

CONTRIBUIÇÃO DA DECOMPOSIÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS (*Eichhornia azurea*) NA MATÉRIA ORGÂNICA DISSOLVIDA

Júlio César Rodrigues de Azevedo^{1,2*}, Alinne Mizukawa¹, Mariana Carolina Teixeira² & Thomaz Aurélio Pagioro^{1,2}

¹ Departamento Acadêmico de Química e Biologia (DAQBI), Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Av. Sete de Setembro, 3165, CEP 80230-901, Curitiba, Paraná, Brasil.

² Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Estadual de Maringá (UEM). Av. Colombo, 5.790, Jd. Universitário, CEP 87020-900, Maringá, Paraná, Brasil.

*E-mail: jcrzevedo@utfpr.edu.br

RESUMO

A matéria orgânica nos ambientes aquáticos exerce papel fundamental em diversos processos ecológicos sendo a decomposição uma das principais rotas de ciclagem da matéria. A contribuição das macrófitas aquáticas se dá principalmente pela produção de detritos, já que seu carbono é de difícil assimilação direta pela maioria dos organismos. As análises espectroscópicas tem se constituído numa ferramenta importante no estudo da matéria orgânica, pois permitem uma distinção razoável entre materiais lábeis e refratários. A partir da comparação dos espectros de fluorescência da matéria orgânica resultante de um experimento de decomposição de macrófitas aquáticas e da matéria orgânica da água, do sedimento e do solo de ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, estimou-se a contribuição das macrófitas para o reservatório de carbono nesses ambientes. Foi possível verificar maior contribuição da decomposição nos ambientes oligotróficos conectados ao rio Paraná, enquanto que nos ambientes conectados aos rios Ivinheima e Baía predominam matéria orgânica alóctone, principalmente substâncias húmicas pedogênicas.

Palavras-chave: Macrófitas aquáticas, fluorescência, decomposição, planície do rio Paraná

ABSTRACT

CONTRIBUTION TO DISSOLVED ORGANIC MATTER BY DECOMPOSITION OF AQUATIC MACROPHYTES, *Eichhornia azurea*. Organic matter plays a fundamental role in many ecological processes and decomposition is among the main cycling routes of organic matter. The decomposition of aquatic macrophytes generates much debris, since the carbon of these algae is not easily assimilated by other organisms. Spectroscopic analyses are important in organic matter studies, because it enables satisfactory distinction between labile and refractory materials can be obtained. Through comparing the fluorescence spectrum of the organic debris generated by a decomposing macrophyte with those of water, sediment, and soil samples from the Upper Paraná River floodplain water bodies, we were able to estimate the contribution of decomposition to local carbon cycles. The results revealed a higher contribution of decomposition to the oligotrophic environments connected with the Paraná River, while some water bodies connected with the rivers Ivinheima and Baía showed a greater participation of allochthonous organic matter, mainly derived from humus.

Keywords: Aquatic macrophytes, decomposition, fluorescence, Paraná river floodplain

INTRODUÇÃO

Em ambientes de sistemas rio-planície de inundação, as plantas vasculares emergentes têm importante papel na produtividade primária, principalmente através da produção de material orgânico e inorgânico para a cadeia de detritos, já que sua biomassa é de difícil utilização direta pela maioria dos organismos (Moran & Hodson 1989). Sua contribuição

para os processos de produção primária ocorre então pela excreção de compostos orgânicos (Wetzel 1969) e pela decomposição (Esteves & Barbieri 1983).

O carbono é liberado pelas plantas em diferentes quantidades e qualidade na água e no sedimento de ambientes aquáticos, influenciando diretamente os processos do ecossistema, podendo determinar, por exemplo, a disponibilidade de carbono para as redes tróficas (Rothman 2007). A liberação do carbono das

estruturas vegetais através da decomposição pode, segundo Boulton & Boom (1991), englobar: (i) desintegração mecânica de material vegetal até um estágio no qual a estrutura celular não é mais reconhecível e (ii) metabolismo de compostos orgânicos até formas inorgânicas.

A decomposição envolve diferentes passos, iniciando com a senescência do material, passando por estágios de morte e desintegração gradual, até a liberação de vários elementos em formas distintas (Gopal & Masing 1990, Kim & Rejmankova 2004), tanto lábeis e/ou solúveis (p. ex. aminoácidos, polifenóis, carboidratos) de baixo peso molecular, quanto refratários como lignina, celulose e hemicelulose. Este processo se inicia, de acordo com Melillo *et al.* (1989 *apud* Kim & Rejmankova 2004), com o detrito fresco e se estende até a formação de matéria orgânica refratária, e pode ser dividido em três etapas. O primeiro processo é caracterizado pela perda dos compostos solúveis na água (lixiviação) de forma bastante intensa nas primeiras 24 horas e depois lentamente, podendo perdurar por meses (Helbing *et al.* 1985, Boulton & Boom 1991). De acordo com Goodshalk & Wetzel (1978), esse processo é mais uma solubilização passiva que uma decomposição mediada por microorganismos, e segundo Gaur *et al.* (1992) apenas 30% do material vegetal pode ser lixiviado sem a ação microbiana. O segundo processo consiste na colonização do material por grande variedade de microorganismos, principalmente fungos e bactérias (Newell *et al.* 1989, Newell 1993, Thomaz 1997), que produzem enzimas como pectinases, hemicelulases e celulases, as quais são essenciais na decomposição do material vascular. A fragmentação mecânica que constitui o terceiro processo é mais evidenciada em ambientes lóticos, onde a corrente e a abrasão são os principais fatores a atuar sobre este material. A ação de invertebrados na fragmentação mecânica também pode ser importante (Webster & Benfield 1986), assim como a ação de ventos, pela formação de ondas, em ambientes lênticos.

A taxa de decomposição afeta a liberação de nutrientes, o acúmulo de material em decomposição no sedimento e a qualidade do detrito (Bianchini *et al.* 2006) e é geralmente expressa pela perda de peso em certo período de tempo, ocorrendo um decréscimo exponencial.

Nos ambientes aquáticos, a decomposição do

material vegetal libera grandes quantidades de matéria orgânica dissolvida, produzindo uma quantidade de detrito capaz de regular espacial e temporalmente o fluxo de nutrientes no ecossistema (Wetzel 1992, 1995, Kim & Rejmankova 2004), havendo um forte vínculo entre produção primária, decomposição e de ciclagem de nutrientes (Bianchini *et al.* 2006). Assim, os compostos liberados durante a decomposição das macrófitas aquáticas podem ser responsáveis pela maior parte do fluxo de energia dos ecossistemas aquáticos (Wetzel 1995).

A caracterização desses compostos pode ser feita através de análises espectroscópicas, que são usualmente empregadas para estimar a composição funcional aproximada, biodisponibilidade, suscetibilidade a reações fotoquímicas e fonte do carbono orgânico dissolvido (ex. Korshin *et al.* 1996, Calace 1998, Fuentes 2006, Oliveira 2006, Fong 2007).

A matéria orgânica dissolvida (MOD) é composta por substâncias refratárias e biodegradáveis de origem autóctone e alóctone. Entre 20 e 30% da MOD são constituídos de proteínas, peptídeos e polissacarídeos, e de 70 a 80% são compostos refratários autóctones e/ou pedogênicos (Buffle *et al.* 1987). Normalmente, as substâncias húmicas (SHs) em lagos são de origem terrestre, mas podem ser provenientes de macrófitas aquáticas da região litorânea ou do fitoplâncton (Jones 1992). A principal diferença é a presença de lignina modificada existente nas SH derivadas do solo, apresentando grande quantidade de anéis aromáticos e grupos contendo oxigênio, enquanto as SHs derivadas da produção primária aquática apresentam maior quantidade de carbono alifático (Aiken & Cotlaris 1995).

Recentemente, Piccolo (2002) propôs que as SHs são associações supramoleculares de moléculas heterogêneas relativamente pequenas ligadas através de interações como as de Van der Waals, π - π , CH- π e pontes de hidrogênio. Segundo Piccolo (2002) e Conte *et al.* (2007), os ácidos fúlvicos (AF) são originados principalmente pela associação de pequenas moléculas hidrofílicas que apresentam grupos funcionais ácidos, os quais mantêm seus constituintes solúveis em qualquer faixa de pH. Já os ácidos húmicos (AH) são originados pela associação de compostos hidrofóbicos, que são estáveis em pH neutro devido a forças dispersivas hidrofóbicas (Vander Waals, π - π e CH- π) e passíveis de floculação com a diminuição do pH.

Através destas diferenças estruturais da MOD alóctone e autóctone é possível estimar, diferenciar e classificar a fonte predominante da MOD. Para isso, aplicam-se técnicas espectroscópicas de absorvância na região do ultravioleta e visível (UV-Vis) e de emissão de fluorescência (Buffle *et al.* 1987, Senesi 1990, Artinger *et al.* 2000, Chen *et al.* 2002, Fuentes 2006, Oliveira 2006, Fong 2007). Em termos de absorvância emprega-se a razão A_{250}/A_{365} (250/365nm) como estimativa do tamanho molecular e da aromaticidade (Chen *et al.* 2002) ou os valores da razão das absorvidades específicas A_{300}/A_{400} ($L\ g^{-1}\ cm^{-1}$), que podem indicar aumento do grau de humificação, aromaticidade e massa molecular das SH (Artinger *et al.* 2000).

A intensidade de fluorescência emitida também é alterada pelo aumento da massa molecular do soluto, ocorrendo deslocamento do pico para comprimentos de onda mais longos e diminuição da intensidade de fluorescência (IF) emitida (Senesi 1990, Miano *et al.* 1990, Miano & Senesi 1992, Peuravuori & Pihlaja 1997, Hautala *et al.* 2000, Peuravuori *et al.* 2002, Chen *et al.* 2003). Quando as SHs ou MOD são fracionadas, de acordo com sua massa molecular, diferenças na absorvância e fluorescência são observadas; em particular, frações de menor massa molar apresentam maior intensidade de fluorescência e menor absorvância que as frações de maior massa molar (Senesi 1990, Peuravuori & Pihlaja 1997, Rivero *et al.* 1998, Peuravuori *et al.* 2002, Chen *et al.* 2003).

No presente trabalho, foram utilizadas as técnicas espectroscópicas na região do UV-Vis e de emissão de fluorescência com a finalidade de caracterizar a matéria orgânica proveniente da decomposição de macrófitas aquáticas (*Eichhornia azurea*) e, a partir destes dados, estimar sua contribuição na composição da MOD na planície de inundação do alto rio Paraná.

ÁREA DE ESTUDO

A planície de inundação do alto rio Paraná é composta por um grande número de ambientes aquáticos com características distintas, como velocidade de fluxo, persistência (lagoas permanentes e temporárias) e características físicas e químicas da água (Thomaz *et al.* 2004).

A planície de inundação do Alto Paraná pode ser dividida em três subsistemas: formado pelo rio

Paraná, Ivinheima e Baía, e seus corpos de água adjacentes. As lagoas permanentes recebem influências específicas dos sistemas em que se encontram, sendo as influências dos rios Baía e Ivinheima, sobre suas lagoas conectadas, mais pronunciadas que do rio Paraná (Comunello 2001 *apud* Thomaz *et al.* 2004). As lagoas temporárias se localizam principalmente nas ilhas do rio Paraná e podem secar completamente nos períodos de águas baixas (Thomaz *et al.* 2004).

Foram amostrados onze ambientes, sendo quatro remansos (*back water*) (Bilé, Manezinho, Pau Véio e Leopoldo), um córrego (Caracú), dois canais (Cortado e canal de ligação entre a lagoa dos Patos e o rio Ivinheima), dois rios (Baía e Ivinheima) e duas lagoas (Patos e Carão). Esses ambientes, como os demais da planície, diferem em grau de conectividade com seus rios principais, e são influenciados de formas diferentes pelo regime hidrológico e também pela ação do vento (*fecht*), apresentando características limnológicas distintas (Thomaz *et al.* 2001).

O rio Ivinheima, um tributário da margem direita do rio Paraná, ao entrar na planície apresenta uma inflexão de 90° e passa a correr paralelamente ao rio Paraná (Souza Filho & Stevaux 1997), conectando-se ao rio Baía pelo canal Corutuba e ao rio Paraná pelo canal Ipoitã.

O rio Baía apresenta largura variada e profundidade média de 3,2m, com trechos mais estreitos com diques mais altos e ocupados pela vegetação ripária ou campos de pastagem. Nos trechos mais largos, os diques são mais baixos e a vegetação é de várzea.

A lagoa dos Patos (22°49'33,66''S; 53°33'09''W; área de 1,14km² e profundidade média de 3,5m) apresenta conexão permanente com o rio Ivinheima por um canal com 8m de largura, através do qual recebe constante aporte de carbono orgânico alóctone (Oliveira *et al.* 2006). A Lagoa Carão apresenta dimensões reduzidas e profundidade média de 1,9m e se conecta ao rio Baía, o qual contribui com matéria orgânica alóctone. Sua margem apresenta bancos de macrófitas aquáticas com predomínio de *Polygonum ferrugineum* e *E. azurea*.

MATERIAL E MÉTODOS

Para estimar a contribuição de carbono referente à decomposição de macrófitas aquáticas foi realizado um experimento, no qual uma quantidade conhecida

de macrófitas foi colocada num recipiente com água e sua decomposição foi monitorada por um período de 180 dias. A coleta de macrófitas aquáticas (*E. azurea*) foi realizada no canal que liga o rio Ivinheima à Lagoa dos Patos/MS (Figura 1, ponto P8). As macrófitas foram lavadas em água corrente para remoção de material aderido, secas em estufa até peso constante e uma porção de 500g de peso seco foi colocada em recipiente escuro com 20L de água. Foram realizadas quatro amostragens semanais e dez quinzenais (C1 a C14) onde foram realizadas as seguintes análises físicas e químicas: pH (pHmetro Digimed-DM2), o oxigênio dissolvido (oxímetro DM4 da Digimed), as análises de nitrito e nitrato (Bergamin *et al.* 1988, Giné *et al.* 1980), nitrogênio amoniacal e nitrogênio total (Koroleff 1983), fósforo total e ortofosfato (Mackereth *et al.* 1978), demanda química de

oxigênio (DQO) (APHA 1998), carbono orgânico dissolvido (COD) e espectroscópicas.

Para caracterizar melhor os ambientes, além da extração das substâncias de maior massa molecular, proveniente da decomposição de macrófitas, através de resina XAD-8, seguindo o procedimento de Thurman & Malcolm (1981), foram extraídas as SHs do sedimento e da água da lagoa dos Patos e do solo próximo. Os ácidos fúlvicos e húmicos foram extraídos, segundo o método de Thurman & Malcolm (1981), de 150L de água filtrada (0,45 μ m), acidificada com HCl (pH 2,0) com retenção das substâncias húmicas em resina XAD-8. Das amostras de sedimento e solo foram extraídas as substâncias húmicas de acordo com método da Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas – (IHSS 2005) utilizando-se retenção das substâncias húmicas em resina XAD-8.

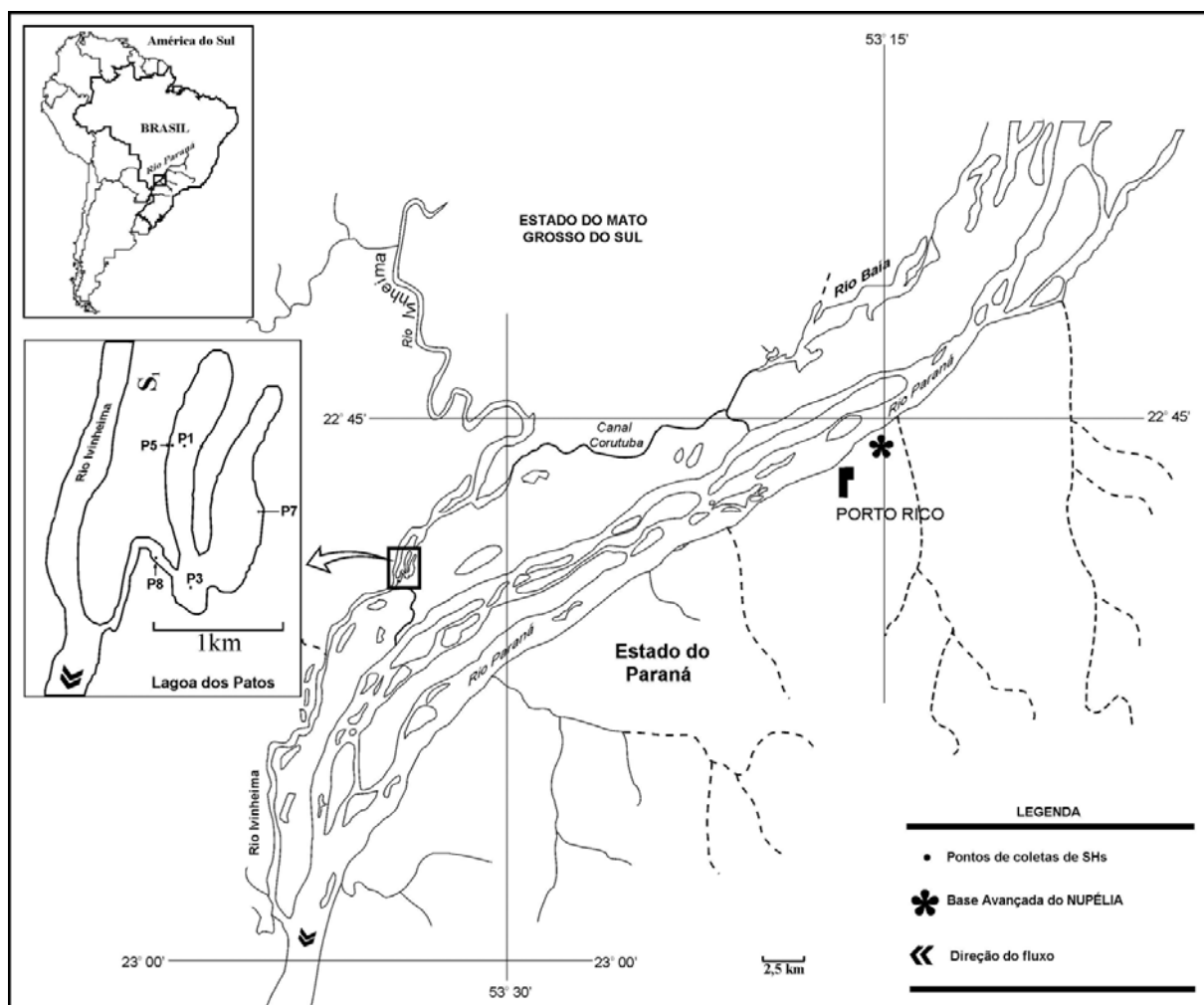


Figura 1. Localização dos pontos onde foram coletadas macrófitas (*Eichhornia azurea*, P8) aquáticas e realizadas as extrações de substâncias húmicas do sedimento (P1, P3, P5, P7 e P8), água (P1) e solo (S1).

Figure 1. Location of sites from where samples of aquatic macrophytes were collected (*Eichhornia azurea*, P8), and locations from where samples of humic substances (P1, P3, P5, P7 and P8), water (P1) and soil (S1) were taken.

Estas substâncias húmicas extraídas foram purificadas e posteriormente foram realizadas as análises espectroscópicas em amostras contendo 25mg.L⁻¹ de SHs.

Ainda, foram realizadas coletas de água em vários pontos da planície de inundação do alto rio Paraná resultando num total de 131 amostras de água, sendo para cada ambiente: ressaco Bilé (RBIL, N=8); ressaco Manezinho (RMAN; N=8); ressaco do Pau Véio (RPAU, N=8); ressaco do Leopoldo (RLEO, N=8); córrego Caracú (CCAR, N=7); canal Cortado (CCOR, N=8); rio Ivinheima (RIVI, N=12); rio Baía (RBAI, N=17); lagoa dos Patos (LPAT, N=24), canal Ivinheima-Patos (CIPA, N=12); lagoa Carão (LCAR, N=18). Essas amostras também foram submetidas a análises de COD e de espectroscopia.

Todas as amostras de água foram obtidas com uma garrafa do tipo Van Dorn e filtradas em membranas Millipore de éster de celulose 0,45µm, no período de janeiro de 2001 a março de 2004, em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná. Os sedimentos lacustres foram coletados com draga do tipo Petersen modificada, e o solo com espátula de polietileno.

O COD foi determinado com o equipamento TOC 5000-A, Shimadzu. Os espectros da absorvância na região do ultravioleta e visível foram obtidos na faixa de 200 a 700nm com espectrofotômetro Cary 50 da marca Varian, cubeta de quartzo de 1cm e água Milli-Q como branco. As análises de fluorescência foram realizadas em um espectrômetro de fluorescência F-4500 da marca Hitachi. Foram obtidos espectros de emissão (excitação 370nm) na região de 300 a 600nm e de varredura sincronizada com excitação de 250 a 600nm ($\Delta\lambda=18\text{nm}$). Todos os espectros de fluorescência foram obtidos aplicando-se 240nm.min⁻¹, fenda de 5nm, cubeta de quartzo de 1cm e água Milli-Q como branco. Os espectros das amostras foram subtraídos do espectro da água Milli-Q (branco) e normalizados pelo carbono orgânico dissolvido (mg.L⁻¹).

Os espectros, normalizados pelo COD, das amostras de água dos ambientes da Planície de Inundação do Alto Rio Paraná, das amostragens da decomposição da *E. azurea* (C1 a C14) e das substâncias húmicas extraídas (água, solo e sedimento) foram comparadas. Através desta comparação foi estimada a contribuição no COD, proveniente da decomposição de macrófitas aquáticas e/ou plantas semelhantes.

Além da análise direta dos espectros obtidos, foi realizada uma Análise de Componentes Principais

(PCA) dos dados obtidos na decomposição. A PCA foi realizada nos dados log transformados (exceção do pH) das seguintes variáveis: nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, fósforo total, ortofosfato, DQO, COD, absorvância na região UV-Vis (A_{254}), da intensidade de fluorescência (IF) dos espectros de emissão (Ex/Em=370/450) e sincronizados (pico em S_{298}).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

DECOMPOSIÇÃO DE *Eichhornia azurea*

Na Tabela I constam os resultados de algumas variáveis determinadas durante a decomposição da *E. azurea*. Foi observado que o oxigênio dissolvido (OD), nas primeiras 24 horas, chegou a 0,86mg.L⁻¹ estabilizando próximo de 6,0mg.L⁻¹ após 120 dias, provavelmente por difusão atmosférica. Esta diminuição no OD, e posterior aumento também foi observado por Pagioro & Thomaz (1999) na decomposição de *E. azurea*, em menor intervalo de tempo.

O pH inicialmente tornou-se um pouco ácido (5,06), possivelmente devido à liberação de dióxido de carbono (CO₂) e formação de compostos orgânicos ácidos. Após 120 dias o pH estabilizou próximo de 6,4, sendo este aumento provavelmente devido ao consumo/degradação dos ácidos orgânicos originados inicialmente.

Para os compostos nitrogenados orgânicos e inorgânicos, foi observado que tanto o nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal apresentaram maiores concentrações no início da decomposição e sofreram redução nas concentrações no decorrer do processo (Tabela I). Já para o nitrogênio orgânico foi observado o contrário, o aumento em função do tempo de decomposição. Esta liberação inicial das formas inorgânicas do nitrogênio está relacionada com a lixiviação de compostos, que segundo Helbing *et al.* (1986) e Boulton & Boon (1991) é mais intensa nas primeiras 24 horas e depois torna-se mais lenta e, para Shilla *et al.* (2006) é mais intensa nos primeiros quatro dias de decomposição. A DQO apresentou variação semelhante ao COD, ou seja, houve um aumento até a sétima coleta (C7) e sua diminuição após este período, indicando assim que o material inicialmente solubilizado era biodegradável.

Em termos de fósforo, foi observado que após o sétimo dia de decomposição a concentração de P

Tabela I. Variação do pH, da concentração de oxigênio dissolvido (OD), de nitrogênio (nitrito, nitrato, N-amoniacoal e total) e da demanda química de oxigênio (DQO), em mg.L⁻¹, durante a decomposição (± desvio padrão).Table I. Mean variation of pH, dissolved oxygen (OD), nitrogen (nitrites, nitrates, amoniacoal-N and overall [N]) and chemical demand of oxygen (DQO) in mg.L⁻¹ during decomposition (± standard deviation).

Coleta	Dias	pH	OD	A ₃₀₀ /A ₄₀₀	N-NO ₂	N-NO ₃	N total	N-amoniacoal	DQO
C1	7	6,58	1,25	4,6	0,052 ±0,003	3,367 ±0,128	0,216 ±0,009	6,280 ±0,365	369 ±18
C2	14	5,74	0,93	6,0	0,039 ±0,003	3,437 ±0,141	0,269 ±0,047	2,503 ±0,482	975 ±3
C3	21	5,24	1,48	5,6	0,027 ±0,002	1,665 ±0,349	0,349 ±0,007	2,308 ±0,304	715 ±81
C4	28	5,06	0,98	5,3	0,028 ±0,001	0,798 ±0,270	0,490 ±0,005	1,421 ±0,178	577 ±6
C5	43	5,16	1,13	5,3	0,009 ±0,000	0,994 ±0,144	0,525 ±0,025	2,353 ±0,042	1382 ±46
C6	58	5,49	1,37	12,1	0,008 ±0,001	0,783 ±0,104	0,292 ±0,063	0,543 ±0,030	1557 ±62
C7	73	5,92	2,62	10,3	0,026 ±0,001	1,066 ±0,124	1,116 ±0,029	0,789 ±0,035	1686 ±79
C8	88	5,76	2,21	4,0	0,008 ±0,001	0,144 ±0,016	1,329 ±0,047	0,819 ±0,033	973 ±153
C9	103	6,02	4,01	4,8	0,006 ±0,001	0,172 ±0,011	1,404 ±0,505	0,532 ±0,114	923 ±135
C10	118	5,86	6,01	4,7	0,006 ±0,001	0,186 ±0,018	2,347 ±0,491	0,104 ±0,003	1124 ±50
C11	133	6,00	5,78	4,2	0,019 ±0,001	1,564 ±0,291	4,311 ±0,358	0,861 ±0,137	650 ±9
C12	148	6,31	6,12	4,0	0,030 ±0,001	0,983 ±0,011	2,779 ±0,473	0,285 ±0,020	681 ±12
C13	163	6,49	5,76	4,1	0,015 ±0,011	1,688 ±0,050	1,794 ±0,178	0,212 ±0,015	428 ±35
C14	178	6,22	5,94	4,2	0,027 ±0,001	0,791 ±0,020	2,547 ±0,077	0,157 ±0,002	116 ±18

total foi praticamente estável, com valor médio de 7,32±0,78mg de P L⁻¹. Já o ortofosfato (P-PO₄³⁻) aumentou gradativamente com o período de decomposição, chegando a 1,96±0,03mg P-PO₄³⁻ L⁻¹ (Figura 2). Durante a decomposição, a variação da intensidade do pico em 298nm (S₂₉₈) do espectro sincronizado de fluorescência foi inversamente proporcional à concentração do P-PO₄³⁻ (R=-0,8230, p<0,001). Sendo que o mesmo foi observado no espectro de emissão de fluorescência com excitação em 370nm e emissão em 450 (R=0,9247, p<0,001), indicando que na medida em que ocorria aumento da massa molecular do composto dissolvido (“humificação da substâncias dissolvidas”) foi observado que o fósforo não foi incorporado a este material de maior massa molecular.

Segundo Steinberg (2003), as substâncias húmicas na presença de ferro (III) podem complexar o ortofosfórico em meio com baixos valores de pH e de poten-

cial redox, apesar que o mecanismos e os principais fatores que alteram a formação do complexo e sua dissolução não são bem conhecidas. Neste estudo, foi verificado que à medida que ocorria a humificação das substâncias, ocorreu aumento da concentração de fósforo biodisponível (ortofosfato), indicando assim, que com o aumento de material refratário ocorreu a diminuição da assimilação de ortofosfato, provavelmente pelos valores altos de pH e de OD. Estes valores elevados de pH e de OD tornam o Fe (III) insolúvel na forma de oxi-hidróxidos de ferro, o qual poderia estar afetando a interação entre o material húmico, ferro (III) e ortofosfato.

Na decomposição de *E. azurea* foi observado inicialmente aumento do COD até o 60º dia e posterior diminuição (Figura 3A), indicando que até a sexta coleta (C6), grande quantidade de carbono orgânico foi liberada e posteriormente consumida. Estes resultados também indicam que nesse período houve o predomínio

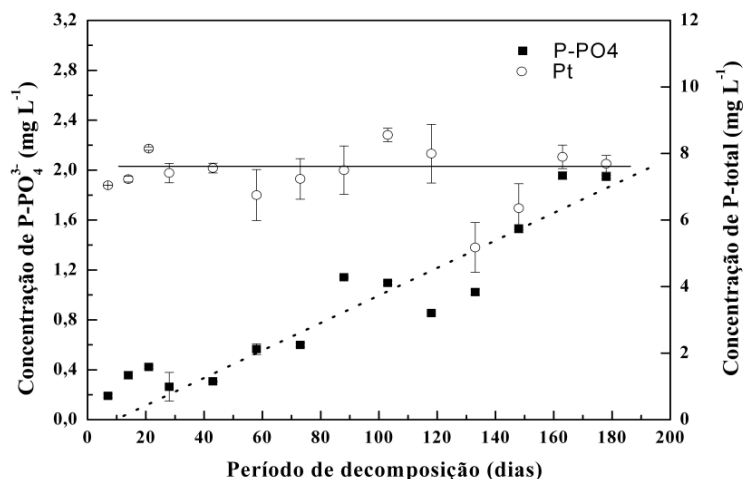


Figura 2. Variação da concentração de P total e $P-PO_4^{3-}$ com o período de decomposição.
 Figure 2. Variation of total P and $P-PO_4^{3-}$ concentrations over the decomposition period.

dos processos de dissolução sobre os de consumo, ou, que o carbono anteriormente liberado, apresentava maior resistência à degradação, e após a escassez de COD mais facilmente degradável, o mesmo foi consumido/degradado. Limitações para a decomposição de macrófitas aquáticas também podem estar relacionadas com as condições físicas e químicas da água, como temperatura, pH, potencial redox, quantidade de nutrientes e fatores biológicos (Xie *et al.* 2004)

Após 60 dias de decomposição o carbono orgânico foi consumido e/ou incorporado, originando moléculas com maior massa molecular. A liberação de material lábil ocorreu durante os 60 dias iniciais possivelmente pela grande quantidade (em massa) de *E. azurea* colocada para decompôr ($25g.L^{-1}$ de água). Este fato pode ser comprovado pela diminuição da

intensidade de fluorescência emitida ($IF_{370/450}$) em função do tempo, indicando um possível aumento no grau de “humificação” da MOD originada na decomposição das macrófitas (Figura 3B), o que pode ser um indicativo da incorporação de substâncias originadas inicialmente, formando compostos com maior massa molecular, o que estaria de acordo com a teoria de Piccolo (2002) e Conte *et al.* (2007). Também pode ser confirmado pelos valores das razões A_{300}/A_{400} (Tabela I), que inicialmente apresentou valor de 4,6, chegando ao valor máximo de 12,1 na sexta coleta (C6) e estabilizando com valor próximo de 4,1. Estes valores de A_{300}/A_{400} são valores semelhantes aos obtidos por Artinger *et al.* (2000) e Azevedo & Nozaki (2008) para ácidos fúlvicos, indicando assim que estava ocorrendo humificação no material dissol-

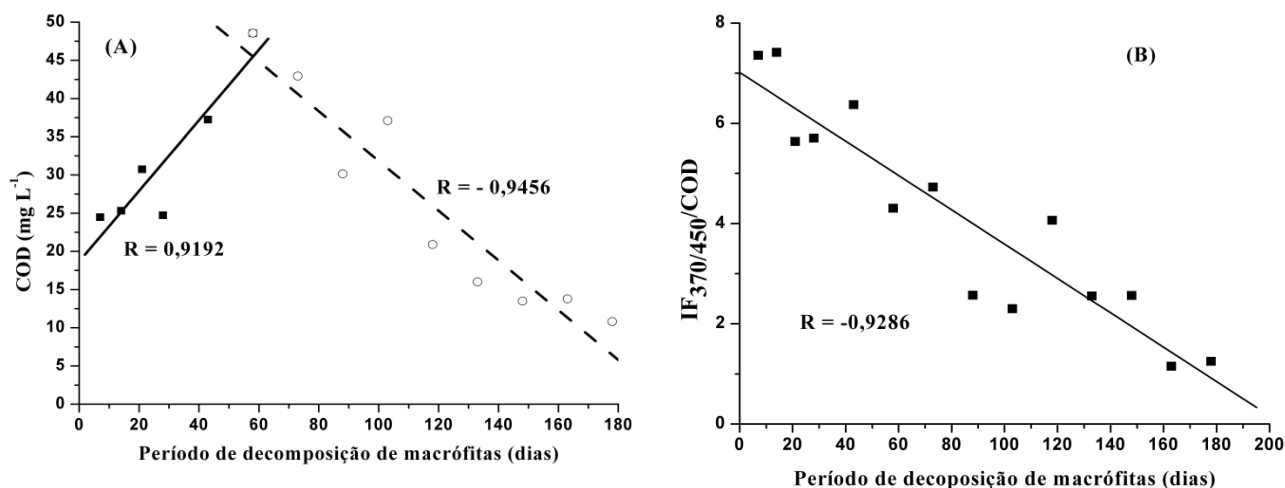


Figura 3. (A) Variação do COD ($MG.L^{-1}$) e (B) da razão da IF/COD com o período de decomposição de macrófitas aquáticas *Eichhornia azurea*.
 Figure 3. (A) COD variation ($mg.L^{-1}$) and (B) fluorescence intensity (IF) / dissolved organic carbon (COD) ratio variation over the decomposition period of aquatic macrophytes *Eichhornia azurea*.

vido ou que o material solubilizado constituía-se de celulose e lignina.

Os espectros de fluorescência de varredura sincronizada (Figura 4A) apresentaram um aumento inicial da intensidade de fluorescência (IF) emitida em 280nm (S_{298}) até a quinta coleta (C5) e, posteriormente a este período foi observada diminuição da IF nos comprimentos de onda de emissão mais curtos (280nm) e aumento em comprimentos de onda mais longos (< 370nm). Estes resultados indicam um aumento da massa molecular do composto orgânico dissolvido, o que está de acordo com o proposto por Piccolo (2002), pois o pico entre 270-310nm é considerado como semelhante a proteínas (Ferrari & Mingazzini 1995, Peuravuori *et al.* 2002, Chen *et al.* 2003), entre 370-400nm relacio-

nado ao ácido fúlvico (Ferrari & Mingazzini 1995) e maior que 470nm ao ácido húmico ou lignina (Ferrari & Mingazzini 1995, Peuravuori *et al.* 2002).

O pico de emissão de fluorescência em 298nm do espectro sincronizado (S_{298}) foi predominante. A normalização da intensidade de fluorescência emitida em 298nm (S_{298}) pelo COD (mg.L^{-1}) confirma que inicialmente é liberada grande quantidade de carbono orgânico lábil e, posteriormente, houve mais consumo/incorporação (sexta coleta, C6) do que sua solubilização (Figura 4B). Também foi observado que tanto a intensidade de fluorescência em 298nm (S_{298}) (Figura 5) como a área da banda deste pico do espectro sincronizado ($\Delta\lambda=18\text{nm}$) foi linear com a quantidade de COD independente da coleta.

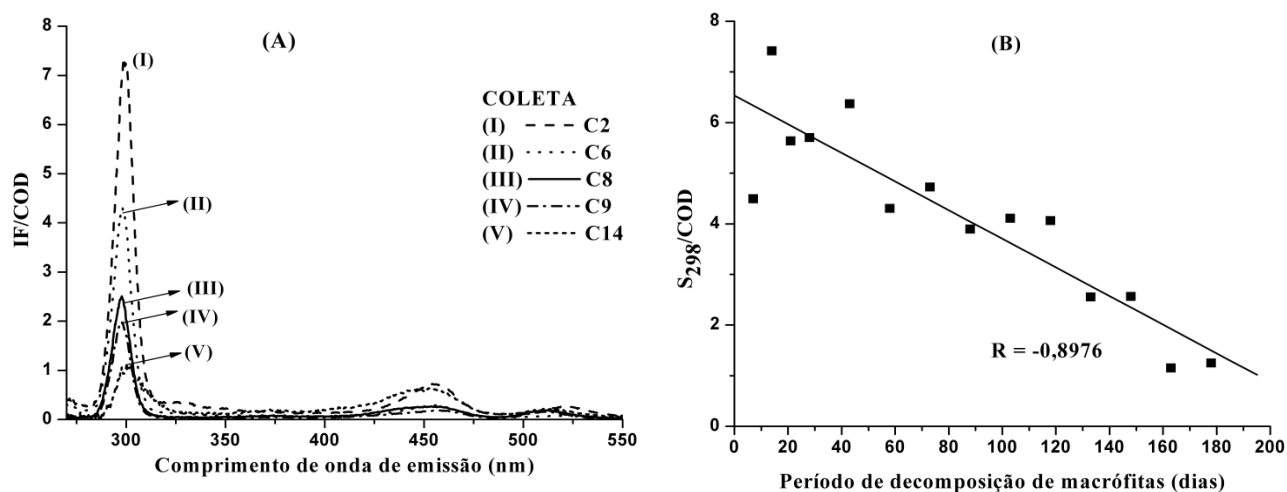


Figura 4. (A) Espectro de emissão sincronizada ($\Delta\lambda=18\text{ nm}$) das amostras de MOD proveniente da decomposição de macrófitas aquáticas (*Eichhornia azurea*) de algumas coletas (C2 – C14). (B) Relação intensidade de fluorescência emitida em 298nm/COD no decorrer da decomposição.

Figure 4. (A) Synchronized emission spectrum ($\Delta\lambda=18\text{ nm}$) of dissolved organic matter (MOD) resulting of the decomposition of aquatic macrophytes (*Eichhornia* ...) of samples (C2 – C14). (B) Intensity of fluorescence at 298nm (IF) / COD over decomposition period of aquatic macrophytes *E. azurea*.

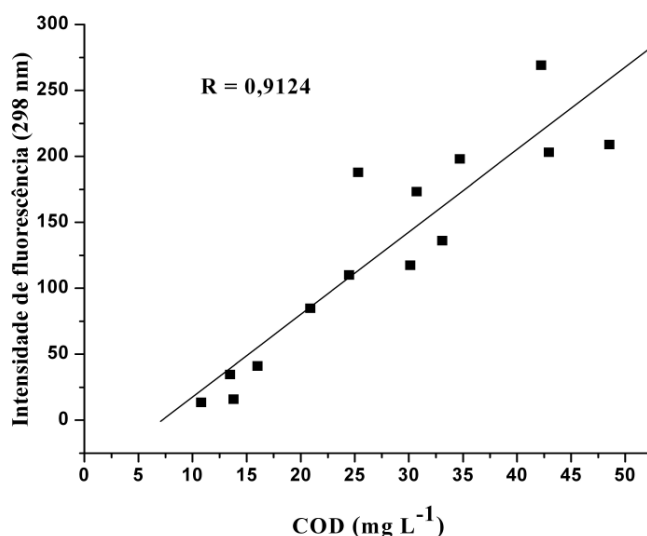


Figura 5. Variação da intensidade de fluorescência emitida em 298nm em função do carbono orgânico dissolvido.

Figure 5. Variation of fluorescence intensity emitted at 298nm according with the amount of dissolved organic carbon.

A ordenação das variáveis pela análise de componentes principais evidenciou as diferenças existentes no período de decomposição. Os dois primeiros eixos explicaram 83,1% da variabilidade total dos dados, sendo que o primeiro componente explicou 52,4% e o segundo 30,7% (Figura 6). O primeiro componente (CP-1) esteve principalmente correlacionado positivamente com: absorvância específica na região do ultravioleta (254nm, em $L.mg^{-1} m^{-1}$) $SUVA_{254}$ (0,7942) e com a $P-PO_4^{3-}$ (0,5559); negativamente com: COD (-0,8992), A_{300}/A_{400} (-0,8715) e com $IF_{370/450}$ (-0,7376). O segundo componente (CP-2) correlacionou-se positivamente com: $P-PO_4^{3-}$ (0,7759) e com nitrogênio orgânico (0,6884); negativamente com: A_{254} (-0,9925) e com o $N-NH_3$ (-0,9272).

A análise de componentes principais separou os dados de acordo com a evolução da decomposição, com o primeiro componente (CP-1) agrupando os dados de acordo com a forma de COD, onde a forma mais lábil foi observada entre a quarta e sétima coleta (C4 a C7), obtendo-se maiores valores de S_{298} , menores valores de $SUVA_{254}$ e maiores valores da razão das absorvâncias (E_{300}/E_{400}). Neste estudo, para verificar o aumento da massa molecular dos compostos dissolvidos, foi considerada a razão E_{300}/E_{400} , a qual sofreu diminuição gradativa com o período de decomposição, indicando aumento da massa molecular dos compostos dissolvidos.

A segunda componente separou os dados de acordo com a quantidade de nutrientes liberados e de COD, sendo observada uma maior concentração de $P-PO_4^{3-}$ e nitrogênio orgânico liberado na C14. Como também, uma provável formação de substâncias húmicas ou de compostos de maior massa molecular, como proposto por Piccolo (2002) e Conte *et al.* (2007), onde os AFs são originados, principalmente, pela associação de pequenas moléculas hidrofílicas. Segundo Steinberg (2003), a humificação pode ocorrer tanto por uma rota degradativa quanto de condensação, sendo que para esta última, consideram-se três modelos, sejam eles o do polifenol, da melanoidina ou ainda de estruturas poliinsaturadas. Também pode estar relacionado com a sua composição química, que segundo Bianchini & Santino (2006), pelo fato das macrófitas aquáticas constituírem-se de fibras e de compostos solúveis, apresentam velocidades diferentes de degradação e em geral, os resíduos que se acumulam nos sedimentos constituem-se de celulose e lignina. A matéria orgânica particulada lábil seria rapidamente oxidada, em paralelo à ocorrência da lixiviação (solubilização). O segundo caminho compreenderia os processos consecutivos de lixiviação e consumo (catabolismo) das frações de MOD e a terceira rota seria constituída pela oxidação dos detritos particulados refratários.

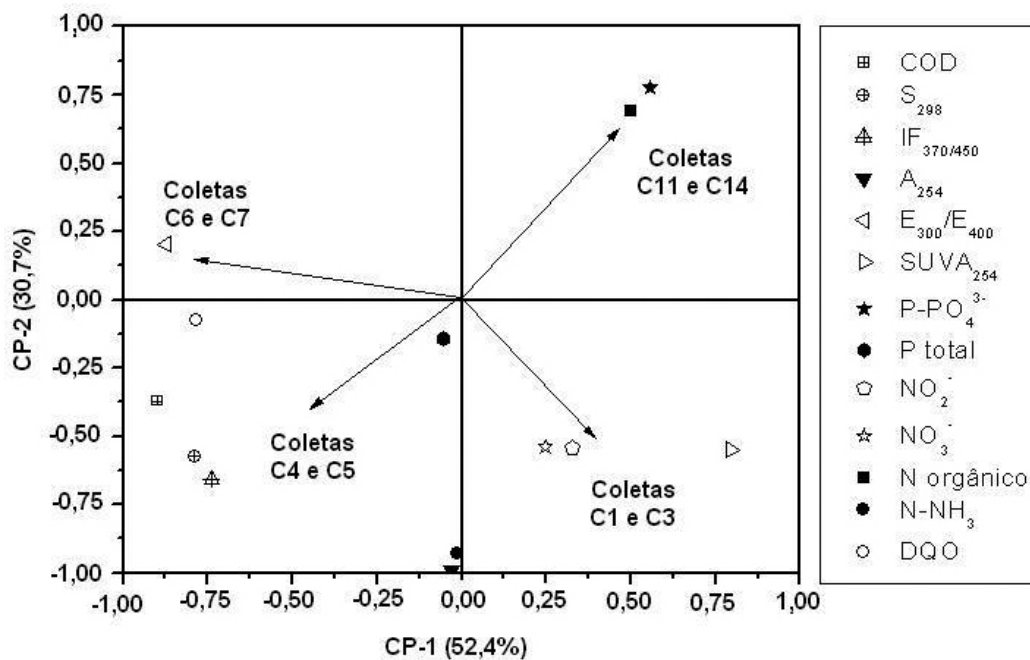


Figura 6. Ordenação das variáveis limnológicas e das análises espectroscópicas (N=42) realizadas nas amostragens realizadas na decomposição da macrófitas aquáticas (*Eichhornia azurea*) durante os 180 dias.

Figure 6. Ordination of the limnological variables and spectroscopical analyses (N=42) on the samples from the decomposition of aquatic macrophytes *Eichhornia azurea* over 180 days.

ESTIMATIVA DA CONTRIBUIÇÃO DA DECOMPOSIÇÃO DE MACRÓFITAS NA MATÉRIA ORGÂNICA DISSOLVIDA DA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ

Os espectros de fluorescência de varredura sincronizada de amostras de água dos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (Figura 7A), da MO proveniente da decomposição de macrófitas (C5), das substâncias húmicas extraídas da água (AF e AH), sedimento e solo, e da matéria orgânica de maior massa molecular proveniente da decomposição (Figura 7B) foram separados em bandas de acordo com Ferrari & Mingazzini (1995), Peuravuori *et al.* (2002) e Chen *et al.* (2003). A primeira banda corresponde à região espectral de 285

a 325nm, a qual foi considerada como proveniente de carbono orgânico lábil (Ferrari & Mingazzini 1995, Peuravuori *et al.* 2002). A segunda banda corresponde à região de 325nm até 470nm e a terceira à região de 475 até 550nm. Estas duas últimas bandas foram consideradas como provenientes da emissão de fluorescência por substâncias poliaromáticas (Peuravuori *et al.* 2002), sendo a segunda considerada como emissão de ácidos fúlvicos e a terceira como emissão de ácidos fúlvicos e húmicos (Ferrari & Mingazzini 1995). Como o crescimento do fitoplâncton por um período de 100 horas não afetou estas bandas (dados ainda não publicados), foi considerado que a primeira banda corresponde ao carbono orgânico lábil originado na decomposição de macrófitas aquáticas ou plantas do entorno.

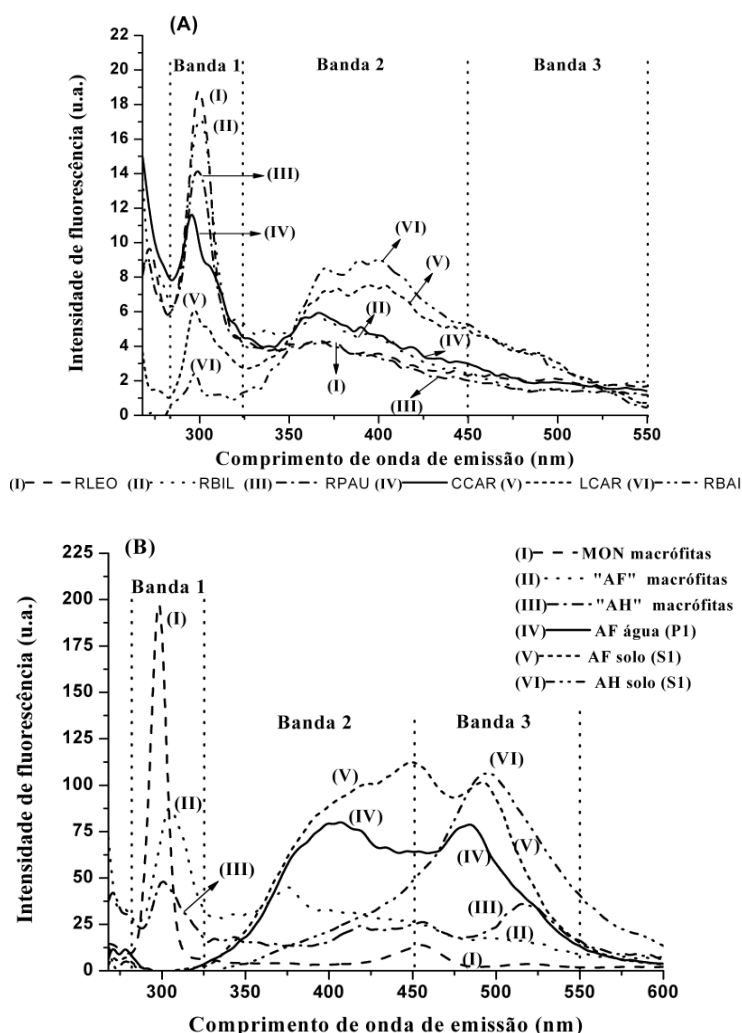


Figura 7. Bandas 1, 2 e 3 dos espectros sincronizados ($\Delta\lambda=18$ nm) das amostras (A) do rio Baía (RBAI), lagoa Carão (LCAR), resaca do Pau Vêio (RPAU), córrego Caracú (CCAR), resaca do Bilé (RBIL), resaca do Leopoldo (RLEO) e, (B) da MOD proveniente da decomposição de macrófitas (MON macrófitas); do ácido fúlvico (AF macrófitas) e ácido húmico (AH macrófitas) provenientes da decomposição de macrófitas; dos ácidos fúlvicos e húmicos extraídos do solo (AF solo e AH solo) e dos ácidos fúlvicos da água (AF água).

Figure 7. Bands 1, 2 and 3 of the synchronized spectra ($\Delta\lambda=18$ nm) from samples of (A) Baía river (RBAI), Carão lagoon (LCAR), Pau Vêio glade (RPAU), Caracu stream (CCAR), Bilé glade (RBIL), Leopoldo glade (RLEO) and (B) from the resulting MOD of the decomposition of macrophytes (MON macrófitas), fulvic acid (AF macrófitas), and humic acid (AH macrófitas) released during the decomposition, and from the fulvic acid and humic acid of soil (AF solo and AH solo) and from the fulvic acid from water samples (AF água).

Para os cálculos da estimativa da quantidade de carbono orgânico proveniente da decomposição de macrófitas aquáticas na composição do COD nos diferentes ambientes da Planície do Paraná aqui avaliados, foi considerado: 1) como a banda 1 tem correlação positiva com o COD (Figura 5); 2) o pico S_{298} tem relação com a MOD proveniente da decomposição (Figura 4); 3) nos ambientes estudados não há grande influência de águas residuais domésticas (despejos domésticos contêm compostos que emitem fluorescência na região da banda 1); 4) a esta banda foi atribuída à matéria orgânica lábil recente, proveniente da decomposição de macrófitas, sendo uma das fontes autóctones que emitem fluorescência.

Através destas considerações, foi estimada a quantidade de carbono alóctone e autóctone existente no COD, nos diferentes ambientes da planície de inundação do alto Rio Paraná. Esta estimativa considerou que o pico em S_{298} é proveniente da decomposição de macrófitas ou plantas semelhantes e os cálculos foram realizados através das áreas das bandas dos espectros (calculada através de integração) e da relação entre

as áreas dos espectros do material proveniente da decomposição de macrófitas e das amostras de água coletadas (Figuras 7A e 7B).

Na Tabela II constam os valores percentuais das áreas das bandas dos espectros das substâncias húmicas extraídas (solo, sedimento e água) e das amostras obtidas durante a decomposição de macrófitas. Observou-se que a contribuição na área da primeira banda dos AF e AH foi em média de $2,8 \pm 1,3\%$ e $1,3 \pm 1,0\%$, respectivamente, indicando que nas amostras de água dos diferentes ambientes da planície de inundação, a contribuição referente à banda 1, pela emissão de fluorescência das SH dissolvidas é muito pequena. Através destes dados, foi observado que no COD dos diferentes ambientes estudados, os valores das áreas desta banda variaram de $36,5 \pm 5,4\%$ no ressaco Manézinho (RMAN), que apresentaram maior proporção de MOD autóctone e de $5,4 \pm 3,8$ no rio Baía (RBAI), que apresenta maior proporção de fonte alóctone na MOD. Esta percentagem obtida é referente à quantidade de matéria orgânica autóctone do COD que emite fluorescência.

Tabela II. Valores percentuais das bandas obtidas nos espectros sincronizados ($\Delta\lambda=18\text{nm}$) para as substâncias húmicas extraídas da água, sedimento e solo na Lagoa dos Patos/MS e valor médio da intensidade de fluorescência emitida pela MO durante os 180 dias de decomposição.

Table II. Percentual values of the bands obtained from the synchronized spectra ($\Delta\lambda=18\text{nm}$) to fuvic acid (AF) and humic acid (AH) extracted from water, sediment, and soil of Lagoa dos Patos, Mato Grosso do Sul, and mean fluorescence emitted by the organic matter over the macrophytes decomposition period of 180 days.

Substâncias húmicas extraídas	Banda 285-325 nm	Banda 325-470 nm	Banda 470-550 nm
Decomposição da macrófita (C1 até C14)	63,8	28,2	8,1
AF – água (P1)	4,3	68,2	27,5
AF – sedimento (P1)	4,6	77,1	18,3
AF – sedimento (P5)	2,3	64,4	33,3
AF – sedimento (P7)	2,3	58,9	38,9
AF – sedimento (P8)	2,8	65,2	32,0
AF – solo (S2)	0,8	69,5	29,6
AH – sedimento (P1)	0,1	31,4	68,5
AH – sedimento (P4)	0,9	34,3	64,8
AH – sedimento (P5)	2,9	45,5	51,6
AH – sedimento (P7)	1,6	33,8	64,6
AH – sedimento (P8)	1,2	26,1	72,6
AH – solo (S1a)	0,3	25,3	74,4
AH – solo (S1b)	0,5	31,3	68,2
AH – sedimento (P1)	3,0	45,9	51,0

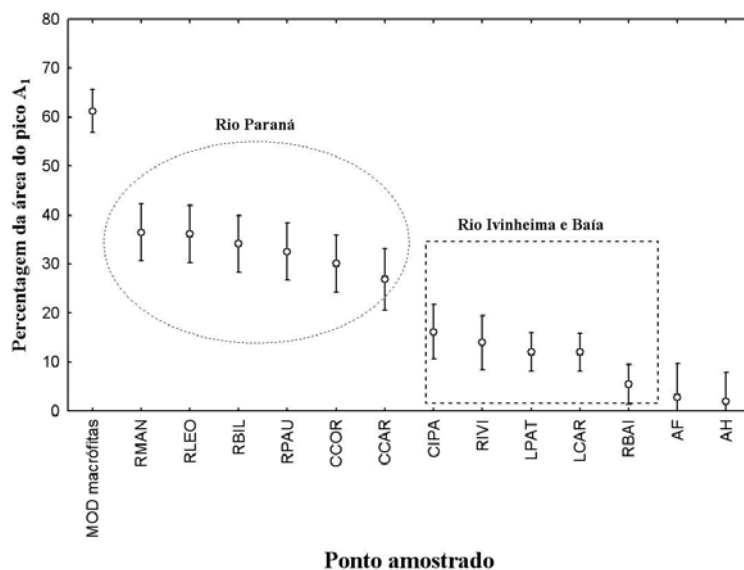


Figura 8. Valores percentuais médios da fração do carbono orgânico dissolvido para a primeira banda de fluorescência emitida para os ambientes: Bilé (RBIL, N=8); ressaco Manezinho (RMAN; N=8); ressaco do Pau Véio (RPAU, N=8); ressaco do Leopoldo (RLEO, N=8); córrego Caracú (CCAR, N=7); canal Cortado (CCOR, N=8); rio Ivinheima (RIVI, N=12); rio Baía (RBAI, N=17); lagoa dos Patos (LPAT, N=24); canal Ivinheima-Patos (CIPA, N=12); lagoa Carão (LCAR, N=18), ácido fúlvico (AF, N=6), ácido húmico (AH, N=8) e MOD proveniente da decomposição de macrófitas aquáticas (MOD macrófitas, N=42).

Figure 8. Percentual values of the dissolved organic carbon fraction of the first fluorescence band emitted from the environments: Bilé (RBIL, N=8); Manezinho glade (RMAN; N=8); Pau Véio glade (RPAU, N=8); Leopoldo glade (RLEO, N=8); Caracú stream (CCAR, N=7); Cortado channel (CCOR, N=8); Ivinheima river (RIVI, N=12); Baía river (RBAI, N=17); Patos lagoon (LPAT, N=24); Ivinheima-Patos channel (CIPA, N=12); Carão lagoon (LCAR, N=18), fulvic acid (AF, N=6), humic acid (AH, N=8) and dissolved organic matter from the decomposition of aquatic macrophytes (MOD macrófitas, N=42).

Pela Figura 8 verifica-se que os ambientes apresentam influência direta do rio a que estão conectados. Os rios Baía e Ivinheima, que apresentam maior quantidade de SHs pedogênica, apresentaram menor banda na região de 298nm. Já os ambientes conectados ao rio Paraná apresentaram maiores valores percentuais para esta banda, indicando assim que o COD apresenta maior proporção de matéria orgânica natural autóctone, principalmente proveniente de macrófitas aquáticas ou plantas do entorno dos ambientes.

CONCLUSÃO

A decomposição de macrófitas aquáticas, por apresentarem diferentes compostos na sua estrutura, apresenta diferentes velocidades de degradação, onde inicialmente foi observada uma maior liberação de nutrientes (formas nitrogenadas e fósforo), com uma diminuição inicial do OD e do pH, que ocorreu até a sexta (C6) ou sétima coleta (C7). Neste mesmo período foi observado um aumento na concentração do COD e do pico S_{298} do espectro sincronizado, indicando assim que foi maior a solubilização (lixiviação)

em relação ao consumo destas substâncias e que o material orgânico liberado inicialmente era lábil.

Após a sétima coleta (C7, 70 dias de decomposição), foi observada diminuição da concentração de COD, do pico S_{298} e das formas de nitrogênio inorgânico e aumento do pH, indicando que nesta fase o consumo de matéria orgânica lábil foi maior que sua lixiviação. Também, após este período foi observado aumento da relação A_{300}/A_{400} , indicando que à medida que o carbono lábil foi consumido, ocorreu um aumento da massa molecular do composto dissolvido, indicando assim aumento da humificação do COD, através da união de moléculas menores, ou, a dissolução de substâncias refratárias de lignina e celulose.

Através da área da banda 1 do espectro sincronizado (região em 298nm de emissão) e dos valores do COD obtido no período de decomposição, foi possível estimar a quantidade matéria orgânica autóctone que existe no COD nos diferentes ambientes da planície de inundação do alto Rio Paraná. Através destes valores foi possível verificar que os ambientes que apresentam maior influência do Rio Paraná apresentam maior proporção de carbono orgânico

autóctone do que os ambientes que sofrem influencia dos Rios Baía e Ivinheima, principalmente pelo fato destes dois últimos não estarem represados. Assim, foi observada a importância da decomposição de macrófitas nos ambientes que sofrem influência do Rio Paraná, que apresentam características de ambientes oligotróficos, pois além da liberação de ortofosfato, liberam carbono orgânico lábil para a cadeia de detritos. Já os ambientes com influência dos Rios Baía e Ivinheima apresentaram predomínio de matéria orgânica alóctone, principalmente substâncias húmicas pedogênicas.

REFERÊNCIAS

- APHA - American Public Health Association, 1998. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 20th ed, AWWA – WPCF, Washington. D.C.
- AIKEN, G. & COTSARIS, E. 1995. Soil and Hydrology: their effect on NOM. *Journal American Water Works Association*, January: 36-45.
- ARTINGER, R.; BUCKAU, G.; GEYER, S.; FRITZ, P.; WOLF, M. & KIM, J. I. 2000. Characterization of groundwater humic substances: influence of sedimentary organic carbon. *Applied Geochemistry*, 15: 97-116.
- AZEVEDO, J.C.R. & NOZAKI, J. 2008. Análise de fluorescência de substâncias húmicas extraídas da água, solo e sedimento da lagoa dos Patos/MS. *Química Nova*, no prelo.
- BERGAMIN, H.; REIS, B.F. & ZAGATTO, A. 1988. A new device for improving sensitivity and stabilization in flow injection analysis. *Analytica Chimica Acta*. **97**: 427-431.
- BIANCHINI JR., I.; PERET, A.M. & CUNHA-SANTINO, M.B. 2006. A mesocosm study of aerobic mineralization of seven aquatic macrophytes. *Aquatic Botany*, 85: 163–167.
- BIANCHINI JR., I. & SANTINO, M.B.C.S. 2006. A decomposição de macrófitas aquáticas. *Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia*, 35(1): 15-17.
- BOULTON, A.J. & BOON, P.I. 1991. A review of methodology used to measure leaf litter decomposition in lotic environments – time to turn over and old leaf. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 42: 1-43.
- BUFFLE, J.; ZALI, O.; ZUMSTEIN, J. & VITRE, R. 1987. Analytical methods for the direct determination of inorganic and organic species: seasonal changes of iron, sulfur, and pedogenic and aquogenic organic constituents in the eutrophic Lake Bret, Switzerland. *Science of the Total Environment*, 64: 41-59.
- CALACE, N.; CAPOLEI, M.; LUCCHESI, M. & PETRONIO, B. M., 1998. The structural composition of humic compounds as indicator of organic carbon sources. *Talanta*, 49:277-284.
- CHEN, J.; GU, B.; LEBOEUF, E.J.; PAN, H. & DAI, S. 2002. Spectroscopic characterization of the structural and functional properties of natural organic matter fractions. *Chemosphere*, 48: 59-68.
- CHEN, J.; LEBOEUF, E.J.; DAI, S. & GU, B. 2003. Fluorescence spectroscopic studies of natural organic matter fractions. *Chemosphere*, 50: 639-647.
- CONTE, P.; SPACCINI, R.; SMEJKALOVÁ, D.; NEBBIOSO, A. & PICCOLO, A. 2007. Spectroscopic and conformational properties of size-fractions separated from a lignite humic acid. *Chemosphere*, 69: 1032-1039.
- ESTEVEZ, F.A. & BARBIERI, R. 1983. Dry weight and chemical changes during decomposition of tropical macrophytes in Lobo reservoir - Sao Paulo, Brazil. *Aquatic Botany*, 16: 285-295.
- FERRARI, G. & MINGAZZINI, M. 1995. Synchronous fluorescence spectra of dissolved organic matter of algal origin in marine coastal waters. *Marine Ecology Progress Series*, 125: 305-315.
- FONG, S. S. & MUERTEDZA, M. 2007. Chemical characterization of humic substances occurring in the peats or Sarawak, Malasya. *Organic Geochemistry*, doi: 10.1016/j.orggeochem.2006.12.010.
- FUENTES, M.; GONZÁLEZ-GAITANO, G. & GARCÍA-MINA, J. M. 2006. The usefulness of UV-visible and fluorescence spectroscopies to study the chemical nature of humic substances from soils and composts. *Organic Geochemistry*, 37: 1949-1959.
- GAUR, S.; SINGHAL, P.K. & HASIJA, S.K. 1992. Relative contributions of bacteria and fungi to Water Hyacinth decomposition. *Aquatic Botany*, 43:1-15.
- GINÉ, M.F., BERGAMIN F., ZAGATTO E.A.G. & REIS, B.F. 1980. Simultaneous determination of nitrate and nitrite by flow injection analysis. *Anal. Chim. Acta*, 114: 191-197.
- GOODSHALK, G.L. & WETZEL, R.G. 1978. Decomposition of aquatic angiosperms, 2: particulate components. *Aquatic Botany*, 5:301-327.
- GOPAL, B. & MASING, V. 1990. Biology and Ecology. Pp 91 - 239. In: D.C. Patten (Ed.), 1990. Wetlands and shallow continental water bodies. Netherlands: SPC Academic Publishing, Vol.1.
- HAUTALA, K.; PEURAVUORI, J. & PIHLAJA, K. 2000. Measurement of aquatic humus content by spectroscopic analyses. *Water Research*, 34 (1): 246-258.
- HELBING, W.; ESTEVES, F.A.; TILZER, M.M. & STABEL, H.H. 1985. Influência dos produtos da decomposição da

- macrófita aquática *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze, na composição química da água da represa do Lobo (Broa-SP). *Acta Limnológica Brasiliensia*, 1: 611-637.
- IHSS - International Humic Substances Society. 2005. Isolation of IHSS Soil Fulvic and Humic Acids. <http://www.ihss.gatech.edu> (acesso em 10 de outubro de 2005).
- JONES, R.I. 1992. The influence of humic substances on lacustrine planktonic food chains. *Hydrobiology*, 229: 73-91.
- KIM, J.G. & REJMANKOVA, E. 2004. Decomposition of macrophytes and dynamics of enzyme activities in subalpine marshes in Lake Tahoe basin, U.S.A.. *Plant and Soil*, 266: 303-313.
- KOROLEFF, K. 1983. Determination of ammonia. In: E. Grasshoff & S. Kremling (eds.). *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie, Weinheim, 150 p.
- KORSHIN, G.V.; LI, C. & BENJAMIN, M.M. 1996. Monitoring the properties of natural organic matter through UV spectroscopy: a consistent theory. *Water Research*, 31: 1787-1795.
- MACKERETH, F.Y.H.; HERON, J.G. & TALLING, J. 1978. Water analysis some revised methods for limnologists. *Freshwater Biol. Assoc.*, 36:1-120.
- MIANO, T.M. & SENESI, M. 1992. Synchronous excitation fluorescence spectroscopy applied to soil humic substances chemistry. *Science of the Total Environment*, 117/118: 41-51.
- MIANO, T.; SPOSITO, G. & MARTIN, J.P. 1990. Fluorescence spectroscopy of model humic acid-tipe polymers. *Geoderma*, 47: 349-359.
- MORGAN, M.A & HODSON, R.E. 1989. Formation and bacterial utilization of dissolved organic-carbon derived from detrital lignocellulose. *Limnology and oceanography*, 34: 1034-1047.
- NEWELL, S.Y., FALLON, R.D. & MILLER, J.D., 1989. Decomposition and microbial dynamics for standing, naturally positioned leaves of the salt-marsh grass *Spartina alterniflora*. *Marine Biology*, 101: 471-481.
- NEWELL, S.Y. 1993. Decomposition of shoots of a salt-marsh grass: methodology and dynamics of microbial assemblages. *Advances in Microbial Ecology*, 13: 301-326.
- OLIVEIRA, J.L.; BOROSKI, M.; AZEVEDO, J.C.R. & NOZAKI, J. 2006. Spectroscopic investigation of humic substances in a tropical lake during a complete hydrological cycle. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 34: 608-617.
- PAGIORO, T.A. & THOMAZ, S.M. 1999. Decomposition of *Eichhornia azurea* from limnologically different environments of the Upper Paraná River floodplain. *Hydrobiologia* 411: 45-51.
- PEURAVUORI J. & PIHLAJA K. 1997. Molecular size distribution and spectroscopic properties of aquatic humic substances. *Analytica Chimica Acta*, 337: 133-149.
- PEURAVUORI, J.; KOIVIKKO, R. & PIHLAJA, K. 2002. Characterization, differentiation and classification of aquatic humic matter separated with different sorbents: synchronous scanning fluorescence spectroscopy. *Water Research*, 36: 4552- 4562.
- PICCOLO, A. 2002. The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding of humus chemistry and implications in soil science. *Advance Agronomy*, 75: 57-134.
- RIVERO, C.; SENESI, N.; PAOLINI, J. & D'ORAZIO, V. 1998. Characteristics of humic acids of some Venezuelan soils. *Geoderma*, 81: 227-239.
- ROTHMAN, E. & BOUCHARD, V. 2007. Regulation of carbon processes by macrophyte species in a great lakes coastal wetland. *Wetlands*, 27: 1134-1143.
- SENESE, N. 1990. Molecular and quantitative aspects of the chemistry of fulvic acid and its interactions with metal ions and organic chemicals. Part II. The fluorescence spectroscopy approach. *Analytica Chimica Acta*, 232: 77-106.
- SHILLA, D.; ASAEDA, T.; FUJINO, T. & SANDERSON, B. 2006. Decomposition of dominant submerged macrophytes: implications for nutrient release in Myall Lake, NSW, Australia. *Wetlands Ecology and Management*, 14: 427-433.
- SOUZA FILHO, E.E. & STEVAUX, J.C. 1997. Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Curutuba, Ivinhemima. Pp. 2-46. In: Vazzoler A.E.A.M., Agostinho A. A. & Hahn, N. S., (eds), A planície de inundação do alto rio Paraná. Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. EDUEM, Nupélia, Maringá, Paraná, 460p.
- STEINBERG, C.E.W. 2003. *Ecology of humic substances in freshwaters: determinants from geochemistry to ecological niches*, Springer Verlag NY. 432p.
- THOMAS, J.D. 1997. The role of dissolved organic matter, particularly free amino acids and humic substances, in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 38: 1-36.
- THOMAZ, S.M.; ROCHA, R.R.A.; PAGIORO, T.A.; ROBERTO, M.C.; CARVALHO, S.B.; NAKAMURA, A.K.S.; CARVALHO, P.; BARCEL, P.S C. & TAKA, M. 2001. Variação espacial e temporal de fatores limnológicos. Pp. 2-6. In: A.A. Agostinho, S.M. Thomaz, K. Nakatani (eds.), Relatório anual. A planície de inundação do alto rio Paraná. Site 6 – PELD/CNPq. Nupélia, PEA, Maringá.
- THOMAZ, S.M.; PAGIORO, T.A.; BINI, L.M.; ROBERTO M.C. & ROCHA, R.R.A. 2004. Limnological Characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. Pp. 75-102. In: S.M. Thomaz, A.A. Agostinho, N.S. Hahn, (eds.), The Upper Paraná River and its Floodplain. Backhuys Publishers, Leiden. 393p.
- WEBSTER, J.R. & BENFIELD, E.F. 1986. Vascular plant

- breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17: 567-94.
- WETZEL, R.G., 1969. Excretion of dissolved organic compounds by aquatic macrophytes. *Bioscience*, 19:539-540.
- WETZEL, R.G. 1992. Gradient-dominated ecosystems – sources and regulatory function of dissolved organic-matter in freshwater ecosystems. *Hydrobiologia* 229:181-198.
- WETZEL, R.G.; HATCHER, P.G. & BIANCHI, T.S. 1995. Natural photolysis by ultraviolet irradiance of recalcitrant dissolved organic matter to simple substrates for rapid bacterial metabolism. *Limnology and Oceanography*, 40: 1369-1380
- XIE, Y.H., YU, D. & REN, B. 2004. Effects of nitrogen and phosphorus availability on the decomposition of aquatic plants. *Aquatic Botany*, 80 (1): 29-37.

Submetido em 31/05/2008.

Aceito em 28/07/2008.