

CAPÍTULO 20

COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM RESERVATÓRIOS DO ESTADO DE SÃO PAULO: ASPECTOS TEMPORAIS E ESPACIAIS

Ana Lúcia Brandimarte¹, Maurício Anaya², Carolina Fiorillo Mariani¹, Daniel da Silva Bispo¹, Marcelo Pompêo¹

1 - Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. Rua do Matão, Travessa 14, 321, Cidade Universitária, São Paulo, SP. CEP: 05508-900. 2 - Universidade Cidade de São Paulo. Rua Cesário Galeno, 448/475, Tatuapé, São Paulo, SP. CEP: 03071-000.
E-mail: anabrand@ib.usp.br

RESUMO

Neste capítulo são analisados aspectos referentes à estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em três reservatórios do Estado de São Paulo, considerando-se diferentes dimensões e o efeito de eutrofização. No reservatório de Paraibuna, as dimensões lateral e temporal foram mais importantes na estruturação da comunidade litoral que da sublitoral, sendo que a primeira variou mais em função da vegetação terrestre perimetral e dos períodos de seca e chuva. A dimensão longitudinal também é um fator importante, resultando em maiores densidades e riquezas no trecho superior do reservatório, como observado no reservatório Rio Grande. Quanto ao efeito de eutrofização, observou-se que a riqueza de táxons não diminuiu e que não houve dominância de táxons indicadores deste processo no reservatório de Mogi-Guaçu. Tal resultado foi relacionado ao fato deste ser um impacto recente no local estudado, não tendo havido tempo para o desenvolvimento de condições anóxicas e alteração substancial do teor de matéria orgânica no substrato, o que favoreceria táxons indicadores de eutrofização.

1 INTRODUÇÃO

A comunidade de invertebrados bentônicos, por ser composta por muitas espécies detritívoras, representa um elo fundamental entre as cadeias de detritos e de pastejo. Graças à ação destes invertebrados, os detritos são transformados em partículas menores, aumentando a área disponível para colonização por microrganismos decompositores (POMEROY, 1980). Deste modo, indiretamente, aceleram a decomposição dos detritos e, portanto, a disponibilização de nutrientes minerais para os produtores (ANDERSON; CARGILL, 1987).

Devido à sua grande dependência dos detritos, não apenas como alimento, mas também como habitat, a disponibilidade e a qualidade da matéria orgânica estão entre os principais fatores que interferem na estrutura daquela comunidade (RICH; WETZEL, 1978; MOORE, 1980), juntamente com a concentração de oxigênio dissolvido na água e a granulometria do substrato (BRINKHURST, 1970).

Sobretudo a partir da década de 70, com a crescente preocupação com a avaliação da qualidade da água e com o monitoramento ambiental, o interesse pela comunidade de invertebrados bentônicos deixou de ser essencialmente relacionado à sua estrutura em diferentes habitats, evoluindo para seu emprego como uma ferramenta de avaliação ambiental. Estes organismos se sobressaem como indicadores biológicos, pois sua utilização tem muitas vantagens evidentes tanto intrínsecas à biologia e diversidade dos organismos como relacionadas à relativa facilidade e baixo custo da amostragem (FRIEDRICH et al., 1992; ROSENBERG; RESH, 1993; BRANDIMARTE et al., 2004). Neste sentido, os macroinvertebrados têm sido usados como bioindicadores desde o nível de organismos até o de comunidades (JOHNSON et al., 1993).

Este capítulo tem como objetivo discutir aspectos relacionados à estrutura da comunidade de invertebrados em reservatórios, considerando-se além da composição taxonômica, métricas como densidade de indivíduos, abundância relativa e riqueza. A variação da estrutura da comunidade é discutida em função do tempo, de diferentes dimensões espaciais e do grau de trofia dos reservatórios, a partir de resultados de pesquisas desenvolvidas em reservatórios do Estado de São Paulo.

2 COLETA DE DADOS

Os trabalhos tratados neste capítulo foram desenvolvidos nos reservatórios de Paraibuna, Rio Grande (Complexo Billings) e Mogi-Guaçu, situados na região leste do Estado de São Paulo em diferentes Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHs) (Figura 1; Tabela 1). Uma vez que são apresentados resultados de diferentes pesquisas, a descrição da metodologia de amostragem da comunidade seria muito extensa e, algumas vezes, repetitiva. Por este motivo, optou-se por citar referências bibliográficas, nas quais informações detalhadas podem ser encontradas, como Brandimarte (1991, 1996a, 1996b) e Kuhlmann (1993) para o reservatório de Paraibuna; Anaya (1997), Brandimarte (1997) e Brandimarte et al. (1999) para o de Mogi-Guaçu. Com relação ao reservatório Rio Grande (Complexo Billings), a comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi amostrada com pegador Ekman-Birge (área de 225 cm²), retirando-se de cada ponto três unidades amostrais, e selecionada em rede de 500 µm. O tratamento das amostras em laboratório seguiu o descrito para os demais trabalhos.

A densidade de indivíduos por metro quadrado foi calculada com base na média de três unidades amostrais; a abundância relativa (%) de táxons pela razão entre o número de indivíduos de um determinado táxon em relação ao total de indivíduos na amostra; e a riqueza foi considerada como a simples somatória de todos os táxons presentes nas unidades amostrais.

3 ESTRUTURA DAS COMUNIDADES: DIMENSÕES TEMPORAL E ESPACIAIS

Ecossistemas lóticos apresentam um alto nível de heterogeneidade espaço-temporal que se manifesta como vias interativas em quatro dimensões: longitudinal, lateral, vertical e temporal

(WARD, 1989). Esta afirmação também se aplica aos reservatórios, sendo que no caso específico das comunidades de invertebrados bentônicos dos ambientes analisados no presente capítulo, a heterogeneidade será tratada em função das dimensões lateral, longitudinal e temporal.

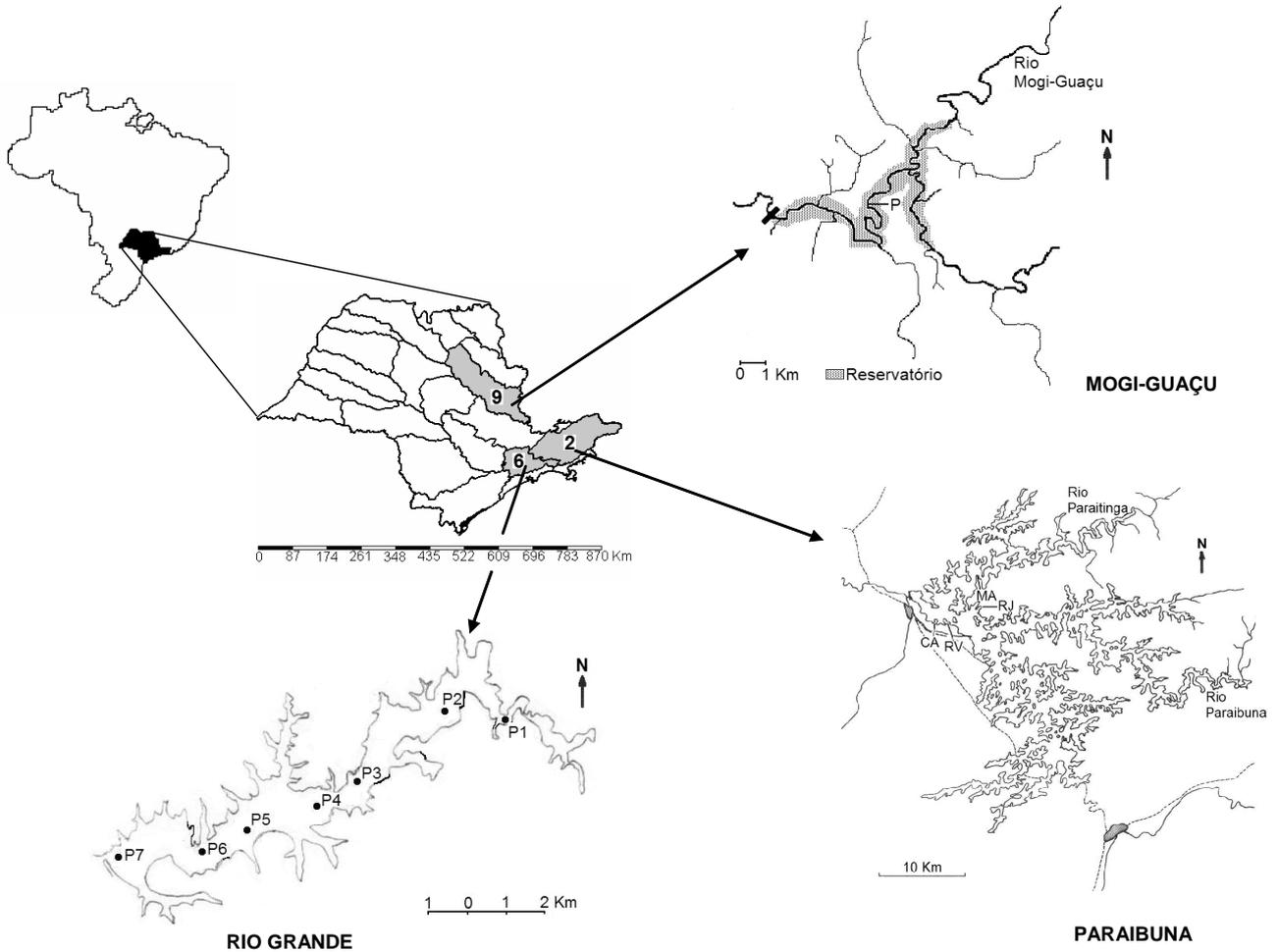


Figura 1: Localização dos reservatórios no Estado de São Paulo. (P, MA, RV, RJ, CA: pontos de coleta; 2,6,9: Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos).

Tabela 1: Ano de conclusão, função, variáveis morfométricas (H – altura da barragem; V – volume) e tempo de residência (TR) dos reservatórios estudados no Estado de São Paulo. (UGRH: Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos)

reservatório	ano	função	H (m)	V ($10^6 m^3$)	TR (dias)	Fonte
Mogi-Guaçu (UGRH 9)	1995	controle de cheias e produção de energia	15	12,56	3,1	Brandimarte et al., (2005), CBDB (2007)
Paraibuna (UGRH 2)	1977	controle de cheias e produção de energia	9	4.740,00	800	Arcifa et AL., (1981), Froehlich; Arcifa (1984), CDBD (2007)
Rio Grande (UGRH 6)	1981	abastecimento	13	7,40	-	Mariani (2006)

3.1 DIMENSÃO LATERAL

A dimensão lateral interfere no funcionamento e estrutura dos ecossistemas em função da ocorrência de trocas de energia e material entre o corpo de água e o sistema ripário. A estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos é influenciada pela entrada de detritos vegetais de origem terrestre, tanto em função da qualidade como da quantidade dos detritos (FRANCE, 1995; BRANDIMARTE, 1996b). Com base nesta premissa, foi desenvolvido um projeto de pesquisa no reservatório de Paraibuna, no qual foi analisada a variação temporal da estrutura das comunidades

bentônicas, levando-se em consideração a dimensão lateral. Para tanto foram estudadas as comunidades litoral ($2,0 \pm 0,5$ m) e sublitoral ($10,5 \pm 2,0$ m) associadas a quatro tipos de vegetação terrestre perimetral: mata natural residual (MA), reflorestamento misto de espécies nativas com 7 anos de idade no início das coletas (RV); reflorestamento misto de espécies nativas com 4 anos de idade no início das coletas (RJ); campo abandonado coberto pela gramínea *Imperata brasiliensis*, conhecida popularmente como sapé (CA). Os dados referentes à comunidade sublitoral foram extraídos de Kuhlmann (1993).

A consideração da dimensão lateral em ambientes lacustres tem como amplamente aceito o fato de que as intensas relações com o ambiente terrestre e a existência de macrófitas conferem maior variedade de habitats à zona litoral, resultando em maior riqueza da fauna (BRINKHURST, 1970; BAXTER, 1977). No caso de reservatórios, esta previsão nem sempre se confirma, pois devem ser levados em consideração fatores como a declividade das margens e a variação do nível de água em virtude da operação do sistema. Estes dois fatores limitam a produção autóctone marginal de macrófitas e algas (MCLACHLAN, 1974) e, portanto, em determinadas situações os invertebrados bentônicos são altamente dependentes da disponibilidade de detritos alóctones. Além disso, alterações dos habitats em função de variações do nível de água podem levar à redução da diversidade da comunidade bentônica da zona litoral (BAXTER, 1977).

No caso do reservatório de Paraibuna, a zona litoral localiza-se em margens relativamente íngremes, sujeita a grande variação no nível da água, tornando o habitat instável ao longo do ano. Assim, a zona sublitoral apresentaria maior homogeneidade ao longo do tempo, permitindo manter populações mais numerosas. Comparando-se a densidade total de indivíduos ao longo do período de amostragem (Figura 2), percebe-se que, de fato, esta tendeu a ser maior na zona sublitoral.

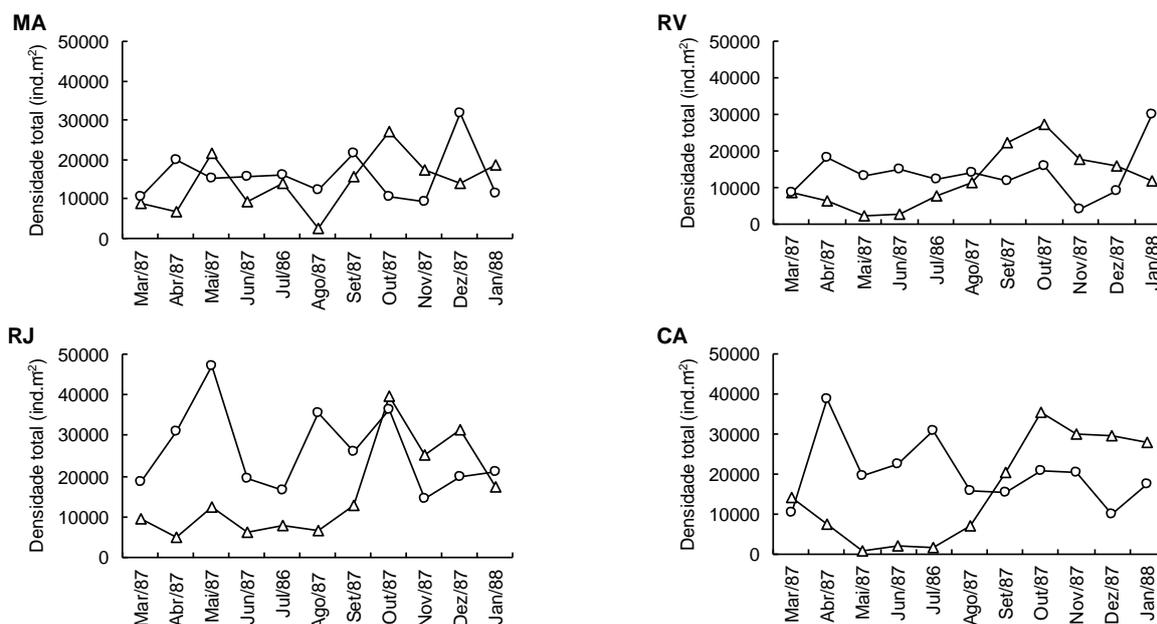


Figura 2: Densidade média total (ind.m⁻²) de invertebrados bentônicos nas zonas litoral (triângulos) e sublitoral (círculos) do reservatório de Paraibuna (SP).

O regime pluviométrico teve maior efeito sobre a comunidade litoral, visto que as densidades apresentaram queda pronunciada no período seco e aumentaram rapidamente com o início das chuvas em setembro (Figura 2). Salienta-se que esta queda foi maior no campo que nas demais áreas, nas quais as fontes alimentares alóctones são mais variadas. O aumento de densidade com o início das chuvas foi relacionado a dois fatores. Em primeiro lugar, à maior produção de folheto durante o período seco, sendo que este material foi carregado para o interior do reservatório com o aumento de escoamento superficial devido ao início das chuvas. Em segundo lugar, durante o período de queda do nível de água, as margens expostas foram ocupadas por gramíneas terrestres,

um evento característico de regiões tropicais (BAXTER, 1977). Assim, com o início das chuvas a entrada de folhido e a inundação de gramíneas e outros materiais orgânicos representaram uma oferta maior de alimento e de abrigo para a fauna bentônica, resultando no aumento de densidade e também de riqueza (BRANDIMARTE, 1996a).

Em função das dificuldades encontradas pela comunidade litoral em relação às variações no habitat, assim como a densidade, a riqueza de táxons tendeu a ser maior na zona sublitoral (Figura 3).

Ainda com relação a variações do habitat e sua interferência sobre a estrutura da comunidade, empregou-se o índice de similaridade de Jaccard como uma forma de avaliar a persistência da comunidade ao longo do tempo (TOWNSEND et al., 1987). Confirmando o fato de as condições ambientais serem menos variáveis na zona sublitoral, no geral o coeficiente de Jaccard apresentou maiores valores e menor variação nesta zona (Figura 4).

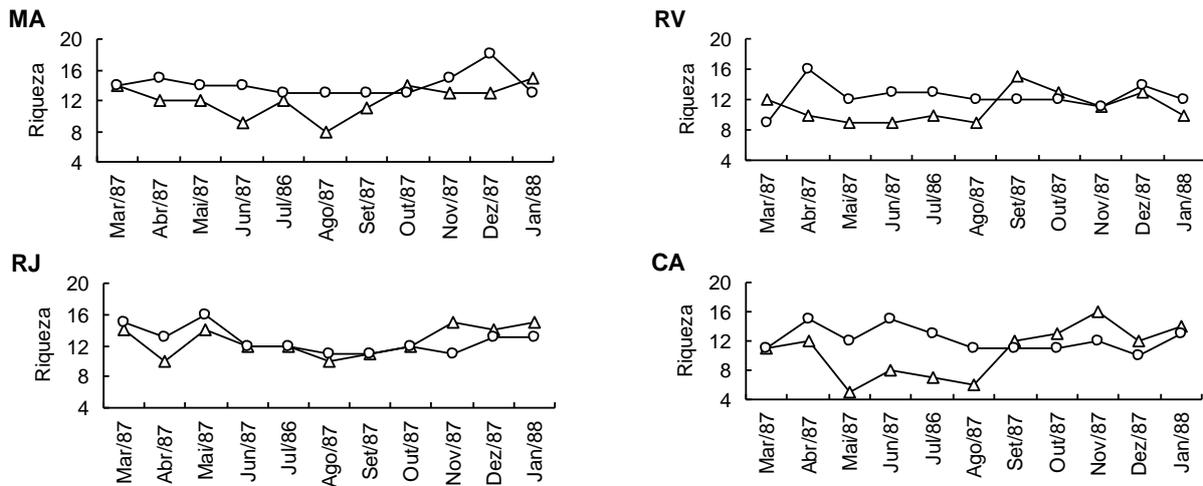


Figura 3: Riqueza de invertebrados bentônicos nas zonas litoral (triângulos) e sublitoral (círculos) do reservatório de Paraibuna (SP).

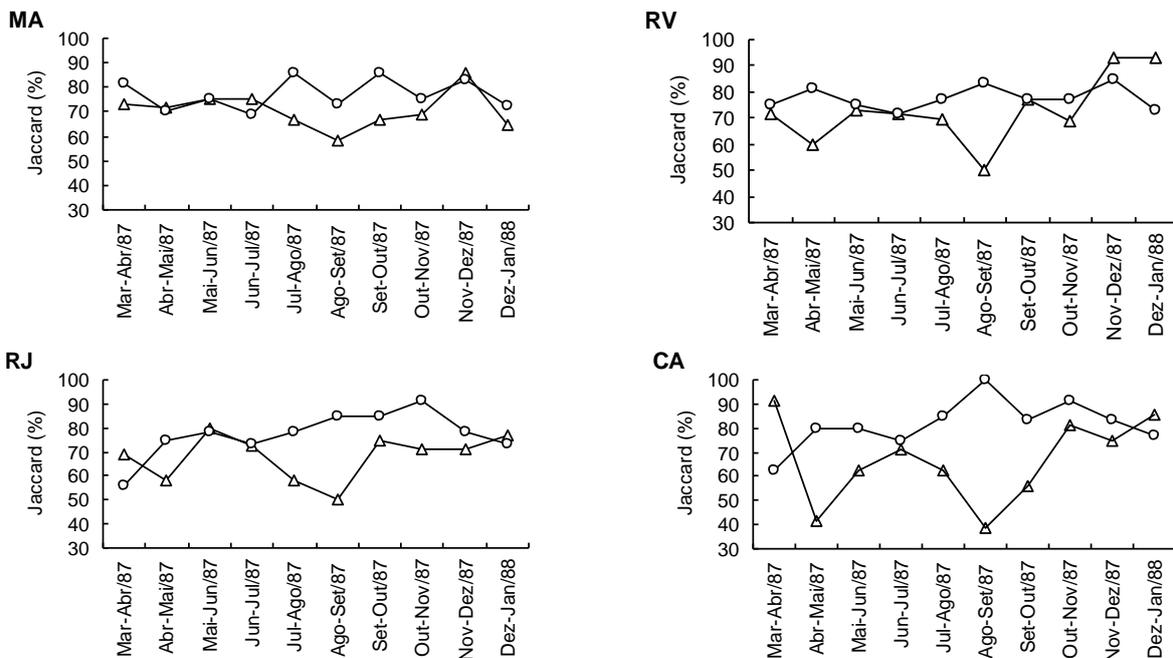


Figura 4: Similaridade de Jaccard nas zonas litoral (triângulos) e sublitoral (círculos) do reservatório de Paraibuna (SP).

Em geral, a concentração de matéria orgânica no substrato foi maior no litoral (BRANDIMARTE, 1991; KUHLMANN, 1993), mas este fato por si só não garantiu maior

densidade de indivíduos nesta zona. Tomando-se a fauna litoral como exemplo, percebe-se que apesar de haver maior quantidade de matéria orgânica no substrato do reflorestamento mais velho, a riqueza de invertebrados tendeu a ser mais baixa neste local. Esta situação foi explicada (BRANDIMARTE, 1991; BRANDIMARTE, 1996b) pela influência conjunta de fatores como: a) ocorrência de maior quantidade de elementos arbóreos com folhas grandes e coriáceas, cujos detritos se acumulam por serem mais refratários e menos palatáveis para detritívoros (BARLOCHER, 1979); b) menor riqueza de espécies vegetais terrestres que na mata residual. Estes fatos indicam que a qualidade do folheto também é fundamental para a estruturação da comunidade bentônica. Brinkurst (1970) chama a atenção para o fato que, em um determinado momento, a matéria orgânica contida no sedimento reflete o acúmulo de resíduos produzidos pela fauna ou rejeitados por ela e não necessariamente uma fonte de alimento, de modo que, ao contrário do esperado, um alto conteúdo de matéria orgânica pode indicar atividade bacteriana relativamente baixa e mínimo potencial de produção bentônica.

Uma análise mais detalhada das frações de matéria orgânica no substrato do reservatório de Paraibuna mostrou variações entre as áreas e zonas de amostragem, e em diferentes épocas do ano (BRANDIMARTE, 1991; KUHLMANN, 1993). Este fato também deve ser levado em consideração na análise da comunidade, pois diversas frações de detritos orgânicos são aproveitadas por diferentes grupos de organismos aquáticos (ANDERSON; CUMMINS, 1979; BAKER; MCLACHLAN, 1979).

A maior heterogeneidade da zona litoral, principalmente em relação ao tipo e tamanho dos detritos disponíveis, no entanto, resultou em estrutura mais diferenciada da fauna entre as quatro áreas de amostragem (Figura 5). Já na zona sublitoral, a estrutura da comunidade foi mais similar e a homogeneidade ambiental, o substrato arenoso e o fracionamento do material detrítico foram levados em consideração para explicar o domínio de organismos epibentônicos pequenos e intersticiais naquela zona (KUHLMANN, 1993).

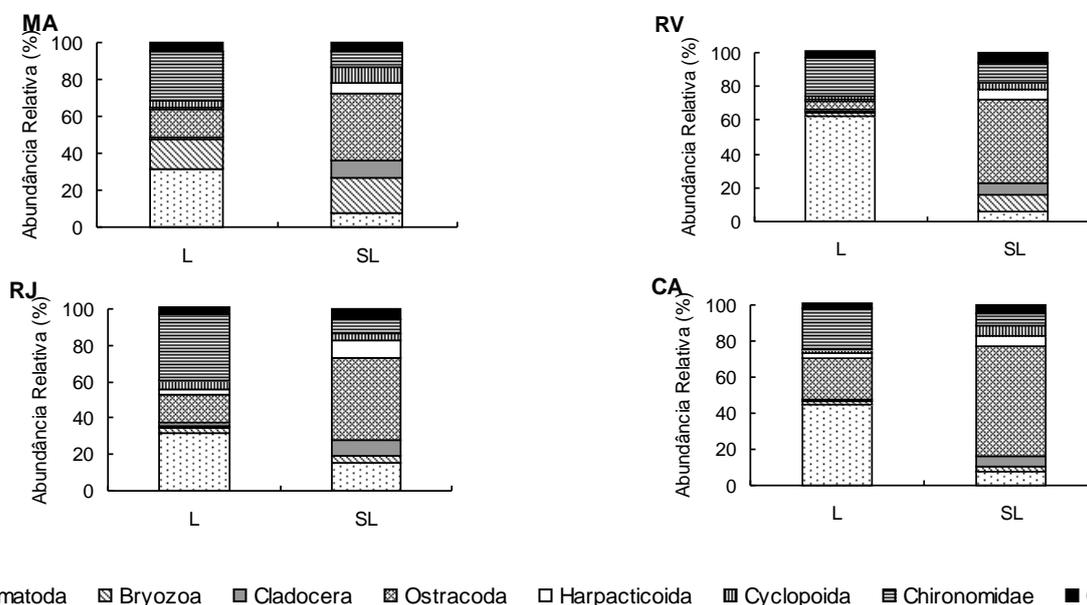


Figura 5: Abundância relativa de táxons nas zonas litoral (L) e sublitoral (SL) do reservatório de Paraibuna (SP).

3.2 DIMENSÃO LONGITUDINAL

A variação da velocidade da água ao longo do eixo longitudinal de um reservatório implica em alterações da disponibilidade de nutrientes na coluna de água e da quantidade de material em suspensão e, portanto, da transparência da água, levando à partição longitudinal do reservatório em três zonas: lótica, transicional e lântica (THORNTON, 1990).

Teoricamente, a maior transparência e presença de nutrientes ainda em quantidade adequada resultariam em maior produtividade primária na zona de transição, sendo que o zooplâncton apresentaria maior densidade neste local em consequência da combinação entre a disponibilidade ainda alta de recursos alimentares trazidos pelo rio e a menor velocidade da corrente em relação à zona lótica (KIMMEL et al., 1990; MARZOLF, 1990; THORNTON, 1990). No entanto, em relação à comunidade zoobentônica pouco é postulado, a não ser que os detritos terrestres poderiam suportar uma cadeia alimentar detrítica formada por organismos retalhadores e pastadores na zona lótica (THORNTON, 1990).

A influência da dimensão longitudinal sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicas foi avaliada, em fevereiro de 2005, no reservatório Rio Grande, no qual foram estabelecidos sete pontos de amostragem ao longo do eixo rio-barragem (Figura 1). Nesse trabalho observou-se maior densidade total média de indivíduos nos pontos P1 e P2 situados na porção superior do reservatório (Figura 6). Maiores valores de riqueza de famílias também foram encontrados nestes dois pontos (5 em P1 e 4 em P2), sendo que nos demais pontos ocorreram apenas as famílias Tubificidae e Chaoboridae. Situação semelhante de queda de densidade e riqueza em direção à barragem também foi observada em um estudo realizado nos reservatórios em cascata do rio Paranapanema (NOGUEIRA et al., 2006) e, principalmente no período seco, no reservatório de Rosana (KUDO, 2007). A diminuição da densidade e riqueza abaixo de P2 não tiveram relação com os teores de oxigênio dissolvido da água de fundo, visto que, pelo menos durante a coleta, foram observados valores baixos em P1 e P2 (2,6 e 2,3 mg.L⁻¹, respectivamente) e mais altos em P6 e P7 (5,0 e 5,2 mg.L⁻¹, respectivamente) (MARIANI, 2006).

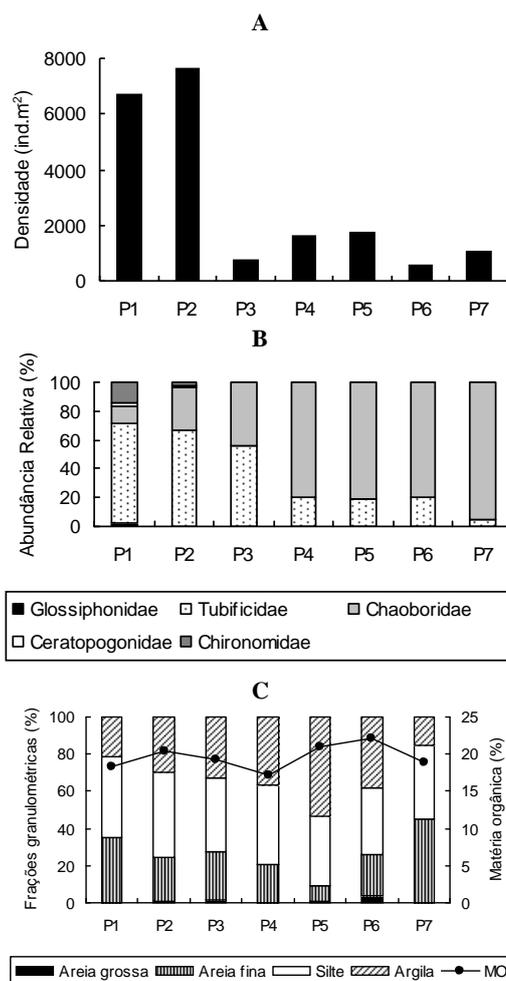


Figura 6: Densidade média total (A), abundância relativa de táxons (B), frações granulométricas e teor de matéria orgânica do substrato (C) no reservatório Rio Grande (Complexo Billings) (SP).

A granulometria do substrato não apresentou grande variação entre os pontos e a concentração de matéria orgânica foi alta e semelhante para todos eles (Figura 6C), de forma que não houve relação direta entre estes resultados e as variações observadas na fauna. Como no caso de Paraibuna, o tamanho e a palatabilidade dos detritos devem ser os principais fatores que explicam a ocorrência de maior densidade e riqueza de táxons na porção superior do reservatório. A simples observação dos detritos vegetais durante o processo de triagem dos organismos demonstrou que estes eram maiores e menos decompostos em P1 e P2, fornecendo um indicativo que auxilia a explicar os resultados obtidos. Esta observação está em concordância com a afirmação de que a matéria orgânica grosseiramente particulada geralmente sedimenta na região mais a montante do reservatório, devido à diminuição do fluxo na região lótica (THORNTON, 1990). Uma vez condicionado, ou seja colonizado por micro-organismos decompositores, este material pode ser a base de uma cadeia detritica, o que explicaria, pelo menos parcialmente, os resultados observados no reservatório Rio Grande.

Todas as famílias encontradas no Rio Grande são características de ambientes eutrofizados, ocorrendo uma substituição da família dominante no sentido rio-barragem. Tubificidae foi dominante, ou seja, apresentou abundância relativa acima de 50%, de P1 a P3, enquanto Chaoboridae passou a ser dominante a partir de P4 (Figura 6B).

A variação da estrutura da comunidade bentônica poderia, ainda, ser parcialmente explicada pela presença de metais no sedimento, cuja determinação foi realizada a partir de coletas realizadas nos mesmos pontos e simultaneamente à amostragem dos macroinvertebrados (MARIANI; POMPÊO, 2008). De um modo geral, houve aumento das concentrações de vários metais em direção à barragem, mas não foi observada relação direta entre tal fato e a diminuição da densidade e riqueza da fauna. Além disso, o excesso de sulfetos, em relação aos metais, e o sedimento rico em silte, argila e matéria orgânica resultaria em menor disponibilidade dos metais, indicando um baixo potencial tóxico no reservatório (MARIANI; POMPÊO, op cit.). Entretanto, esta discussão não está finalizada, pois em estudo de toxicidade em cinco estações de coletas localizadas próxima à zona da barragem no braço Rio Grande, Rego-Silva (2013) observou toxicidade aguda da água para *Daphnia similis* e ausência de toxicidade crônica da água para *Ceriodaphnia dubia* no período seco (maio de 2011). Também observou toxicidade aguda do sedimento para *Daphnia similis* em todas as estações de coleta, tanto para o período seco como para o chuvoso (janeiro de 2012), além de toxicidade crônica do sedimento para *Chironomus xanthus* em três estações no período seco e em duas estações no período chuvoso. O autor conclui que, no geral, os dados sugerem que o sedimento tem maior potencial tóxico do que a água e considera que os metais presentes no sedimento provavelmente explicam a toxicidade potencial observada.

4 ESTRUTURA DAS COMUNIDADES: EFEITO DA EUTROFIZAÇÃO

Como é amplamente reconhecido, a ocorrência de eutrofização tende a causar diminuição da riqueza da comunidade de invertebrados bentônicos, acompanhada pelo aumento da densidade de táxons resistentes (HARPER, 1992; HAVENS et al., 1996).

A estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos foi analisada antes e após a formação do reservatório de aproveitamento múltiplo do Rio Mogi-Guaçu, com o objetivo de avaliar possíveis impactos sobre a fauna em decorrência do represamento. No entanto, como rapidamente iniciou-se um processo de eutrofização no reservatório, foi possível avaliar a eventual alteração da fauna em resposta a este processo.

Foram estabelecidas quatro fases de amostragem (Figura 7): Fase I referente ao ano de 1994 e anterior ao represamento, com amostragens realizadas em fevereiro, abril, junho e agosto; Fase II referente a 1995 (novembro, quando ocorreu o enchimento do reservatório) e 1996 (fevereiro, maio, agosto e novembro); Fase III referente a 1997 (março, julho e novembro); Fase IV referente a 1998 (maio e novembro). Em cada fase, a composição do substrato foi caracterizada visualmente para cada unidade amostral, calculando-se a porcentagem de amostras contendo cada uma das seguintes

frações: pedras (agrupando cascalho e pedras maiores), areia, lama (agrupando substratos mais finos, não necessariamente lodosos) e matéria orgânica grosseiramente particulada.

Após o seu enchimento, algumas áreas do reservatório passaram por um rápido processo de acúmulo de sedimento, no qual se desenvolveram bancos de macrófitas. O ambiente tornou-se eutrófico, conforme avaliado pelo Índice de Estado Trófico modificado por Toledo (TOLEDO, 1990) (Figura 7C). No entanto, no período analisado, a eutrofização não foi suficiente para provocar queda da riqueza de táxons (Figura 7D) e dominância de táxons característicos de águas eutrofizadas, como aqueles encontrados em Rio Grande. Este fato poderia, em parte, ser explicado pelo fato do oxigênio dissolvido não ter se tornado um fator limitante para a fauna durante o período analisado. Oligochaeta, por exemplo, um dos táxons que passam a dominar em resposta à eutrofização, reage lentamente ao aumento das concentrações de fósforo, a menos que surjam condições anóxicas (LANG, 1989). Além disso, o teor de matéria orgânica no substrato não aumentou substancialmente, o que seria favorável para este táxon (Figura 7A).

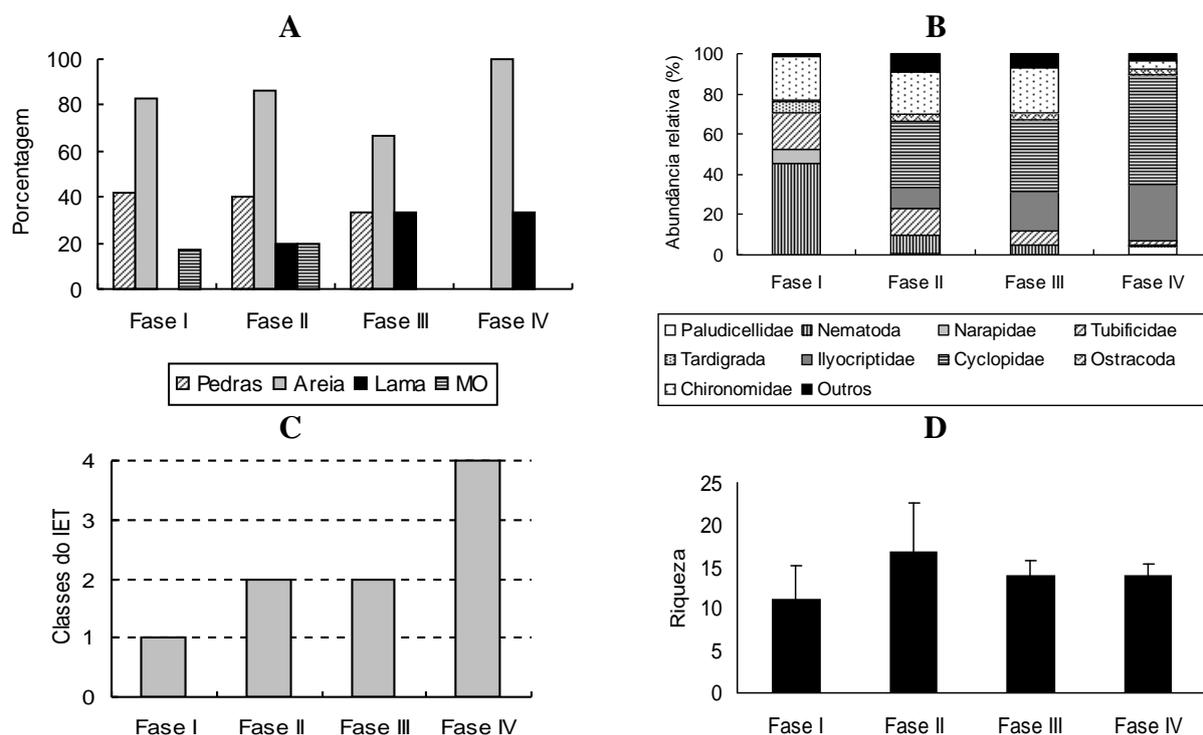


Figura 7: Composição do substrato (A), abundância relativa de táxons (B), Índice de Estado Trófico (IET) (C) e riqueza de táxons de invertebrados bentônicos (D) no reservatório de Mogi-Guaçu (SP).

A alteração mais evidente da fauna, ou seja, a maior abundância relativa de microcrustáceos (Cyclopidae, Ilyocryptidae e Ostracoda) observada a partir da Fase II (Fig. 7B), não parece ser diretamente relacionada à eutrofização, mas sim à formação de um ambiente mais lântico, caracterizado por menor velocidade da corrente e pela tendência do substrato conter maior fração de material inorgânico mais fino (Figura 7A).

Esta pesquisa não evidenciou alteração na composição de *taxa* relacionada à eutrofização. No entanto, a partir de um trabalho realizado em seis reservatórios da Região Metropolitana de São Paulo, sujeitos a diferentes graus de eutrofização, foi possível observar que a comunidade de macroinvertebrados pode ser realmente diferenciada, conforme o processo de eutrofização avança (COELHO-BOTELHO et al., 2006). Neste trabalho os autores observaram maiores valores de densidade total e riqueza em Ponte Nova, um reservatório oligotrófico, e na zona sublitoral ($4,0 \pm 1,0$ m) que na profunda (estabelecida a 2 km da barragem). Além disso, reservatórios oligotrófico (Ponte Nova) e hipereutrófico (Pirapora) encontraram-se em extremos quanto à riqueza e densidade de indivíduos. A sazonalidade também foi importante na estruturação da comunidade,

principalmente em reservatórios mais profundos. Em Ponte Nova, cuja barragem tem 41 metros de altura, a coluna de água permaneceu estratificada durante parte do ano, com surgimento de anoxia. Como resultado, a zona profunda permaneceu azóica neste período. No caso específico de Pirapora, no qual a coluna de água é anóxica durante todo o ano, ocorreram animais apenas na zona profunda que foram considerados contaminantes por não serem comumente associados a esta região (COELHO-BOTELHO et al., 2006).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O conjunto dos resultados revisados neste capítulo indica que a grande heterogeneidade espacial e temporal dos reservatórios, mencionada em literatura para outras comunidades e variáveis limnológicas (e.g. KIMMEL et al., 1990; STRASKRABA et al., 1993), é refletida na estrutura das comunidades de invertebrados bentônicos. Dependendo das características morfológicas do reservatório, da vegetação de entorno e do grau de trofia do ecossistema, a variação espacial e temporal do zoobentos pode ser mais ou menos conspícua. Deste modo, entende-se que estudos futuros sobre comunidades bentônicas em reservatórios não podem desconsiderar esta complexidade. Caso contrário, corre-se o risco de extrapolar erroneamente as conclusões obtidas pela análise pontual da comunidade de um único período ou local como sendo válidas para todo o reservatório.

REFERÊNCIAS

- ANAYA, M. **Impacto de um represamento sobre a comunidade de invertebrados bentônicos do rio Mogi-Guaçu e de seu tributário, Rio do Peixe (SP, Brasil)**. 1997. 140 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.
- ANDERSON, N. H.; CARGILL, A. S. Nutritional ecology of aquatic detritivorous insects. In: SLANSKY, JR., F.; RODRIGUEZ, J.G. (Eds.). **Nutritional ecology of insects, mites, spiders, and related invertebrates**. New York: Wiley, 1987. p. 903-925.
- ANDERSON, N. H.; CUMMINS, K. W. Influences of diet on the life histories of aquatic insects. **J. Fish. Res. Board. Can.**, v. 36, p. 335-342, 1979.
- ARCIFA, M. S.; FROELICH, C. G.; GIANESELLA-GALVÃO, S. M. F. Circulation patterns and their influence on physico-chemical and biological conditions in eight reservoirs in Southern Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 21, p. 1054-1059, 1981.
- BAKER, A. S.; MCLACHLAN, A. J. Food preference of Tanypodinae larvae (Diptera: Chironomidae). **Hydrobiologia**, v. 62, p. 283-288, 1979.
- BARLOCHER, F. On the trophic interactions between microorganisms and animals. **Am. Natur.**, v. 114, p. 147-148, 1979.
- BAXTER, R. M. Environmental effects of dams and impoundments. **Annu. Rev. Entomol.**, v. 19, p. 441-453, 1977.
- BRANDIMARTE, A. L. **Macrofauna bentônica da zona litoral da represa de Paraibuna (SP): a influência de diferentes ecossistemas terrestres perimetrais**. 1991. 161 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1991
- BRANDIMARTE, A. L. **Impactos limnológicos da construção do reservatório de aproveitamento múltiplo do rio Mogi-Guaçu (SP, Brasil) sobre a comunidade de invertebrados bentônicos**. 1997. 97 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.
- BRANDIMARTE, A. L.; SHIMIZU, G. Y. Temporal and spatial variations in littoral benthic communities of Paraibuna reservoir (São Paulo, Brazil). **Tropical Ecology Varanas**, v. 37, p. 215-222, 1996a.
- BRANDIMARTE, A. L.; SHIMIZU, G. Y. Littoral benthic communities of Paraibuna reservoir (São Paulo, Brazil): indicators of seral stages of terrestrial vegetation. **Tropical Ecology Varanas**, v. 37, p. 277-280, 1996b.

- BRANDIMARTE, A. L.; ANAYA, M.; SHIMIZU, G. Y. Comunidades de invertebrados bentônicos nas fases pré- e pós-enchimento em reservatórios: um estudo de caso no reservatório de aproveitamento múltiplo do rio Mogi-Guaçu (SP). In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP, 1999, p. 375-408.
- BRANDIMARTE, A. L.; SHIMIZU, G. Y.; ANAYA, M.; KUHLMANN, M. L.. Amostragem de invertebrados bentônicos. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. (Orgs.). **Amostragem em limnologia**. São Carlos: Rima, 2004. p. 213-230.
- BRANDIMARTE, A. L.; ANAYA, M.; SHIMIZU, G. Y. Downstream impact of Mogi-Guaçu River damming on the benthic invertebrates (São Paulo State, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, p.27-36, 2005.
- BRINKHURST, R. O. **The benthos of lakes**. London: MacMillan, 1970. 190 p.
- COELHO-BOTELHO, M. J.; KUHLMANN, M. L.; SALVADOR, M. E. P.; SOUZA, R. C. R.; WATANABE, H. M.; ARAÚJO, R. P. A.; BRESSAN JR., H.; BRANDIMARTE, A. L.; ANAYA, M.; GUERESCHI, R. M. **Desenvolvimento de índices biológicos para o biomonitoramento em reservatórios do Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2006. 258 p. (Relatório Técnico).
- COMITÊ BRASILEIRO DE BARRAGENS. **CDBD**. Rio de Janeiro: CDBD, 2007. Disponível em: <<http://www.cbdb.org.br/site/cadastrobarragens.asp>>. Acesso em: 01 abr. 2007.
- FRANCE, R. L. Macroinvertebrate standing crop in littoral regions of allochthonous detritus accumulation: implications for forest management. **Biol. Conserv.**, v. 71, p. 35-39, 1995.
- FRIEDRICH, G.; CHAPMAN, D.; BEIM, A. The use of biological material. In: CHAPMAN, D. (Ed.). **Water quality assessments**. London: Chapman & Hall, 1992. p. 171-238.
- FROELICH, C. G.; ARCIFA, M. S. An oligomictic man-made lake in Southeastern Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 22, p. 1620-1624, 1984.
- HARPER, D. M. **Eutrophication of freshwaters: principles, problems, and restoration**. London: Chapman & Hall, 1992. 327 p.
- HAVENS, K. E.; AUMEN, N. G.; JAMES, R. T.; SMITH, V. H. Rapid ecological changes in a large subtropical lake undergoing cultural eutrophication. **Ambio**, v. 25, p. 150-155, 1996.
- JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Eds.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. p. 40-158.
- KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Eds.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: Wiley & Sons, 1990. p. 133-193.
- KUDO, F.A. **Distribuição espacial longitudinal das associações zoobentônicas no reservatório de Rosana (rio Paranapanema, SP/PR) e nas lagoas marginais associadas e análise toxicológica da água e do sedimento**. 2007. 153 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências da Universidade Estadual de São Paulo - UNESP, Botucatu, 2007.
- KUHLMANN, M. L. **Estudo da comunidade de invertebrados bentônicos da zona profunda da represa de Paraibuna (SP)**. 1993. 158 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1993.
- LANG, C. Eutrophication of Lake Neuchâtel indicated by the oligochaete communities. **Hydrobiologia**, v. 174, p. 57-65, 1989.
- MARIANI, C. F. **Reservatório Rio Grande: caracterização limnológica da água e biodisponibilidade de metais-traço no sedimento**. 2006. 126 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.
- MARIANI, C. M.; POMPÊO, M. Potentially bioavailability metals in sediment from a tropical polymictic environment, Rio Grande Reservoir, Brazil. **J. Soils Sediments**, v. 8, p. 284-288, 2008.

- MARZOLF, G. R. Reservoirs as environments for zooplankton. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Eds.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: Wiley & Sons, 1990. p.195-208.
- MCLACHLAN, A. J. Development of some lakes ecosystems in tropical Africa, with special reference to the invertebrates. **Biol. Rev.**, v. 49, p. 365-397, 1974.
- MOORE, J. W. Factors influencing the composition, structure and diversity of a population of benthic invertebrates. **Arch. Hydrobiol.**, v. 88, p. 202-218, 1980.
- NOGUEIRA, M. G.; JORCIN, A.; VIANNA, N. C.; BRITTO, Y. C. T. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos) – um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Orgs.). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. 2 ed. , São Carlos: Rima, 2006. p. 83-125.
- POMEROY, L.R. Detritus and its roles as a food source. In: BARNES, R. S. K.; MANN, K. H. (Eds.). **Fundamentals of aquatic ecosystems**. Oxford: Blackwell, 1980. p. 84-102.
- RÊGO-SILVA, D. C. V. **Toxicidade da água e sedimento dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, na Região Metropolitana de São Paulo**. 2013. 141 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.
- RICH, P. H.; WETZEL, R. G. Detrites in lake ecosystems. **Am. Natur.**, v. 112, p. 57-71, 1978.
- ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Eds.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. p. 1-9.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. & DUNCAN, A. State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Eds.). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Dordrecht: Kluwer, 1993. p. 213-288.
- THORNTON, K. W. Sedimentary processes. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Eds.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: Wiley & Sons, 1990. p. 43-69.
- TOLEDO JR., A. P. **Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação simplificada do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1990. 12 p.
- TOWNSEND, C. R.; HILDREW, A. G.; SCHOFIELD, K. Persistence of stream invertebrate communities in relation to environmental variability. **J. Anim. Ecol.**, v. 56, p. 597-613, 1987.
- WARD, J. W. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. **J. N. Am. Bentho. Soc.**, v. 8, p. 2-8, 1989.