 94: 457-471.
- ESTEVES, F.A. 1979. Die Bedeutung Der Aquatischen Makrophyten Fur Den Stoffhaushalt Des Schohsees. I. Die Produktion an Biomasse. *Archiv für Hydrobiologie Suppl.*, 57: 117-143.
- ESTEVES, F.A. 1998a. *Fundamentos De Limnologia*. Interciência, Rio de Janeiro. 602p.
- ESTEVES, F.A. 1998b. Lagoa Imboassica: Impactos Antrópicos, Propostas Mitigadoras e sua Importância Para Pesquisa Ecológica. Pp 401-430. In: F.A. ESTEVES, (eds.), Ecologia Das Lagoas Costeiras Do Parque Nacional Da Restinga De Jurubatiba E Do Município De Macaé(Rj) Rio De Janeiro. NUPEM/UFRJ, Rio de Janeiro. 601p.
- GIESY, J.P. & GEIGER, R.A. 1996. Relative Mobilization of Zine, Cerium and Americium from Sediment in an Aquatic Microcosm. Pp 304-318. In: J.P. GIESY, (eds.), Microcosm in Ecological Research. Department of Energy Symposium, Georgia. 453p.
- GLENN, E.; THOMPSON, T.L.; FRYE, R.; RILEY, J. & BAUMGARTNER, D. 1995. Effects of Salinity on Growth and Evapotranspiration of *Typha Domingensis* Pers. *Aquatic Botany*, 52: 75-91.
- GRANELI, W. & SOLANDER, D. 1988. Influence of Aquatic Macrophytes on Phosphorus Cycling in Lakes. *Hydrobiologia*, 170: 245-266.
- HAI, D.N.; ASAEDA, T. & MANATUNGE, J. 2006. Latitudinal Effect on the Growth Dynamics of Harvested Stands of *Typha*: A Modeling Approach. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 70: 613-620.
- KADLEC, R.H. 1997. An Autobiotic Wetland Phosphorus Model. *Ecological Engineering*, 8: 145-172.
- KADLEC, R.H. 1999. The Limits of Phosphorus Removal in Wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 7: 165-175.
- KROGER, R.; HOLLAND, M.M.; MOORE, M.T. & COOPER, C.M. 2007. Plant Senescence: A Mechanism for Nutrient Release in Temperate Agricultural Wetlands. *Environmental Pollution*, 146: 114-119.
- KUFEL, L. & KUFEL, I. 2002. Chara Beds Acting as Nutrient Sinks in Shallow Lakes - a Review. *Aquatic Botany*, 72: 249-260.
- LENNON, J.T. 2004. Experimental Evidence That Terrestrial Carbon Subsidies Increase Co2 Flux from Lake Ecosystems. *Oecologia*, 138: 584-591.
- LINDEMAN, R.L. 1942. The Trophic-Dynamic Aspect of Ecology. *Ecology*, 23: 399-417.

- LORENZEN, B.; BRIX, H.; MENDELSSOHN, I.A.; MCKEE, K.L. & MIAO, S.L. 2001. Growth, Biomass Allocation and Nutrient Use Efficiency in *Cladium Jamaicense* and *Typha Domingensis* as Affected by Phosphorus and Oxygen Availability. *Aquatic Botany*, 70: 117-133.
- MACEK, P. & REJMANKOVA, E. 2007. Response of Emergent Macrophytes to Experimental Nutrient and Salinity Additions. *Functional Ecology*, 21: 478-488.
- MAROTTA, H.; BENTO, L.; ESTEVES, F.A. & ENRICH-PRAST, A. Whole Ecosystem Evidence That Wetlands Dredging May Enhance Eutrophication in Tropical Shallow Lakes. *Estuaries and Coasts*. (Submetido).
- MEIJER, M.L.; DE BOOIS, I.; SCHEFFER, M.; PORTIELJE, R. & HOSPER, H. 1999. Biomanipulation in Shallow Lakes in the Netherlands: An Evaluation of 18 Case Studies. *Hydrobiologia*, 409: 13-30.
- MIAO, S.L. 2004. Rhizome Growth and Nutrient Resorption: Mechanisms Underlying the Replacement of Two Clonal Species in Florida Everglades. *Aquatic Botany*, 78: 55-66.
- MIAO, S.L.; NEWMAN, S. & SKLAR, F.H. 2000. Effects of Habitat Nutrients and Seed Sources on Growth and Expansion of *Typha Domingensis*. *Aquatic Botany*, 68: 297-311.
- MIAO, S.L. & SKLAR, F.H. 1998. Biomass and Nutrient Allocation of Sawgrass and Cattail Along a Nutrient Gradient in the Florida Everglades. *Wetlands Ecology and Management*, 5: 245-263.
- MORRIS, J.T. & LAJTHA, K. 1986. Decomposition and Nutrient Dynamics of Litter from 4 Species of Fresh-Water Emergent Macrophytes. *Hydrobiologia*, 131: 215-223.
- NEUE, H.U.; GAUNT, J.L.; WANG, Z.P.; BECKERHEIDMANN, P. & QUIJANO, C. 1997. Carbon in Tropical Wetlands. *Geoderma*, 79: 163-185.
- NOE, G.B.; CHILDERS, D.L. & JONES, R.D. 2001. Phosphorus Biogeochemistry and the Impact of Phosphorus Enrichment: Why Is the Everglades So Unique? *Ecosystems*, 4: 603-624.
- NOGUEIRA, F.; ESTEVES, F.D. & PRAST, A.E. 1996. 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 Infernao (Sao Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, 328: 199-205.
- PALMA-SILVA, C.; ALBERTONI, E.F. & ESTEVES, F.A. 2004. Charophytes as Nutrient and Energy Reservoir in a Tropical Coastal Lagoon Impacted by Humans (Rj, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 64: 479-487.
- PEDRALLI, G. & TEXEIRA, M.C.B. 2003. Macrófitas Aquáticas Como Agentes Filtradores de Materiais Particulados, Sedimentos e Nutrientes. Pp 177-195. In: HENRY, R. (eds.), *Ecótonos Nas Interfaces Dos Ecossistemas Aquáticos* RIMA, São Carlos. 349p.
- PHILBRICK, C.T. & LES, D.H. 1996. Evolution of Aquatic Angiosperm Reproductive Systems. *Bioscience*, 46: 813-826.
- REJMANKOVA, E. 2005. Nutrient Resorption in Wetland Macrophytes: Comparison across Several Regions of Different Nutrient Status. *New Phytologist*, 167: 471-482.
- ROONEY, N.; KALFF, J. & HABEL, C. 2003. The Role of Submerged Macrophyte Beds in Phosphorus and Sediment Accumulation in Lake Memphremagog, Quebec, Canada. *Limnology and Oceanography*, 48: 1927-1937.
- RULEY, J.E. & RUSCH, K.A. 2002. An Assessment of Long-Term Post-Restoration Water Quality Trends in a Shallow, Subtropical, Urban Hypereutrophic Lake. *Ecological Engineering*, 19: 265-280.
- SCHEFFER, M. 2004. *Ecology of Shallow Lakes*. Kluwer academic publishers, Dordrecht. 384p.
- SCHINDLER, D.W. 2006. Recent Advances in the Understanding and Management of Eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 51: 356-363.
- SMITH, V.H.; TILMAN, G.D. & NEKOLA, J.C. 1999. Eutrophication: Impacts of Excess Nutrient Inputs on Freshwater, Marine, and Terrestrial Ecosystems. *Environmental Pollution*, 100: 179-196.
- VILLAR, C.A.; DE CABO, L.; VAITHIYANATHAN, P. & BONETTO, C. 2001. Litter Decomposition of Emergent Macrophytes in a Floodplain Marsh of the Lower Parana River. *Aquatic Botany*, 70: 105-116.
- WEHR, J.D.; PETERSEN, J. & FINDLAY, S. 1999. Influence of Three Contrasting Detrital Carbon Sources on Planktonic Bacterial Metabolism in a Mesotrophic Lake. *Microbial Ecology*, 37: 23-35.
- WENTZ, W.A. 1987. Ecological /Environmental Perspectives on the Use of Wetlands in Water Treatment. Pp 17-26. In: REDDY, K. R. & SMITH, W. H. (eds.), *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. Magnolia Publishing Incorporation, Florida. 485p.
- WETZEL, R.G. 1990. Land-Water Interfaces: Metabolic and Limnological Regulators. *Verh. Internat. Verein Limnol*, 24: 6-24.
- WETZEL, R.G. 1995. Death, Detritus, and Energy-Flow in Aquatic Ecosystems. *Freshwater Biology*, 33: 83-89.
- WETZEL, R.G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press, Londres. 850p.

Submetido em 10/12/2007

Aceito em 31/12/2007