

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

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

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 (Trebítz; 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 especialmente 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; Cordiviola 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 sudentárias, como *Hoplias*, *Serrasalmus*, *Astyanax*, *Cichlasoma*, *Laetacara*, *Geophagus*, gymnotoides 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 frequentes 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, Cordivola 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.

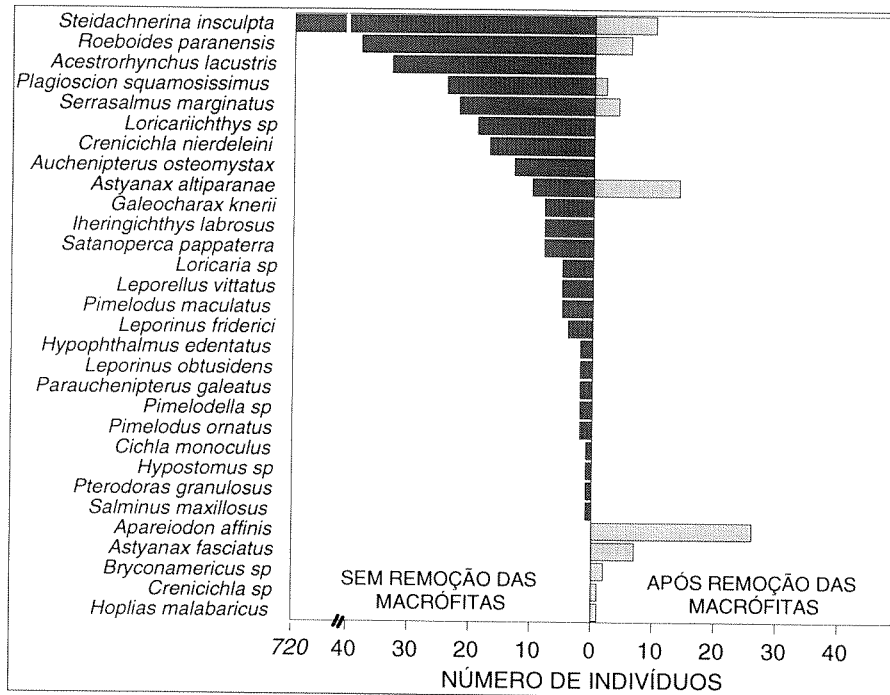


Figura 1. Composição da assembléia de peixes no balneário de Santa Helena, reservatório de Itaipu, nos anos de 1987 (sem remoção das macrófitas submersas) e 1988 (após um ano de remoção contínua de macrófitas)

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 lênticos 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 um deles apenas à abundância de macrófitas, não encontrando relação com o número de espécies de plantas aquáticas.

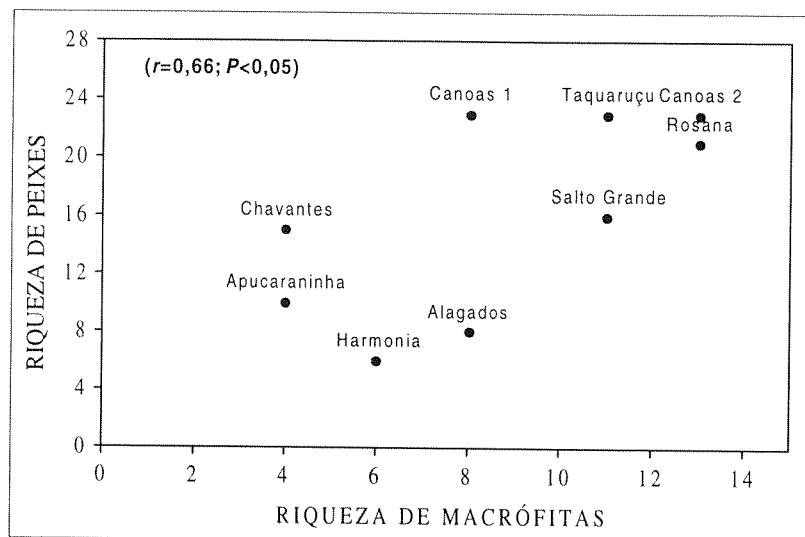


Figura 3. Relação entre a riqueza de espécies de macrófitas e de peixes em nove reservatórios da bacia do rio Paranapanema

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

Relações entre macrófitas e fauna de peixes: implicações no controle de macrófitas

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*, piracanjuba *Brycon orbignyianus*, 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.

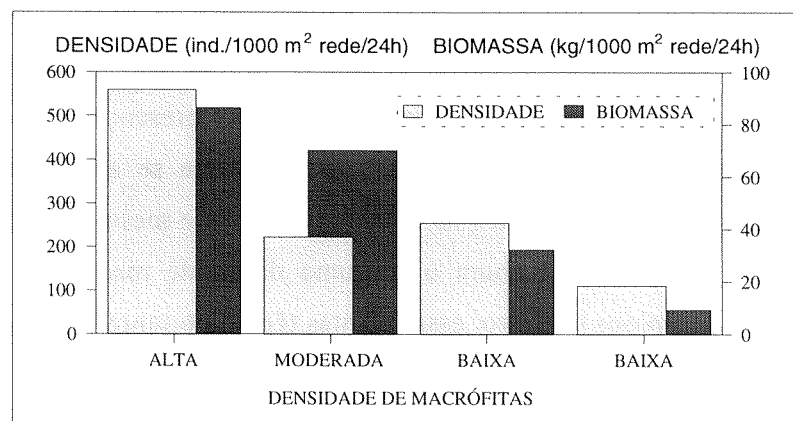


Figura 4. Abundância relativa (densidade) e biomassa de peixes nas zonas de remanso do reservatório de Itaipu com diferentes densidades relativas de macrófitas, no ano de 1995 (Alta=rio São Francisco Verdadeiro; Moderada=Arroio Guaçu; Baixa=rios São Francisco Falso e Ocoi)

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*, piaú *Leporinus friderici*, piaú 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 explicação 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 contribuição na composição 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, zooplânctívoros 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, 1998; 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; Fabré, 1995; Agostinho; Vazzoler; Thomaz, 1995; cf. caps. 10, 11 e 12). A abundância de macrófitas relaciona-se, portanto, à 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 redução 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 à 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 é 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. *Ecologia*, 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.; KILLGORE, 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 erythrophthalmus* 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).

Relações entre macrófitas e fauna de peixes: implicações no controle de macrófitas

- 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).