

MACRÓFITAS AQUÁTICAS

RESPONSÁVEIS: SIDINEI MAGELA THOMAZ (COORDENADOR), THOMAZ AURÉLIO PAGIORO (BIÓLOGO), LUÍS MAURÍCIO BINI E DÉBORA CRISTINA DE SOUZA (PÓS-GRADUANDO)

Resumo:

A riqueza de espécies de macrófitas aquáticas de várias lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná foi estimada utilizando-se estimadores não paramétricos. Cinquenta espécies foram registradas em levantamentos intensivos realizados entre os anos de 1997 e 1999 em vários habitats da planície. Baseado em uma amostra ao acaso de 20 lagoas, que vêm sendo investigadas no projeto PELD, todos os estimadores resultaram em valores de riqueza de espécies similares aos obtidos pelos levantamentos intensivos. Após o controle do esforço amostral, a comparação entre as lagoas conectadas com os rios Paraná, Baía e Ivinheima sugere que a riqueza de espécies é diferente para estes três grupos de lagoas. Os resultados da aplicação de uma Análise de Correspondência e do teste de Mantel demonstraram que a diversidade beta foi significativamente maior entre os grupos de lagoas do que entre as lagoas de um mesmo grupo. A elevada conectividade entre as lagoas de um mesmo rio pode explicar estes resultados. A maior diversidade beta foi obtida nas lagoas conectadas ao rio Paraná, que são predominantemente temporárias e que apresentam características limnológicas mais variáveis temporalmente. Este resultado está de acordo com a predição ecológica geral de que a diversidade beta aumenta com a variabilidade ambiental.

Introdução

O importante papel ecológico das macrófitas aquáticas como fonte de alimento, local de refúgio para diversas espécies de vertebrados e invertebrados e na ciclagem de nutrientes tem sido enfatizado em vários ecossistemas aquáticos continentais (Esteves, 1998). Acredita-se que estes organismos assumam papel ainda mais importante em ecossistemas rasos, como as planícies de inundação, onde colonizam extensas áreas e apresentam elevadas taxas de produção primária (Neiff, 1978, 1986).

Os poucos estudos sobre a comunidade de macrófitas aquáticas até então desenvolvidos na Planície de Inundação do Alto Rio Paraná,

limitaram-se à avaliação das alterações da biomassa (Bini, 1996) e a alguns aspectos associados ao processo de decomposição, tais como seu papel na ciclagem de nutrientes (Pagioro & Thomaz, 1999a) e as alterações da composição química dos detritos (Pagioro & Thomaz, 1998, 1999b). Estes estudos foram restritos à *Eichhornia azurea*, uma das espécies mais freqüentes na planície em questão.

Mais recentemente, procurou-se fazer um amplo levantamento, nos diferentes habitats, com o objetivo de se avaliar diferentes aspectos da diversidade deste importante grupo de organismos. Assim, nesta primeira etapa do PELD, procurou-se:

- (i) comparar a riqueza de espécies de lagoas (diversidade alfa) conectadas a diferentes rios

da planície;

- (ii) estimar, através de estimadores não paramétricos, a riqueza de espécies para toda a área inventariada (diversidade gama); e
- (iii) quantificar a substituição de espécies entre lagoas (diversidade beta).

Métodos

Uma amostragem sistemática de 20 lagoas conectadas a diferentes rios, foi realizada em outubro e novembro de 1999, período de águas baixas. Esta amostragem contemplou lagoas permanentes e temporárias. A totalidade da região litorânea de cada lagoa foi inventariada com um barco a velocidade constante e o tempo gasto foi considerado como uma estimativa do esforço amostral. Ganchos foram utilizados, quando necessário, para coletar exemplares de espécies submersas.

O “pool real” ou “riqueza real” de espécies da planície (diversidade gama) foi considerado aquele obtido em amostragens extensivas realizadas entre 1997 e 1999.

ANÁLISE DOS DADOS

A riqueza de espécies de macrófitas aquáticas na região inventariada foi estimada através de índices extrapoladores não paramétricos. Estes índices são baseados em dados de incidência (ausência/presença) (Chazdon et al., 1998). Para todos os estimadores, as lagoas foram consideradas unidades amostrais. O programa EstiMates (Colwell, 1997) foi utilizado. As equações utilizadas são apresentadas abaixo.

(i) *Estimador Chao 2:*

$$S_{Chao2} = S_{obs} + \frac{Q_1^2}{2Q_2}$$

onde:

- S_{obs} = número de espécies observado em todas as lagoas;
- Q_1 = número de espécies encontradas em apenas uma lagoa (“uniques”)

Q_2 = número de espécies encontradas em exatamente duas lagoas (“duplicates”)

(ii) *Estimador S_{ice} (“Incidence-based Coverage Estimator”):*

Baseado em espécies registradas em 10 ou menos lagoas:

$$S_{ice} = S_{freq} + \frac{S_{inf}}{C_{ice}} + \frac{Q_1}{C_{ice}} \gamma_{ice}^2$$

onde:

- S_{freq} = número de espécies frequentes (encontrada em mais de 10 lagoas)
- S_{inf} = número de espécies infrequentes (encontradas em 10 ou menos lagoas)

$$C_{ice} = 1 - \frac{Q_1}{N_{inf}}$$

onde:

$$N_{inf} = \sum_{j=1}^{10} jQ_j$$

(iii) *Estimador S_{jack1} (estimador de primeira ordem “jackknife”):*

$$S_{jack1} = S_{obs} + Q_1 \left(\frac{m-1}{m} \right)$$

onde:

m = número total de ambientes

Os ambientes conectados a cada rio foram comparados utilizando-se a diversidade beta e as curvas de acumulação de espécies. Considerando-se a inexistência das áreas dos ambientes, que serão obtidas no futuro, os períodos de tempo gasto em cada levantamento foram considerados como uma forma de se medir o esforço amostral.

Índices de diversidade beta foram aplicados objetivando quantificar a renovação ou substituição de espécies (“species turnover”) entre os ambientes. Estes índices medem como a composição de espécies se altera ao longo de gradientes ambientais (Whittaker, 1972). No presente estudo, os índices foram empregados

para grupos de lagoas conectadas ao mesmo rio. Os seguintes índices foram utilizados:

- (i) **b-1** (Harrison et al. 1992), que mede o quanto a diversidade regional excede a diversidade alfa média:

$$b-1 = [(R/a)-1]/[N-1]$$

onde:

R = diversidade regional (número de espécies do grupo de lagoas conectadas a cada rio, aqui denominado "região")

a = diversidade alfa média (número médio de espécies) para o grupo de lagoas de cada região

N = número de lagoas da região

- (ii) **b-2** (Harrison et al. 1992), que mede o quanto a diversidade regional excede a máxima diversidade alfa:

$$b-2 = [(R/a_{\max})-1]/[N-1]$$

onde:

a_{max} = diversidade alfa máxima na região

Uma Análise de Correspondência (Jongman et al., 1995) foi também aplicada para se avaliar a similaridade entre as regiões, de acordo com a composição específica. A significância dos resultados foi testada através de um teste de Mantel (Mantel, 1967), baseado em 20.000 randomizações. A primeira matriz foi composta por uma matriz de similaridade de Jaccard entre os ambientes. A similaridade foi convertida em dissimilaridade ($D = 1 - \text{similaridade de Jaccard}$) e foi utilizada como a matriz de distância florística no teste de Mantel. A segunda matriz expressou a conexão entre os ambientes e os rios. Nesta matriz, lagoas conectadas ao mesmo rio receberam código zero e os não conectados ao mesmo rio, código um.

Resultados

O "pool" de espécies da planície de inundação do alto rio Paraná, considerando-se somente as euhidrófias, resultante das investigações extensivas realizadas desde 1997, compreende 50 espécies. Baseado nas 20 lagoas investigadas intensivamente durante as

campanhas do PELD, as espécies mais frequentes foram, em ordem decrescente: *Polygonum ferrugineum* Wedd., *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms., *Nymphaea amazonum* Mart. et Zucc., *Salvinia auriculata* Aubl., and *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth.. As espécies mais raras, que ocorreram em apenas uma lagoa, foram *Ceratopteris* sp, *Hymenachne amplexicaulis* (Rudge) Nees, *Najas* cf. *conferta* (A. BR.) Brasun, *Nitella furcata* (Roxb. ex Bruz.) Ag. in R. D. Wood, *Thalia* sp and *Typha* cf. *domingensis* Pers.

As lagoas conectadas ao rio Baía tiveram a maior diversidade de espécies, seguidas pelas lagoas conectadas aos rios Paraná e Ivinheima (Fig. 1). As curvas mostrando o efeito do tamanho da amostra (número de lagoas amostradas) demonstram um lento acréscimo com o tamanho da amostra, para cada grupo de lagoas (Fig. 1a). Porém, o aumento mais rápido no número de espécies observado no grupo de lagoas conectadas ao rio Paraná indica que mais espécies seriam adicionadas a esta região se um número maior de ambientes tivesse sido amostrado e, muito provavelmente, a riqueza de espécies atingiria a mesma observada na região do rio Baía. Mesmo após controlar para o efeito do tempo de amostragem, o grupo de lagoas conectadas ao rio Ivinheima apresentaram a menor riqueza específica (Fig. 1b). Por outro lado, quando controlado o efeito do tempo de amostragem, a curva obtida para o grupo de ambientes conectados ao rio Paraná sugere que esta região apresente a maior riqueza de espécies (Fig. 1b). Porém, esta afirmação deve ser vista com cautela, pois o controle do tempo foi realizado em somente dois ambientes conectados a este rio.

O número total de espécies da região (diversidade gama, 50 espécies), incluindo todos os ambientes amostrados, foi similar ao registrado nas 20 lagoas investigadas na presente etapa (45 espécies). Considerado-se os resultados dos diferentes estimadores não paramétricos, o menor valor foi obtido com a aplicação do S_{ice} e o maior com a aplicação do

jackknife 1 (Fig. 2).

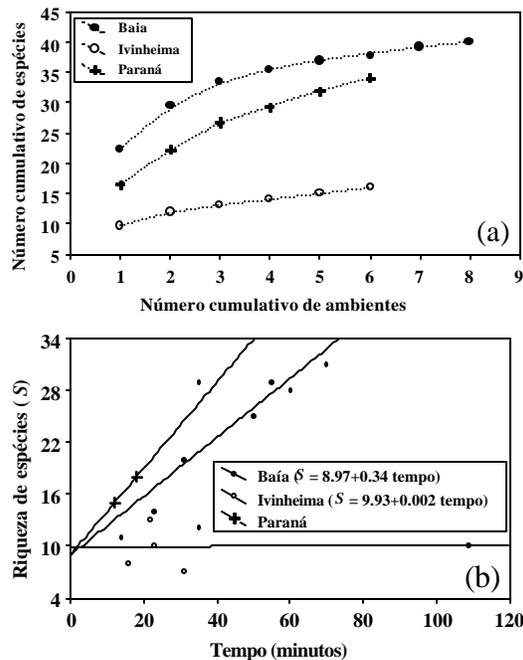


Figura 1. Efeito do tamanho da amostra (número de lagoas amostradas e tempo despendido em cada lagoa) sobre a riqueza de espécies de macrófitas aquáticas. Em (a) o número de lagoas pode ser considerado o esforço amostral enquanto em (b) o esforço é representado pelo tempo.

Em levantamentos de diferentes grupos de organismos, raramente todas as espécies são coletadas (Chazdon et al., 1998). As estimativas obtidas pelos diferentes índices (48 a 51 espécies) estiveram próximas aos valores da riqueza real ("pool" de espécies = 50), ou seja, 90% das espécies encontradas em levantamentos anteriores foram registradas nas 20 lagoas consideradas no presente estudo. Assim, pode-se considerar que as amostragens de macrófitas foram consideravelmente suficientes e representativas. Em função da dificuldade em se coletar todas as espécies em levantamentos, por melhor que estes tenham sido realizados, sugere-se que os dados de diversidade sejam sempre expressos com base em estimadores.

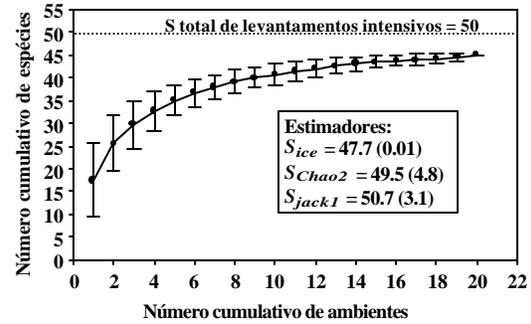


Figura 2. Curva de acúmulo de espécies para uma amostra aleatória de 20 lagoas. Barras representam o desvio padrão para cada tamanho amostral. A riqueza total de espécies de macrófitas, resultante de levantamentos prévios intensivos em vários ambientes da planície, é indicada pela linha pontilhada. Três estimativas da riqueza de espécies, com os respectivos valores do desvio padrão, são também apresentadas.

A riqueza de espécies obtida para a planície de inundação do alto rio Paraná é consideravelmente inferior àquela observada por Neiff (1986) no trecho argentino deste mesmo rio e por Junk (1986) na planície do rio Amazonas. Tais diferenças podem ser explicadas pela escala utilizada nos levantamentos amostrados, pois nas investigações destes autores, áreas consideravelmente maiores foram amostradas. De fato, a área é considerada como uma das variáveis independentes que mais explica a riqueza de espécies de macrófitas aquáticas, pois a probabilidade da existência de novos habitats é positivamente relacionada com a área (Rørslett, 1991).

Os resultados dos índices utilizados para se estimar a diversidade beta demonstraram que as lagoas conectadas ao rio Paraná apresentaram a maior substituição de espécies ($b - 1 = 0.23$ e $b - 2 = 0.11$). As lagoas dos rios Baía e Ivinheima apresentaram os seguintes valores de diversidade beta: $b - 1 = 0.10$ e 0.12 ; $b - 2 = 0.054$ e 0.046 , respectivamente. A estimativa da diversidade beta (ou entre habitats) tem sido

comumente utilizada em ecossistemas terrestres mas poucos estudos têm utilizado este enfoque em comunidades aquáticas (Tockner et al., 1999; Ward et al., 1999). Para a planície de inundação do rio Paraná, deve ser ressaltado que, embora as lagoas conectadas ao rio Ivinheima tivessem apresentado uma baixa riqueza de espécies de macrófitas aquáticas, a substituição de espécies neste mesmo grupo de lagoas foi similar àquela constatada nos grupos de lagoas conectadas ao rio Baía. Por outro lado, as lagoas conectadas ao rio Paraná apresentaram os maiores valores para ambos os índices empregados (**b** - 1 e **b** - 2). Este fato pode ser explicado pela predominância de lagoas temporárias neste sistema, onde as oscilações dos níveis de água e as características limnológicas são temporalmente menos estáveis (Thomaz et al., 1997; Pagioro et al., 1997). De fato, os coeficientes de variação da condutividade elétrica (45%), alcalinidade total (70%) e profundidade do disco de Secchi (119%) são mais elevados nestas lagoas (Thomaz et al., 1997). Estes resultados são condizentes com as predições de Harrinson et al. (1992) que afirmam que a diversidade beta deve aumentar em gradientes ambientais de maior variabilidade.

Os resultados da Análise de Correspondência demonstram que os escores das lagoas conectadas ao rio Paraná foram mais dispersos ao longo do primeiro eixo, que explicou 17,1% da variabilidade total dos dados. Este eixo separou as lagoas conectadas a este rio daquelas conectadas aos rios Baía e Ivinheima (Fig. 3a). O segundo eixo explicou 14,8% da variabilidade total e sugere que a composição de espécies das lagoas conectadas ao rio Baía foi mais dissimilar comparada com as lagoas conectadas ao rio Ivinheima. Em outras palavras, as lagoas conectadas ao rio Paraná foram mais dissimilares entre si, como demonstrado pelo eixo 1, e as lagoas conectadas ao rio Baía foram também variáveis, conforme demonstrado pelo eixo 2.

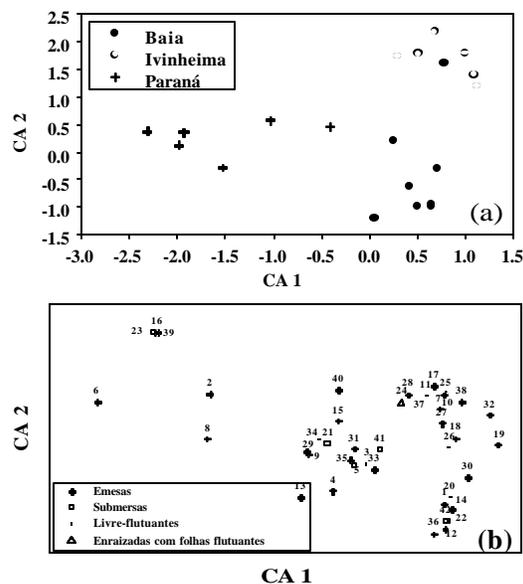


Figura 3. Escores das lagoas (a) ao longo dos primeiros dois eixos derivados da Análise de Correspondência. Os símbolos indicam os três grupos de lagoas previamente definidos, usando como critério o rio ao qual elas se encontram conectadas. Em (b) são apresentados os escores para os eixos da ordenação. Os códigos das espécies são: 1 = *Habenaria* sp; 2 = *Althernanthera philoxeroides*; 3 = *Azolla microphylla* Kaulf.; 4 = *Sclerota* sp; 5 = *Cabomba* cf. *caroliniana*; 6 = *Ceratopteris* sp; 7 = *Commelina nudiflora* L.; 8 = *Cyperus giganteus*; 9 = *Cyperus* sp; 10 = *Eichhornia azurea*; 11 = *Eichhornia crassipes*; 12 = *Echinodorus grandiflorus*; 13 = *Eleocharis filiculmis* Kunth; 14 = *Schrophulariaceae*; 15 = *Hydrocotyle ranunculoides* L.; 16 = *Hymenachne amplexicaulis*; 17 = *Ludwigia suffruticosa* L.; 18 = *Ludwigia* sp1; 19 = *Ludwigia* sp2; 20 = *Limnobium laevigatum*; 21 = *Myriophyllum brasiliense*; 22 = *Najas* cf. *conferta*; 23 = *Nitella furcata*; 24 = *Nymphaea amazonum*; 25 = *Paspalum repens* Berg.; 26 = *Pistia stratiotes*; 27 = *Polygonum acuminatum* Kunth.; 28 = *Polygonum ferrugineum*; 29 = *Polygonum hydropiperoides*; 30 = *Polygonum meisnerianum*; 31 = *Polygonum punctatum* Ell.; 32 = *Polygonum stelligerum* Cham.; 33 = *Pontederia cordata* L.; 34 = *Ricciocarpus natans*; 35 = *Scleria* sp; 36 = *Scleria pterota* Presl.; 37 = *Salvinia auriculata*; 38 = *Scirpus* cf. *cubensis* Poepp. & Kunth.; 39 = *Thalia* sp; 40 = *Typha* cf. *dominguensis*; 41 = *Utricularia gibba*; 42 = *Utricularia foliosa*.

A ordenação dos escores das espécies demonstrou que as submersas (tais como *Nitella furcata*, *Myriophyllum brasiliense* Cambess., *Utricularia gibba* L., *Utricularia foliosa* L., *Cabomba* cf. *caroliniana* A. Gray, *Najas* cf. *conferta*; Figure 3b), foram encontradas principalmente nas lagoas conectadas ao rio Paraná e/ou Baía. A maioria das emergentes ocorreram nos três grupos de lagoas. No entanto, *Althernanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb., *Polygonum hydro Piperoides* Michx., *Cyperus* sp e *Cyperus giganteus* Vahl. foram encontradas principalmente nas lagoas conectadas ao rio Paraná enquanto *Polygonum meisnerianum* Cham. & Sch., *Habenaria* sp e *Echinodorus grandiflorus* (Cham. & Schlecht.) M. Micheli ocorreram principalmente nas lagoas conectadas ao rio Baía. Algumas livre flutuantes estiveram restritas às lagoas conectadas ao rio Paraná (*Ricciocarpus natans* (L.) Corda) e outras foram coletadas em maior frequência nas lagoas conectadas ao rio Baía (*Limnobium laevigatum* (Humb. & Bond.ex Willd.) Heine e *Pistia stratiotes* L.).

Os dados apresentados para as características limnológicas abióticas indicam que as lagoas conectadas aos rios Paraná e Baía apresentaram os maiores valores da profundidade do disco de Secchi e os menores de turbidez, denotando, assim, que estes ambientes possuem maior penetração da radiação subaquática. Provavelmente este fato pode explicar a predominância de espécies submersas nestes ambientes. Cabe aqui também a sugestão de que a constante fonte de propágulos de espécies submersas, trazidos pelo rio Paraná a partir dos reservatórios de montante, onde estas espécies se proliferam, tenha contribuído para o padrão encontrado. Um terceiro fator que pode estar contribuindo para o desenvolvimento de espécies submersas nos ambientes conectados aos rios Paraná e Baía, pode ser a manutenção dos níveis de água mais estáveis ao longo do ano, fato propiciado pela extensa cadeia de reservatórios de montante.

O teste de Mantel indicou uma diferença

altamente significativa entre os grupos de lagoas previamente definidos, de acordo com os padrões de composição de espécies ($r = 0.55$; $P = 0.0001$). Juntamente com os resultados da Análise de Correspondência, este teste reforça o fato de a substituição de espécies (diversidade beta) ter sido maior entre os grupos de lagoas conectadas a diferentes rios do que dentro de um grupo de lagoas conectadas ao mesmo rio. O grau de conectividade dos ambientes na planície de inundação pode explicar a maior similaridade entre lagoas conectadas ao mesmo rio, como já constatado em outras planícies alagáveis (Neiff, 1996; Ward et al., 1999).

As políticas de conservação têm sido baseadas largamente somente na riqueza de espécies. Sugere-se que a variabilidade ambiental e a substituição de espécies também sejam levadas em consideração no delineamento destas políticas (Tockner et al., 1999; Ward et al., 1999) e estes componentes da diversidade total devem ser incorporados nas investigações de ambientes aquáticos. Neste contexto, e com base nas informações obtidas para macrófitas aquáticas, as lagoas temporárias do alto rio Paraná, que apresentam elevada diversidade beta, devem ser incluídas como áreas prioritárias em planos de conservação.

Referências

- BINI, L. M. Influência do pulso de inundação nos valores de fitomassa de três espécies de macrófitas aquáticas na planície de inundação do alto rio Paraná. *Arquivos de Biologia e Tecnologia* 39(3): 715-721; 1976.
- CHAZDON, R. L., COLWELL, R. K., DENSLOW, J. S. & GUARIGUATA, M. R: *Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of Northeastern Costa Rica*. - In: Dallmeier, F. & Comiskey, J. A. (eds.): *Forest biodiversity research, monitoring and modeling*. - The Parthenon Publishing Group, Washington, pp. 285-309; 1998.
- COLWELL, R. K. *Estimates 5: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from*

- Samples. User Guide, 22p. Web site: viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/; 1997
- ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro, Interciência/Finep. 602p.; 1998
- HARRISON, S., ROSS, S. J. & LAWTON, J. H. Beta diversity on geographic gradients in Britain. - *J. Ani. Ecol.* 61: 151-158; 1992.
- JONGMAN, R. H. G., TER BRAAK, C. J. F. & VAN TONGEREN, O. F. R. *Data analysis in community and landscape ecology*. - Cambridge University Press, Cambridge, 299 pp.; 1995
- JUNK, W. J. *Aquatic plants of the Amazon system*. - In: Davies, B. R. & Walker, K. F. (eds.): The ecology of river systems. - Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 319-337; 1986.
- MANTEL, N. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. - *Cancer Res.* 27: 209 - 220; 1967.
- NEIFF, J. J. Fluctuaciones de la vegetación acuática en ambientes del valle de inundación del Paraná medio. - *Physis* 38: 41-53; 1978.
- NEIFF, J. J. *Aquatic plants of the Paraná River system*. - In: Davies, B. R. & Walker, K. F. (eds.): The ecology of river systems. - Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 557-571; 1986.
- NEIFF, J. J. Large rivers of South America: toward the new approach. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 167-180; 1996.
- PAGIORO, T. A., ROBERTO, M. C., LANSAC-TÔHA, F. A. Comparative limnological analyses of two lagoons on the floodplain of the Upper Paraná River, Brazil. - *Internat. J. Ecol. Environ. Sci.* 23: 229-239; 1997.
- PAGIORO, T. A. & THOMAZ, S. M. Loss of weight, carbon, nitrogen, and phosphorus during decomposition of *Eichhornia azurea* in the floodplain of the upper Paraná river, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, v.58, n.4, p.489-493; 1998..
- PAGIORO, T. A. & THOMAZ, S. M. Influence of the decomposition of *Eichhornia azurea* on the limnological characteristics of different environments of the floodplain of the High Paraná River. *Acta Limnologica Brasiliensia* 11(2): 157-171; 1999a.
- PAGIORO, T. A. & THOMAZ, S. M. Decomposition of *Eichhornia azurea* from limnologically different environments of the Upper Paraná River floodplain. *Hydrobiologia* 411: 45-51; 1999b.
- RØRSLETT, B. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. - *Aquat. Bot.* 39: 173-193; (1991).
- THOMAZ, S. M., ROBERTO, M. C. & BINI, L. M. *Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos*. - In: Vazzoler, A. E. A. M., Agostinho, A. A. & Hahn, N. S. (eds.): A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, químicos, biológicos e sócio-econômicos. - Eduem, Maringá, pp.73-102; 1997.
- TOCKNER, K., SCHIEMER, F., BAUMGARTNER, C., KUM, G., WEIGAND, E., ZWEIMÜLLER, I. & WARD, J. V. The Danube restoration project: species diversity patterns across connectivity gradients in the floodplain system. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 15: 245-258; 1999.
- WARD, J. V., TOCKNER, K. & SCHIEMER, F. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. - *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 15: 125-139; 1999.
- WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. - *Taxon* 21: 213-251; 1972.