

Degradação Anaeróbia de Folhas e Galhos, Cascas e Serrapilheira.

BITAR¹, A. L., ANTONIO¹, R. M. & BIANCHINI JR.^{1,2}, I.

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais; ² Departamento de Hidrobiologia. Universidade Federal de São Carlos - Via Washington Luiz, km 235. São Carlos (SP). CEP: 13565-905. E-mail: lrneu@power.ufscar.br

RESUMO: Degradação anaeróbia de folhas, galhos, cascas e serrapilheira. Este estudo, que integra o Plano de Controle Ambiental da UHE Tijuco Alto, visa discutir aspectos da decomposição de recursos vegetais, usualmente afogados na formação dos reservatórios. A amostra de água foi coletada no rio Ribeira de Iguape e os recursos vegetais (folhas, galhos, cascas e serrapilheira) foram obtidos na área a ser inundada. Em laboratório os recursos foram secos e posteriormente, misturados. Para cada tipo de recurso foram montados frascos de decomposição e a cada amostragem desativou-se um frasco com cada recurso. Observou-se que os teores MOP decresceram, principalmente no início do experimento, produzindo um aumento nos teores de MOD. Os valores de densidade óptica e de condutividade elétrica também apresentaram aumento nos primeiros dias; os valores de pH oscilaram, durante todo o ensaio. Ajustando os resultados a um modelo cinético, observou-se que as maiores taxas de consumo de MOP ocorreram na degradação das folhas ($0,0052 \text{ dia}^{-1}$) e de serrapilheira ($0,0040 \text{ dia}^{-1}$). As taxas de decalmento das cascas e dos galhos foram: $0,0032$ e $0,0019 \text{ dia}^{-1}$, respectivamente. O potencial de solubilização dos detritos estabeleceu-se entre 5 e 10% e a quantidade de matéria orgânica lábil variou entre 3 e 6%.

Palavras-chave: decomposição, ambiente aquático, anaerobiose, detrito.

ABSTRACT: Anaerobic decomposition of leaves, branches, barks and litter. This study is a part of the Environmental Control Plan of Tijuco Alto Hydroelectric Power Plant, and it aims to discuss aspects related to the decomposition of some vegetable structures usually drowned during the formation of the man-made reservoirs. The resources (leaves, branches, barks and litter) were collected in the area that will be affected by the future man-made reservoir. The water sample was taken in the Ribeira de Iguape river. In the laboratory, for each resource 15 decomposition bottles were set up; at each sampling time 1 bottle of each substrate was used for the analysis. From this procedure it was possible to notice the decay of POM, mainly in the beginning of the experiment, generated the increasing of the DOM concentration. The optical densities and electric conductivity values also shown increases in the firsts days. However the pH values oscillated during all the experiment. By fitting the results in a kinetic model it was possible to notice that the highest decay rates of POM occurred in the decomposition of leaves (0.0052 day^{-1}) and litter (0.0040 day^{-1}). The decay rates of the decomposition of branches and barks were: 0.0032 and 0.0019 day^{-1} , respectively. The leaching yield of the detritus was between 5 and 10% and the labile organic matter stayed between 3 and 6%.

Key-words: decomposition, aquatic environment, anaerobic, detritus.

Introdução

A experiência anterior com a implantação de reservatórios em regiões com cobertura vegetal indica que, dependendo da quantidade de fitomassa presente na bacia de acumulação, o afogamento da vegetação pode causar alterações na qualidade da água, gerando condições favoráveis para o desenvolvimento de anaerobiose e de eutrofização. Esta situação pode comprometer, por um longo período, a biota do ecossistema aquático, o uso da água e os equipamentos das unidades geradoras de energia. Para avaliação dos impactos ambientais associados ao afogamento da vegetação a técnica de realização de ensaios de decomposição, em conjunto com os estudos de simulação matemática, tem sido empregada com frequência. Tais experimentos fornecem importantes subsídios pois descrevem aspectos quantitativos e qualitativos da influência da fitomassa submersa na alteração da qualidade da água e nas demais características limnológicas do futuro reservatório. Deve-se considerar, ainda, que os modelos matemáticos empregados para a previsão

das alterações da qualidade da água, devido à inundação da vegetação, nem sempre utilizam parâmetros cinéticos que refletem parte das condições regionais, mas valores extraídos da literatura. Desse modo, além de contribuir para o entendimento dos processos envolvidos, os ensaios de degradação também fornecem parâmetros cinéticos mais próximos das condições locais, aprimorando o processo de calibração dos modelos matemáticos, diminuindo o grau de incerteza a eles associados. Nesse contexto, este estudo integra o Programa de Desmatamento da Bacia de Inundação do Plano de Controle Ambiental da Usina Hidrelétrica (UHE) Tijuco Alto.

De modo geral, nos ecossistemas aquáticos a ciclagem e as transformações do carbono são constituídas por três processos básicos: a assimilação do carbono inorgânico (fotossíntese e quimiossíntese), a decomposição aeróbia e a anaeróbia (Thurman, 1985). Os processos aeróbios e anaeróbios da decomposição, são constituídos por três tipos de mecanismos: a lixiviação, a fragmentação e o catabolismo. Na lixiviação o material solúvel é removido do detrito pela ação da água. A fragmentação é o processo pelo qual ocorre a redução do tamanho do detrito. Está, em geral, relacionada com a digestão dos decompositores; os resíduos gerados são excretados em partículas menores e com composição química diferente do material ingerido (Swift *et al.*, 1979). Quando independe das atividades da digestão, a fragmentação ocorre sem mudanças na composição química. Nesse caso relaciona-se com a turbulência das águas e com as intempéries climáticas (Lush & Hynes, 1973). O catabolismo transforma os compostos orgânicos complexos em moléculas pequenas e simples, através de uma reação ou uma cadeia de reações. Os produtos formados podem ser orgânicos ou inorgânicos, alguns são resintetizados e incorporados nas estruturas dos decompositores. Outros são incorporados ou convertidos na classe dos compostos orgânicos não celulares, tais como as substâncias húmicas (Wetzel, 1990).

Em um relativo curto período (dias/meses), o detrito é atacado por organismos que o fragmentam a resíduos quimicamente inalterados ou o trituram e o catabolizam para compostos inorgânicos, estruturas celulares e compostos húmicos. Em paralelo, os processos de lixiviação removem as frações solúveis do substrato. Devido às baixas taxas de ciclagem das substâncias húmicas e dos compostos estruturais das plantas, a decomposição somente será concluída numa escala de tempo maior, da ordem de anos a décadas. Como exemplo cita-se que árvores e troncos, total ou parcialmente submersos, encontravam-se ainda presentes na represa de Marlon Millpond (Wisconsin-EUA), a mais de 110 anos da formação do reservatório (Born *et al.*, 1973).

No decorrer da degradação, a lixiviação, o catabolismo e a fragmentação atuam em simultâneo sobre o mesmo recurso o que torna, às vezes, muito difícil distingui-los. As velocidades através das quais os nutrientes e o carbono ciclaram e acumulam-se dependem, basicamente, dos balanços entre os processos de imobilização e mineralização. Desse modo, a disponibilidade de um determinado elemento depende da mineralização líquida, na qual a resultante do processo de mineralização excede a de imobilização (Swift *et al.*, 1979). Sob um dado período, no entanto, a mineralização do detrito pode ser incompleta. Nesse contexto, estudos têm registrado que a partir da degradação de vários compostos orgânicos simples, o rendimento médio para a formação de biomassa de microrganismos (imobilização) se constitui em 62% ; embora possa ser verificada grande variabilidade (amplitude: 26 a 88%), dependendo do substrato (Ramanathan & Gaudy, 1972). No que se refere aos processos de curto período admitiu-se, por exemplo, que na decomposição aeróbia da glicose a mineralização tenha respondido por cerca de 20% do consumo de carbono orgânico, a formação de biomassa microbiana por 60% e o processo de humificação tenha sido responsável pela imobilização dos 20% de carbono restantes (Antonio & Bianchini Jr., *no prelo*).

Além dos efeitos particulares dos vários tipos dos organismos envolvidos com as velocidades dos processos de decomposição, reportam-se as dependências das suas taxas em função dos seguintes fatores: 1º temperatura (Carpenter & Adams, 1979; Brezonik, 1994); 2º conteúdos de matéria orgânica e nutrientes dos detritos e do meio (Coulson & Butterfield, 1978; Enríques *et al.* 1993; Hohmann & Neely, 1993; Bitar & Bianchini Jr., 1994); 3º teor de compostos refratários e tipo dos detritos (Rice & Tenore, 1981); 4º pH e salinidade (Chan, 1985; Ogburn *et al.*, 1988; Kok & Van Der Velde, 1991); 5º concentração de oxigênio dissolvido (Jewell, 1971; Gale *et al.*, 1992; Moore Jr. *et al.*, 1992; Antonio, 1996); 6º tamanho de partícula (Swift *et al.*, 1979).

Com base no exposto, através do processo de mineralização de alguns recursos vegetais (folhas, galhos, cascas e serrapilheiras), este trabalho visa discutir alguns efeitos da degradação anaeróbia da fitomassa presente na bacia de inundação sobre a qualidade da água do futuro reservatório da UHE Tijuco. Para tanto, descrevem-se as cinéticas: 1º de perda de massa do material particulado, 2º de lixiviação e 3º de consumo dos compostos dissolvidos.

Materiais e Métodos

As coletas das amostras dos recursos vegetais (folhas, galhos, cascas e serapilheira) foram realizadas em outubro de 1995, nas áreas da bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape que serão inundadas quando da formação do futuro reservatório da UHE Tijuco Alto (24° 39'S e 49° 02'W), situadas nas divisas dos estados de São Paulo e Paraná. As coletas foram efetuadas nas seguintes tipologias vegetais: matas, capoeiras, culturas anuais, culturas perenes e pastagens. Especificamente no que se refere às amostras de galhos, foram constituídas por estruturas que continham um diâmetro aproximado de 1 cm. Cerca de 20 litros de água foram coletados no rio Ribeira de Iguape, em local próximo ao futuro eixo da barragem. Nessa oportunidade adicionou-se nesta amostra, pequena quantidade de sedimento do leito do rio. Durante o transporte e armazenamento das amostras, não foram adicionados elementos conservantes. Em laboratório, até que fosse montado o ensaio, as amostras de água foram mantidas no escuro e sob temperatura ambiente.

A partir da coleta, em laboratório, procedeu-se à secagem do material em estufa (40-50°C). Após a secagem foi realizada a trituração e a homogeneização dos recursos. Em seguida, para cada recurso, elaborou-se através de mistura uma amostra composta. Para tanto, as quantidades utilizadas nas misturas consideraram as contribuições relativas de cada tipologia vegetal da área em questão, de acordo com os seguintes percentuais: 72% pastagens, 8% culturas anuais, 16% capoeira, 3% mata e 1% culturas perenes. Assim, por exemplo, para a composição da amostra integrada de folhas, as colhidas nas matas contribuíram com 3%, as presentes nos pastos contribuíram com 72%, as provenientes das capoeiras com 16%, as originadas nas culturas anuais com 8% e as encontradas nas culturas perenes com 1% do peso total. Em seguida, foram montados 60 frascos (capacidade: 100 ml), cada um com aproximadamente 80,0 ml de água do rio Ribeira de Iguape (previamente filtrada em lâ de vidro) e 2,0 g de amostra de fitomassa. No preparo dos frascos utilizaram-se elevadas quantidades de fragmentos tendo em vista garantir a manutenção da anaerobiose durante todo o experimento. A partir das cinéticas de consumo de oxigênio, descritas para estes recursos (Antonio *et al.*, 1999) e da quantidade máxima de oxigênio dissolvido em cada frasco ($\approx 0,68 \text{ mg} = (\text{OD})_{\text{sat}} \times 0,08 \text{ l}$; sendo $(\text{OD})_{\text{sat}}$ a 23,2 °C = 8,54 mg l^{-1}) calculou-se que as misturas tomaram-se anaeróbias em, no máximo, 35 min, após o contato entre os fragmentos e as alíquotas de água.

Após a montagem (24/10/95), os frascos foram fechados (vedados) e reunidos em quatro grupos, cada qual constituído por 15 unidades, contendo amostras integradas de folhas, de galhos, de cascas e de serapilheira. Foram mantidos em mesa agitadora e sob temperatura ambiente (média: 24,8 ± 0,2 °C; amplitude: 20,9 a 28,9 °C; n=23). A cada dia de amostragem (0, 0,5, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 15, 20, 30, 45 e 56 dias), separou-se um frasco de cada grupo e fracionou-se, por centrifugação, o material particulado do dissolvido. Os teores de matéria orgânica particulada (MOP) foram determinados por gravimetria, a partir da secagem do centrifugado (40 °C). Após terem seus volumes completados (com água destilada) a 90,0 ml, no sobrenadante estimou-se a condutividade elétrica, o pH e a densidade óptica (450 nm). Em seguida, os sobrenadantes foram desidratados por evaporação (40 °C) e os teores de matéria orgânica dissolvida (MOD) estimados, por gravimetria. Os teores de matéria orgânica consumida (MOC) foram estimados a partir da diferença entre os valores iniciais de MOP com os das somas dos valores de MOP e MOD nos tempos de amostragem. As determinações do pH e da condutividade elétrica foram efetuadas por potenciometria. A densidade óptica (DO) foi determinada por espectrofotometria (450 nm) e os teores de eletrólitos totais foram calculados através da elaboração prévia de uma curva padrão entre uma solução de NaCl e a condutividade elétrica.

Considerando a heterogeneidade química dos detritos, se supôs que os processos de mineralização desenvolveram-se por meio de três rotas (Blanchini Jr., 1997). Na primeira admitiu-se que compostos lábeis sejam rapidamente oxidados (reações químicas e bioquímicas) e, em paralelo, a ocorrência de lixiviação (solubilização). Estes eventos se processam segundo o coeficiente global de perda de massa " k_1 ", resultante da soma dos coeficientes de oxidação das frações lábeis " k_2 " e de lixiviação " k_3 " ($k_1 = k_2 + k_3$). O segundo caminho compreende os processos consecutivos de lixiviação e catabolismo das frações dissolvidas de matéria orgânica. A formação da MOD ocorre segundo k_1 e é mineralizada por meio de um coeficiente específico, " k_3 ". Os compostos envolvidos nestes 2 caminhos constituem as frações lábeis e/ou solúveis da matéria orgânica particulada (MOPLS).

Na terceira rota, as perdas de massa ocorrem devido às oxidações das frações resistentes dos detritos (MOPR), segundo o coeficiente de mineralização " k_4 ". Estas considerações levam ao seguinte conjunto de equações:

$$\frac{dMOP}{dt} = -k_7 MOPLS - k_4 MOPR \quad (\text{Eq. 1})$$

$$\frac{dMOD}{dt} = k_7 \left(\frac{k_2}{k_7} MOPLS \right) - k_3 MOD \quad (\text{Eq. 2})$$

$$\frac{dMOC}{dt} = k_7 \left(\frac{k_1}{k_7} MOPLS \right) + k_3 MOD + k_4 MOPR \quad (\text{Eq. 3})$$

As variações temporais de MOP e MOD foram utilizadas para as determinações dos coeficientes de mineralização, durante a parametrização do modelo (Eqs. 1 a 3); para tanto se utilizou um método de regressão não linear (algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt), de acordo com Press *et al.* (1993).

Resultados

Através da Fig. 1 são apresentados os resultados das variações temporais dos teores de MOP, de MOD e de MOC, ocorridas durante a degradação anaeróbia das folhas, galhos, cascas e serapilheira. Por meio desta figura apresentam-se, ainda, as variações temporais das densidades ópticas, dos teores de eletrólitos dissolvidos totais e dos valores de pH dos sobrenadantes. É possível verificar que para todos os substratos, os teores de MOP tenderam a decrescer com o tempo, principalmente no período inicial (até aproximadamente o 5º dia), gerando intensos incrementos nos teores de MOD. Com o tempo (do 2º ao 6º dia), também os conteúdos de MOD passaram a decair. Na medida da evolução da mineralização das frações de MOP e MOD, os valores de MOC incrementaram-se.

Durante a degradação das folhas, dos galhos e da serapilheira, nos primeiros dias de experimento (até aproximadamente o 2,5º dia) os valores de DO aumentaram, após este período, tenderam decrescer, até o 4º-5º dia. Em seguida, passaram a ser incrementados com baixas velocidades ou mantiveram-se, praticamente, constantes. A variação dos valores de DO ocorrida durante a decomposição das cascas apresentou grandes oscilações, em comparação com as obtidas para os demais recursos. Entretanto, de modo geral é possível notar que, neste caso, os valores de densidade óptica foram incrementados até o 10º dia; após este período, tenderam ao decréscimo até o final do experimento. Os valores de DO registrados para os sobrenadantes dos frascos que continham fragmentos de folhas apresentaram-se mais elevados que os demais, os menores valores referem-se aos sobrenadantes dos frascos que continham serapilheira e galhos.

No transcorrer dos processos de mineralização os valores de condutividade elétrica aumentaram intensamente até, aproximadamente, o 3º dia, após este período tenderam decrescer até o final. É possível verificar também que, quando comparada com as demais, a mineralização das folhas foi o processo que gerou as maiores concentrações de eletrólitos totais dissolvidos. Os resultados apresentados através da Tab. 1 referem-se aos ajustes das variações temporais dos eletrólitos totais dissolvidos a um modelo cinético de primeira ordem (equivalente a Eq. 2), que considera simultaneamente os processos de solubilização e consumo destes elementos. Com base nestes resultados verifica-se que os potenciais de solubilização de eletrólitos das cascas, dos galhos e da serapilheira são equivalentes ($\approx 0,65 \text{ meq.g}^{-1}$ de detrito), quando comparados com o apresentado pelas folhas equívalem, aproximadamente, a 50% deste último ($\approx 1,27 \text{ meq.g}^{-1}$). Os coeficientes de lixiviação foram elevados (valor médio do tempo de meia vida $\approx 6,7$ horas) e os de assimilação relativamente baixos (valor médio do tempo de meia vida ≈ 1 ano).

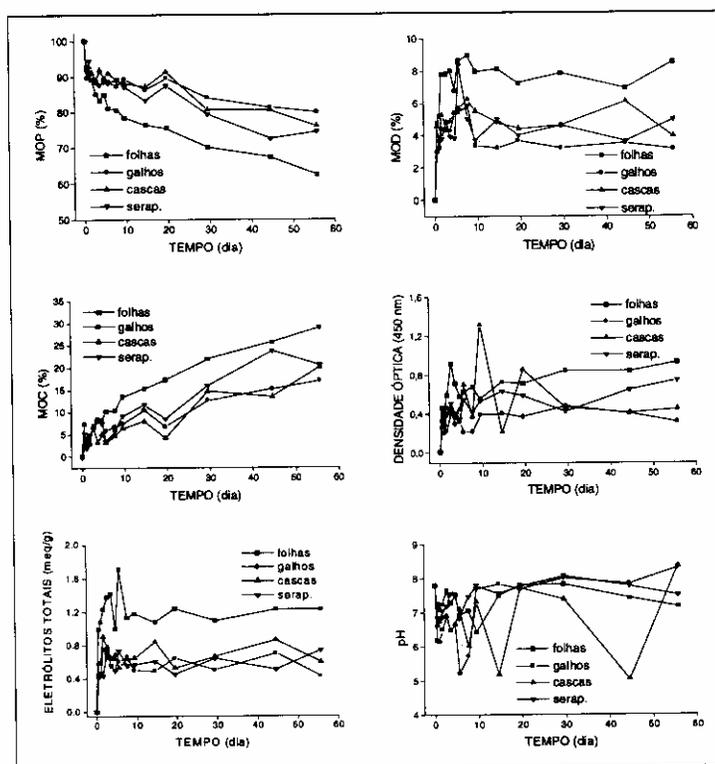


Figura 1: Decomposição anaeróbia dos recursos vegetais, variações temporais das frações remanescentes de matéria orgânica particulada (MOP), da matéria orgânica dissolvida (MOD), da matéria orgânica mineralizada (MOC), da densidade óptica (450 nm), dos teores de eletrólitos dissolvidos totais e do pH.

Tabela 1 : Parametrização do modelo cinético de variação temporal dos eletrólitos dissolvidos totais (processo anaeróbio).

Recurso	Eletrólitos totais (meq.g ⁻¹ de detrito)		Coeficiente de lixiviação (dia ⁻¹)		Coeficiente de assimilação (dia ⁻¹)		r ²
	Valor	Erro	Valor	Erro	Valor	Erro	
Folhas	1,273	0,073	2,68	1,06	0,00164	0,00256	0,79
Galhos	0,633	0,041	2,04	0,73	0,00385	0,00298	0,77
Cascas	0,693	0,048	3,53	2,14	0,00019	0,00298	0,71
Serapielha	0,611	0,032	1,68	0,60	0,00189	0	0,74

Até o primeiro dia do experimento, os valores de pH de todos os frascos decresceram. A exceção dos frascos que continham cascas, nos quais os valores de pH variaram intensamente durante todo o experimento, para os demais é possível identificar uma segunda fase na qual os valores de pH flutuaram, com tendência ao decréscimo (do 2º até o 5º- 9º, dependendo do recurso). Após este período inicial, os valores de pH tenderam ao aumento (até o final da 2ª a 3ª semana) e à estabilização. Nos frascos que continham serapielha e fragmentos de folhas, após a estabilização, os valores de pH tenderam a decrescer. De modo geral, é possível assinalar, ainda, a relativa similaridade entre as variações de pH dos frascos que continham folhas e serapielha.

Com base no ajuste das variações de MOP e de MOD ao modelo cinético proposto (Tab. II) verifica-se que os coeficientes de consumo de MOPR mais elevados ocorreram na degradação das folhas (0,0052 dia⁻¹) e da serapielha (0,0040 dia⁻¹). Por outro lado, os coeficientes de decalento das cascas e dos galhos apresentaram os valores mais baixos, 0,0032 e 0,0019 dia⁻¹, respectivamente.

Tabela II : Parametrização do modelo que descreve a mineralização anaeróbica das folhas, galhos, cascas e serapilheira.

	Folhas	Galhos	Cascas	Serapilheira
		Erro	Erro	Erro
MOPLS (%)	15,34	1,29	8,82	2,00
MOPR (%)	83,42	0,87	89,47	0,83
k_T (dia ⁻¹)	0,61	0,12	1,50	-
k_1 (dia ⁻¹)	0,0052	0,0004	0,0019	0,0004
r^2 (*)	0,99		0,88	0,90
MOD (%)	9,06	0,52	4,83	0,29
MOPL (%)	6,28	-	3,99	-
k_1 (dia ⁻¹)	0,25	-	0,68	-
k_2 (dia ⁻¹)	0,36	-	0,82	-
k_3 (dia ⁻¹)	0,0042	0,0027	0,0099	0,0035
r^2 (**)	0,74		0,77	0,75

Obs: I) Os erros de MOPL, k_1 e k_2 não constam pois estes parâmetros foram determinados a partir de estimativas (MOPL=MOPLS-MOD; $k_1 = k_T \times$ (MOPL/MOPLS); $k_2 = k_T \cdot k_1$); II) Os coeficientes de correlação (r^2) referem-se aos ajustes dos resultados de MOP à Eq. 1 (*) (determinações de: MOPLS, MOPR, k_1 e k_2) e aos ajustes da MOD à Eq.2 (**), determinações de: MOD e k_3 .

mente. Estes ajustes permitiram, também, estimar, para cada substrato, as quantidades totais de MOP lixiviada e seus respectivos coeficientes de consumo e de solubilização. Nesse contexto, 9,1% das folhas, 4,8% dos galhos, 5,1% das cascas e 4,8% da serapilheira foram solubilizados. Os lixiviados (MOD) das folhas, das cascas, dos galhos e da serapilheira apresentaram, respectivamente, os seguintes coeficientes de consumo: 0,004, 0,010, 0,001 e 0,002 dia⁻¹. Os coeficientes de lixiviação das folhas, dos galhos, das cascas e da serapilheira foram, respectivamente: 0,36; 0,82; 2,27 e 0,94 dia⁻¹.

Em paralelo as ocorrências dos processos de lixiviação foi possível identificar, ainda, perdas de massa da MOP devido aos processos de mineralização de frações lábeis. De acordo com os ajustes efetuados foi possível estimar que tais frações (MOPL) correspondiam a 6,3% das folhas, 4,0% dos galhos, 3,1% das cascas e 4,4% da serapilheira. Essas frações lábeis das folhas, dos galhos, das cascas e da serapilheira apresentaram, respectivamente, os seguintes coeficientes de perda de massa: 0,25, 0,68, 1,37 e 0,86 dia⁻¹.

Discussão

Com relação aos elementos conservativos, as composições químicas das águas de lagos e reservatórios estabilizados são, em grande parte, determinadas pelas características químicas dos afluentes e das chuvas. No entanto, na formação de um novo reservatório, a composição química da água pode ser influenciada pela liberação de compostos solúveis originados da degradação da vegetação e dos detritos presentes nos solos previamente inundados (Baxter & Glaude, 1980).

As árvores e os arbustos contêm maior quantidade de material resistente (celulose, resinas, graxas, lignina) por unidade de peso que a vegetação herbácea, por este motivo requer, proporcionalmente, maior tempo para a decomposição (Sylvester & Seabloom, 1965). Deste modo, a composição estrutural da vegetação afogada pode permanecer praticamente inalterada por vários anos, especialmente quando não exposta à atmosfera (Jenkins, 1970).

Estudos efetuados por Goldstein (1981) indicam os seguintes valores típicos para a composição química dos tecidos vegetais: açúcares e amido = 1-5%; hemicelulose = 10-28%; celuloses = 20-50%; lipídios, graxas e taninos = 1-8%; lignina = 10-30%; proteínas = 10-15%. Verifica-se que a biomassa da vegetação é constituída, basicamente, por compostos de difícil decomposição tais como: hemicelulose, celulose e lignina. A lignina é o composto mais resistente à degradação bioquímica, a aptidão em quebrá-la é principalmente atribuída aos fungos e tem sido considerada não degradável a partir de processos anaeróbios. No outro extremo, os açúcares, as proteínas e os amidos se decompõem rapidamente e se constituem nas substâncias de importância imediata, em curto prazo, nas alterações da qualidade da água. As partes verdes da vegetação não só possuem uma grande quantidade destas substâncias biodegradáveis mas, também, são mais vulneráveis aos ataques bacterianos, devido as suas grandes superfícies específicas. A degradação destes compostos orgânicos envolve rotas metabólicas específicas e produz diferentes substâncias inter-

mediárias, que por sua vez, interagem de várias maneiras com outros compostos do meio e com a biota (Wetzel, 1983; 1990).

Em particular para a degradação anaeróbia, os produtos gerados e as rotas utilizadas alteram-se em função da disponibilidade e do tipo de aceptores de elétrons, caracterizando os processos de respiração anaeróbia e fermentação. Nestes casos, em geral, os processos iniciam-se por meio da respiração anaeróbia e na medida em que se esgotam os compostos "transportadores" de oxigênio (por ex.: NO_3^- , NO_2^- , SO_4^{2-} , etc.) e o potencial de oxidação-redução passa a apresentar valores mais negativos se estabelecem condições favoráveis para o crescimento e a manutenção dos organismos fermentadores, tais como as bactérias metanogênicas (D'Angelo & Reddy, 1999; Ferry, 1999).

Para os recursos vegetais em questão, os resultados obtidos permitiram adotar, de maneira satisfatória, o modelo cinético que considera três caminhos para os processos de mineralização anaeróbia. No primeiro, os compostos lábeis tais como os carboidratos, os glicosídeos e os polifenóis seriam rapidamente oxidados, em paralelo com os processos de lixiviação de frações protoplasmáticas. O segundo caminho compreenderia os processos consecutivos de solubilização (lixiviação) e consumo (oxidação) da matéria orgânica (Tab II; r^2 : de 0,55 a 0,76). Na terceira rota a oxidação dos detritos particulados resistentes (por ex.: lignina e celulose) seria o principal processo responsável pela perda de massa (Tab II; r^2 : de 0,87 a 0,99).

A exemplo do proposto por Cunha-Santino & Bianchini Jr. (2000), a idealização deste modelo cinético considera que cada recurso se constitui em um substrato heterogêneo, em termos de composição química. Verifica-se, para todos os recursos, que somente pequenas parcelas da matéria orgânica foram facilmente oxidáveis e/ou solubilizaram, a principal via de mineralização constituiu-se da oxidação da MOP, com coeficientes relativamente baixos ($t_{1/2}$ = folhas: 133; galhos: 357; cascas: 217 e serapilheira: 173 dias). Neste contexto, em termos médios, a meia vida do processo de mineralização da MOP em meio anaeróbio foi da ordem de 222 dias. O potencial de solubilização dos detritos estabeleceu-se entre 5 e 10% do conteúdo inicial e a quantidade de matéria orgânica lábil variou entre 3 e 6%.

A partir da comparação dos valores teóricos de MOC destes recursos ao modelo utilizado para descrever o consumo de oxigênio dissolvido (Antonio *et al.*, 1999) é possível confrontar as velocidades e eficiências entre os processos aeróbios e anaeróbios. Estimou-se que os processos anaeróbios de mineralização das folhas, galhos, cascas e serapilheira apresentaram, respectivamente, os seguintes coeficientes globais de decaimento: 0,022, 0,026, 0,017 e 0,021 dia^{-1} . Na ausência de oxigênio 42,4% das folhas, 21,2% dos galhos, 31,3% das cascas e 34,8% das amostras de serapilheira foram mineralizadas. Em condição aeróbia os processos apresentaram-se mais rápidos (folhas: 5,0, galhos: 20,7, cascas: 21,8 e serapilheira: 5,5 vezes), no entanto, mineralizaram menos (12,5% das folhas, 2,8% dos galhos, 3,6% das cascas e 9,8% da serapilheira). Em termos médios, verifica-se que a degradação anaeróbia mineralizou 32,4% dos substratos com um coeficiente de decaimento de 0,022 dia^{-1} , na presença de oxigênio 7,2% dos substratos foram mineralizados com um coeficiente de decaimento igual a 0,28 dia^{-1} .

As comparações entre os processos aeróbios e anaeróbios sugerem que, para efeito de simulação das alterações da qualidade da água durante o enchimento do reservatório da UHE Tijuco Alto, a conversão da fitomassa em quantidade de carbono facilmente oxidável, deva ser constituída dos seguintes procedimentos: 1º. multiplicar o valor da biomassa do substrato pela sua respectiva fração de carbono (proveniente de análise elementar); 2º. multiplicar os teores de carbono orgânico de cada substrato pela sua respectiva fração facilmente oxidável. No caso dos processos de degradação anaeróbia, considerando os resultados obtidos, tais frações seriam: folhas = 0,424; galhos = 0,212; cascas = 0,313 e serapilheira = 0,348.

Os intensos processos oxidativos ocorridos no início do ensaio provavelmente sejam os responsáveis pelas reduções nos valores de pH, devido a formação de CO_2 . Outros fatores que, usualmente, são citados como responsáveis pela acidificação dos meios nos quais os processos de degradação tendam a predominar referem-se à formação da amônia e a lixiviação de compostos reduzidos. Com o decorrer do tempo, supõe-se que a formação dos compostos húmicos (reações de oxidação), as perdas atmosféricas e assimilação das formas inorgânicas de carbono sejam responsáveis pelos tamponamentos das câmaras de decomposição. A este respeito, há que ser considerada, ainda, a capacidade quelante das substâncias húmicas formadas. Convém ressaltar que parte das oscilações do pH (principalmente no caso dos frascos com cascas) pode ser atribuída à natureza heterogênea das amostras mistas, considerando que no preparo (e homogeneização) des-

te tipo de amostra, agrupam-se substratos que podem conter diferenças estruturais acentuadas. Dependendo do tipo de análise, esta característica tende a amplificar a dispersão de resultados, mesmo em função de pequenas diferenças que as amostras eventualmente possam conter.

As variações temporais da densidade óptica atribuem-se a dois processos: dissolução da matéria orgânica pigmentada (clorofilas, feopigmentos, alcalóides, flavonóides, etc.) e formação de substâncias húmicas. Neste contexto, no início do experimento (até aproximadamente o 3º dia) os valores de densidade óptica provavelmente decorram, principalmente, da dissolução das frações coloridas de MOD e da formação de compostos precursores das substâncias húmicas (por exemplo: os melanóides). A partir da primeira semana as densidades ópticas das amostras devem refletir, principalmente, a formação e o acúmulo dos ácidos fúlvicos e húmicos. Ressalta-se a natureza refratária destes compostos corroborada pelos baixos coeficientes de consumo (k_c) registrados para a MOD (Tab. II). Da mesma forma que o ressaltado para as oscilações de pH, é possível que parte das variações dos valores de densidade óptica possa ser decorrente da heterogeneidade das amostras (principalmente no caso das cascas).

Com base nas variações temporais das concentrações de eletrólitos totais (Fig. 1, Tab.I) é possível observar que parte dos compostos inorgânicos, constituintes ou gerados a partir dos detritos, sofreu ação similar que a observada para a MOD. Isto é, nos estágios iniciais da decomposição os eletrólitos foram intensamente lixiviados (ou formados) e, com o passar do tempo, foram assimilados (consumidos) pelos microrganismos. Os valores relativamente elevados dos coeficientes de correlação, obtidos na parametrização do modelo (r^2 de 0,71 a 0,78), corroboram com os princípios desta hipótese. De modo geral, os processos identificados como responsáveis pelas oscilações nos valores da condutividade elétrica sob condição anaeróbia podem ser atribuídos, também, a degradação aeróbia dos recursos, devido a similaridade dos resultados obtidos para as duas condições (Antonio *et al.*, 1999). Ou seja, sugerem que, em condições de baixos teores de eletrólitos, o incremento das taxas de crescimento microbiano induzido pelo aumento da temperatura fez com que aumentasse os processos de assimilação de elementos nutrientes. Tal relação inversa não se verificou durante a mineralização sob condição anaeróbia pois os eletrólitos encontravam-se em concentrações elevadas, não se constituindo, neste caso, em fator limitante. Na comparação entre as concentrações iniciais, verifica-se que o experimento sob condição anaeróbia foi cerca de 1000 vezes mais concentrado.

Conclusões

Com base nos procedimentos experimentais adotados, este trabalho permite chegar as seguintes conclusões: 1º) Para efeito de descrição dos processos envolvidos na degradação da fitomassa e de modelagem matemática, os recursos vegetais (folhas, galhos, cascas e serapilheira) devem ser considerados como substratos não homogêneos do ponto de vista estrutural (composição química). No entanto, os resultados obtidos atendem aos tratamentos de compatibilização necessários para a obtenção das taxas requeridas pelos modelos matemáticos usualmente operados; 2º) Em condição anaeróbia, para todos os recursos testados, somente pequenas parcelas da matéria orgânica foram facilmente oxidáveis e/ou solubilizaram-se, a principal via de mineralização constituiu-se da oxidação da matéria orgânica particulada, com taxas relativamente baixas (folhas: 0,005; galhos: 0,002; cascas: 0,003 e serapilheira: 0,004 dia⁻¹). Nesta condição o potencial de solubilização dos detritos estabeleceu-se entre 5 e 10% do conteúdo inicial e a quantidade de matéria orgânica lábil variou entre 3 e 6% e, 3º) Para conversão da fitomassa da bacia de acumulação do futuro reservatório em teor de carbono orgânico facilmente oxidável (para o período com predominância de condição anaeróbia) deve-se multiplicar as quantidades de cada recurso vegetal, pela sua fração de carbono (análise elementar) e em seguida, multiplicar os produtos pelos seguintes coeficientes: folhas = 0,424; galhos = 0,212; cascas = 0,313 e serapilheira = 0,348.

Agradecimentos

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

Referências citadas

- Antonio, R.M. 1996. Estimativa da capacidade heterotrófica do Lago Infernã (Estação Ecológica de Jataí, SP). São Carlos, UFSCar, 82p (Dissertação).
- Antonio, R.M. & Bianchini Jr., I. (no prelo) Methodological tests of a heterotrophy index for aquatic ecosystems. Rev. Bras. Biol.
- Baxter, R.M. & Glaude, P. 1980. Environmental effects of dams and impoundment in Canada: experience and prospects. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci., 205: 1-34.
- Antonio, R.M., Bitar, A.L. & Bianchini Jr., I. 1999. Consumo de oxigênio na mineralização de folhas, galhos, cascas e serapilheira. Acta Limnol. Bras., 11(2): 65-78.
- Bianchini Jr., I. 1997. The degradation process of organic matter in reservoirs. In: Rosa, L. P. & dos Santos, M. A. (eds.) Hydropower plants and greenhouse gas emissions. Ed. Tecnologia, Rio de Janeiro. p.6-27.
- Bitar, A.L. & Bianchini Jr., I. 1994. Efeito do teor de matéria orgânica dissolvida sobre as taxas de seu processo de mineralização. In: Anais do I Seminário de Qualidade de Águas Continentais no MERCOSUL. Porto Alegre, ABRH n° 2. p. 311-329.
- Bom, S.M.; Wirth, T. L.; Brick, E. M. & Peterson, J. P. 1973. Restoring the recreational potential of small impoundments. Wisconsin Department of Natural Resources, Madison. 20p. (Technical Bulletin, 70).
- Brezonik, P.L. 1994. Chemical kinetics and process dynamics in aquatic systems. Boca Raton, Lewis. 754p.
- Carpenter, S.R. & Adams, M.S. 1979. Effects of nutrients and temperature on decomposition of *Myrtophyllum spicatum* L. in a hard water eutrophic lake. Limnol. Oceanogr., 24: 520-528.
- Chan, K. 1985. Aerobic decomposition of *Chlorella salina* in freshwater and saline conditions. Hydrobiologia, 122: 35-44.
- Coulson, J.C. & Butterfield, J. 1978. An investigation of the biotic factors determining the rates of decomposition on a blanket bog. J. Ecol., 66: 631-650.
- Cunha-Santino, M. B. & Bianchini Jr., I. 2000. Decomposição aeróbia e anaeróbia de *Salvinia auriculata* da lagoa do Infernã. In: Santos, J. E. & Pires, J. S. R. (eds.) Estudos integrados em ecossistemas: Estação Ecológica de Jataí. Rima, São Carlos. 2:631-643.
- D'Angelo, E.M. & Reddy, K.R. 1999. Regulators of heterotrophic microbial potentials in wetland soils. Soil Biol. Biochem., 31: 815-830.
- Enríquez, S., Duarte, C.M. & Sand-Jensen, K. 1993. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content. Oecologia, 94: 457-471.
- Ferry, J.G. 1999. Enzymology of one-carbon metabolism in methanogenic pathways. FEMS Microbiol. Rev., 23: 13-38.
- Gale, P.M., Reddy, K.R. & Graetz, D.A. 1992. Mineralization of sediment organic matter under anoxic conditions. J. Environ. Qual., 21: 394-400.
- Goldstein, I. S. 1981. Organic Chemical from Biomass. CRC Press, Boca Raton. 310p.
- Hohmann, J. & Neely, R.K. 1993. Decomposition of *Sparganium eurycarpum* under controlled pH and nitrogen regimes. Aquat. Bot., 46: 17-33.
- Jenkins, R. M. 1970. In: Benson, N. G. (ed). A century of Fisheries in North America Reservoir Fish Management. Spec. Publ. Am. Fish Soc., 7: 173-215.
- Jewell, W. J. 1971. Aquatic weed decay: dissolved oxygen utilization and nitrogen and phosphorus regeneration. J. Water Pollut. Control Fed., 43: 1457-1467.
- Kok, C.J. & Van Der Velde, G. 1991. The influence of selected water quality parameters on the decay rate and exoenzymatic activity of detritus of *Nymphaea alba* L. floating leaf blades in laboratory experiments. Oecologia, 88: 311-316.
- Lush, D.L. & Hynes, H.B.N. 1973. The formation of particles in freshwater leachates of dead leaves. Limnol. Oceanogr., 18: 968-977.
- Moore Jr., P. A., Reddy, K.R. & Graetz, D.A. 1992. Nutrient transformations in sediments influenced by oxygen supply. J. Environ. Qual., 21: 387-393.
- Ogbum, R.W., Brezonik, P.L. & Delfino, J.J. 1988. Effect of pH on phosphorus release during macrophyte (*Eleocharis* sp.) decomposition. Water Res. Bull., 23: 829-832.
- Press, W.H., Teukolsky, S.A., Vetterling, W.T. & Flannery, B. P. 1993. Numerical recipes in C: the art of scientific computing. Cambridge Univ. Press, New York. 994p.

- Ramanathan, M. & Gaudy Jr., A.F. 1972. Studies on sludge yield in aerobic systems. *J. Water. Pollut. Control Fed.*, 44: 441-450.
- Rice, D.L. & Tenore, K.R. 1981. Dynamics of carbon and nitrogen during the decomposition of detritus derived from estuarine macrophytes. *Estuar. Coastal Shelf Sci.*, 13: 681-690.
- Sylvester, R.O. & Seabloom, R.W. 1965. Influence of site characteristics on quality of impounded water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 57: 1528-1546.
- Swift, M.J., Heal, D.W. & Anderson, J.M. 1979. *Studies in Ecology : decomposition in terrestrial ecosystems*. Blackwell, Oxford. 371p.
- Thurman, E.M. 1985. *Organic geochemistry of natural waters*. Nijhoff/Junk Po., Dordrecht. 497p.
- Wetzel, R.G. 1983. *Limnology*. Saunders, Philadelphia. 767p.
- Wetzel, R.G. 1990. Detritus, macrophytes and nutrient cycling in lakes. *Mem. Inst. Ital. Idrobiol.*, 47: 233-249.

Recebido em: 27 / 07 / 2001

Aprovado em: 20 / 02 / 2002