

ANAIS DO VIII SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA	Volume VIII	p.	1997
--	-------------	----	------

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais
UFSCar, São Carlos - SP.

DECOMPOSIÇÃO DE *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth DA LAGOA DO INFERNÃO (SP): I - EFEITO DO TEOR DE NITROGÊNIO E DA QUANTIDADE DE MATÉRIA ORGÂNICA

LEMONS, R. M. A. de⁽¹⁾ & BIANCHINI Jr., I.⁽²⁾

Neste trabalho discute-se o processo de decomposição da macrófita aquática *Scirpus cubensis*, encontrada na Lagoa do Infernã, em função do teor de nitrogênio. Para tanto, foram montadas 10 câmaras de decomposição (5,0 L de água + 1,0 g de planta) e controles (sem planta), cada qual contendo a água da lagoa enriquecida com nitrato nas concentrações de 0; 0,18; 0,36; 0,91; 1,82; 2,73; 4,55; 6,37; 11,83 e 18,2 mg /L. Acompanhou-se, durante o ensaio, o consumo de oxigênio dissolvido e alterações de algumas variáveis físicas e químicas. Constatou-se que houve maior estímulo ao processo de mineralização para a fração particulada da matéria orgânica com o aumento da concentração de nitrato, em oposição ao encontrado para a fração dissolvida. Em comparação com outro experimento no qual foi utilizado 0,2 g de planta, observou-se redução dos coeficientes de desoxigenação e do rendimento final da decomposição devido a maior concentração de matéria orgânica utilizada neste ensaio.

DECOMPOSITION OF THE *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth FROM INFERNÃO LAKE (SP): I - EFFECT OF THE NITROGEN LEVEL AND OF THE ORGANIC MATTER QUANTITY. In this work it is investigated the decomposition process of the aquatic macrophyte *Scirpus cubensis* found in Infernã Lake. Thus it was prepared 10 decomposition chambers (5g of water + 1g of plant) and controls flasks (without plants). The chambers and respective controls contained enriched water of the lake with the following concentrations of nitrate: 0; 0,18; 0,36; 0,91; 1,82; 2,73; 4,55; 6,37; 11,83 e 18,2 mg /L. During the experiment it was estimated the dissolved oxygen uptake, as well as, the changes in some other physical and chemical variables. It was found a stimulus of the particulate fractions mineralization with the increase of nitrate level, in opposition to the results obtained to the dissolved fractions of organic matter. In relation with other assay in which it was used only 0,2g of plant, it was also observed reduction of the deoxygenating rates and to the yield of the decomposition, due to the higher amount of organic matter used in this assay.

INTRODUÇÃO

A decomposição pode ser definida como o processo global que envolve o conjunto de transformações que resultam na mudança de estado de um detrito sob influência de vários fatores bióticos e abióticos. Esta mudança de estado envolve a fragmentação do recurso, a lixiviação de seus componentes solúveis e

¹ PPG-ERN / UFSCar, SP

² Depto de Hidrobiologia/ PPG- ERN / UFSCar, SP

a atividade catabólica dos microorganismos, quebrando moléculas orgânicas complexas e produzindo e assimilando moléculas (inorgânicas e orgânicas) mais simples.

A decomposição de macrófitas começa a ocorrer logo que esta entra em senescência, enfraquecendo seus tecidos de proteção e, assim, tornando-se mais susceptível à ação de fatores físicos (ventos, correntes) que agem na sua fragmentação, e à lixiviação de materiais solúveis, provenientes da lise celular. Em se tratando de ambientes aquáticos, o contato permanente com a água facilita e acelera a lixiviação destes materiais, e reveste de especial importância esta etapa do processo. Durante a decomposição, o detrito particulado é simultaneamente colonizado por vários tipos de organismos. O grau de degradação é dependente da refratabilidade de substratos específicos dentro da partícula, da habilidade dos microorganismos em atacar o tecido (tamanho da partícula), da taxa de metabolismo microbiano (que depende da temperatura), dos nutrientes disponíveis para a atividade dos microorganismos e dos oxidantes (principalmente oxigênio, mas também aceptores de elétrons inorgânicos e orgânicos) (GODSHALK & WETZEL, 1978a).

Fatores que regulam a decomposição, ou qualquer uma de suas etapas, modificando suas taxas e/ou o seu rendimento final, são conhecidos como “funções de força”. Dentre alguns dos principais fatores reguladores existentes, citam-se a disponibilidade de oxigênio, o pH, a temperatura e a concentração de nutrientes dissolvidos. Este último fator, mais especificamente, a concentração de nitrogênio dissolvido, é investigado neste trabalho a partir da realização de bioensaio sobre o consumo de oxigênio durante a decomposição. O estudo da influência do teor de nutrientes gera, ainda, subsídios para o conhecimento de como processos básicos podem vir a ser alterados por influências de origem natural ou antrópicas que venham a incrementar os níveis de nutrientes nos sistemas aquáticos (LE MOS, 1995)

MATERIAIS E MÉTODOS

Exemplares adultos de *Scirpus cubensis* provenientes da lagoa do Infernã (21° 35' S e 47° 51' W) foram coletados e tratados segundo procedimentos descritos por ESTEVES *et al.* (1979). Para a realização do bioensaio foi retirada a maior parte dos detritos aderidos à porção subaquática da macrófita através de lavagem com água corrente. Após esta etapa, os exemplares foram secos em estufa (65 °C) até peso constante e, posteriormente, triturados. Os fragmentos menores que 0,5 mm foram separados, homogeneizados e armazenados em dissecador, até a realização do ensaio. A amostra de água foi coletada em um único local, próximo ao “stand” de *S. cubensis*, após a coleta, foi filtrada em lâ de vidro e armazenada, em temperatura ambiente, até a realização do experimento (24 horas, no máximo).

Foram montadas 10 câmaras de decomposição (5,0 L) contendo fragmentos de planta (1,0 g) e a água da lagoa enriquecida com diferentes concentrações de nitrato (0; 0,18; 0,36; 0,91; 1,82; 2,73; 4,55; 6,37; 11,83 e 18,2

mg NaNO_3/L) e a mesma quantidade de fosfato (1,32 mg/L). Frascos controles (1,0 L) com as mesmas concentrações de N e P e sem adição de planta também foram preparados. Periodicamente, acompanhou-se (através de métodos potenciométricos) as variações do oxigênio dissolvido, do pH, da condutividade elétrica e da temperatura da água, durante o tempo de ensaio (69 dias). Ao final do ensaio, todas as câmaras foram filtradas em malha de “nylon” (0,4 mm). O material particulado remanescente foi determinado gravimetricamente, após secagem a 65 °C até peso constante.

Os dados de consumo de oxigênio acumulado foram ajustados ao modelo exponencial simples, por meio de regressão não linear, após serem descontados os valores dos controles. Esse modelo pode ser descrito a partir da seguinte equação:

$$Y_t = Y_{\text{MAX}} (1 - e^{-kt}) \dots\dots\dots \text{Equação (1)}$$

onde: Y_t = consumo acumulado de oxigênio no tempo t , mg/L; Y_{MAX} = consumo potencial máximo de oxigênio, mg/g; k = coeficiente de desoxigenação, dia^{-1} ; t = tempo, dia; e = base do logaritmo natural.

A partir dos ajustes foram obtidas as taxas globais de desoxigenação (k), bem como valores de consumo máximo global de oxigênio (Y_{MAX}). Foram estimados, também, as taxas de mineralização da matéria orgânica dissolvida (k_1) e particulada (k_2) e seus respectivos consumos máximos de oxigênio (Y_{MAX} (MOD); Y_{MAX} (MOP)). Para tanto, considerou-se que 8,2 % da planta foi lixiviada nos primeiros dias de decomposição, estimada a quantidade provável de MOP refratária inicial (91,8 %) (BIANCHINI Jr. & ANTONIO, no prelo), o remanescente das câmaras de decomposição forneceu a quantidade final de MOP. Ajustou-se, então, os valores iniciais e finais de MOP ao modelo exponencial, obtendo-se a taxa de mineralização da MOP refratária (k_2). Subtraindo o valor de k_2 da taxa global (k), obteve-se a taxa de mineralização da MOD (k_1). A partir da constante de integração relativa à cinética das reações paralelas ($k_1/(k_1 + k_2)$) de primeira ordem, calculou-se o consumo máximo de oxigênio correspondente à mineralização da fração dissolvida (Y_{MAX} (MOD)). Deduzindo-se este valor do consumo máximo global (Y_{MAX}) obteve-se o consumo máximo referente à fração particulada (Y_{MAX} (MOP)).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No início, os meios sofreram rápidas acidificações, que tenderam a diminuir com o tempo (Figura 1), padrão este que também foi encontrado por BIANCHINI Jr. (1985), HELBING *et al.* (1986) e GADELHA *et al.* (1990). O rápido declínio inicial dos valores do pH pode ser explicado devido ao processo de lixiviação. Segundo LEMOS (1995) e LEMOS & BIANCHINI Jr. (1996), durante esta etapa há intensa liberação de substâncias solúveis, em sua forma reduzida, bem como produção de ácido carbônico resultante da combinação da água com o gás carbônico formado com a mineralização, compostos estes que tendem a

umentar a acidez do meio. Posteriormente, a própria oxidação dos compostos reduzidos (inicialmente liberados em grande quantidade) pelos microorganismos decompositores colaborou para o aumento do pH. A formação dos compostos húmicos é outro fator que auxilia na diminuição da acidez nesta fase, uma vez que possuem ação tamponadora. Certas substâncias orgânicas coloidais (como as substâncias húmicas) podem servir de tampões por meio de absorção e troca de íons (KLEEREKOPER, 1990). Os maiores valores de pH observados para os controles (Figura 1) podem ser atribuídos à ausência de detrito particulado e, portanto, de substâncias reduzidas provenientes da lixiviação. O pH variou pouco entre os diferentes tratamentos de nitrato (Figura 2A), o que, provavelmente, se relacionou ao efeito tamponador dos compostos húmicos formados nas câmaras de decomposição, em adição ao já elevado teor de substâncias húmicas presentes na água da lagoa (cerca de 80 mg/L) (LE MOS, 1995).

Por meio da Tabela I é possível verificar a média de temperatura e os desvios obtidos nos dois ensaios. A temperatura da água no ensaio situou-se entre 25,07 a 25,71 °C, com desvios de, no máximo, 1,04 °C para câmaras de decomposição. Não foram observadas diferenças acentuadas entre as temperaturas dos frascos com detritos e os controles.

Ocorreu tendência à elevação na quantidade de íons à medida que aumentou a concentração inicial de nitrato das câmaras de decomposição e controles (Figura 2B), fato este relacionado com as crescentes quantidades de nutrientes inorgânicos que foram adicionadas inicialmente às câmaras. A adição suplementar de íons liberados durante a oxidação da matéria orgânica também pode ter colaborado para a tendência observada, uma vez que esta liberação pode ter aumentado sob a influência da maior fertilização do meio.

Junto com o material orgânico solúvel que, usualmente, é rapidamente perdido durante a lixiviação, muitos minerais e íons também são liberados nos primeiros dias de decomposição. Constituintes solúveis inorgânicos contribuem substancialmente para a quantidade de lixiviado, embora os diferentes íons dissolvam-se com taxas características (POLUNIN, 1984). Supõe-se ser esta a causa dos valores mais elevados de condutividade elétrica encontrados nas câmaras de decomposição, quando comparados com os controles, na fase inicial do processo (Figura 3). À medida que ocorreu a oxidação dos compostos orgânicos liberados nesta fase, mais íons foram produzidos, o que certamente concorreu para o posterior aumento gradativo da condutividade elétrica nas câmaras de decomposição. Quando as macrófitas morrem, sua decomposição pode exercer intensa demanda sobre os recursos de oxigênio da água. Em adição, grandes quantidades de nutrientes podem ser liberadas durante a degradação de seus detritos (JEWELL, 1971). Pode-se atribuir os valores mais altos da condutividade elétrica das câmaras, em comparação aos controles (Figura 3), ao fornecimento de substâncias solúveis por lixiviação, bem como, provavelmente, à maior influência dos processos oxidativos sobre o material particulado e dissolvido.

Durante a decomposição aeróbia do material orgânico, tem sido usualmente admitido que a quantidade de oxigênio consumido corresponda à

quantidade de CO₂ liberado (STUM & MORGAN, 1981; CHAPRA & RECKHOW, 1983 e JØRGENSEN, 1986). Nesse caso, os consumos acumulados de oxigênio, apresentados através da Figura 4, correspondem, de maneira inversa, ao decaimento da matéria orgânica. Podem assim ser ajustados ao modelo exponencial simples, uma vez que este explica o grande consumo inicial de oxigênio, referente à degradação do material orgânico lábil, e o consumo mais lento subsequente, referente à oxidação das frações orgânicas mais resistentes. Os primeiros estágios do decaimento de macrófitas mostram um maior consumo de oxigênio. O estabelecimento da colonização microbiana e decaimento do material orgânico ocasionam maior utilização de oxigênio. Com a redução do conteúdo orgânico mais facilmente degradável e retenção de porções resistentes, o consumo de oxigênio passa a decrescer regularmente (OLAH *et al.*, 1987). Neste sentido, os resultados referentes ao consumo acumulado de oxigênio demonstram as fases que correspondem ao consumo de oxigênio referente à oxidação de diferentes frações da matéria orgânica (Figura 4). A primeira fase (compreendida do início do ensaio até o 11º dia) corresponderia ao consumo de oxigênio devido à oxidação do carbono lábil. A segunda fase (do 11º ao 26º dias) corresponderia à oxidação dos compostos nitrogenados. Esta fase é um pouco mais defasada que a primeira, uma vez que a decomposição dos compostos orgânicos nitrogenados envolve mais etapas do que a dos compostos carbonados. A terceira fase (a partir do 26º dia) corresponderia, então, ao consumo referente às frações de carbono refratárias. É preciso salientar, no entanto, que todas as fases têm início quando começa a atividade microbiana sobre o substrato, representando os diferentes platôs apenas o resultado do somatório das curvas de consumo referente a cada fração específica.

A adição de nutrientes pode ter ação diferencial sobre diferentes frações da matéria orgânica (dissolvida e particulada/lábil ou refratária) ou até sobre alguns de seus componentes específicos. Compostos refratários de lignina parecem não ser influenciados pela fertilização durante a decomposição (HOHMANN & NEELY, 1993). Observa-se aumento do consumo potencial global de oxigênio com a elevação dos teores de nitrato (Figura 5), o que parece indicar a existência de um estímulo ao processo de mineralização com o aumento da concentração de nitrato. A redução dos valores das taxas globais de desoxigenação com a elevação dos teores de nitrogênio (Figura 5) provavelmente deve ter ocorrido devido à perda de refratidade das frações orgânicas a serem decompostas por influência do enriquecimento de nitrogênio. Dessa forma, uma maior quantidade de material orgânico se tornou prontamente disponível a ser decomposto o que, em se considerando um mesmo intervalo de tempo transcorrido para a decomposição em todas as câmaras, ocasionou a redução dos valores das taxas. A oposição entre os valores de taxas globais e consumos máximos globais pode ter sido consequência também do somatório dos diferentes comportamentos de taxas e consumos máximos referentes às frações particulada e dissolvida (LEMOS, 1995).

Neste trabalho, pela estimativa das taxas e consumos máximos de oxigênio referente às frações dissolvidas e particuladas (Figura 5, B e C), observa-se que a taxa e o consumo da fração particulada tenderam a aumentar

com a elevação dos teores de nitrato. No entanto, a taxa e o consumo máximo de oxigênio da fração dissolvida tenderam a se reduzir. O aumento das taxas e consumos máximos potenciais referentes à fração particulada, à medida que aumenta a concentração de nitrato, permite identificar maior eficiência do processo de decomposição desta fração sob influência deste nutriente. Estes resultados indicam que o aumento do nível de nitrato age diferencialmente sobre a decomposição de cada fração, uma vez que o material orgânico particulado foi mais facilmente degradado, em maiores concentrações de nitrato, do que o material dissolvido.

Alguns trabalhos realizados com enriquecimento artificial de nitrogênio, em condições de laboratório ou campo, também confirmam a ação estimuladora deste nutriente. **BROCK et al.**, (1985a) observaram que a perda de peso e as mudanças na composição da matéria orgânica na mineralização de *Nymphaea* sp. foram mais rápidas sob condições mais eutróficas. **ANDERSEN** (1978), em estudos comparativos em lagos de níveis tróficos diferentes, relatou que o consumo de oxigênio e o aumento de nitrogênio orgânico no detrito de um lago eutrófico foi cerca de duas vezes maior que o encontrado em um lago pobre em nutrientes. **ALMAZAN & BOYD** (1978) observaram, através de experimentos de laboratório, que o nitrogênio da água pode ser utilizado pelos microorganismos para compensar as deficiências dos substratos de plantas aquáticas e sugerem que as taxas de decomposição das mesmas seriam mais rápidas em corpos de águas eutróficas do que em águas oligotróficas. Outro trabalho, neste sentido, foi realizado também por **BROCK et al.** (1985b). Estes autores concluem que a perda de massa orgânica e a dinâmica da decomposição das folhas de *Nuphar lutea* foram influenciadas pelo estado trófico do sistema. No entanto, outros estudos realizados não detectaram relação entre a concentração de nitrogênio na água e a velocidade ou rendimento do processo de decomposição. Neste sentido, citam-se os trabalhos de **TRISKA & SEDELL** (1976) com adição de nitrato em rios experimentais e **HOHMANN & NEELY** (1993) trabalhando com a decomposição de *Sparganium eurycarpum*.

TRISKA & SEDELL (1976) apontam alguns fatores que podem ter influenciado os resultados encontrados, como o alto conteúdo de nitrogênio de algumas plantas testadas, que supririam por si só a necessidade de N para o processo. Segundo estes autores, as concentrações de N adicionadas à água seriam pequenas (na faixa de 0,06 a 0,14 mg/L de nitrato), o que, aliado ao alto conteúdo de fibras de algumas espécies estudadas, pode ter colaborado para não se encontrarem diferenças significativas nas taxas de decomposição. **HOHMANN & NEELY** (1993) concluíram, através de seus experimentos, que a decomposição não foi estimulada pela fertilização, mas a conservação de N e P nos tecidos em decomposição foi afetada pela concentração de nitrogênio na água.

A maior parte dos estudos que investigaram o teor de nitrogênio de detritos de plantas aquáticas observaram que o aumento deste nutriente no detrito é importante para estimular sua própria mineralização em sistemas aquáticos (**ALMAZAN & BOYD**, 1978; **ANDERSEN**, 1978; **GODSHALK & WETZEL**,

1978b; **CARPENTER & ADAMS**, 1979; **DEBUSK & DIERBERG**, 1984; **BROCK *et al.***, 1985a; **TWILLEY *et al.***, 1986).

Alguns estudos (**ALMAZAN & BOYD**, 1978; **BROCK *et al.***, 1985a) mostram que há maior influência do nitrogênio presente na água quando seus teores no detrito são baixos. Este pode ser o caso de *S. cubensis*, uma vez que seus teores de N encontram-se na faixa de 0,5 a 0,7 % Peso Seco (partes submersas e emersas, respectivamente, segundo **NOGUEIRA**, 1989) e 0,8 % PS (planta inteira, este trabalho), sendo, portanto, considerados baixos. Macrófitas emersas possuem, normalmente, baixos teores de nitrogênio e altos teores de fibras, o que tem sido correlacionado com uma menor eficiência no processo de decomposição (**DEBUSK & DIERBERG**, 1984; **GODSHALK & WETZEL**, 1978b). Pode-se supor, então que a maior concentração de N na água colaborou para um maior enriquecimento do detrito e estimulou a atividade dos microorganismos (como pode ser confirmado pela maior eficiência no consumo máximo potencial de oxigênio).

Os maiores valores dos coeficientes de desoxigenação obtidos no experimento efetuado por **LEMO & BIANCHINI Jr.** (1996) (com 0,2 g de planta), situados entre 0,022 e 0,034 dia⁻¹, em relação ao experimento em questão (com 1 g de planta), cujas taxas situaram-se entre 0,008 e 0,012 dia⁻¹ (Tabela II), podem ser explicados pela redução na proporção entre quantidade de planta e concentração de nutriente. A redução da quantidade de planta produziu um efeito similar ao do aumento da concentração de nutriente. Isto resultou em maior estímulo ao processo de mineralização, evidente com o aumento dos coeficientes de desoxigenação (Tabela II), e diminuição na quantidade de material orgânico remanescente (Figura 6) quando houve redução na quantidade de planta para 0,2 g. Os menores valores da porcentagem de remanescente no experimento com 0,2 g de planta em relação ao experimento em questão (Figura 6), também podem ser explicados pelo aumento dos coeficientes de desoxigenação neste experimento. Os maiores valores de consumo de oxigênio obtidos neste ensaio, entre 321,9 e 457,6 mg/g (Y_{MAX}), em comparação aos do ensaio com 0,2 g de planta (entre 101,5 e 143,8 mg/0,2 g) são explicados pela maior quantidade de matéria orgânica acrescida às câmaras de decomposição (1 g) que consumiu maior quantidade de oxigênio dissolvido para sua oxidação.

CONCLUSÕES

De modo geral, com base nas condições experimentais adotadas, os resultados obtidos permitem concluir: 1) O aumento da concentração de nitrogênio estimulou o processo de decomposição da matéria orgânica derivada de *S. cubensis*, agindo diferencialmente sobre as frações dissolvida e particulada da matéria orgânica. Houve maior eficiência na degradação da fração particulada da matéria orgânica adicionada às câmaras de decomposição, como pode ser observado pelos valores crescentes dos coeficientes de desoxigenação e consumos potenciais de oxigênio referentes à degradação desta fração com o aumento dos teores de nitrogênio; 2) A comparação dos resultados obtidos neste

ensaio, com a utilização de 1 g de matéria orgânica, com ensaio similar no qual foi utilizado apenas 0,2 g de matéria orgânica, demonstraram que houve menor rendimento da decomposição na presença de maior quantidade de material orgânico. Acreditamos que tal fato se deva à alteração na relação entre quantidade de planta e o teor de nutriente dissolvido. A diminuição da quantidade de planta criaria um efeito similar ao do aumento do nutriente no meio, tornando, comparativamente, mais eficiente a decomposição nesta situação. A quantidade de matéria orgânica acrescentada pode exercer, assim, influência sobre o rendimento deste processo, através da alteração da relação entre a quantidade de planta e o teor de nutriente dissolvido.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMAZAN, G., BOYD, C. E. Effects of nitrogen levels on rates of oxygen consumption during decay of aquatic plants. Aquat. Bot., v. 5, p. 119-126, 1978.
- ANDERSEN, F. O. Effects of nutrient level on the decomposition of *Phragmites communis* Trin.. Arch. Hydrobiol., v. 84, n. 1, p. 42-54, 1978.
- BIANCHINI Jr., I. Estudos dos processos da humificação de *Nymphaeodes indica* (L.) O. Kuntze. São Carlos: UFSCar, 1985. 285 p. (Tese)
- BIANCHINI Jr., I., ANTONIO, R. M. The effect of particle size on the leaching of *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth. In: I Simpósio Latino Americano de Saúde de Ecossistemas Aquáticos e Significado Ecológico de Bioensaios. São Carlos (no prelo)
- BROCK, T. C. M., BOON, J. J., PAFFEN, B. G. P. The Effects of season and water chemistry on the decomposition of *Nymphaea alba* L.; weight loss and pyrolysis mass spectrometry of the particulate matter. Aquat. Bot., v. 22, p. 197-229, 1985a.
- BROCK, T. .M., DELYON, M. J. H., VAN LAAR, E. M.J.M., VAN LOON, E.M.M. Field studies on the breakdown of *Nuphar lutea* (L.) SM. (Nymphaeaceae), and a comparison of three mathematical models for organic weight loss. Aquat. Bot., v. 21, p. 1-22, 1985b.
- CARPENTER, S. R., ADAMS, M. S. Effects of nutrients and temperature on decomposition of *Myriophyllum spicatum* L. in a hard-water eutrophic lake. Limnol. Oceanogr., v. 24, n. 3, p. 520-528, 1979.
- CHAPRA, S. C., RECKHOW, K. H. Engineering Approaches for Lake Management. v. 2: Mechanistic Modeling. Woburn: Butterworth/Ann Arbor, 1983. 492 p.

- DEBUSK, T. A., DIERBERG, F. E. Effect of nitrogen and fiber content on the decomposition of the waterhyacinth (*Eichhornia crassipes* [Mart.] Solms). Hydrobiologia, v. 118, p. 199-204, 1984.
- ESTEVES, F. A., BARBIERI, R., MORAES, E. M., CAMARGO, A. F. M. Guia de aula prática - Curso de Ecologia de Macrófitas Aquáticas. São Carlos: PPG-ERN/UFSCar, 1979. 34p. (Apostila)
- GADELHA, C. L. M., WATANABE, T., PASSERAT-DE-SILANS, A. M. Liberação de nutrientes inorgânicos durante o processo de decomposição de *Ludwigia natans* (Ell.) (Dicotyledoneae: Onagraceae) e de *Salvinia auriculata* (Aubl.) (Pteridophyta: Salviniaceae). Acta Limnol. Brasil., v. 3, p. 633-652, 1990.
- GODSHALK, G. L., WETZEL, R. G. Decomposition of aquatic angiosperms. II-particulate components. Aquat. Bot., v. 5, p. 301-327, 1978a.
- GODSHALK, G. L., WETZEL, R. G. Decomposition of aquatic angiosperms. III-*Zostera marina* L. and a conceptual model of decomposition. Aquat. Bot., v. 5, p. 329-354, 1978b.
- HELBING, V. W., ESTEVES, F. A., TILZER, M. M., STABEL, H. H. Influência dos produtos de decomposição da macrófita aquática *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze, na composição química da água da represa do Lobo (Broa). Acta Limnol. Brasil., v.1, p. 611-637, 1986.
- HOHMANN, J., NEELY, R. K. Decomposition of *Sparganium eurycarpum* under controlled pH and nitrogen regimes. Aquat. Bot., v. 46, n. 17-33, 1993.
- JEWELL, W. J. Aquatic weed decay: dissolved oxygen utilization and nitrogen and phosphorus regeneration. J. Wat. Poll. Contr. Fed., v. 43, p. 1453-1467, 1971.
- JØRGENSEN, S. E. Fundamentals of ecological modelling - v. 9: Developments in Environmental Modelling. Amsterdam: Elsevier, 1986. 389 p.
- KLEEREKOPER, H. Introdução ao estudo da limnologia. 2ª Ed., Porto Alegre: Editora da Universidade do Rio Grande do Sul, 1990. 329 p.
- LEMO, R. M. A. Ensaio de decomposição de *Nephrocistium lunatum* W. West (Chlorophyceae) e de *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth (Cyperaceae) da Lagoa do Infernã (SP-Brasil). São Carlos: UFSCar, 1995. 169 p. (Dissertação).
- LEMO, R. M. A., BIANCHINI Jr., I. Effect of Nitrogen Levels in the Oxygen Uptake During Mineralization of *Scirpus cubensis* from Infernã Lake (SP-Brazil). J. of the Aq. Ecosys. Health (submetido), 1996.

NOGUEIRA, F. M. B. Importância das macrófitas aquáticas *Eichhornia azurea* e *Scirpus cubensis* na ciclagem de nutrientes e nas principais características limnológicas da Lagoa do Infernã (SP). São Carlos: UFSCar, 1989. 147 p. (Dissertação)

OLAH, J., SINHA, V. R. P., AYYAPPAN, C. S., PURUSHOTHAMAN, C. S., RADHEYSHYAM, S. Detritus associated respiration during macrophyte decomposition. Arch. Hydrobiol., v. 111, n. 2, p. 309-315, 1987.

POLUNIN, N. V. C. The decomposition of emergent macrophytes in fresh water. Adv. Ecol. Res. v. 14, p. 115-116, 1984.

STUMM, W., MORGAN, J. J. Aquatic chemistry. New York: Wiley, 1981. 780p.

TRISKA, F. J., SEDELL, J. R. Decomposition of four species of leaf litter in response to nitrate manipulation. Ecol., v. 57, p. 783-792, 1976.

TWILLEY, R. R., EDJUNG, G., ROMARE, P., KEMP, W. M. A comparative study of decomposition, oxygen consumption and nutrient release for select aquatic plants occurring in an estuarine environment. Oikos, v. 47, p. 190-198, 1986.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à CAPES pela concessão de bolsa de estudo e à FAPESP pelo financiamento deste estudo (processo 91/1303-3).

ENDEREÇO DOS AUTORES

Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Hidrobiologia - Via Washington Luiz, Km 235, CEP: 13565.905 - São Carlos, SP.
email: irineu@power.ufscar.br

Tabela I - Variação da temperatura (°C) nas câmaras de decomposição e nos frascos controle, durante 69 dias de experimento, em função das concentrações iniciais de nitrato (D.P. = desvio padrão).

	0,00	0,18	0,36	0,91	1,82	2,73	4,55	6,37	11,83	18,2
Câmaras										
Média	25,51	25,59	25,52	25,54	25,50	25,49	25,49	25,50	25,08	25,07
D. P.	0,82	1,04	0,96	0,99	0,97	0,92	0,98	0,97	0,95	0,98
Controles										
Média	25,67	25,69	25,69	25,70	25,71	25,70	25,66	25,62	25,64	25,65
D. P.	0,96	1,02	1,02	1,01	1,01	0,99	0,99	1,01	0,99	0,97

Tabela II - Variação dos coeficientes de desoxigenação (dia⁻¹) obtidos a partir da decomposição de detritos de *S. cubensis*, em função das concentrações iniciais de nitrato (mg/L). Os valores referentes a 1g de fragmentos foram calculados a partir deste experimento, os demais (0,2 g) foram estimados por LEMOS e BIANCHINI Jr. (1996).

	0,00	0,18	0,36	0,91	1,82	2,73	4,55	6,37	11,83	18,2
1,0 g	0,0113	0,0117	0,0093	0,0096	0,0118	0,0102	0,0090	0,0109	0,0077	0,0076
0,2 g	0,0336	0,0289	0,0301	0,0289	0,0293	0,0292	0,0261	0,0235	0,0335	0,0224

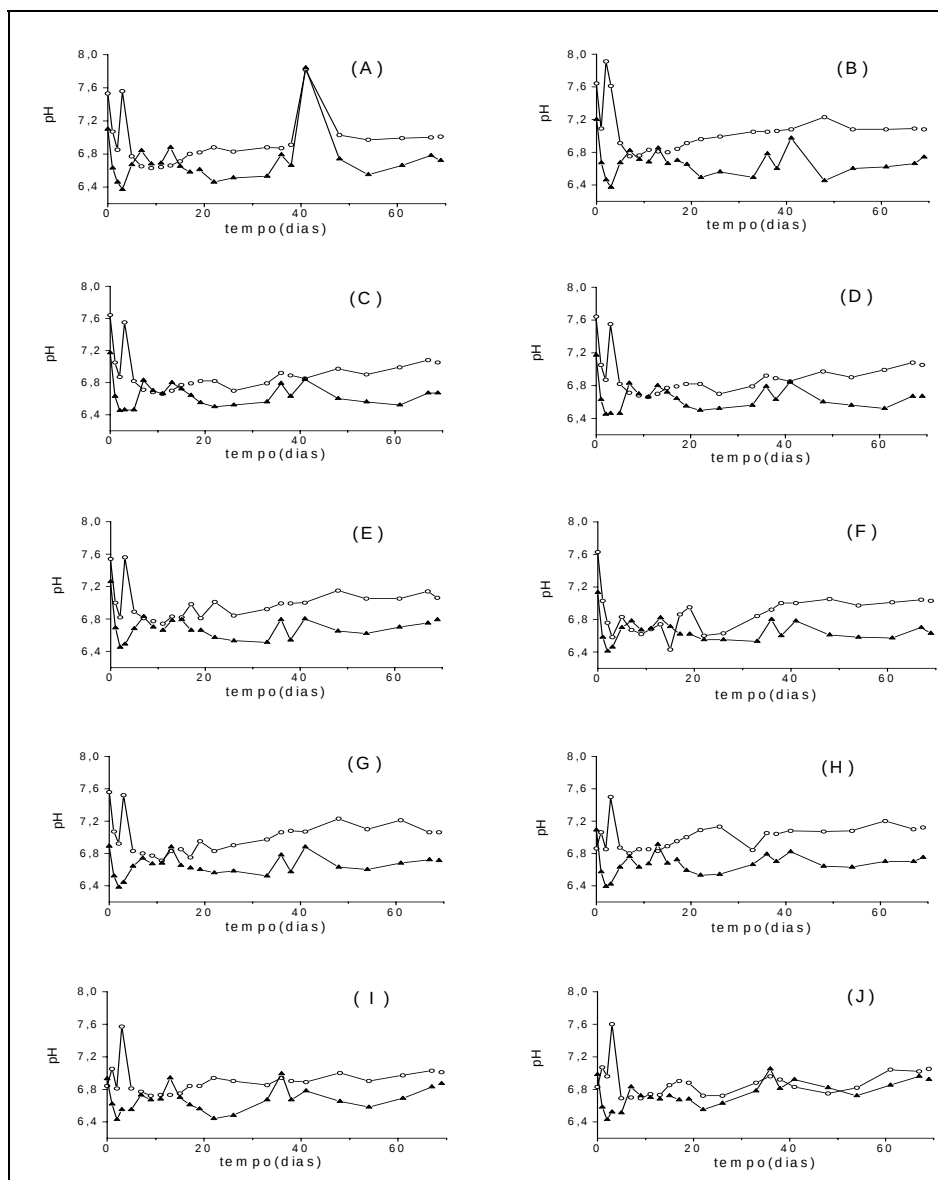


Figura 1 - Variação temporal do pH durante a decomposição de *S. cubensis* sob diferentes concentrações de nitrato (A=0; B=0.18; C=0.36; D=0.91; E=1.82; F=2.73; G=4.55; H=6.37; I=11.83 e J=18.2 mg/L). --- ▲ --- câmara de decomposição --- ○ --- controle

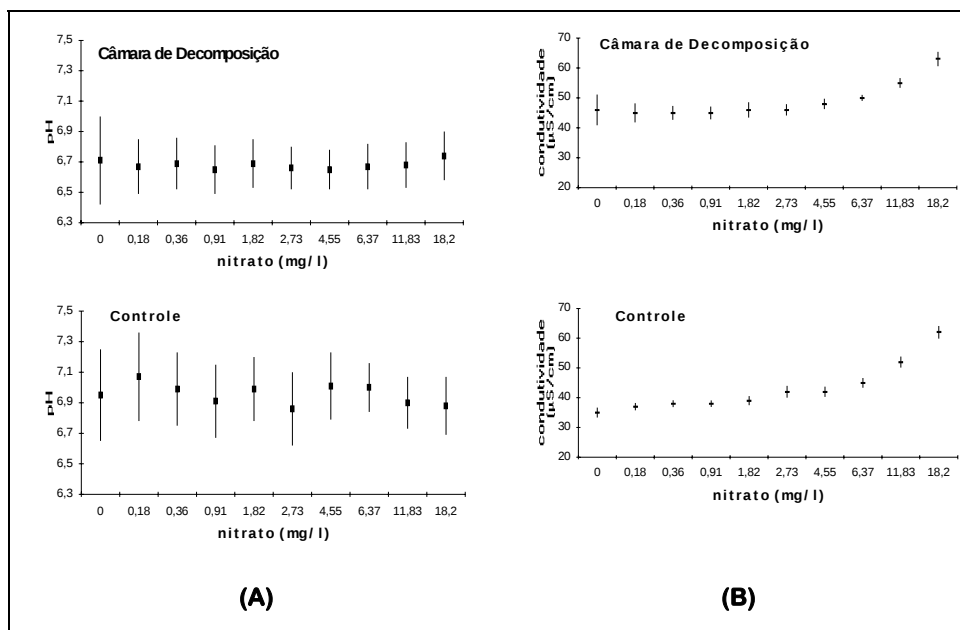


Figura 2 - Médias e desvios-padrão do pH (A) e da condutividade elétrica (B), durante a decomposição de *S. cubensis*, em função das diferentes concentrações de nitrito.

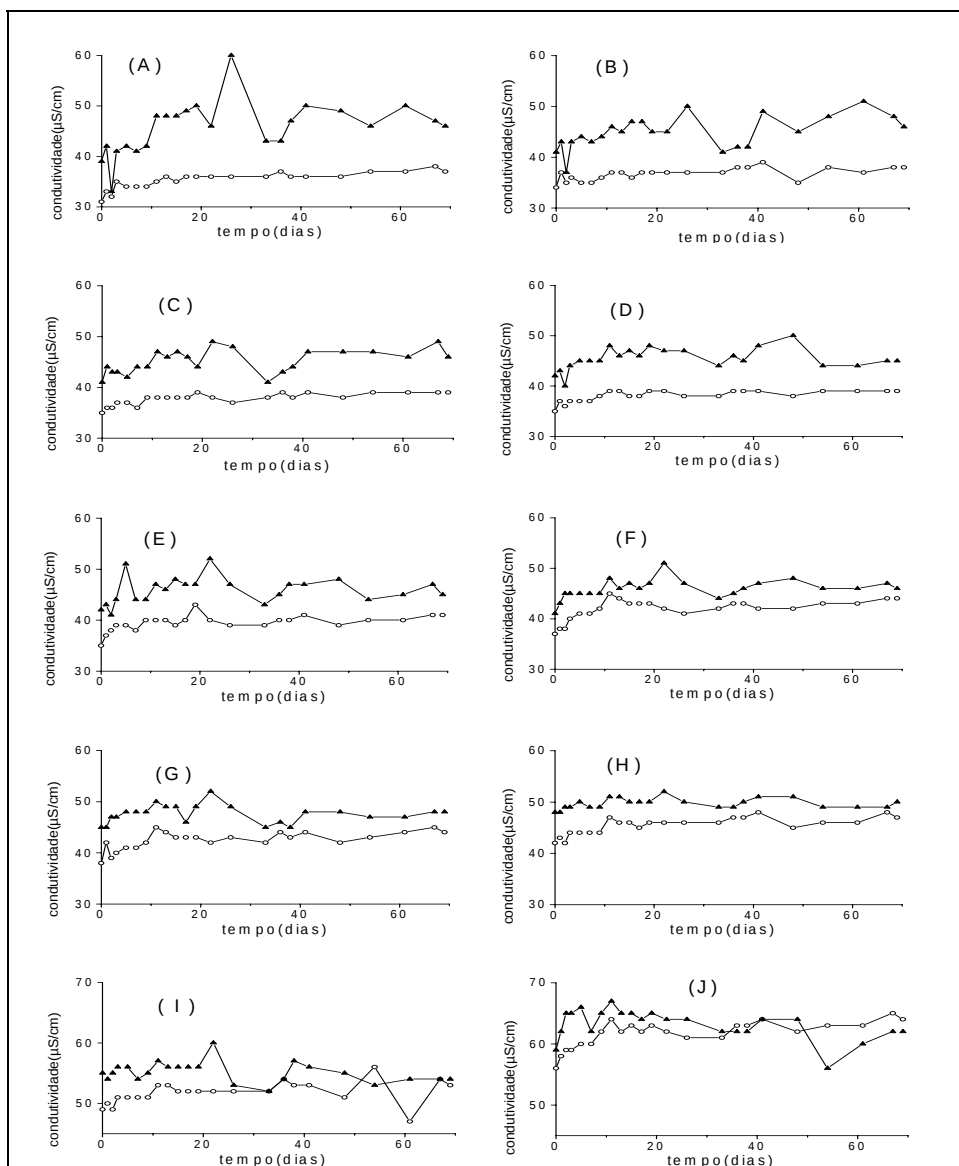


Figura 3 - Variação temporal da condutividade elétrica durante a decomposição de *S. cubensis*, sob diferentes concentrações de nitrato (A=0; B=0.18; C=0.36; D=0.91; E=1.82; F=2.73; G=4.55; H=6.37; I=11.83 e J=18.2 mg/L). --- ▲ --- câmara de decomposição --- o --- controle

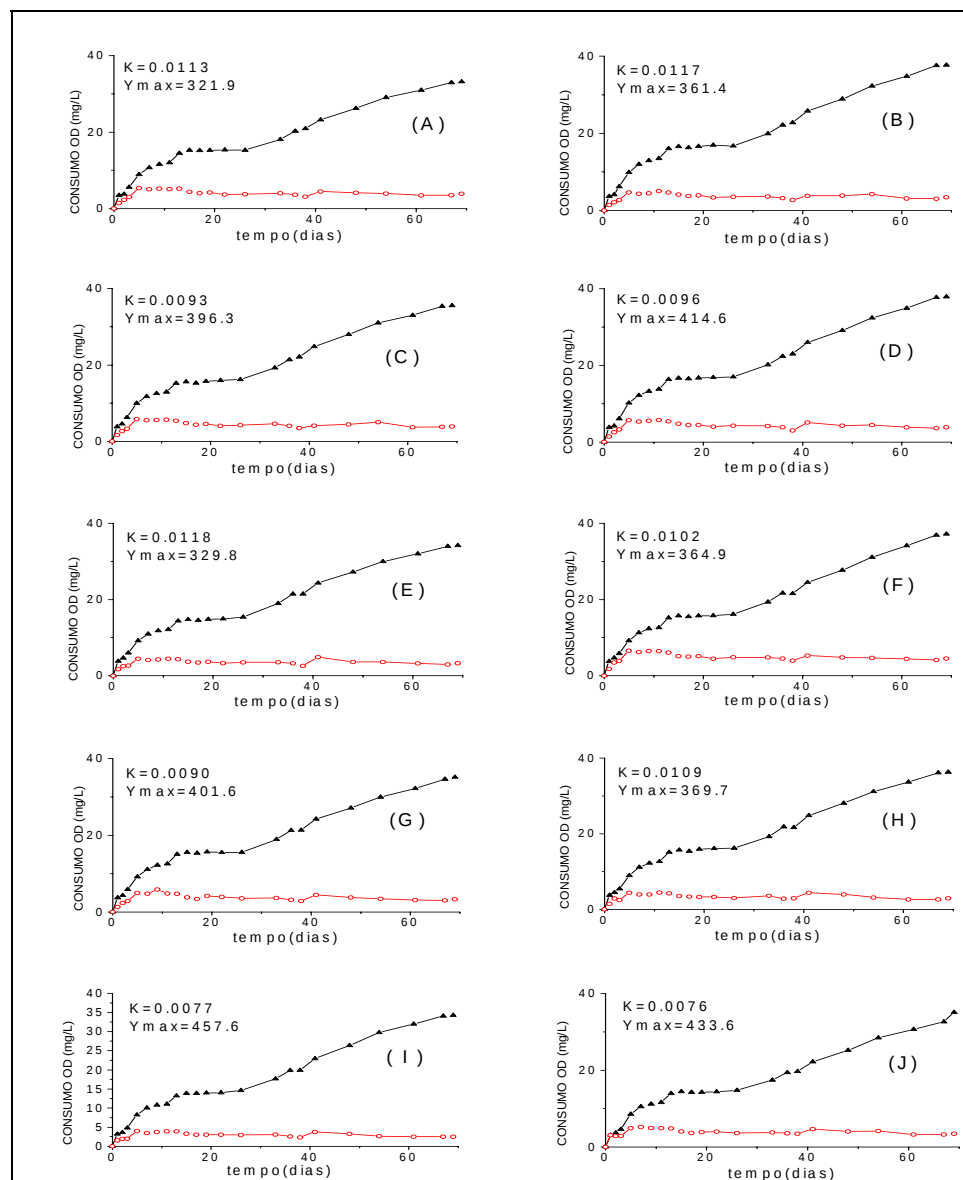


Figura 4 -Consumo acumulado de oxigênio no tempo durante a decomposição de *S. cubensis*, sob diferentes concentrações de nitrato (A=0; B=0.18; C=0.36; D=0.91; E=1.82; F=2.73; G=4.55; H=6.37; I=11.83 e J=18.2 mg/L). --- ▲ --- câmara de decomposição --- o --- controle

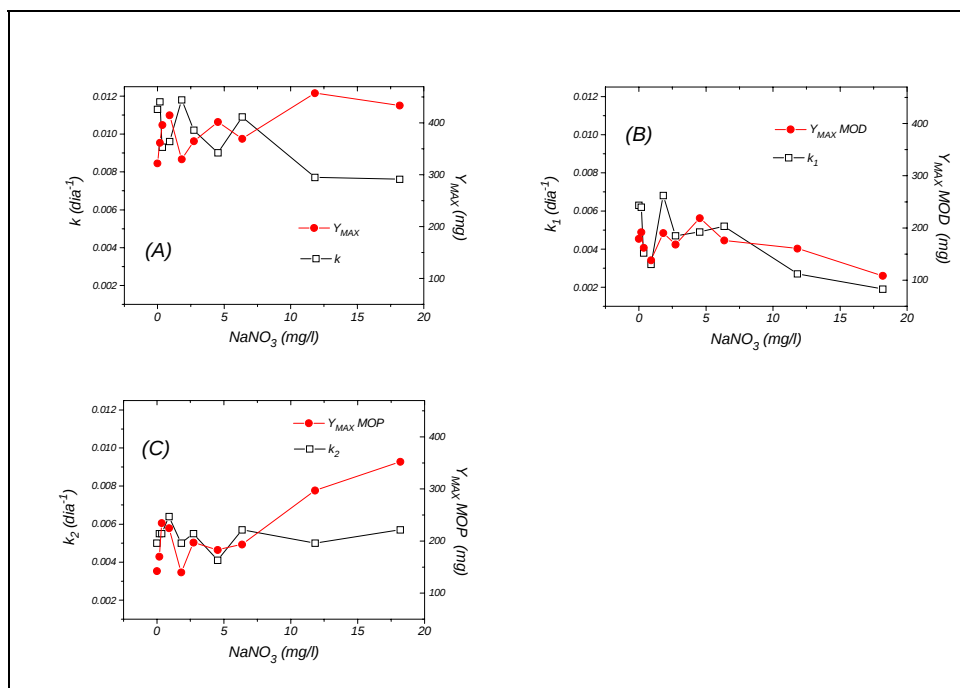


Figura 5 - Consumos máximos de oxigênio (Y_{MAX}) e coeficientes de desoxigenação (k) relativos ao processo global de decomposição de *S. cubensis* (A) e de suas respectivas frações de matéria orgânica dissolvida (B) e particulada (C), em função das diferentes concentrações iniciais de nitrato.

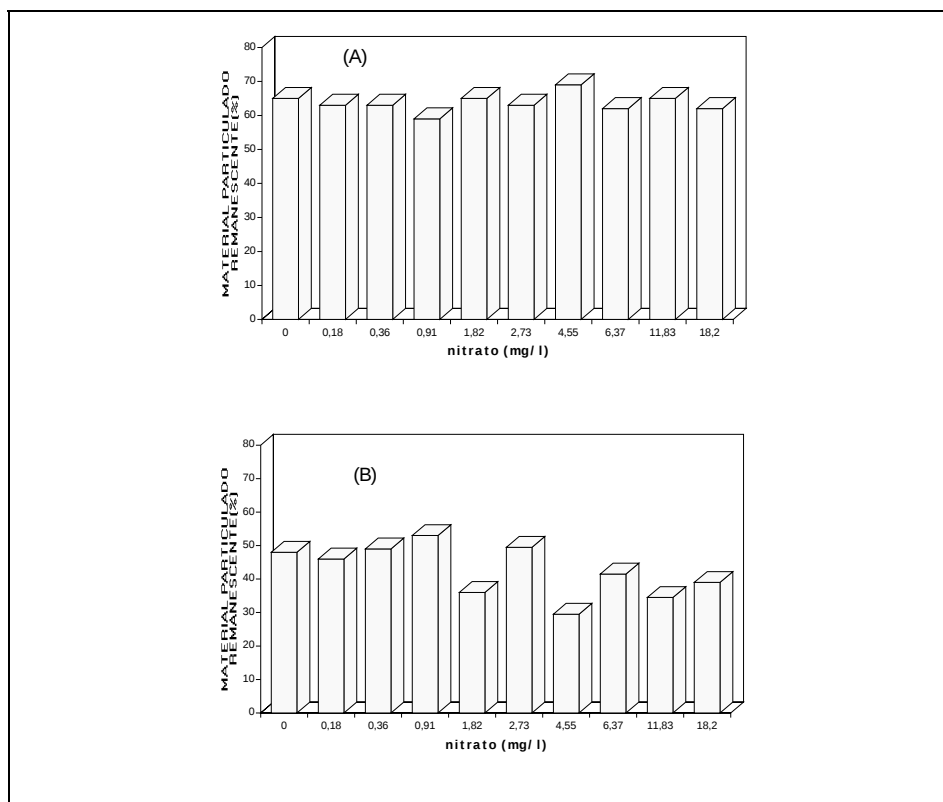


Figura 6 - Variação da quantidade percentual de material particulado remanescente em função das diferentes concentrações iniciais de nitrito das câmaras de decomposição para este ensaio (A) e para o ensaio descrito por LEMOS e BIANCHINI Jr. (1996) (B) .