



Estudos integrados em ecossistema. Estação Ecológica de Jataí

Organizado por:

José Eduardo dos Santos, José Salatiel Rodrigues Pires, Luiz Eduardo Moschini.

São Carlos : EdUFSCar, 2006. 4 volume.

ISBN: 85-7600-083-0

Palavras Chave: 1. Ecossistema. 2. Estação Ecológica de Jataí (SP). I. Título.

Consumos de oxigênio das mineralizações de lixiviados de *Salvinia auriculata* e de *Utricularia breviscapa* da Lagoa do Óleo

Panhota, R. S.,¹ Cunha-Santino, M. B.² & Bianchini Jr., I.^{1,2}

Abstract – Oxygen uptake from mineralization of *Salvinia auriculata* and *Utricularia breviscapa* leachates from Óleo Lake – Considering the relevance of aquatic macrophytes to the energy flow and nutrients cycling in the oxbow lakes of Mogi-Guaçu River floodplain, this work aimed to relate the aspects of leachate mineralization of two species of aquatic macrophytes (*Salvinia auriculata* and *Utricularia breviscapa*) from Óleo Lake. In order to performance the experiments, leachates were extracted from both species, and mineralization chambers were set up (leachate and lagoon water) and incubated at different temperatures (15°C, 20°C, 25°C and 30°C) and aerobic conditions. The oxygen uptake was monitored during 60 days and initial and final concentrations of organic carbon of each mineralization chamber were determined. The data were used to determine the kinetics of consumption of oxygen and the global stoichiometry between consumed oxygen and mineralized organic carbon. The deoxygenation coefficients (k_D) of *S. auriculata* leachate were higher than *U. breviscapa*, indicating that *S. auriculata* leachate should be mineralized quickly than the *U. breviscapa*. The higher k_D and amount of mineralized organic carbon occurred at 25°C, indicating that mesophilic metabolism predominated. The temperature variation influenced much more the k_D from *S. auriculata* leachate ($Q_{10} = 1.33$) than *U. breviscapa* ($Q_{10} = 1.08$), however, the temperature seems to not influence the maximum amounts of consumed oxygen.

Keywords: aquatic macrophytes; mineralization; aerobic conditions; oxygen uptake; leachate; kinetics.

Resumo – Considerando a importância das macrófitas aquáticas no fluxo de energia e ciclagem de nutrientes das lagoas marginais do Rio Mogi-Guaçu, foram investigados aspectos relacionados à decomposição dos lixiviados de duas espécies de macrófitas aquáticas (*Salvinia auriculata* e *Utricularia breviscapa*) que ocorrem na Lagoa do Óleo. Com os lixiviados foram preparadas câmaras de decomposição (lixiviado + água da lagoa) em quatro temperaturas (15°C, 20°C, 25°C e 30°C), sob condições aeróbias. O consumo de oxigênio foi monitorado por 60 dias, e as concentrações iniciais e finais de carbono orgânico foram determinadas, bem como as cinéticas de consumo de oxigênio e as proporções entre o oxigênio e o carbono

1 PPG-ERN/UFSCar. e-mail: <prafasp@iris.ufscar.br>.

2 Departamento de Hidrobiologia/UFSCar. e-mails: <pmbc@iris.ufscar.br; irineu@power.ufscar.br>.

orgânico consumidos. Os resultados mostraram que nas temperaturas selecionadas os coeficientes de desoxigenação da degradação dos lixiviados de *S. auriculata* apresentaram valores mais elevados comparativamente com os verificados na mineralização dos lixiviados de *U. breviscapa*, indicando que na Lagoa do Óleo os lixiviados da *S. auriculata* devem ser mineralizados mais rapidamente que os da *U. breviscapa*. Para os dois tipos de lixiviados, os maiores coeficientes de desoxigenação e as maiores quantidades de carbono orgânico mineralizado ocorreram a uma temperatura de 25°C. A variação de temperatura influenciou mais as velocidades dos processos envolvidos na degradação dos lixiviados de *S. auriculata* ($Q_{10} = 1,33$) do que os relacionados com a degradação dos lixiviados de *U. breviscapa* ($Q_{10} = 1,08$). Em relação à quantidade de oxigênio consumido, não se observou influência da temperatura.

Palavras-chave: *macrófitas aquáticas; mineralização; condições aeróbias; consumo de oxigênio; lixiviados; cinéticas.*

Introdução

Nas regiões tropicais, freqüentemente os ecossistemas aquáticos lênticos apresentam condições favoráveis ao desenvolvimento das macrófitas aquáticas o ano todo (CAMARGO & ESTEVES, 1995). Nesses ambientes, tais vegetais podem chegar a representar até 95% do total da biomassa, o que determina que muitas redes tróficas têm seu início subsidiado nesses organismos, particularmente em seus detritos (POMPÊO & MOSCHINI-CARLOS, 2003). As taxas de crescimento das plantas aquáticas variam principalmente em função: 1) das condições climáticas; 2) das concentrações de nutrientes; 3) dos espaços livres entre as plantas; e 4) das condições de mistura e turbulência. Portanto, o elevado potencial de crescimento desses vegetais, aliado às altas temperaturas e às condições nutricionais favoráveis (comuns em vários ecossistemas aquáticos brasileiros), indica a relevância das macrófitas aquáticas como fonte de detritos (BIANCHINI JR., 2003). Nesse contexto, em virtude de sua abundância, as macrófitas aquáticas desempenham papel fundamental na estrutura e no metabolismo das lagoas marginais do Rio Mogi-Guaçu (GÜNTZEL et al., 2000; WISNIEWSKI et al., 2000).

Nos ambientes aquáticos, os detritos são encontrados sob duas formas, como matéria orgânica dissolvida (MOD) e como matéria orgânica particulada (MOP). Relações entre MOD e MOP da ordem de 6 a 10:1 têm sido usualmente constatadas (WETZEL, 1990). De modo geral, a MOD caracteriza-se por possuir duas frações: uma lábil, de fácil degradação, constituída por compostos orgânicos simples e com grande conteúdo energético, e outra refratária, de difícil degradação, que contém compostos orgânicos complexos, como, por exemplo, os compostos húmicos (MANN & WETZEL, 1996). A maior parte dos detritos vegetais se constitui de estruturas ricas em celulose e lignina. No caso específico das macrófitas aquáticas, os compostos estruturais respondem por aproximadamente 70% dos detritos, o restante refere-se às frações protoplasmáticas e aos compostos que se dissolvem com facilidade (BIANCHINI JR., 1999). Os metabolismos desses componentes podem ocorrer por diferentes rotas, gerando compostos distintos. Para as vias metabólicas que utilizam NADH_2 e/ou FADH_2 como aceptores de hidrogênio e elétrons, há consumos de oxigênio ou de outros agentes oxidantes (por exemplo, enxofre) para que ocorram as regenerações do NAD^+ e/ou do FAD^+ e as conseqüentes formações de ATP (LEHNINGER et al., 1993). Além dos compostos citados, os detritos são formados por muitos outros, como proteínas, polissacarídeos, compostos fenólicos, que resultam, pelas

rotas catabólicas, na formação de diversos intermediários. Desse modo, as mineralizações das frações lábeis podem gerar pressões intensas e de curto prazo sobre a disponibilidade de oxigênio do meio; enquanto as das frações estruturais, em geral, geram demandas de oxigênio de baixa intensidade e de longo prazo (CUNHA & BIANCHINI JR., 1998).

No geral, a decomposição das macrófitas aquáticas é estabelecida por dois eventos: a lixiviação (dissolução de compostos hidrossolúveis, como açúcares simples, proteínas e nutrientes; BASTARDO, 1981), que produz quantidades apreciáveis de MOD durante as primeiras etapas do processo, e a degradação de componentes estruturais (por exemplo, lignina, hemicelulose e celulose), regida por uma série de reações enzimáticas responsáveis pela conversão dos compostos orgânicos complexos. Esta fase é mais lenta e libera moléculas menores, que podem ser assimiladas por microrganismos. Esses processos dependem, basicamente: das populações dos organismos associados, das variáveis físicas e químicas do meio (por exemplo, temperatura, nutrientes, pH, salinidade e concentração de oxigênio dissolvido), da qualidade do detrito (composição química) e do tamanho das partículas (BIANCHINI JR., 2003). Dependendo das condições ambientais e dos tipos de organismos envolvidos, os produtos formados no catabolismo podem ser orgânicos. Dessa forma, os detritos podem ser ressintetizados, incorporados às estruturas celulares dos organismos envolvidos com a decomposição e/ou convertidos em compostos orgânicos não celulares, tais como os produtos de excreção e as substâncias húmicas (WETZEL, 1983), processos estes denominados imobilização. Por outro lado, partes dos detritos podem ser convertidas em moléculas inorgânicas (por exemplo, CO_2 , NH_4^+ , NO_3^- , H_2S e PO_4^{3-}), concluindo o processo de mineralização. Portanto, a dinâmica do fluxo de energia e das velocidades com que os nutrientes são ciclados e acumulados dependem, basicamente, dos balanços entre os processos de imobilização e mineralização.

Além de se constituírem como os principais agentes de utilização e modificação dos detritos, os microrganismos heterotróficos desempenham, por meio do *elo microbiano* (POMEROY & WIEBE, 1988), um importante papel na ligação trófica entre os detritos e os organismos. Uma vez imobilizados na forma de MOP (como biomassa de microrganismos), pela predação, os detritos podem ser indiretamente utilizados por organismos estabelecidos nos níveis tróficos superiores, tais como: cladóceros (JÜRGENS, 1994), protozoários e invertebrados filtradores (EDWARDS, 1987). Basicamente, o papel do *elo microbiano* está associado a dois processos: a regeneração de nutrientes (FENCHEL, 1987; POMEROY et al., 1988) e a transferência de carbono dos detritos para outros níveis tróficos (POMEROY, 1974; AZAM et al., 1983).

Considerando a importância das macrófitas aquáticas na dinâmica dos processos de ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia das lagoas marginais presentes nas planícies de inundação (GÜNTZEL et al., 2000; WISNIEWSKI et al., 2000), este estudo contemplou a descrição de eventos relacionados com a primeira fase da decomposição; enfatizou-se a mineralização aeróbia (em quatro temperaturas) dos *lixiviados* de duas espécies de macrófitas aquáticas que incidem na Lagoa do Óleo.

Materiais e Métodos

Área de estudo

A Lagoa do Óleo (21°36'S e 47°49'W; Figura 1) é uma das lagoas marginais da planície de inundação do Rio Mogi-Guaçu e está situada no trecho pertencente a uma unidade de con-

servação ambiental do Estado de São Paulo (Estação Ecológica de Jataí; município de Luiz Antônio, SP). Essa lagoa está inserida na zona principal de inundação, não apresentando ligação direta com o rio, sendo considerada um sistema de infiltração (FERREIRA et al., 2000). Possui área de 17.400 m² e perímetro de 1.522 m; sua profundidade varia de 3 (seca) a 5 m (cheia) e tem largura máxima e comprimento máximo respectivamente de 50 m e 678 m.



Figura 1 Vista aérea da Lagoa do Óleo, Estação Ecológica de Jataí – Luiz Antônio, SP (Acervo: LAPA/Dhb/UFSCar).

Grande extensão da região litorânea da Lagoa do Óleo é colonizada por macrófitas aquáticas. Os principais gêneros encontrados são: *Utricularia*, *Salvinia*, *Egeria*, *Eichhornia*, *Ceratophyllum*, *Cyperus*, *Ludwigia*, *Scirpus*, *Ricciocarpus*, *Cabomba* (CUNHA-SANTINO, 2003). Para as obtenções dos lixiviados, as plantas utilizadas neste estudo (*Salvinia auriculata* Séguier e *Utricularia breviscapa* Wright ex Griseb) foram adquiridas em nove coletas, realizadas entre 2000 e 2002. Depois de coletadas, as plantas foram levadas para o laboratório, onde foram novamente lavadas para remoção dos materiais aderidos e, em seguida, foram secas em estufa (50°C) até peso constante.

As amostras de água utilizadas no experimento foram coletadas (24/3/2004) na região limnética da lagoa com garrafa de Van Dorn, em três profundidades (superfície, meio e fundo). Depois de obtidas, as amostras de água foram misturadas e filtradas em lâ de vidro (para remoção de material particulado grosseiro) e acondicionadas em frascos de polietileno para o transporte até o laboratório.

Obtenção da MOD (Lixiviado)

Para obter os lixiviados, foram realizadas extrações aquosas a frio (4°C), com duração de 24 horas (MØLLER et al., 1999). As extrações consistiram em adições de 10 g (PS) de fragmentos íntegros (previamente esterilizados) das plantas em 1,0 L de água (destilada e esterilizada). As esterilizações dos fragmentos das plantas (previamente secos, triturados e embalados em papel alumínio) e das amostras de água destilada foram realizadas com autoclave durante 15 min, 1,0 atm e 121°C (WARD & JOHNSON, 1996). Após as extrações, as frações particuladas foram separadas das dis-

solvidas por centrifugação (1 h; 2.191 g). Em seguida, as soluções de MOD foram filtradas em membrana de éster de celulose (trama de 0,45 µm; Millipore), previamente lavadas com 100 ml de água destilada.

Consumos de oxigênio e de carbono orgânico

Para as avaliações dos consumos de oxigênio dissolvido (OD) foram preparadas (25/3/2004), para cada temperatura (15°C, 20°C, 25°C e 30°C), duas câmaras de mineralização contendo lixiviados e alíquotas de água da Lagoa do Óleo. Também foram preparadas câmaras para controle (contendo apenas água da lagoa, n = 2). O número de frascos e os procedimentos empregados no preparo do experimento foram adotados de acordo com as recomendações sugeridas por Bianchini Jr. et al. (2003).

Após as adições dos lixiviados, as soluções foram aeradas (borbulhamento com ar comprimido; 1 hora) para elevar as concentrações de OD à saturação. Em seguida, as concentrações iniciais de oxigênio dissolvido foram determinadas com oxímetro (YSI modelo 58; Yellow Spring Instruments; precisão: 0,03 mg L⁻¹). Com analisador de carbono (TOC Analyzer Shimadzu, mod. 5.000A), foram determinadas as concentrações iniciais de carbono orgânico total (COT_i). Após as quantificações, os frascos foram mantidos fechados, nas temperaturas selecionadas e no escuro. Periodicamente, até constatadas as estabilizações dos consumos, as concentrações de OD foram registradas. Depois de efetuadas as determinações, os frascos foram mantidos fechados para evitar os processos de difusão de oxigênio atmosférico. Quando as concentrações de OD aproximaram-se de 2,0 mg L⁻¹, as incubações foram novamente oxigenadas até que as concentrações atingissem o valor de saturação; esse procedimento foi adotado para evitar as ocorrências dos processos degradativos anaeróbios. No final do experimento (60 dias), as concentrações de carbono orgânico total (COT_f) foram novamente determinadas com analisador específico (TOC Analyzer Shimadzu, mod. 5.000A).

Considerando que os mecanismos de consumo de oxigênio estejam relacionados às oxidações dos detritos e admitindo que tais processos possam ser representados por reações cinéticas de primeira ordem (ANTONIO, 1992; JØRGENSEN, 1994), para as determinações dos coeficientes globais de oxigênio consumido (OC), as variações das concentrações de OC (acumulados) foram ajustadas a um modelo cinético de primeira ordem (BIANCHINI JR., 1999), representado pela Equação 1 (LEVENSPIEL, 1986). Os ajustes cinéticos de OC foram realizados por regressão não linear (algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt) (PRESS et al., 1993).

$$OC = OC_{\text{máx}} \left(1 - e^{-k_D t} \right) \quad (1)$$

em que: OC = valores acumulados das concentrações de oxigênio consumido (mg L⁻¹); OC_{máx} = quantidade máxima de oxigênio consumido (mg L⁻¹); k_D = coeficiente de desoxigenação (dia⁻¹); t = tempo (dia).

As estimativas das relações estequiométricas (quantidade de oxigênio consumido pela quantidade de carbono oxidado) foram calculadas com base nas razões entre os valores de consumo global de oxigênio (OC_{máx}) e de carbono orgânico mineralizado (COM = COT_f - COT_i). O tempo de meia-vida do processo de decomposição (t_{1/2}) de cada lixiviado e em cada temperatura foi calculado de acordo com a Equação 2.

$$t_{1/2} = \frac{\ln 0,5}{-k_D} \quad (2)$$

A temperatura é considerada uma das principais condicionantes nas reações de mineralização; nesse contexto, admite-se que os incrementos nos valores dos coeficientes de reação sejam proporcionais aos incrementos de temperatura. O Q_{10} (proporção entre taxa de reação sob incrementos de 10°C) é um parâmetro normalmente utilizado para expressar essa relação (Equação 3) (USEPA, 1985).

$$Q_{10} = \left(\frac{k_2}{k_1} \right)^{\left(\frac{10}{T_2 - T_1} \right)} \quad (3)$$

em que: Q_{10} = relação entre os coeficientes de reação (neste caso k_D) sob incrementos de 10°C, calculada em função de temperaturas selecionadas; k_1 = coeficiente de reação na temperatura 1 (T_1); k_2 = coeficiente de reação na temperatura 2 (T_2).

Resultados e Discussão

Os ajustes cinéticos dos consumos acumulados de oxigênio nas mineralizações dos lixiviados de *S. auriculata* nas quatro temperaturas são apresentados na Figura 2. Os valores dos parâmetros cinéticos obtidos dos ajustes estão relacionados na Tabela 1. De acordo com os valores elevados dos coeficientes de determinação (r^2), observa-se que o modelo cinético escolhido foi adequado para descrever os consumos de oxigênio.

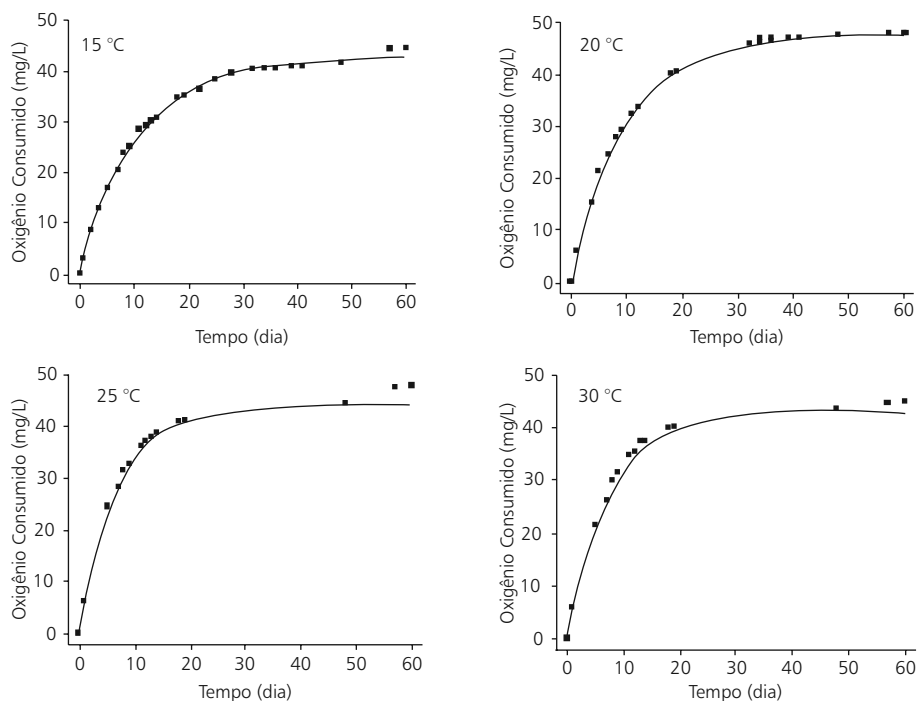


Figura 2 Ajustes cinéticos dos consumos de oxigênio da decomposição dos lixiviados de *Salvinia auriculata*.

Da parametrização do modelo (Equação 1) foi possível verificar que os coeficientes de desoxigenação (k_D) variaram entre 0,093 e 0,144 dia^{-1} e aumentaram na faixa compreendida entre 15°C e 25°C; além disso, na temperatura de 30°C, o valor de k_D apresentou pequeno decréscimo (0,134 dia^{-1}). No entanto, as proporções (relação estequiométrica OC/COM) entre as quantidades máximas de oxigênio consumido ($\text{OC}_{\text{máx}}$) e de carbono orgânico mineralizado foram próximas (variaram entre 2,00 e 2,05) nas quatro temperaturas; esse resultado sugere que, apesar das diferenças nas velocidades de reação, os processos bioquímicos (rotas metabólicas utilizadas pelos microrganismos) envolvidos nas mineralizações foram similares. Nesse contexto, os valores estequiométricos constituem-se como uma via indireta de observação das rotas metabólicas adotadas (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2003a).

Tabela 1 Parametrização do modelo cinético (Equação 1) e balanços de carbono orgânico das incubações com lixiviados de *S. auriculata* e *U. breviscapa*; COT_i : concentração inicial de carbono orgânico; COT_f : concentração final de carbono orgânico; COM: quantidade de carbono orgânico mineralizado; OC/COM: relação estequiométrica entre oxigênio consumido e carbono mineralizado.

Lixiviados de <i>Salvinia auriculata</i>								
	15°C		20°C		25°C		30°C	
	Erro		Erro		Erro		Erro	
k _D (dia ⁻¹)	0,093	0,002	0,103	0,003	0,144	0,008	0,134	0,008
OC _{máx} (mg L ⁻¹)	42,79	0,37	47,15	0,37	43,98	0,65	42,96	0,69
r ²	0,99		0,99		0,98		0,98	
COT _i (mg L ⁻¹)	25,40		25,40		25,40		25,40	
COT _f (mg L ⁻¹)	3,19		2,09		1,76		3,14	
COM (mg L ⁻¹)	22,21		23,32		23,64		22,26	
OC/COM	2,029		2,051		2,017		1,999	
Lixiviados de <i>Utricularia breviscapa</i>								
	15°C		20°C		25°C		30°C	
	Erro		Erro		Erro		Erro	
k _D (dia ⁻¹)	0,057	0,002	0,072	0,003	0,077	0,004	0,064	0,004
OC _{máx} (mg L ⁻¹)	105,11	1,89	97,35	1,55	88,86	1,62	105,71	2,56
r ²	0,99		0,99		0,99		0,98	
COT _i (mg L ⁻¹)	56,76		56,76		56,76		56,76	
COT _f (mg L ⁻¹)	8,44		7,14		5,15		5,70	
COM (mg L ⁻¹)	48,32		49,62		51,61		51,06	
OC/COM	2,123		1,822		1,890		2,043	

As predominâncias e as especificidades das rotas catabólicas decorrem, em última análise, da disponibilidade de oxigênio. As mineralizações aeróbias geram produtos finais mais estáveis e tendem a transferir mais carbono para os processos de crescimento dos microrganismos (DAVIS & CORNWELL, 1991). No entanto, outras condicionantes também podem alterar os coeficientes respiratórios dos processos metabólicos (por exemplo, presença de: aceptores alternativos de elétrons, compostos alifáticos e aminoácidos) e gerar interferências na degradação das substâncias orgânicas e na disponibilidade de oxigênio dissolvido (DILLY, 2001).

Os rendimentos finais dos processos de mineralização dos lixiviados de *S. auriculata* mostraram-se próximos nas quatro temperaturas selecionadas (Tabela 1); 15°C: 87,46%; 20°C: 91,76%; 25°C: 93,06% e 30°C: 87,63%. Portanto, na faixa de temperatura adotada (15°C -30°C), o lixiviado de *S. auriculata* mostrou-se, em sua maior parte, de fácil degradação, principalmente nas temperaturas de 20°C e 25°C, nas quais foram obtidos os menores valores de carbono orgânico remanescente e os maiores coeficientes de desoxigenação. Esses eventos também podem ser avaliados com base nos valores de tempo de meia-vida obtidos (Tabela 1), que variaram de 7,5 (15°C) a 5,2 dias (30°C).

Na Figura 3 são apresentados os ajustes cinéticos de consumo de oxigênio na mineralização dos lixiviados de *U. breviscapa* nas temperaturas selecionadas; os valores dos parâmetros cinéticos obtidos dos ajustes são relacionados na Tabela 1. Conforme verificado na mineralização dos lixiviados de *S. auriculata*, observou-se que os valores de k_d aumentaram com o incremento da temperatura até 25°C; o valor desse parâmetro também apresentou pequeno decréscimo a 30°C. Porém, na mineralização dos lixiviados de *U. breviscapa*, os coeficientes de desoxigenação foram menores, variaram entre 0,057 (15°C) e 0,077 dia⁻¹ (25°C). As relações estequiométricas (OC/COM) também se mostraram próximas nas quatro temperaturas (variaram entre 1,82 e 2,12), sugerindo que, conforme já mencionado, apesar das diferenças nas velocidades de reação, os processos bioquímicos que ocorreram nas incubações sob diferentes temperaturas foram similares.

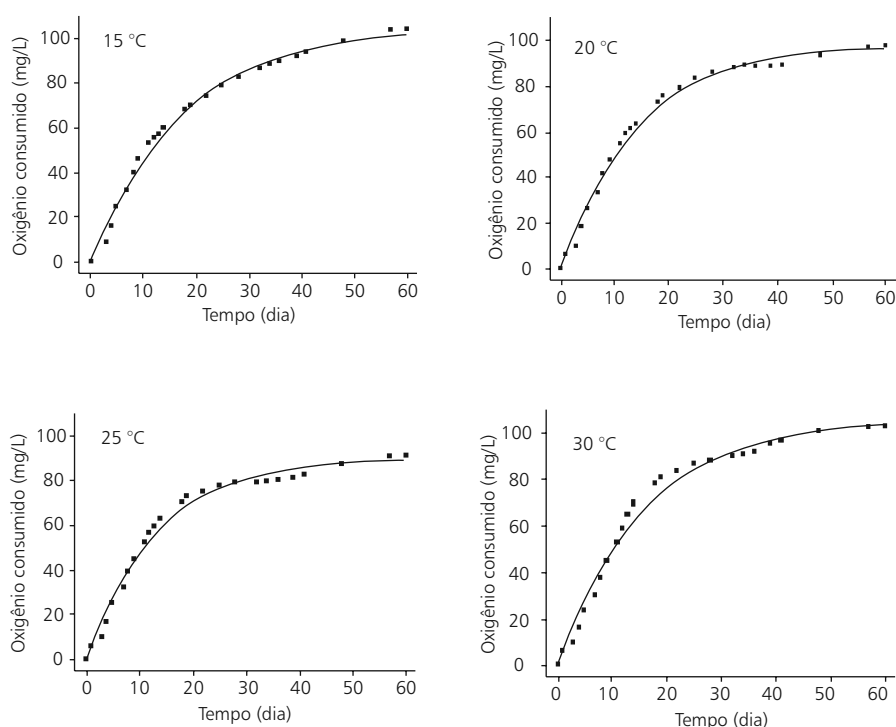


Figura 3 Ajustes cinéticos dos consumos de oxigênio da decomposição dos lixiviados de *Utricularia breviscapa*.

Na degradação aeróbia dos lixiviados de *U. breviscapa*, os rendimentos globais de carbono inorgânico (mineralizado) e carbono orgânico remanescentes foram próximos: 85,13% e 14,87% (15°C); 87,42% e 12,58% (20°C); 90,93% e 9,07% (25°C); 89,95% e 10,05% (30°C), respectivamente. Da mesma forma que o verificado na mineralização dos lixiviados de *S. auriculata*, a fração lábil dos lixiviados de *U. breviscapa* mostrou-se predominante independentemente da temperatura de incubação. Analisando somente o aspecto quantitativo, observou-se que as degradações diferiram apenas no que se referiu às velocidades dos processos, como mostra o tempo de meia-vida nas quatro temperaturas: a 15°C, $t_{1/2}$ = 12,2 dias; a 20°C, $t_{1/2}$ = 9,6 dias; a 25°C, $t_{1/2}$ = 9,0 dias; e a 30°C, 10,8 dias (Tabela 1). Em relação ao rendimento de mineralização, os valores encontrados por Peret & Bianchini Jr. (2004) variaram de 76% (*U. breviscapa*) a 93% (*Eichhornia azurea*); no presente estudo, em média, esses rendimentos encontraram-se dentro dessa mesma ordem de grandeza (87%: *S. auriculata* a 15°C a 93%: *U. breviscapa* a 25°C). Os elevados rendimentos de mineralização sugerem que a natureza química dos lixiviados seja formada basicamente por compostos lábeis, pois em 60 dias mais de 85% do carbono presente foi consumido. Nesse contexto, é possível, ainda, que tais rendimentos tenham sido subestimados em virtude da formação de microrganismos e de compostos húmicos que muito provavelmente contribuíram para os acréscimos das concentrações de COT_f .

No geral, as variações temporais dos consumos de oxigênio foram similares às obtidas em experimentos semelhantes de longo prazo (ANTONIO et al., 1999; BORSUK & STOW, 2000). No início, os consumos apresentaram tendência para serem acentuados. Depois, foram verificados decréscimos graduais nas taxas de utilização do oxigênio. Considerando que os lixiviados sejam recursos heterogêneos (MANN & WETZEL, 1996), admite-se que no início tenham predominado as oxidações das frações lábeis, que normalmente geram demandas elevadas de oxigênio. As oxidações de compostos nitrogenados (por exemplo, nitrificação) podem ter contribuído também para os consumos a partir da segunda semana (USEPA, 1985). Por outro lado, supõe-se que as reduções das taxas de consumos de oxigênio basicamente estiveram relacionadas com as mineralizações das frações refratárias. No entanto, interferências de alguns processos podem ter ocorrido, entre eles, citam-se: 1) a foto-oxidação de compostos húmicos (COOPER et al., 1989); 2) a hidroxilação de compostos orgânicos aromáticos (DAGLEY, 1986); 3) a agitação mecânica para a homogeneização da amostra (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2003b); e 4) as reações químicas e bioquímicas que contribuem para a formação de peróxido de hidrogênio (MOFFETT & ZIKA, 1987), por exemplo, a degradação de aminoácido (ROSE, 1976).

Um estudo de mineralização aeróbia (a 20°C) que utilizou lixiviados de sete espécies de macrófitas aquáticas da Lagoa do Óleo registrou os seguintes valores para $\text{OC}_{\text{máx}}$: *Cabomba piauhyensis* = 1,28 mg O_2 por mg C; *Cyperus giganteus* = 1,00 mg O_2 por mg C; *Egeria najas* = 1,03 mg O_2 por mg C; *Eichhornia azurea* = 1,07 mg O_2 por mg C; *Scirpus cubensis* = 1,12 mg O_2 por mg C; *Salvinia auriculata* = 1,24 mg O_2 por mg C; e *Utricularia breviscapa* = 1,08 mg O_2 por mg C (PERET & BIANCHINI JR., 2004). Comparando esses resultados com os obtidos no presente estudo, para os lixiviados de *S. auriculata* e de *U. breviscapa*, os $\text{OC}_{\text{máx}}$ foram em média 1,5 vezes mais elevados (*S. auriculata* = 1,86 mg O_2 por mg C; e *U. breviscapa* = 1,72 mg O_2 por mg C) que os anotados por Peret & Bianchini Jr. (2004). Provavelmente esses resultados reflitam as diferenças na comunidade de microrganismos e na composição química das amostras da água da Lagoa do Óleo (usada como inóculo), uma vez que esses experimentos foram realizados em épocas distintas.

Experimentos dessa mesma natureza, realizados com amostras de água do reservatório do Monjolinho (22°00'S e 47°54'W; município de São Carlos, SP), que utilizaram amostras de carboidratos, polifenóis (ácido tânico) e aminoácidos, registraram os seguintes $OC_{máx}$: glicose: 2,79 mg O_2 por mg C; sacarose: 2,47 mg O_2 por mg C; amido: 0,96 mg O_2 por mg C; lisina: 0,93 mg O_2 por mg C; glicina: 0,86 mg O_2 por mg C; e ácido tânico: 0,17 mg O_2 por mg C (CUNHA-SANTINO, 2003). Estudo sobre a capacidade heterotrófica do reservatório de Barra Bonita (22°29'S e 48°34'W, entre os municípios de Barra Bonita e Igarapu, SP), realizado com incubações de amostras de água do reservatório e glicose, indicou que os $OC_{máx}$ foram: 1,19 (mês de fevereiro; PANHOTA, 2003), 1,20 (mês de fevereiro; ANTONIO, 2004), 1,24 (mês de julho; PANHOTA, 2003) e 2,7 mg O_2 por mg C (mês de julho; PANHOTA, 2003). Comparando esses resultados (estequiométricos) com os obtidos na mineralização dos lixiviados de *S. auriculata* e de *U. breviscapa*, supõe-se que estes sejam predominantemente formados por açúcares.

Comparando os coeficientes de desoxigenação obtidos das mineralizações dos dois tipos de lixiviados, verificou-se que os k_D da mineralização da MOD de *S. auriculata* (média: 0,1185 dia⁻¹) foram superiores aos da *U. breviscapa* (média: 0,0676 dia⁻¹), para todas as temperaturas. A 15°C foi 1,6 vez maior; a 20°C foi 1,4 vez maior; a 25°C foi 1,9 vez maior; e a 30°C foi 2,1 vezes maior. O valor médio de k_D obtido por Peret & Bianchini Jr. (2004) foi 0,041 dia⁻¹ (DP = 0,008 dia⁻¹; n = 7), sendo que para a mineralização do lixiviado de *S. auriculata* o valor de k_D foi 0,037 dia⁻¹ e o de *U. breviscapa* foi de 0,034 dia⁻¹. Esses valores foram mais baixos que os obtidos no presente estudo.

A alteração da temperatura influenciou mais acentuadamente os valores dos coeficientes de consumo de oxigênio das mineralizações dos lixiviados de *S. auriculata* ($Q_{10} = 1,33$) comparativamente aos de *U. breviscapa*, que definiram $Q_{10} = 1,08$ (Figura 4). É possível que essas diferenças nos valores de Q_{10} decorram de alterações nas populações dos microrganismos, em função de cada tipo de lixiviado. Observou-se, também, que a temperatura praticamente não influenciou na quantidade máxima de oxigênio consumido ($OC_{máx}$) dos processos, em oposição ao verificado por Cunha-Santino (2003). Com base em experimentos de decomposição de *U. breviscapa* com inóculos da Lagoa do Óleo, a autora observou que com o incremento da temperatura houve aumento nas quantidades de oxigênio consumido e não nos valores dos coeficientes de desoxigenação (k_D).

Pacobahyba (2002), analisando a mineralização aeróbia de recursos provenientes da microalga *Staurastrum iversenii* (células íntegras, células rompidas e polissacarídeos excretados de alta e baixa massa molecular), também observou uma tendência de incremento dos valores de $OC_{máx}$ com o aumento da temperatura. Nesses estudos realizados com detritos de *U. breviscapa* e de *S. iversenii*, foi observada a mesma tendência de redução dos valores de k_D com o aumento da temperatura, embora as variações tenham sido muito pequenas. Em geral, os valores de $OC_{máx}$ e os de k_D variam em função das origens e dos lotes dos detritos (por exemplo, composição química e estrutura), das comunidades de microrganismos, das concentrações de nutrientes e da temperatura (BIANCHINI JR., 2003).

Segundo Kätterer et al. (1998), valores de Q_{10} são próximos de dois na faixa de temperatura compreendida entre 5°C e 35°C. Esses valores (próximos de dois) são utilizados frequentemente nas simulações que tratam de processos de ciclagem em ecossistemas. Entretanto, quando se trata de substratos individuais, o valor de Q_{10} pode se distanciar muito de dois, pois o efeito da temperatura ótima pode ser diferente entre os organismos de uma comuni-

dade. Estudos que trataram da decomposição de folhas de *Phragmites communis* mostraram que o consumo de oxigênio se correlacionou significativamente com a temperatura; o Q_{10} (10°C-20°C) variou de 1,8 a 2,3 (ANDERSEN, 1978). Experimentos de consumo de oxigênio em ambientes aquáticos mencionados por USEPA (1985) registraram valores de Q_{10} que variaram de 1,22 a 4,05. Nessa compilação, sugere-se que valores de Q_{10} em torno de 1,58 ocorrem, em geral, somente para temperaturas entre 20°C e 30°C, sendo observados valores mais elevados para processos que se desenvolvem em temperaturas mais baixas.

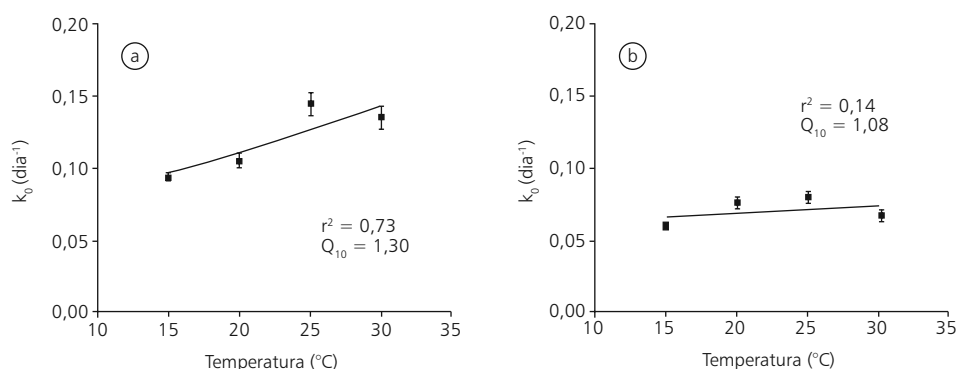


Figura 4 Variações dos coeficientes de consumo de oxigênio em função da temperatura nas mineralizações dos lixiviados de *Salvinia auriculata* (a) e *Utricularia breviscapa* (b).

De acordo com os coeficientes de desoxigenação, pôde-se verificar que os lixiviados provenientes da *S. auriculata* foram utilizados mais rapidamente e sofreram maior influência da temperatura. Esses eventos podem estar relacionados à diferença de qualidade do detrito em conjunto com a comunidade de microrganismos selecionados em cada tipo de incubação (diversidade, adaptabilidade, versatilidade fisiológica, densidade). Contudo, em termos de rendimento global, os processos de decomposição dos lixiviados foram muito próximos nas quatro temperaturas, em média 89,98% de carbono orgânico mineralizado para *S. auriculata* e 88,36% para *U. breviscapa*. Esse fato também pode ser verificado comparando os valores das relações estequiométricas obtidas, que se apresentaram próximas, indicando que provavelmente as mesmas rotas metabólicas foram utilizadas no catabolismo da MOD.

Os maiores valores de k_d e de quantidade de carbono orgânico mineralizado foram obtidos nas incubações a 25°C, independentemente da origem do lixiviado. De acordo com Cunha-Santino (2003), esta é a temperatura média anual da Lagoa do Óleo; o que sugere ser a faixa de temperatura a que as populações dos microrganismos em questão estão mais adaptadas, ou seja, situação em que apresentam as maiores atividades e, conseqüentemente, os maiores rendimentos de mineralização dos detritos das macrófitas aquáticas. Esse fato sugere que a atividade microbiana (aeróbia) da Lagoa do Óleo, nessa faixa de temperatura (organismos mesófilos), seja mais intensa. Nesse contexto, Chapatwala et al. (1996), examinando o efeito da temperatura na respiração microbiana em sedimentos, observaram que os microrganismos mesófilos (25°C) apresentaram taxas metabólicas de até uma ordem de magnitude maior que nas temperaturas entre 15°C e 20°C.

Com base nesses resultados, este estudo sugere que, a curto prazo, na Lagoa do Óleo, os lixiviados provenientes de *S. auriculata* subsidiem mais efetivamente os processos ligados ao

consumo de carbono dissolvido, com possibilidade de gerar demandas intensas de oxigênio, pois sua fração lábil talvez seja mais prontamente disponibilizada para o metabolismo microbiano que os lixiviados de *U. breviscapa*. Nesse contexto, Werh et al. (1998) demonstraram que a fonte de MOD exerce influência direta sobre a produção planctônica na composição das espécies e também sobre a atividade microbiana. Os autores sugerem, ainda, que os coeficientes de mineralização de *S. auriculata* ($\approx$ microrganismos associados a esse evento) sejam mais susceptíveis às mudanças de temperatura. Em relação às estequiometrias das mineralizações, os valores mostraram-se próximos nos processos que envolveram os dois tipos de lixiviados e nas quatro temperaturas, indicando que, possivelmente, populações distintas atuaram em cada tipo de lixiviado (por causa das diferenças da qualidade do detrito). As rotas catabólicas utilizadas, no entanto, devem ter sido similares.

Agradecimentos

Agradecimento à Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao CNPq (Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento Científico e Tecnológico), pelas bolsas de estudo concedidas, e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo financiamento deste estudo (Processo n. 00/09297-6).

Referências Bibliográficas

- ANDERSEN, F. O. Effects of nutrient level on the decomposition of *Phragmites communis*. *Trin. Arch. Hydrobiol.*, v. 84, n. 1, pp. 42-54, 1978.
- ANTONIO, R. M. *Estimativa da capacidade heterotrófica de ecossistemas aquáticos*. 1992. 53 p. Monografia – UFSCar, São Carlos.
- ANTONIO, R. M. *Potencial de heterotrofia do reservatório de Barra Bonita (SP), com ênfase na decomposição de polissacarídeos extracelulares de espécies fitoplanctônicas*. 2004. 135 p. Tese (Doutorado) – UFSCar, São Carlos.
- ANTONIO, R. M.; BITAR, A. L.; BIANCHINI JR., I. Consumo de oxigênio na mineralização de folhas, galhos, cascas e serapilheira. *Acta Limnol. Brasil.*, v. 11, n. 2, pp. 1-16, 1999.
- AZAM, F. T.; FENCHEL, J. G.; FIELD, J. S.; GRAY, L. A.; MEYER-REIL, G.; THINGSTAD, F. The ecological role of water column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 10, pp. 257-263, 1983.
- BASTARDO, H. Actividad microbiana durante la descomposicion de gramíneas tropicales en sabanas inundables. *Acta Biol. Venez.*, v. 11, n. 2, pp. 149-168, 1981.
- BIANCHINI JR., I. Aspectos do processo de decomposição nos ecossistemas aquáticos continentais. In: POMPEO, M. L. M. (Ed.). *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. São Luís: Gráfica e Editora União, 1999. pp. 21-43.
- BIANCHINI JR., I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Eds.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: Editora Universidade Estadual de Maringá, 2003. pp. 85-126.

- BIANCHINI JR., I.; BITAR, A. L.; VERANI, J. R.; PERET, A. C. Experimento de mineralização aeróbia para ambientes aquáticos: determinação do número de réplicas. *Acta Scient.*, v. 25, n. 2, pp. 245-251, 2003.
- BORSUK, M. E.; STOW, C. A. Bayesian parameter estimation in a mixed-order model of BOD decay. *Wat. Res.*, v. 34, n. 6, pp. 1830-1836, 2000.
- CAMARGO, A. F.; ESTEVES, F. A. Biomass and productivity of aquatic macrophytes in Brazilian lacustrine ecosystems. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995. pp. 137-149.
- CHAPATWALA, K. D.; BABU, G. R. V.; VIJAYA, O. K.; ARMSTEAD, E.; PALUMBO, A. V.; ZHANG, C.; PHELPS, T. J. Effect of temperature and yeast extract on microbial respiration of sediments from a shallow coastal subsurface and vadose zone. *Appl. Biochem. Biotech.*, v. 57/58, pp. 827-835, 1996.
- COOPER, W. J.; ZIKA, R. G.; PETASNE, R. J.; FISCHER, A. M. Sunlight-induced photochemistry of humic substances in natural waters: major reactive species. In: SUFFET, I. H.; MACCARTHY, P. (Eds.). *Aquatic humic substances: influences on fate and treatment of pollutants*. Washington: ACS, 1989. pp. 333-362.
- CUNHA, M. B.; BIANCHINI JR., I. Mineralização aeróbia de *Cabomba piauhyensis* e *Scirpus cubensis*. *Acta Limnol. Brasil.*, v. 10, n. 1, pp. 81-91, 1998.
- CUNHA-SANTINO, M. B. *Atividade enzimática, cinética e modelagem matemática da decomposição de Utricularia breviscapa da Lagoa do Óleo (Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio - SP)*. 2003. 140 p. Tese (Doutorado) – UFSCar, São Carlos.
- CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Oxygen consumption during mineralization of organic compounds in water samples from a small sub-tropical reservoir (Brazil). *Brazil. Arch. Biol. Tech.*, v. 46, n. 4, pp. 723-729, 2003a.
- CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Effect of initial concentration of dissolved oxygen in aeration coefficient for long-term experiments. *Acta Scient.*, v. 25, n. 2, pp. 253-256, 2003b.
- DAGLEY, S. Catabolism of aromatic compounds by micro-organisms. *Adv. Ecol. Res.*, v. 15, pp. 1-48, 1986.
- DAVIS, M. L.; CORNWELL, D. A. *Introduction to environmental engineering*. New York: McGraw-Hill, 1991. 822 p.
- DILLY, O. Microbial respiratory quotient during basal metabolism and after glucose amendment in soils and litter. *Soil Biol. Biochem.*, v. 33, pp. 117-127, 2001.
- EDWARDS, R. T. Sestonic bacteria as a food source for filtering invertebrates in two southeastern rivers. *Limnol. Oceanogr.*, v. 32, n. 1, pp. 221-234, 1987.
- FENCHEL, T. *Ecology of protozoa. The biology of free-living phagotrophic protists*. Madison: Science Tech Publishers, 1987. 197 p.
- FERREIRA, A. G.; VERANI, J. R.; NUÑER, A. P. de O.; PERET, A. C.; CASTRO, P. F. Estrutura das comunidades íctias de lagoas marginais do rio Mogi-Guaçu na Estação Ecológica de Jataí, SP, Brasil,

sujeitas à inundação. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Eds.). *Estudos integrados em ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí*. v. 2. São Carlos: Rima, 2000. pp. 805-816.

GÜNTZEL, A. M.; ROCHA, O.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; RIETZLER, A. C. Diversidade do zooplâncton de lagoas marginais do rio Mogi-Guaçu: I. Rotífera. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Eds.). *Estudos integrados em ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí*. v. 2. São Carlos: Rima, 2000. pp. 537-557.

JØRGENSEN, S. E. *Fundamentals of Ecological Modelling. Developments in environmental modelling*, 19. Amsterdam: Elsevier, 1994. 628 p.

JÜRGENS, K. Impact of *Daphnia* on planktonic microbial food webs – a review. *Mar. Microbial Food Webs*, v. 8, n. 1-2, pp. 295-324, 1994.

KÄTTERER, T.; REICHSTEIN, M.; ANDRÉN, O.; LOMANDER, A. Temperature dependence of organic matter decomposition: a critical review using literature data analyzed with different models. *Biol. Fert. Soils*, v. 27, pp. 258-262, 1998.

LEHNINGER, A. L.; NELSON, D. L.; COX, M. M. *Principles of Biochemistry*. New York: Worth Publishers, 1993. 1013 p.

LEVENSPIEL, O. *Engenharia das reações químicas*. v. 1. Cinética Química Aplicada. São Paulo: Edgard Blücher, 1986. 211 p.

MANN, C. J.; WETZEL, R. G. Loading and bacterial utilization of dissolved organic carbon from emergent macrophytes. *Aquat. Bot.*, v. 53, pp. 61-72, 1996.

MØLLER, J.; MILLER, M.; KJØLLER, A. Fungal-bacterial interaction on beech leaves: influence on decomposition and dissolved organic carbon quality. *Soil Biol. Biochem.*, Amsterdam, v. 31, pp. 367-374, 1999.

MOFFETT, J. W.; ZIKA, R. G. The reaction kinetics of hydrogen peroxide with copper and iron in seawater. *Environ. Sci. Tech.*, v. 21, pp. 804-810, 1987.

PACOBAYHA, L. D. *Decomposição de Straurastrum c.f. iversenii Nygaard var. americanum*: efeitos da qualidade do recurso, da disponibilidade de oxigênio e da temperatura. 2002. 118 p. Tese (Doutorado) – UFSCar, São Carlos.

PANHOTA, R. S. Potential cycling of organic matter in a eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP – Brasil). *Acta Limnol. Brasil.*, v. 15, n. 2, pp. 1-11, 2003.

PERET, A. M.; BIANCHINI JR., I. Stoichiometry of aerobic mineralization (O/C) of aquatic macrophytes leachate from a tropical lagoon (São Paulo - Brazil). *Hydrobiologia*, in press, 2004.

POMEROY, L. R. The ocean's food web, a changing paradigm. *Bioscience*, v. 24, pp. 499-504, 1974.

POMEROY, L. R.; WIEBE, W. J. Energetic of microbial food webs. *Hydrobiologia*, v. 156, pp. 7-18, 1988.

POMEROY, L. R.; HARGROVE, E. C.; ALBERTS, J. J. The ecosystem perspective. In: POMEROY, L. R.; ALBERTS, J. J. (Eds.). *Concepts of ecosystem ecology. Ecological Studies*. New York: Springer-Verlag, 1988. pp. 1-17.

- POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. *Macrófitas aquáticas e perifíton, aspectos ecológicos e metodológicos*. São Carlos: Rima, 2003. 124 p.
- PRESS, W. H.; TEUKOLSKY, S. A.; VETTERLING, W. T.; FLANNERY, B. P. *Numerical recipes in C: the art of scientific computing*. New York: Cambridge University Press, 1993. 994 p.
- ROSE, A. H. *Chemical microbiology – An introduction to microbial physiology*. London: Butterworths, 1976. 469 p.
- USEPA. United States Environmental Protection Agency. *Rates, constantes and kinetics formulation in surface water quality modeling*. Athens: U. S. Government Printing Office, 1985. 230 p.
- WARD, A. K.; JOHNSON, M. D. Heterotrophic microorganisms. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. *Methods in stream ecology*. San Diego: Academic Press, 1996. pp. 233-268.
- WEHR, J. D.; HOLEN, D. A.; MACDONALD, M. M.; LONERGAN, S. P. Effect of different organic carbon sources on a freshwater plankton community. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, v. 55, pp. 2150-2160, 1998.
- WETZEL, R. G. *Limnology*. Philadelphia: Saunders College Publishing, 1983. 767 p.
- WETZEL, R. G. Detritus, macrophytes and nutrient cycling in lakes. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, v. 47, pp. 233-249, 1990.
- WISNIEWSKI, M. J. S.; ROCHA, O.; RIETZLER, A. C.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Diversidade do zooplâncton nas lagoas marginais do rio Mogi-Guaçu: II. Cladocera (Crustacea, Branchiopoda). In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Eds). *Estudos integrados em ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí*. v. 2. São Carlos: Rima, 2000. pp. 559-586