

# Estequiometria da Decomposição Aeróbia de Galhos, Cascas, Serapilheira e Folhas

Marcela Bianchessi da Cunha-Santino<sup>1</sup>  
Irineu Bianchini Júnior<sup>2</sup>

## Resumo

Foram realizados ensaios a fim de avaliar as variações temporais das relações estequiométricas entre o oxigênio consumido e o carbono oxidado durante a mineralização aeróbia de cascas, folhas, serapilheira e galhos. Os recursos vegetais foram coletados em áreas adjacentes ao rio Ribeira de Iguape (24°39'S e 49°02'W), no trecho entre Cerro Azul, PR, e Ribeira, SP. Quatorze câmaras de mineralização contendo fragmentos de plantas e amostras de água do rio foram incubadas (21,5°C ± 1,07). As câmaras foram aeradas constantemente e os materiais orgânicos particulado e dissolvido foram determinados em 60 dias. Também foram determinados os valores de pH, condutividade elétrica e densidade óptica. O carbono orgânico total mineralizado foi calculado com base na análise elementar dos detritos. Com base nos ajustes dos resultados a um modelo cinético de primeira ordem e nos resultados de um experimento que verificou o consumo de oxigênio determinaram-se os coeficientes estequiométricos. Observou-se que as maiores variações desses coeficientes ocorreram nas fases iniciais e, em seguida, decresceram. Os valores máximos foram verificados no terceiro dia na decomposição da serapilheira (O/C = 3,88) e dos galhos (O/C = 1,05), no quarto dia na decomposição das cascas (O/C = 6,73) e no quinto dia na das folhas (O/C = 2,45). A variabilidade desses valores provavelmente está relacionada à disponibilidade da fração lábil de carbono orgânico durante as fases iniciais do processo de mineralização, com as rotas metabólicas predominantes adotadas pela microbiota responsável pela degradação, e à qualidade dos recursos. Os processos de decomposição interferiram nos balanços globais do oxigênio dissolvido,

---

1. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, Rodovia Washington Luís, km 235, C.P. 676, CEP 13565-905, São Carlos, SP, e-mail: mbcunha@cosmo.com.br.

2. Departamento de Hidrobiologia, Universidade Federal de São Carlos, Rodovia Washington Luís, km 235, C.P. 676, CEP 13565-905, São Carlos, SP, e-mail: irineu@power.ufscar.br.

causaram rebaixamentos do pH e aumentos na coloração e na condutividade elétrica da água.

*Palavras-chave:* consumo de oxigênio, degradação aeróbia, estequiometria, reservatórios, folhas, galhos, cascas, serapilheira.

## Abstract

Assays were carried out to evaluate the temporal variation of stoichiometric ratio between consumed oxygen and oxidized carbon during aerobic mineralization of barks, leaves, litter and branches. The resources were collected from the Ribeira de Iguape River (24°39'S and 49°02'W) between Cerro Azul (PR) and Ribeira (SP). Fourteen mineralization chambers were incubated with plant fragments and river water (21.5°C ± 1.07). The chambers were aerated constantly and the particulate and dissolved organic matter were determined during 60 days. Also, it was determined the pH, electrical conductivity and the optical density. The total mineralized carbon was calculated based on the elemental analysis. Based on the results fitting to a first-order kinetic model and on results from an experiment, it was possible to determinate the stoichiometric coefficients. It was observed that stoichiometric ratios time variations were higher in the beginning of the experiments and decreased. The maximum values were found in the third day for litter decomposition (O/C = 3.88) and for branches (O/C = 1.05), in the fourth day for barks decomposition (O/C = 6.73) and fifth day for leaves (O/C = 2.45). The variability of these values probably was related to the availability of the labile fractions of organic carbon during the early stages of mineralization process, to the predominant metabolic pathways adopted by microbiota responsible for the degradation and quality of the resource. The decomposition process interfered in the dissolved oxygen global budget, lowering the pH and increasing the color and electrical conductivity of water.

*Key words:* oxygen uptake, aerobic decay, stoichiometry, reservoirs, leaves, branches, barks, litter.

## Introdução

Nas etapas iniciais dos processos de formação de reservatórios artificiais, a incorporação da cobertura vegetal representa considerável fonte de detritos para esses sistemas. Durante a fase de enchimento, a vegetação nativa (rasteira, arbustiva e arbórea) da área de inundação, ao entrar em contato com a água represada, é afogada, ocorrendo, conseqüentemente, liberação intensiva de elementos (minerais e orgânicos) provenientes do processo de decomposição. A degradação dos recursos vegetais submersos na bacia de acumulação pode alterar a qualidade da água, em razão da eutrofização e das pressões no balanço

de oxigênio dissolvido (Garzon, 1984; Ploskey, 1985). Esses eventos podem comprometer, por um longo período, o ecossistema aquático, os usos da água e os equipamentos das unidades geradoras de energia (Paiva & Salles, 1977).

Além das condições (físicas e químicas) do ambiente e da atividade heterotrófica dos decompositores, a qualidade e a quantidade dos recursos vegetais condicionarão a velocidade do processo de decomposição. Estudos cinéticos referentes aos processos de decomposição admitem, usualmente, que exista proporcionalidade entre o desaparecimento do substrato e a formação dos produtos. No caso dos processos ocorrerem em condições aeróbias, admite-se, por extensão, que tal proporcionalidade seja válida, também, entre o consumo de oxigênio e a formação de produtos como o dióxido de carbono (Stumm & Morgan, 1981; Jørgensen, 1986). Admite-se, também, com frequência, que os processos aeróbios de decomposição sejam mais rápidos (Wetzel, 1983). Experimentos relativos à mineralização aeróbia de vários tipos de detritos têm indicado que as cinéticas de consumo de oxigênio podem refletir aspectos qualitativos dos detritos, assim como sugerem a ocorrência de variação nas estequiometrias dos processos (Bitar, 1995). As relações estequiométricas determinam a extensão das transformações bioquímicas da matéria orgânica (Brezonik, 1993), apresentando informações quantitativas sobre o consumo dos reagentes e a formação de produtos (Characklis, 1990).

## Objetivos

Diante da importância dos processos de mineralização para o entendimento do balanço de oxigênio dissolvido e do processo de ciclagem da matéria orgânica de reservatórios recém-formados, este estudo teve por objetivo descrever e discutir as variações temporais das relações estequiométricas do processo aeróbio de decomposição de recursos orgânicos usualmente incorporados durante a formação de reservatórios artificiais (cascas, galhos, serapilheira e folhas). Visou, ainda, discutir alguns efeitos da degradação sobre o pH, a condutividade elétrica e a densidade óptica.

## Metodologia

Os recursos vegetais (galhos, cascas, serapilheira e folhas) foram coletados nas áreas adjacentes ao rio Ribeira de Iguape (24°39'S e 49°02'W), no trecho compreendido entre os municípios de Cerro Azul, PR, e Ribeira, SP. No laboratório, os materiais foram secos em estufa a 45°C. Após a secagem, os recursos foram triturados, homogeneizados e armazenados em sacos de polietileno. As amostras de água foram coletadas com garrafa de Van Dorn no rio Ribeira de Iguape e submetidas à filtração em lã de vidro para a remoção de material particulado ou matéria orgânica em suspensão.

Para cada recurso foram preparadas 14 câmaras de decomposição, contendo de 4 a 10 g (PS) de casca, galho, serapilheira ou folha por litro de amostra de água. As garrafas foram mantidas no escuro, em temperatura ambiente ( $25,4^{\circ}\text{C} \pm 0,98$ ) e sob condições aeróbias (por meio de borbulhamento contínuo de ar comprimido). Nos dias amostrais (0,5, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 15, 20, 30, 45, 60 dias), os conteúdos das garrafas foram fracionados em matéria orgânica dissolvida (MOD – lixiviado) e matéria orgânica particulada (MOP) por meio de pré-filtração seguida de centrifugação (1 hora, 978,2 g). Os conteúdos finais da MOD e da MOP foram determinados gravimetricamente, de acordo com os procedimentos analíticos sugeridos por Wetzel & Likens (1991). As concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD, a partir da MOD) foram determinadas por combustão e quantificação gasosa não dispersiva, por intermédio de detector de infravermelho com analisador específico (SHIMADZU 5000A). Os teores de carbono (iniciais e finais) das amostras de MOP de cada recurso foram determinados por cromatografia gasosa (CE – Eager 1108) em coluna empacotada e detector de condutividade térmica, fornecendo os teores de carbono orgânico particulado inicial dos fragmentos ( $\text{COP}_i$ ) e dos detritos (COP). Os valores de pH e de condutividade elétrica foram estimados com o auxílio do potenciômetro DIGIMED DMPH-2 e do condutímetro DIGIMED CD-2P. Os valores de densidade óptica (450 nm) foram obtidos por meio de espectrofotômetro (MICRONAL B242).

Para cada recurso, a quantidade de carbono orgânico consumido (COC) foi calculada por intermédio das diferenças entre os conteúdos iniciais de carbono dos fragmentos ( $\text{COP}_i$ ) e os remanescentes obtidos nos dias de amostragem ( $\text{COD} + \text{COP}$ ). Esses valores foram ajustados a um modelo cinético de primeira ordem, similar ao proposto por Bianchini Jr. (1997).

As cinéticas de consumo de oxigênio da mineralização de folhas, galhos, cascas e serapilheira foram obtidas a partir de estudo realizado por Antonio *et al.* (1999), com as mesmas amostras utilizadas neste trabalho. As variações temporais de consumo de oxigênio foram obtidas por meio do modelo matemático proposto pela Equação 1.

$$\text{OC} = \text{OC}_{\text{máx}} \times (1 - e^{-k_D t}) \quad (1)$$

em que:

- OC = oxigênio consumido ( $\text{mg.g}^{-1}$  de detrito)
- $\text{OC}_{\text{máx}}$  = consumo máximo de oxigênio ( $\text{mg.g}^{-1}$  de detrito)
- $k_D$  = coeficiente de desoxigenação ( $\text{dia}^{-1}$ )
- t = tempo (dia)

As estimativas das variações temporais das relações estequiométricas [quantidade de oxigênio consumido (OC – Tabela 1) pela quantidade de carbono oxidado] foram calculadas por meio das razões entre as taxas diárias de oxigênio consumido ( $dOC/dt$ ) e as de carbono orgânico oxidado ( $dCOC/dt$ ).

**Tabela 1** Parametrização do modelo utilizado para descrever o consumo de oxigênio (Equação 1), a partir dos experimentos desenvolvidos por Antonio *et al.* (1999).

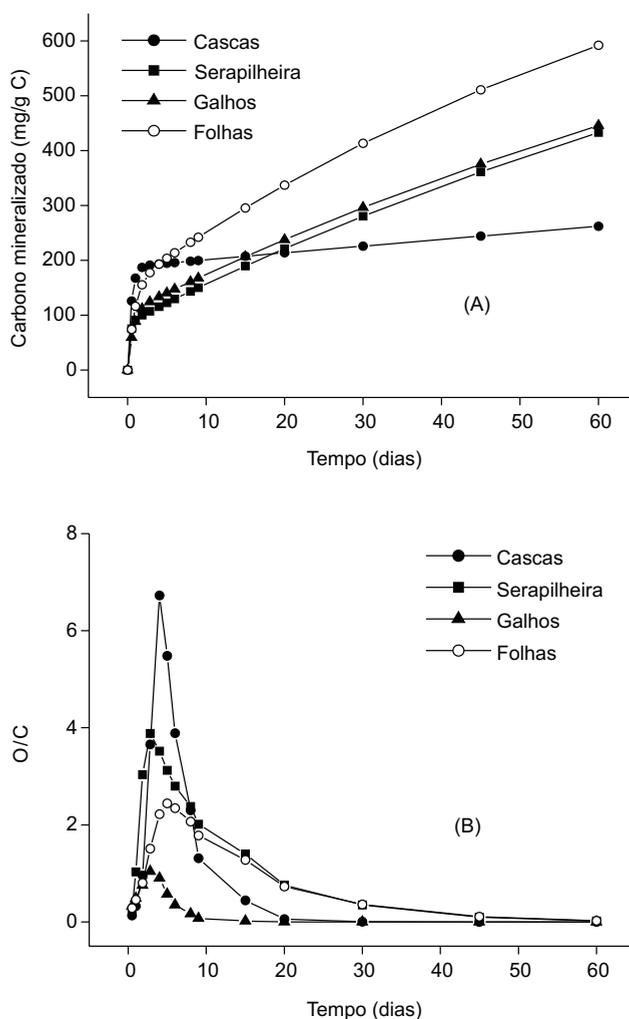
Recurso	OC máximo (mg/g de detrito)	Coefficiente de desoxigenação ( $dia^{-1}$ )
Folhas (média)	156,6	0,1129
Galhos (média)	35,4	0,5293
Cascas (média)	44,2	0,3639
Serapilheira (média)	118,2	0,1176

## Resultados

Na Figura 1A são apresentados os resultados referentes às variações temporais dos teores de carbono orgânico consumido (COC) ocorridas durante a degradação aeróbia de folhas, galhos, cascas e serapilheira. À medida que houve a mineralização dos detritos, os valores de COC foram sendo incrementados. Em relação às cinéticas de formação do COC verificou-se, independentemente do recurso, que houve intensa atividade de consumo até aproximadamente o terceiro dia. No decorrer do tempo, as velocidades de mineralização tenderam ao decréscimo.

Na Figura 1B são apresentadas as variações temporais dos coeficientes estequiométricos (O/C) durante a degradação aeróbia de cascas, serapilheira, galhos e folhas. Verificou-se, na fase inicial, o predomínio de coeficientes estequiométricos com valores elevados; as amplitudes máximas foram observadas no terceiro dia para a decomposição da serapilheira ( $O/C = 3,88$ ) e dos galhos ( $O/C = 1,05$ ), no quarto dia para a degradação das cascas ( $O/C = 6,73$ ) e no quinto dia para a das folhas ( $O/C = 2,45$ ). Após esse período, independentemente do recurso, os coeficientes decresceram continuamente até o final do experimento (60 dias), tendendo a zero.

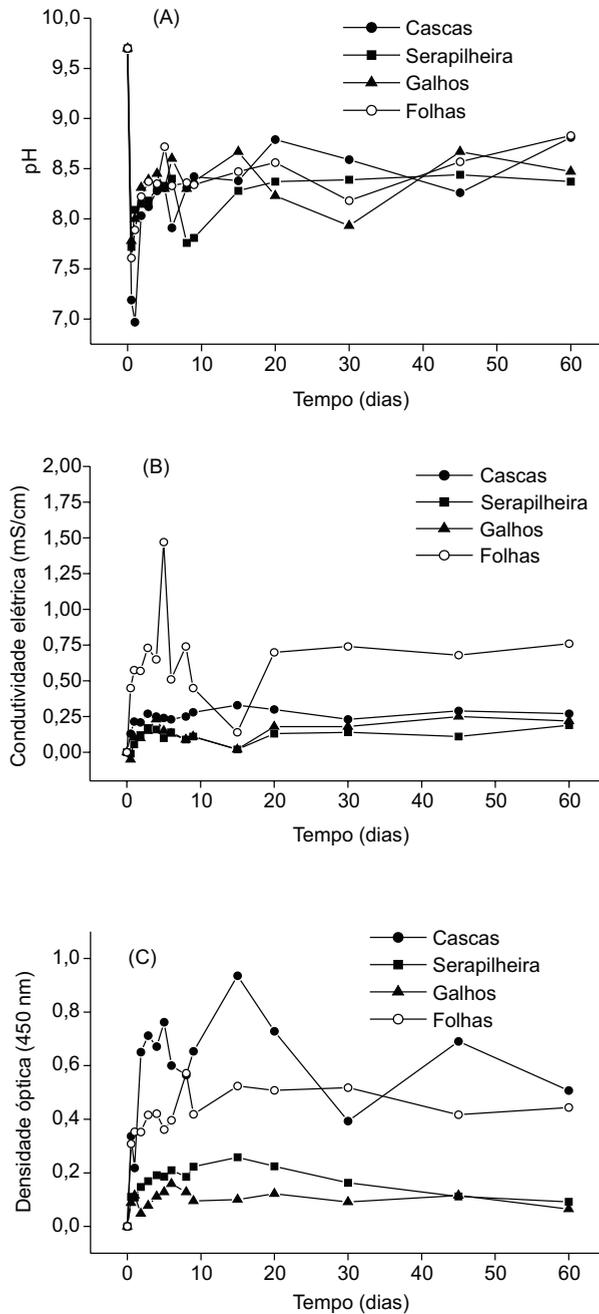
As Figuras 2A, B e C apresentam, as variações temporais dos valores de pH, da condutividade elétrica e da densidade óptica, respectivamente. O valor inicial do pH das amostras de água do rio Ribeira de Iguape foi de 9,7. Independentemente do tipo de recurso, observou-se que as variações nos valores de pH seguiram o mesmo padrão. Nas primeiras 24 horas, os valores de todas as câmaras decresceram, atingindo de 6,9 a 7,7; após esse período, os valores de pH apresentaram pouca oscilação (variação entre 7,9 e 8,8).



**Figura 1** Decomposição aeróbia de cascas, galhos, serapilheira e folhas: (A) variação temporal do carbono oxidado (valores simulados) e (B) dos coeficientes estequiométricos.

Os resultados apresentados na Figura 2B referem-se às variações temporais dos valores de condutividade elétrica durante os processos de decomposição. As câmaras contendo fragmentos de folhas apresentaram os maiores valores, seguidas em ordem decrescente pelas que continham cascas, galhos e serapilheira.

Os valores de condutividade elétrica aumentaram na fase inicial do experimento (até aproximadamente o quinto dia), em seguida tenderam ao decréscimo e/ou à estabilização. Somente nas garrafas contendo detritos de folhas foi observada acentuada diminuição dos valores no quinto dia; depois os valores aumentaram e tenderam à estabilização.



**Figura 2** Variações temporais dos valores de pH (A), condutividade elétrica (B) e densidade óptica (C) durante a decomposição aeróbia de cascas, galhos, serapilheira e folhas.

Durante a degradação das folhas, dos galhos e da serapilheira, os valores de densidade óptica (Figura 2C) aumentaram até aproximadamente o 8º dia; após esse período tenderam a decrescer. Foi observada exceção no processo de decomposição das cascas, que apresentou oscilações, com a ocorrência de dois picos nos valores de densidade óptica. Após a ocorrência dos picos (no 5º dia e no 15º dia), os valores tenderam ao decréscimo. Os valores de densidade óptica registrados nas câmaras de decomposição que continham fragmentos de cascas apresentaram-se mais elevados que os demais; os menores valores foram registrados nos frascos contendo galhos.

## Discussão

Os valores acumulados de COC foram obtidos a partir de simulações geradas pelo modelo cinético adotado. Este modelo admite a heterogeneidade estrutural do substrato, que apresenta uma fração lábil e uma refratária. Desta forma, os valores acumulados de COC foram decorrentes de três rotas de mineralização: (i) do carbono orgânico particulado lábil (COPL), (ii) do COD e (iii) do carbono orgânico particulado refratário (COPR). Experimentos dessa mesma natureza, realizados com macrófitas aquáticas (Cunha & Bianchini Jr., 1998; Farjalla *et al.*, 1999), sugerem que os acúmulos iniciais de COC se referem ao consumo das frações lábeis, e com o decorrer do tempo ocorre o predomínio gradual do consumo de formas orgânicas mais resistentes, ou seja, das frações refratárias (por exemplo, compostos lignocelulósicos).

Para o processo aeróbio, a oxidação é completa e todos os produtos são inorgânicos, deste modo, admite-se que todo o oxigênio consumido seja utilizado na oxidação do carbono (Brezonik, 1993). Neste contexto, a relação entre o oxigênio consumido e o carbono oxidado fornece, pelo balanço de massa, os coeficientes estequiométricos. Diferentemente da adoção de valores constantes usualmente empregados, os coeficientes (Figura 1B) indicaram que as relações estequiométricas variaram em função do tipo de detrito e do tempo.

As variações nos coeficientes estequiométricos provavelmente estavam relacionadas, em uma primeira etapa, à oxidação química de frações lábeis e à natureza química (matriz orgânica original) do detrito e em uma segunda etapa, às oxidações bioquímicas (rotas metabólicas) e aos tipos de microrganismos responsáveis pela atividade heterotrófica.

Diversos compostos orgânicos podem ser utilizados pelos microrganismos como fonte de energia. O catabolismo dessas substâncias leva à produção de compostos intermediários (por exemplo, ácido pirúvico) que atuam como fornecedores de matéria-prima para as reações de biossíntese e de obtenção de energia. Os coeficientes estequiométricos estão relacionados às rotas metabólicas de

degradação pelas quais os compostos orgânicos são processados; assim, o conjunto das rotas metabólicas predominantes da comunidade de microrganismos (fungos e bactérias) presentes condicionou os valores das relações estequiométricas. Dentre as vias metabólicas citam-se: via oxidativa das pentoses-fosfato, glicólise ou via de Embden-Meyerhof-Parnas e via de Entner-Doudoroff.

Desta forma, as variações dos valores estequiométricos podem ser atribuídas:

- i) às oxidações químicas entre os diferentes compostos orgânicos envolvidos no processo de decomposição;
- ii) às reações mediadas por enzimas (por exemplo: clivagem dos núcleos benzênicos de compostos polifenólicos pelas oxidases, desaminações de compostos nitrogenados pelas desidrogenases e oxidações parciais dos ácidos graxos);
- iii) às alterações das rotas metabólicas predominantes;
- iv) às variações das quantidades e das espécies de microrganismos envolvidos;
- v) às variações da quantidade e da qualidade dos compostos orgânicos disponíveis.

Os maiores coeficientes estequiométricos foram observados nas câmaras contendo fragmentos de cascas, apesar de esse recurso ser constituído basicamente por ceras, cutina e suberinas (Harwood, 1997). Provavelmente, a composição química (principalmente os polifenóis provenientes das suberinas) desses detritos, no início do experimento, tenha favorecido as oxidações químicas e bioquímicas. Os coeficientes das câmaras contendo serapilheira e folhas foram equivalentes a partir do nono dia até o final do experimento, indicando provável similaridade estrutural (do tipo do recurso e da composição química) dos recursos nos estágios finais da decomposição.

Os maiores valores dos coeficientes estequiométricos observados na decomposição dos recursos vegetais indicam que, nas fases iniciais de formação dos reservatórios, são necessárias baixas concentrações de carbono para gerar grandes demandas de oxigênio, conseqüentemente o sistema aquático tende à anoxia. As tendências de reduções nos valores dos coeficientes estequiométricos indicam que na fase de estabilização das condições límnicas do reservatório recém-formado, embora possa haver grandes quantidades de carbono disponível (remanescentes da fitomassa submersa), o consumo de oxigênio poderá ser baixo, gerado por demanda de fundo contínua e de baixa intensidade.

Os valores iniciais do pH das amostras de água utilizadas nas câmaras de decomposição foram elevados; este fato se relaciona ao intemperismo da bacia hidrográfica. Segundo Langmuir (1997), as águas com propriedades básicas apresentam predomínio de elementos minerais, cuja maioria se constitui em sais

de bases fortes e ácidos fracos. Os decréscimos observados nos valores de pH durante as primeiras etapas da decomposição provavelmente resultaram da dissociação de íons  $H^+$  do material dissolvido, proveniente do processo de lixiviação (ácidos orgânicos) ou da formação de  $CO_2$  pelas oxidações do carbono orgânico. Parte do  $CO_2$  foi liberado como gás, parte permaneceu em solução formando ácido carbônico, conseqüentemente, reduzindo os valores de pH. A estabilização dos valores de pH ao longo do experimento provavelmente reflete a equivalência entre a produção de  $CO_2$  e o consumo (assimilação biológica) dos íons bicarbonato ( $HCO_3^-$ ) e carbonato ( $CO_3^{2-}$ ). Outro fato relacionado à manutenção dos meios na condição neutro-alcalina (pH entre 7 e 8) é a formação dos compostos húmicos, que normalmente contribuem para o processo de tamponamento.

Os decréscimos nos valores de pH, observados no início dos processos de decomposição, indicam que nas fases iniciais dos enchimentos dos reservatórios tende a ocorrer reduções nos valores de pH. A acidez aumenta o poder de corrosão da água, o que pode comprometer os equipamentos do sistema gerador de energia. A acidez também favorece o intemperismo das rochas da bacia de acumulação, causando o aumento das concentrações de íons na coluna d'água e também o aumento da dureza (Langmuir, 1997).

Os incrementos nos valores de condutividade elétrica observados nas fases iniciais das degradações estão relacionados à formação de  $CO_2$  e à liberação de compostos minerais decorrentes do processo de lixiviação. Quando comparada aos demais substratos, a mineralização das folhas foi a que gerou as maiores concentrações. Em relação à serapilheira, às cascas e aos galhos, as folhas possuem menor quantidade de compostos lignocelulósicos (Grant Reid, 1997). Os conteúdos protoplasmáticos de seus tecidos de preenchimentos (mesófilo) são os principais responsáveis pelos incrementos de íons (por exemplo, carbonato de cálcio, oxalato de cálcio) nas câmaras de decomposição. A estabilização das concentrações iônicas nas câmaras provavelmente é resultado do equilíbrio entre os processos de produção e de assimilação biológica desses íons pela comunidade heterotrófica. Os resultados sugerem que, durante o enchimento de reservatórios, devido ao afogamento da vegetação, ocorrem incrementos nas concentrações iônicas da coluna d'água pelo processo de lixiviação. O aumento de nutrientes na coluna d'água aumenta a fertilidade do sistema, potencializando a proliferação de algas e o desenvolvimento de macrófitas aquáticas.

As variações temporais dos valores de densidade óptica do material dissolvido das câmaras de decomposição podem ser atribuídas à solubilização do material pigmentado presente nos tecidos vegetais (por exemplo, carotenóides, clorofilas, antocianina) e à formação de substâncias húmicas. Os valores de densidade óptica, durante a fase inicial de degradação, provavelmente foram incrementados pela

liberação de compostos pigmentados e, com o tempo, os valores de densidade óptica foram sendo incrementados e mantidos pela formação e ressíntese das substâncias húmicas (Cunha, 1999). Com o tempo, esses valores tendem a decrescer devido à predominância dos processos de mineralização (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2002).

As oxidações dos detritos geram substâncias húmicas (Lux *et al.*, 2001), as quais apresentam alta massa molecular e coloração escura; desta forma, os processos de degradação poderão produzir alterações na coloração da água. Dentre as propriedades dos compostos coloridos, citam-se: atenuação da luz na coluna d'água (efeito de sombreamento), interferindo negativamente na produtividade primária do sistema, em contrapartida, essas substâncias influenciam positivamente o crescimento de algas e de bacterioplâncton. Outras propriedades, como a formação de trihalometano, reduzem o potencial de utilização das águas para abastecimento (Bruchet *et al.*, 1989). A capacidade dos compostos húmicos de complexar íons metálicos (Ashley, 1996; Petrovic & Kastelan-Macan, 1996) controla a disponibilidade de cátions na coluna d'água.

## Conclusões

A partir da análise das relações estequiométricas e de outras variáveis, conclui-se que o afogamento da biomassa vegetal, nas fases iniciais de enchimento de reservatórios, interfere significativamente na qualidade da água desses sistemas, uma vez que alteram os balanços globais do oxigênio dissolvido, reduz o pH e aumenta a coloração e a condutividade elétrica da coluna d'água.

As alterações temporais das relações estequiométricas refletem a tendência global de consumo de oxigênio. As amplitudes de variação dos coeficientes indicam que, durante as fases iniciais dos processos de decomposição da vegetação, as maiores demandas de oxigênio são geradas a partir da oxidação de baixas concentrações de matéria orgânica. Após a estabilidade do sistema ocorrem demandas menores de oxigênio, no entanto, continuamente.

## Agradecimentos

Os autores agradecem à Companhia Brasileira de Alumínio (CBA-Votarantim) pelo apoio logístico nas atividades de campo e pela cessão dos resultados.

## Bibliografia

ANTONIO, R.M.; BITAR, A.L.; BIANCHINI JR., I. (1999). Consumo de oxigênio na mineralização de folhas, galhos, cascas e serapilheira. *Acta Limnol. Brasiliensia*, v.11, n.2, p.67-78.

- ASHLEY, J.T.F. (1996). Adsorption of Cu(II) and Zn(II) by estuarine, riverine and terrestrial humic acids. *Chemosphere*, v.33, n.11, p.2175-2187.
- BIANCHINI Jr., I. (1997). The degradation process of organic matter in reservoirs. Hydropower plants and greenhouse gas emission, p.6-27. In: ROSA, L.P.; dos SANTOS, M.A., eds. *Energy Planning Program*. Rio de Janeiro, COPPE Report/Ed. Tecnológica. 111p.
- BITAR, A.L. (1995). *Contribuição para o estudo dos processos de mineralização em sistemas aquáticos*. São Carlos, SP. Monografia (Graduação) – Depto. Hidrobiologia, UFSCar.
- BREZONIK, P.L. (1993). *Chemical kinetics and process dynamics in aquatic systems*. Lewis, Boca Raton. 754p.
- BRUCHET, A.; ANSELME, C.; DUGUET, J.P.; MALLEVIALLE, J. (1989). Effect of humic substances on the treatment of drinking water, p.93-106. In: SUFFET, I.H.; MacCARTHY, P., eds. *Aquatic humic substances – influence on fate and treatment of pollutants*. Washington, American Chemical Society. 864p.
- CHARACKLIS, W.G. (1990). Kinetics of microbial transformations, p.233-264. In: CHARACKLIS, W.G.; MARSHALL, K.C., eds. *Biofilms*. New York, John Wiley & Sons. 796p.
- CUNHA, M.B. (1999). *Mineralização de compostos húmicos da lagoa do Infernãõ (Luiz Antônio, SP)*. São Carlos, 141p. Dissertação (Mestrado) – UFSCar.
- CUNHA, M.B.; BIANCHINI Jr., I. (1998). Cinéticas de mineralização aeróbia de celulose e lignina durante a degradação de *Cabomba piauhyensis* e *Scirpus cubensis*. *Acta Limnol. Brasiliensia*, v.10, n.2, p.59-69.
- CUNHA-SANTINO, M.B.; BIANCHINI Jr., I. (2002) Humic substance mineralization from a tropical oxbow lake (São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, v.468, n.1-3, p.33-43.
- FARJALLA, V.F.; MARINHO, C.C.; ESTEVES, F.A. (1999). The uptake of oxygen in the initial stages of decomposition of aquatic macrophytes and detritus from terrestrial vegetation in a tropical coastal lagoon. *Acta Limnol. Brasiliensia*, v.11, n.2, p.185-193.
- GARZON, C.E. (1984). Water quality in hydroelectric projects: considerations for planning in tropical forest regions. *The World Bank Tech. Pap.*, v.20, p.1-33.
- GRANT REID, J.S. (1997). Carbohydrate metabolism: structural carbohydrates, p.205-236. In: DEY, P.M.; HARBORNE, J.B., eds. *Plant biochemistry*. San Diego, Academic Press. 554p.

- HARWOOD, J.L. (1997). Plant lipid metabolism, p.237-272. In: DEY, P.M.; HARBORNE, J.B., eds. *Plant biochemistry*. San Diego, Academic Press. 554p.
- LANGMUIR, D. (1997). *Aqueous environmental geochemistry*. New Jersey, Ed. Prentice-Hall. 600p.
- LUX, Q.; HANNA, J.V.; JOHNSON, W.D. (2001). Evidence of chemical pathways of humification: a study of aquatic humic substances heated at various temperatures. *Chem. Geol.*, v.177, p.249-264.
- JØRGENSEN, S.E. (1986). *Fundamentals of ecological modelling*. Developments in Environmental Modelling, 9. Amsterdam, Elsevier. 389p.
- PAIVA, M.P.; SALLES, P.V. (1977). *Desmatamento de represas hidrelétricas no Brasil*. ELETROBRÁS/Relatório Técnico.
- PETROVIC, M.; KASTELAN-MACAN, M. (1996). The uptake of inorganic phosphorus by insoluble metal-humic complexes. *Water Science & Technology*, v.34, n.7-8, p.253-258.
- PLOSKEY, G.R. (1985). Impacts of terrestrial vegetation and preimpoundment clearing on reservoir ecology and fisheries in USA and Canada. *FAO Fish. Tech. Pap.*, v.258, p.1-35,
- STUMM, W.; MORGAN, J.J. (1981). *Aquatic chemistry*. New York, Wiley/Interscience. 789p.
- WETZEL, R.G. (1983). *Limnology*. Philadelphia, Saunders. 767p.
- WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. (1991). *Limnological analyses*. New York, Springer-Verlag. 391p.