

Resumo

Abstract

Introdução

**Equações Fundamentais do
Processo de Decomposição**

Decaimento da MOP

**Balanços de Incorporação e
Ciclagem dos Detritos**

Incorporação e Decomposição da
Fitomassa da Cobertura Vegetal
Incorporação e Decomposição dos
Detritos Autóctones
e Alóctones

Conclusões

Agradecimentos

Referências Bibliográficas

Bianchini Jr., I.

**A Decomposição da
Vegetação e o Consumo de
Oxigênio nos
Reservatórios:**

Implicações Ecológicas

21

A Decomposição da Vegetação e o Consumo de Oxigênio nos Reservatórios: Implicações Ecológicas

Resumo

Neste trabalho são descritos aspectos qualitativos e quantitativos do aporte e ciclagem de detritos nos reservatórios artificiais. Na época de formação dos reservatórios a incorporação da cobertura vegetal da bacia de acumulação potencializa-se como a principal fonte de detritos e de consumo de oxigênio. Após o período de estabilização do reservatório, o balanço de oxigênio dissolvido resulta, basicamente, da ciclagem dos detritos originados nos processos autóctones de produção primária (exsudados, restos de macrófitas aquáticas e de algas). Eventos tais como a afluência de matéria orgânica alóctone e o incremento dos detritos, devidos a processos relacionados com a eutrofização, são também responsáveis pelas concentrações de oxigênio dissolvido dos reservatórios estabilizados. São apresentadas as equações fundamentais para a descrição dos processos de degradação destes detritos e um fluxograma básico para o cálculo do

Bianchini Jr., I.¹

¹ Departamento de Hidrobiologia. Universidade Federal de São Carlos.

Via Washington Luiz, km 235

Cx. Postal 676

13565-905 - São Carlos, SP.

e-mail: irineu@power.ufscar.br

efeito da decomposição sobre o balanço de carbono e de oxigênio dissolvido (modelagem matemática). Com base nestas premissas discutem-se os efeitos da decomposição sobre as características dos ecossistemas aquáticos constituídos pelos reservatórios artificiais e sobre os usos múltiplos das águas. São discutidas, também, algumas ações que visam minimizar o grau de eutrofização e os períodos de anoxia e/ou anaerobiose destes ambientes.

Palavras-Chave: decomposição, oxigênio dissolvido, modelos matemáticos, equações cinéticas, reservatórios.

Abstract

This study comprises qualitative and quantitative aspects of the input and detritus cycling for artificial reservoirs. At the time of the reservoir formation, the incorporation of vegetation from the accumulation basin could be the main detritus source and also the basic cause for the depletion in the dissolved oxygen concentrations. After the stabilization period, the budget of dissolved oxygen results basically from the processes involved in the cycling of the detritus derived from autochthonous primary production processes (exudates, remains of algae and aquatic macrophytes). The affluence of allochthonous organic matter and the increment of detritus, due to processes associated with the eutrophication, are also responsible for the concentrations of dissolved

oxygen in stabilized reservoirs. The fundamental equations are presented for describing degradation processes of the detritus and also a basic flowchart for the calculation of the decomposition effect on the carbon and dissolved oxygen budgets (mathematical modeling). On the basis of these premises a discussion is presented on the effects from decomposition on the characteristics of aquatic ecosystems constituted by artificial reservoirs and on the multiple uses of the waters. Some actions to minimize the eutrophication degree and the periods of anoxic and/or anaerobic conditions of these environments are discussed.

Key-words: decomposition, dissolved oxygen, mathematical models, kinetics equations, reservoir.

Introdução

Nos reservatórios artificiais a qualidade, a quantidade e rotas pelas quais os detritos ingressam dependem das características físicas, químicas e biológicas das bacias de acumulação, das pressões antrópicas dos entornos e das faixas etárias dos sistemas. Nos estágios iniciais, dependendo da quantidade de fitomassa presente na bacia de acumulação e a forma pela qual ocorre a operação de enchimento, o afogamento da vegetação pode se constituir em significativa e/ou principal fonte de detritos. Devido à liberação de elementos minerais e aos processos de consumo de oxigênio, a decomposição da cobertura vegetal da bacia de acumula-

ção tende a causar alterações na qualidade da água, gerando, inclusive, condições para o desenvolvimento acelerado de anoxia, anaerobiose e eutrofização do reservatório (Tundisi, 1978; Baxter & Glaude, 1980; Garzon, 1984; Ploskey, 1985). Estes 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).

Os barramentos dos cursos d'água para as formações dos reservatórios determinam transformações de sistemas hídricos lóticos em lênticos, promovendo atenuações significativas nas velocidades de corrente, características dos ambientes lacustres. Os contornos irregulares dos reservatórios permitem a formação de regiões de remanso, nas quais as condições limnológicas (velocidades de circulação, as profundidades médias e as variáveis físicas, químicas e biológicas) geralmente diferem daquelas dos corpos centrais. É comum observar-se, nestas regiões de remanso, o desenvolvimento acentuado de comunidades de fitoplâncton e de macrófitas aquáticas. Grande parte das macrófitas limita-se a ocupar as regiões marginais, onde encontram condições adequadas para fixação e nutrição. As espécies flutuantes são menos comuns, no entanto, podem, sob circunstâncias específicas, proliferar intensamente e ocupar grandes áreas dos reservatórios. Em geral, as plantas aquáticas apresentam ciclos de vida relativamente rápidos, sendo que a estratégia de reprodução inclui, em alguns casos, tanto a reprodução sexuada quanto assexuada; o que permite um êxito maior no cres-

cimento e propagação. As taxas de crescimento das macrófitas aquáticas variam de acordo com: as condições climáticas, os teores de nutrientes, os espaços livres entre as plantas e as condições predominantes de mistura e de turbulência das águas. Nos reservatórios situados nas regiões tropicais, em geral, os processos de produção primária encontram no ano todo condições climáticas favoráveis (Menezes, 1984; Camargo & Esteves, 1995). O potencial de crescimento de macrófitas aquáticas pode ser exemplificado por meio de uma cultura suprida com água de um reservatório eutrófico, na qual a *Salvinia auriculata* apresentou uma taxa de crescimento de biomassa da ordem de 9,7% ao dia (Saia & Bianchini Jr., 1998). O elevado potencial de crescimento destes vegetais aliado às altas temperaturas e às condições nutricionais favoráveis, comuns nos reservatórios das regiões tropicais, indicam a relevância dos processos autóctones de produção primária como fonte de matéria orgânica detrital destes ambientes. Assim, os processos de produção primária favorecidos pelas características hidrodinâmicas dos remansos, pelo clima e pelos efeitos decorrentes da eutrofização, potencializam a geração de elevadas quantidades de matéria orgânica, que ao se decompor liberam nutrientes para o ambiente e consequentemente, intensificam o processo de fertilização das águas. Geram, ainda, incrementos nas taxas de consumo de oxigênio dissolvido, através da intensificação dos processos catabólicos dos organismos decompositores. Além das pressões sobre os organismos aeróbios, as condições de anoxia e de

anaerobiose tendem a intensificar a eutrofização dos reservatórios por meio do processo de autofertilização, no qual geram-se condições favoráveis (decaimento dos valores do potencial de oxidação-redução) à liberação do fósforo associado às estruturas/partículas do sedimento.

Com frequência, os enriquecimentos de nutrientes e de detritos nos reservatórios são acelerados devido às atividades antrópicas que ocorrem na bacia hidrográfica. Os aportes de nutrientes a partir dos efluentes (domésticos e industriais), ou por drenagem de áreas agrícolas, permitem o aumento de substâncias, que de modo geral, são encontradas em baixas concentrações nos ambientes aquáticos (Esteves & Barbosa, 1986). Além das alterações provenientes da adição de compostos nas massas d'água, o incremento da temperatura da água é um fator que age diretamente sobre as comunidades aquáticas (através da diminuição das concentrações de oxigênio dissolvido e pela aceleração dos processos metabólicos) e que tem sido usualmente relacionado como subproduto das atividades antrópicas.

As águas residuais urbanas contêm detritos orgânicos, restos de alimentos, sabões, detergentes e bactérias. A degradação das frações orgânicas destas emissões gera uma sobrecarga de consumo de oxigênio dissolvido nos sistemas aquáticos receptores. Na ausência de oxigênio dissolvido a degradação ocorre por rotas anaeróbicas que, usualmente, liberam metano, amônia e gás sulfídrico. As ciclagens dos detergentes e dos sabões caracterizam-se pela intensa liberação de polifosfatos. Por-

tanto, nos reservatórios, as emissões dos efluentes domésticos podem gerar condições de enriquecimento de nutrientes e de déficit de oxigênio dissolvido, que por sua vez, influenciam a composição e manutenção das comunidades. Basicamente, os efluentes agropecuários são formados por águas de limpeza de instalações rurais, águas de enxurrada, efluentes de ensilagem, fertilizantes e praguicidas. Possuem, como os esgotos urbanos, o caráter de eutrofização e de sobrecarga de consumo de oxigênio nos sistemas receptores. Os praguicidas possuem ação tóxica sobre a fauna aquática e induzem ocorrência da mortalidade de plantas aquáticas, que por sua vez, pode comprometer o balanço de oxigênio dissolvido. Em geral, nos reservatórios, as alterações decorrentes das emissões de águas residuais industriais decorrem do caráter tóxico que esses efluentes possuem. É comum estas emissões conterem substâncias orgânicas derivadas do petróleo, detergentes, fenóis e metais pesados. Os derivados de petróleo interferem nos processos de troca gasosa e ao serem degradados consomem oxigênio. Os fenóis e metais pesados possuem uma ação tóxica pronunciada e os detergentes podem promover condições de depleção dos teores de oxigênio dissolvido, decorrentes dos processos ligados a eutrofização (incremento dos detritos de origem autóctone devido ao aumento das taxas de produção primária). Os lodos de esgotos possuem a seguinte composição aproximada (em base de peso seco): hemicelulose 6,0%; celulose 34,5%; lipídios 14%, proteínas 19% e cinzas 34% (Maki apud NAS, 1981).

Os tecidos vegetais são constituídos por compostos de difícil degradação (Goldstein, 1981). A lignina responde por cerca de 10 a 30% da biomassa, é o elemento mais resistente à degradação. A aptidão em quebrá-la é, principalmente, atribuída aos fungos e tem sido considerada não degradável a partir de processos anaeróbios (Hobson, 1974). No outro extremo, os açúcares (carboidratos: 1 a 5%; hemiceluloses: 10 a 28%; celulosas: 20 a 50%), as proteínas (10-15%), os amidos (1 a 5%) os lipídios, as graxas e os taninos (1 a 8%) se decompõem rapidamente, constituindo-se nas substâncias de importância imediata para as alterações da qualidade da água. Nesse contexto, análises realizadas em diversas espécies de macrófitas aquáticas (Boyd, 1978) revelam que estes organismos possuem: de 8,5 a 31,3% de proteínas; 1,6 a 8,1% de "extrato de éter" (ácidos graxos, triglicérides e lipídios); de 10 a 40,9% de celulose; de 6,1 a 40,6% de elementos inorgânicos (cinzas).

Equações Fundamentais do Processo de Decomposição

A decomposição processa-se, através de perdas de matéria e de mudanças na composição química dos detritos. Estes eventos decorrem da ação da lixiviação, da fragmentação e do catabolismo. Na lixiviação os compostos solúveis são removidos do detrito pela ação da água. Através da fragmentação ocorre a redução do tamanho original do detrito; está, em geral, relacionada com as atividades de

alimentação dos decompositores (Swift et al., 1979). Pode ocorrer também através da ação de fatores tais como: a turbulência das águas, as intempéries climáticas e a ação dos ventos (Lush & Hynes, 1973); nestes casos, não promove mudanças na composição original do detrito. No catabolismo os compostos orgânicos complexos são transformados em moléculas pequenas e simples, através de uma reação ou uma cadeia de reações.

As variações do potencial de oxi-redução, da acidez, das concentrações de oxigênio dissolvido e dos nutrientes, promovem a diferenciação dos microrganismos envolvidos nos processos de mineralização e por consequência, nas composições das misturas gasosas produzidas. A seleção de microrganismos implica na adoção de rotas metabólicas distintas e além dos gases, há, também, a geração de produtos diferentes (Jewell, 1971; Twilley et al., 1986; Gale et al., 1992; Moore Jr. et al., 1992). O processo aeróbio atua sobre um espectro maior de tipos de matéria orgânica. Relativamente, gera os produtos finais mais estáveis e uma maior quantidade de células de microrganismos. Em ambientes com baixas concentrações de matéria orgânica este processo é normalmente rápido, eficiente e possui baixo potencial de odor. Na decomposição anaeróbia os compostos orgânicos complexos são convertidos a ácidos voláteis de baixa massa molecular. Numa segunda etapa, estes ácidos são convertidos em metano e dióxido de carbono. Têm sido, também, observados outros produtos tais como: amônia, gás sulfídrico e mercaptans (NAS, op. cit.; Davis & Cornwell,

1991). Devido à presença desses três compostos, este processo apresenta alto potencial de odor. Em geral, este processo gera uma menor quantidade de células de microrganismos, que a degradação aeróbia. Em condições de anoxia e de anaerobiose é possível, ainda, a ocorrência de nitrogênio molecular devido a desnitrificação. A quantidade de energia disponível para a desnitrificação é da mesma ordem de grandeza que a gerada no processo de oxidação aeróbia, como consequência, a formação de microrganismos é relativamente alta, mas, nem tanto quanto na decomposição aeróbia (Schlegel, 1975; Davis & Cornwell, op. cit.).

Admite-se, com frequência, que os processos aeróbios de decomposição sejam mais rápidos (Wetzel, 1983; Antonio, 1992). No entanto, estudos desenvolvidos em uma lagoa marginal sugerem que nos ambientes anóxicos é possível a ocorrência de similaridade nas velocidades de decaimento sob condições aeróbias e anaeróbias (Antonio, 1996); ou mesmo, que em condições anaeróbias os processos sejam mais rápidos (Antonio, 1996; Bianchini Jr. et al., 1997). 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). Ensaios de mineralização aeróbia, efetuados com glicose, indicam que as velocidades

de reação variam de acordo com as concentrações do substrato; sugerem, ainda, que as concentrações de substrato podem interferir no rendimento dos processos de formação de células de microrganismos (Bitar & Bianchini Jr., 1994).

Em termos quantitativos, a perda de massa de um detrito é representada como sendo uma cinética de 1ª ordem. Considerando o detrito como um substrato heterogêneo, o decaimento de cada componente (ou classe de componentes) deverá ser representado por uma equação. Nesse contexto, descreve-se a perda de massa do detrito por um conjunto de equações. Através das Equações 1 a 5 descrevem-se os processos de decomposição de um detrito admitindo-se que ocorram por meio três caminhos distintos: 1º. oxidação dos compostos lábeis em paralelo à ocorrência da lixiviação (solubilização); 2º. consumo (catabolismo) das frações dissolvidas de matéria orgânica e 3º. oxidação dos detritos particulados e refratários (Bianchini Jr., 1997).

Decaimento da MOP:

Solubilização (formação da MOD) e oxidação dos compostos lábeis e refratários das frações particuladas.

$$\frac{dC_{MOP}}{dt} = -k_T C_{MOPL} - k_4 C_{MOPR} \dots \dots \text{Equação (1)}$$

- MOP = matéria orgânica particulada (MOPL+MOPR);
- MOPL = teor de compostos lábeis e/ou solúveis do detritos ($\approx$ frações protoplasmáticas e outros compostos solúveis);
- MOPR = teor de matéria orgânica particulada refratária ($\approx$ celulose, lignina, etc.);
- k_T = coeficiente global de decaimento de MOPL (k_1+k_2), dia^{-1} .
- k_1 = coeficiente de mineralização dos compostos lábeis, dia^{-1} ;
- k_2 = coeficiente de lixiviação dos solúveis, dia^{-1} ;
- k_4 = coeficiente de mineralização dos compostos refratários, dia^{-1} .

onde:

Mineralização das Frações Lábeis de MOP e Variação Temporal de MOD

$$\frac{d C_{IN1}}{dt} = k_T C_{MOPL} \dots\dots\dots \text{Equação (2)}$$

$$\frac{d C_{MOD}}{dt} = k_T C_{MOPL} - k_3 C_{MOD} \dots\dots \text{Equação (3)}$$

- IN_1 = teor de matéria orgânica lábil mineralizada;
- MOD = teor de matéria orgânica dissolvida;
- k_3 = coeficiente de mineralização dos compostos dissolvidos, dia^{-1} .

onde:

Formação de Compostos Inorgânicos a partir da Mineralização da MOD

$$\frac{d C_{IN2}}{dt} = k_3 C_{MOD} \dots\dots\dots \text{Equação (4)}$$

onde:

- IN_2 = teor de matéria orgânica dissolvida mineralizada;

Mineralização dos Detritos Particulados Refratários (MOPR)

$$\frac{d C_{IN3}}{dt} = k_4 C_{MOPR} \dots\dots\dots \text{Equação (5)}$$

onde:

- IN_3 = teor de matéria orgânica particulada e refratária mineralizada.

O modelo cinético representado através das Equações 1 a 5 tem sido suficiente para representar o decaimento de vários tipos de detritos, tais como: macrófitas aquáticas, algas, madeiras, folhas, galhos, cascas, serapilheira e amostras de madeiras (Bianchini Jr., no prelo). A partir da identificação das etapas do decaimento da matéria orgânica que envolvem o consumo de oxigênio (por exemplo, os processos representados pelos coeficientes k_3 e k_4), é possível estimar, por meio de relações estequiométricas, a variação temporal da velocidade de consumo e a demanda total de oxigênio.

Para tanto, é comum a adoção do valor constante de 2,67 para representar a quantidade de oxigênio consumido por átomo de carbono oxidado, tomando neste caso, o exemplo da respiração aeróbia da glicose. Experimento de mineralização aeróbia realizado com 2 espécies de macrófitas aquáticas (*Scirpus cubensis* e *Cabomba piauhyensis*) indicou que as relações estequiométricas (O/C) variam em função da composição química do detrito e do tempo (Cunha, 1996). Neste caso, no início do processo alcançaram valores maiores que 2,7 (tais como 3,45) e no decorrer da mineralização tenderam a valores mais reduzidos (60 dias: 1,99).

No que se refere ao consumo de oxigênio envolvido na mineralização de detritos típicos do afogamento da vegetação (durante a formação de reservatórios), através de experimentos desenvolvidos em laboratório (Antonio et al., no prelo) é possível verificar que os maiores consumos ocorreram durante a mineralização das folhas e da serapilheira, respectivamente (Figura 1). Os processos envolvendo galhos e cascas apresentaram consumos menores e podem ser considerados similares. Observa-se, também, que à exceção do processo de oxidação dos galhos que se mostrou contínuo, nos demais, os processos de consumo de oxigênio dissolvido (OD) efetuaram-se em duas etapas. Nos casos da mineralização das folhas e da serapilheira, é possível identificar que os processos de consumo estabilizaram-se do 8º ao 10º dia. Após o 13º dia verificou-se novamente o desenvolvimento dos processos oxidativos, que

perduraram até o 20º dia. Para a mineralização das cascas verificou-se que o período de estabilização iniciou-se no 8º dia e perdurou até o 17º, no 18º dia houve um pequeno incremento nos valores de consumo de oxigênio e em seguida, os valores praticamente estabilizaram-se. Após a estabilização de consumo de oxigênio é possível observar, ainda, para todos os frascos, que ocorreram pequenos decréscimos nos valores de consumo.

Com base no ajuste dos resultados médios a um modelo cinético de primeira ordem (Tabela 1) verifica-se que os maiores coeficientes de desoxigenação decorreram dos processos oxidativos envolvidos com os galhos ($0,53 \text{ dia}^{-1}$) e com as cascas ($0,36 \text{ dia}^{-1}$). Os coeficientes de oxidação das folhas e da serapilheira apresentaram os valores mais baixos, $0,11$ e $0,12 \text{ dia}^{-1}$, respectivamente. Tais ajustes permitiram, ainda, estimar a quantidade total de oxigênio envolvida nos processos de degradação de curto período, de 1g de cada substrato. Nesse contexto, a mineralização das folhas consumiu 156,6 mg, a dos galhos 35,4 mg, a das cascas 44,2 mg e da serapilheira 118,2 mg.

Dependendo do recurso em decomposição, os parâmetros relativos ao consumo de oxigênio acusaram diferenças relativamente altas entre as garrafas com o mesmo substrato (Tabela 1). É possível verificar que o coeficiente de desoxigenação de uma das garrafas com galhos foi cerca de 4,4 vezes maior que seu homólogo. No entanto, no frasco em que o consumo de oxigênio ocorreu de

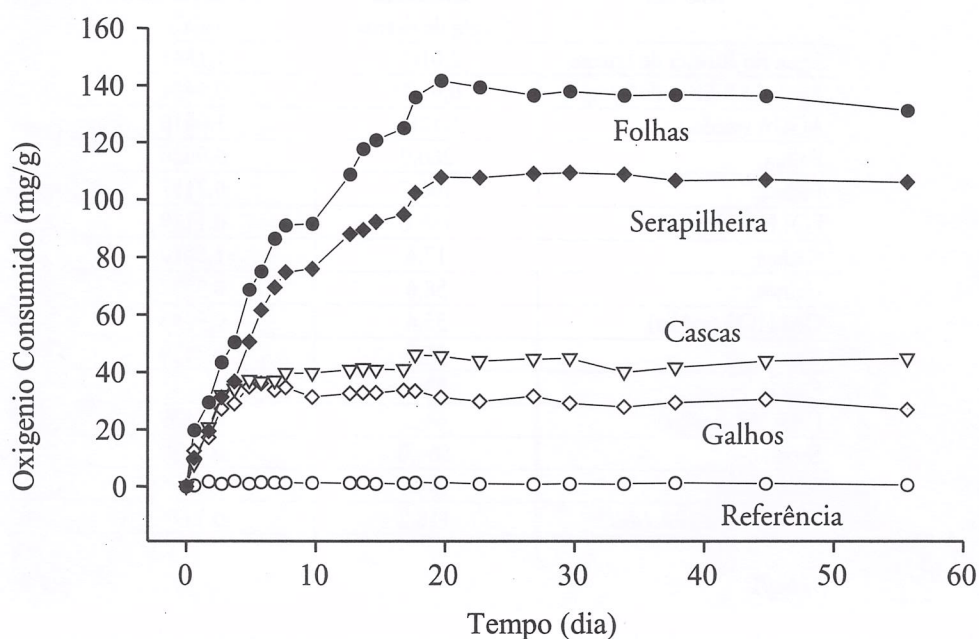


Figura 1: Consumo de oxigênio dissolvido durante a mineralização aeróbica das folhas, dos galhos, das cascas, da serapilheira e da matéria orgânica dissolvida presente na amostra de água do rio Ribeira de Iguape, frasco de referência (Antonio et al., op. cit.)

modo mais rápido, a mineralização utilizou menos oxigênio.

Com relação às variabilidades dos parâmetros apresentados através da Tabela 1, atribui-se que decorram de 2 fatores: i) o método utilizado e ii) a natureza das amostras. Experimento de mineralização no qual utilizou-se glicose como fonte de carbono aponta que a média dos resultados de duas garrafas pode ser considerada suficiente para representar as possíveis variabilidades metodológicas (Bianchini Jr. et al., não pu-

blicado). No que se refere à natureza das amostras há que se considerar as diferenças intrínsecas (de estrutura, de espécies, de estado fisiológico e de local de amostragem) dos recursos, visto que utilizaram-se amostras compostas. Contudo, os resultados médios corroboram com o esperado, reforçando as tendências globais dos processos de consumo de OD, devido ao afogamento da vegetação. Ou seja, quando da formação do reservatório, as folhas seguidas da serapilheira provavelmente se constituirão nos recursos críticos

Recurso	Consumo Acumulado (mg/g de detrito)	Coefficiente de Desoxigenação (dia ⁻¹)
Água rio Ribeira de Iguape ₁	2,01(*)	1,1843
Água rio Ribeira de Iguape ₂	0,95(*)	0,5464
ÁGUA (média)	1,42(*)	1,0410
Folhas ₁	260,0	0,0626
Folhas ₂	106,7	0,2157
FOLHAS (média)	156,6	0,1129
Galhos ₁	17,4	1,5810
Galhos ₂	58,6	0,3577
GALHOS (média)	35,4	0,5293
Cascas ₁	39,9	0,7159
Cascas ₂	53,7	0,1743
CASCAS (média)	44,2	0,3639
Serapilheira ₁	164,0	0,0930
Serapilheira ₂	84,7	0,1505
SERAPILHEIRA (média)	118,2	0,1176

(*) mg/L

Tabela 1: Parametrização dos resultados de consumo de oxigênio (Antonio et al., op. cit.)

em termos de alteração da qualidade da água, cabendo aos galhos e às cascas efeitos menos expressivos.

No que se refere às descontinuidades verificadas durante as cinéticas de consumo de OD, atribui-se que a primeira etapa represente, principalmente, as oxidações dos compostos de carbono e a segunda, os processos de nitrificação e de mineralização das estruturas refratárias. Neste contexto, devido à transformação dos compostos orgânicos nitrogenados em amônia para, em seguida, esta ser convertida a nitrato, ocorre uma defasagem de utilização do oxigênio, entendida

neste experimento como sendo responsável por parte do aparecimento da nova demanda de oxigênio (2ª etapa). No caso da ausência de descontinuidade de consumo de oxigênio, verificada durante a mineralização das amostras de galhos, supõe-se que tenha ocorrido devido a inacessibilidade e/ou escassez de compostos nitrogenados destas estruturas (Figura 1).

Na observação dos resultados referentes ao consumo médio de OD é possível notar que a partir de aproximadamente 20 dias do início do experimento, as quantidades de oxigênio consumido estabilizaram-se ou passaram a decrescer lentamente (Figura 1). Este processo refere-se à

reaeração das amostras devido ao procedimento metodológico adotado. No entanto, no modelo cinético utilizado (Antonio et al., op. cit.) neutralizou-se esta interferência, por meio da consideração de um coeficiente de reaeração dos frascos.

Balances da Incorporação e Ciclagem dos Detritos

A partir da parametrização do modelo cinético, do conhecimento das interações entre os coeficientes de reação e os fatores abióticos (temperatura, oxigênio dissolvido, nutrientes, etc.) e das funções de força do ambiente (tais como as variações temporais: do aporte de detritos, das vazões, da temperatura, dos teores de OD e de nutrientes) é possível simular os processos de mineralização de um dado sistema aquático. Nesse contexto, para a simulação dos efeitos da degradação sobre a qualidade da água dos reservatórios e sobre o balanço de OD, deve-se incorporar ao equacionamento cinético as funções de força representativas dos aportes temporais de detritos. Diante do exposto, nos reservatórios há que se considerar, basicamente, dois tipos de fluxos: i) a incorporação da fitomassa da cobertura vegetal da bacia de inundação durante a operação de enchimento e ii) a afluência dos detritos de origem autóctone e alóctone após a estabilização do reservatório.

Incorporação e Decomposição da Fitomassa da Cobertura Vegetal

A título de exemplo, para a simulação da qualidade da água de um reservatório em função da vegetação inundada e as possíveis necessidades de desmatamento Hespanhol (1984) propõe o seguinte modelo simplificado (Equações 6 a 9):

a) DBO da massa líquida

$$L = \frac{M}{Q + k_r V} \dots\dots\dots \text{Equação (6)}$$

onde:

L	=	concentração de DBO, mg/L;
M	=	velocidade de incorporação de DBO por efeito da vegetação inundada durante o enchimento, DBO/dia;
Q	=	vazão afluente no reservatório, m ³ /dia;
V	=	volume do reservatório, m ³ ;
k _r	=	coeficiente de remoção da DBO, dia ⁻¹ .

Para efeito de balanço do OD, os teores de matéria orgânica são convertidos em equivalente de oxigênio necessários para as suas oxidações. Para tanto, multiplica-se o teor de carbono facilmente oxidável por 2,67. Este valor refere-se ao coeficiente estequiométrico teórico da mineralização aeróbia da glicose. O valor de M é estimado pela expressão:

$$M = 2,67 D_v \times \frac{A}{te} \dots\dots\dots \text{Equação (7)}$$

onde:

- D_v = quantidade de carbono orgânico devido à vegetação, kg C-O/m²;
 A = área do reservatório, m²;
 t_e = tempo de enchimento, dia (=V/Q).

b) Déficit de oxigênio dissolvido

$$D = \frac{k_d L}{k_2} \dots\dots\dots \text{Equação (8)}$$

onde:

- D = déficit de oxigênio no reservatório, mg/L;
 k_d = coeficiente de desoxigenação, dia⁻¹;
 k_2 = coeficiente de reaeração, dia⁻¹.

c) Incorporação e liberação de elementos minerais (fósforo, nitrogênio, etc.)

$$\text{Elemento} = cte' [M \times t_e] \dots\dots\dots \text{Equação (9)}$$

Com base neste conjunto de equações admite-se que as dissoluções das frações de carbono orgânico, assim como as dos elementos minerais, sejam simultâneas ao processo de incorporação da matéria orgânica (enchimento do reservatório). A "constante" citada na Equação 9 representa a fração percentual do elemento de interesse na composição da fitomassa. Através da Figura 2 apresenta-se o fluxograma do modelo desenvol-

vido a partir das hipóteses representadas pelas equações 6 a 9. Na elaboração deste programa considerou-se, ainda, que: i) o processo de dissolução da matéria orgânica particulada (DBO "fixa") se inicia a partir da incorporação da fitomassa, segundo coeficientes cinéticos específicos e ii) tanto os coeficientes de lixiviação quanto os de oxidação das frações orgânicas (mineralização) variam em função da presença de oxigênio dissolvido.

A título de exemplo, por meio da Figura 3 apresentam-se os resultados da simulação do enchimento do reservatório "X". É possível verificar que a velocidade de incorporação da fitomassa diminuiria do início para o final da operação de enchimento (A). A partir da predominância inicial do processo de incorporação da matéria orgânica sobre os de mineralização e exportação, os teores de detritos particulados (representados em equivalentes de oxigênio, DBO fixa) e da DBO aumentariam (B e C). Principalmente após o término da operação de enchimento, os processos de perda da matéria orgânica (oxidação e/ou exportação) passariam a predominar, gerando decaimentos nos teores de DBO. No período inicial, devido a intensa incorporação e degradação de matéria orgânica, é possível observar que os teores de oxigênio dissolvido decairiam e neste caso, até à anaerobiose. O período com baixos teores de oxigênio dissolvido (anoxia e anaerobiose) compreenderia os de maiores concentrações de DBO. Após a época de predomi-

nância dos processos de consumo de oxigênio (decomposição) ocorreria um período no qual os processos de aeração tenderiam a predominar e finalmente predominariam, gerando o restabelecimento dos teores de oxigênio dissolvido (D). Similarmente ao verificado para a DBO da massa d'água, as concentrações de nitrogênio total e de fósforo total tenderiam ao incremento no período de incorporação e dissolução dos detritos; em seguida, devido ao predomínio do processo de exportação, as concentrações destes elementos tenderiam a diminuir (E e F).

A partir da Figura 4 apresentam-se os efeitos da limpeza da bacia de acumulação sobre as variações dos períodos de anaerobiose (A), de oxigênio dissolvido menor que 4 mg/L (B), dos teores máximos de DBO (C), de nitrogênio total (D) e de fósforo total (E), em função da percentagem de desmatamento. Em geral, é possível verificar que com o aumento progressivo da área desmatada haveria atenuações dos processos de eutrofização e de depleção de oxigênio do reservatório. Com base em resultados desta natureza, é possível propor quantitativos de desmatamento visando a administração da qualidade da água do futuro reservatório.

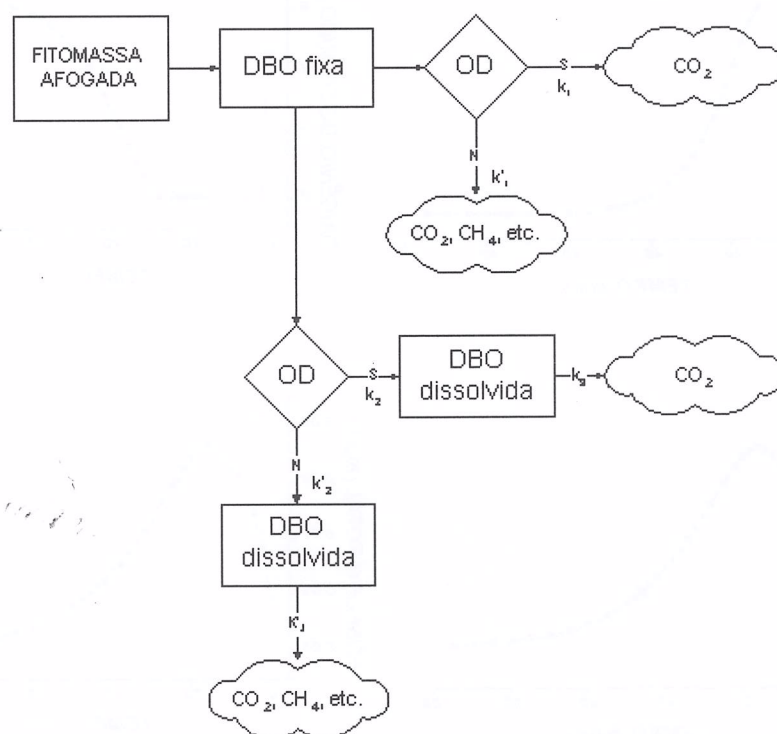


Figura 2: Fluxograma do modelo desenvolvido para previsão das alterações da qualidade da água em função do afogamento da fitomassa remanescente. Onde: k_1 = coeficiente de oxidação das frações resistentes da fitomassa sob condições aeróbicas; k_2 = coeficiente de lixiviação das frações solúveis (sob condições aeróbicas) e k_3 = coeficiente de oxidação das frações solúveis (matéria orgânica dissolvida), sob condições aeróbicas. k'_1 , k'_2 e k'_3 são os coeficientes análogos a k_1 , k_2 e k_3 , para condições anaeróbicas

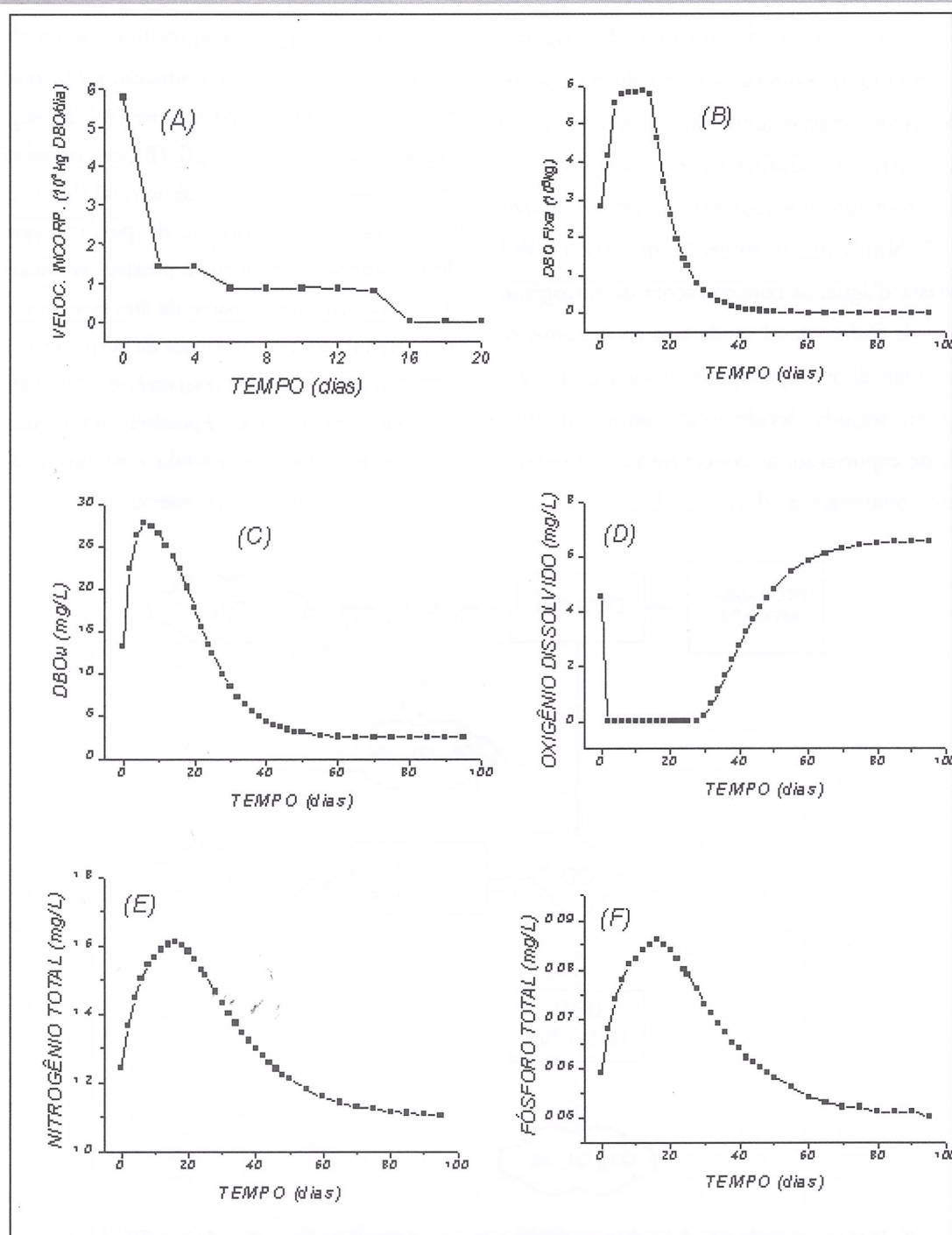


Figura 3: Variações temporais da velocidade de incorporação da fitomassa (A), da DBO fixa (B), da DBO dissolvida (C), do teor de oxigênio dissolvido (D), das concentrações totais de nitrogênio (E) e de fósforo (F), durante a formação do reservatório “X”

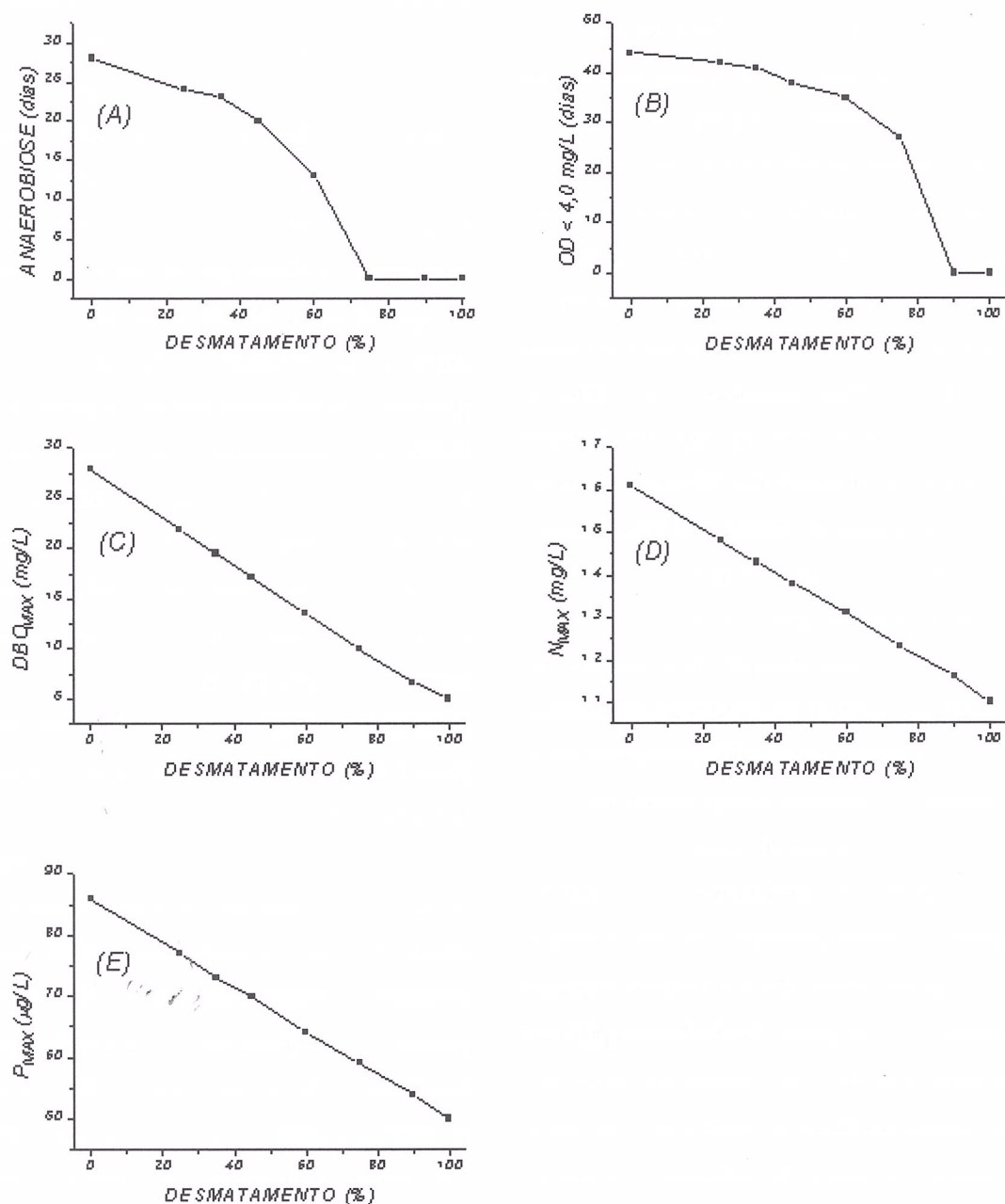


Figura 4: Variações dos períodos de anaerobiose (A), de oxigênio dissolvido menor que 4 mg/L (B), dos teores máximos de DBO (C), de nitrogênio total (D) e de fósforo total (E), em função da percentagem de desmatamento da bacia de inundação do reservatório "X"

Incorporação e Decomposição dos Detritos Autóctones e Alóctones

O modo pelo qual ocorre a incorporação dos detritos nos reservatórios depende da origem dos detritos. Em geral, os afluxos dos detritos autóctones relacionam-se com fatores climáticos, tais como a temperatura e os ventos. Estas variáveis ambientais em conjunto com a ação dos animais condicionam: i) as épocas de crescimento e senescência das várias espécies de macrófitas aquáticas; ii) os eventos relacionados com o ciclo de vida das espécies planctônicas; iii) as condições básicas para a ocorrência dos processos de excreção do fitoplâncton e das macrófitas aquáticas e iv) as ressuspensões dos sedimentos. A forma pela qual ocorre a afluência dos detritos alóctones depende da origem da matéria orgânica (natural: percolados de solos, enxurradas, etc.; artificial: águas residuais urbanas, emissões industriais, emissões agropecuárias, etc.).

Os principais tipos de aportes de detritos alóctones podem ser divididos em duas grandes categorias: (i) fontes pontuais e (ii) fontes difusas. As fontes pontuais são aquelas nas quais os pontos de descarga e/ou de produção de detritos possuem localização definida e na maioria das vezes, possuem regime contínuo de produção (por exemplo: estação municipal de tratamento de esgotos e descargas industriais). As principais fontes difusas são: i) agricultura; ii) silvicultura; iii) atmosfera; iv) enxurradas urbanas e v) águas subterrâneas. Em adição ao fato de as fontes difusas localizarem-se em diferentes regiões, elas tam-

bém tendem a ser, em termos quantitativos e qualitativos, transientes no tempo, embora não sempre (Thomann & Mueller, 1987).

No caso dos detritos originados dos ecossistemas adjacentes ao reservatório, em geral, os afluxos desenvolvem-se a partir da distribuição sazonal das chuvas. Esta variável condiciona, também, grande parte das emissões de agroindústrias. As afluências dos detritos decorrentes das atividades antrópicas possuem frequência e distribuição temporal próprias, que podem ser independentes dos eventos relacionados com o clima. Para a representação matemática de aportes temporais de detritos é usual a adoção de: i) valores constantes; ii) valores constantes ou funções, em conjunto com expressões aleatórias; iii) funções aleatórias e iv) funções determinísticas, tais como as: de impulso, do tipo passo a passo, lineares, exponenciais e senoidais (Chapra & Reckhow, 1983).

A predominância do acúmulo ou da degradação dos detritos depende do balanço entre as velocidades de afluxo e as dos processos envolvidos com a ciclagem da matéria orgânica. As velocidades dos processos envolvidos com a ciclagem dos detritos dependem: i) da temperatura; ii) dos conteúdos de matéria orgânica e de nutrientes dos detritos e do ambiente; iii) do teor de compostos refratários dos detritos; iv) do pH e salinidade do meio; v) do teor de oxigênio dissolvido; vi) do tamanho de partícula e vii) da composição das comunidades decompositoras (Bianchini Jr., 1997).

Para a descrição simultânea dos processos de

afluência e de decomposição de detritos em reservatórios, Bianchini Jr. et al. (1988) propõem um modelo similar ao representado pelas Equações 1 a 5, acoplado a uma função que representasse a variação temporal do aporte de detritos (Eq. 10). Neste estudo simulou-se o afluxo de detritos de uma espécie de macrófita aquática, a *Nymphoides indica*, que ocorre na represa do Lobo (Broa). A proposição do modelo senoidal (Eq. 11) para a representação das taxas diárias de aporte de detritos teve como base os inventários de senescência desta espécie, neste reservatório (Menezes, 1984). Os parâmetros cinéticos dos processos de mineralização foram obtidos de experimentos realizados em laboratório (Bianchini Jr., 1985; Bianchini Jr. & Toledo, 1998).

Aporte de detritos = $f(t)$ Equação (10)

$W_t = W_0 + [W' \cos w(t - t_0)]$ Equação (11)

onde:

W_t	=	velocidade de incorporação do aporte de detritos, g/dia;
W_0	=	valor médio da velocidade de incorporação de detritos, g/dia;
W	=	amplitude de variação da velocidade de incorporação, g/dia;
ω	=	frequência angular; para um pico por período $\omega = 360^\circ/t$ ou $2\pi/t$.
t	=	tempo, dia;
t_0	=	tempo no qual ocorre o pico dos valores de aporte de detritos, dia.

Por meio da Figura 5 apresentam-se os resultados da simulação do aporte de detritos de *N. indica* na represa do Lobo. Considerando o 1º dia de simulação como sendo 1º de janeiro, é possível verificar que a velocidade de incorporação dos detritos ocorre na época compreendida entre o outono e o inverno (5A). Com base na Equação 11 admite-se, ainda, que este processo seja cíclico. Nota-se que as condições de oxirredução e a ação dos microrganismos são fundamentais para as velocidades de mineralização (5B). A partir da predominância inicial do processo de incorporação da matéria orgânica sobre os de mineralização e de exportação, os teores de detritos particulados (MOP) tenderiam a se acumular. Na seqüência, após o predomínio dos processos de decomposição os teores de MOP passariam a diminuir. É possível também verificar o aumento na eficiência de ciclagem da MOP em função das condições de oxigenação e pela presença de microrganismos (5C). Devido aos processos de lixiviação apresentarem taxas elevadas, verifica-se que as maiores concentrações de MOD coincidiriam com a época de ocorrência dos maiores aportes de detritos. Em seguida, devido a exportação e oxidação, os teores de MOD diminuiriam (5C). É possível notar o efeito acentuado do oxigênio sobre a eficiência dos processos catabólicos relacionados com os decaimentos das frações particuladas e dissolvidas dos detritos (5C).

e D). A simulação de longo prazo da ocorrência deste processo de ciclagem de *N. indica* levaria ao acúmulo de MOP durante alguns anos, até que fosse atingida a situação de equilíbrio

("steady-state"). As concentrações de equilíbrio da matéria orgânica nos sedimentos seriam maiores na condição de anoxia e sem atividade de microrganismos e menores na condição com oxigênio e microrganismos aeróbios.

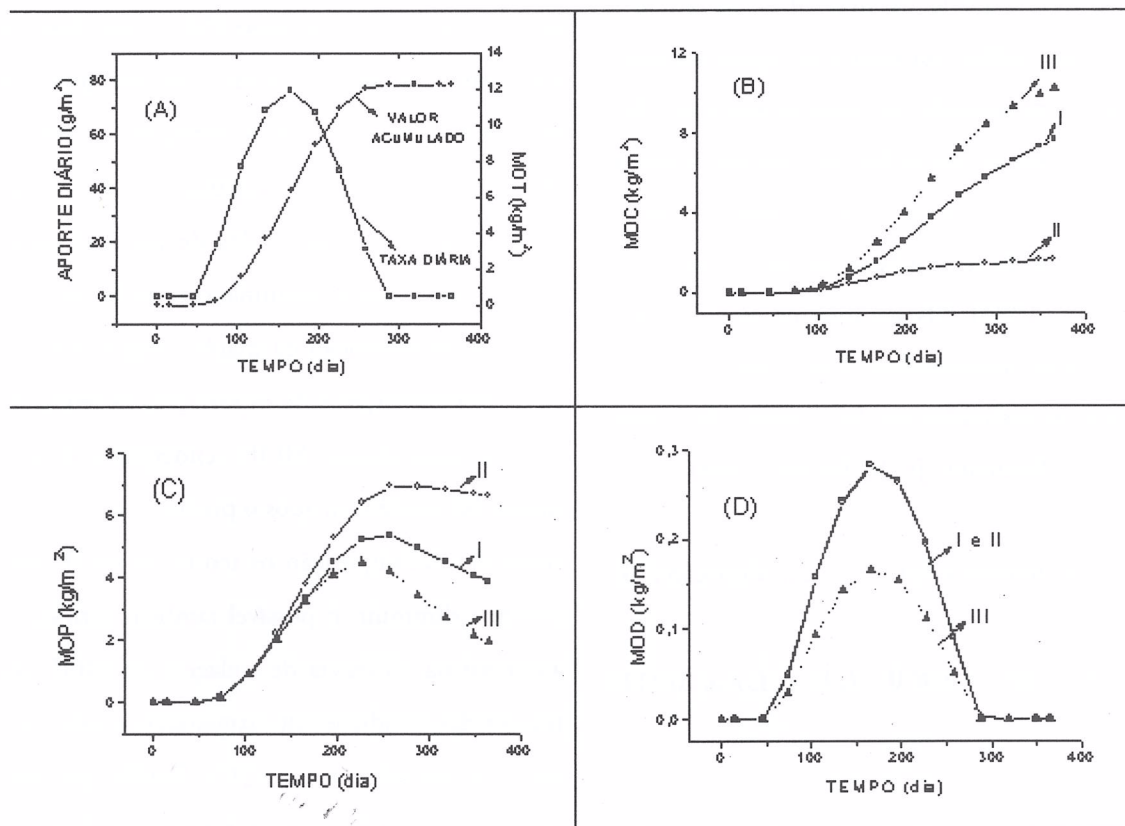


Figura 5: Simulação do aporte anual de detritos a partir da senescência de *Nymphoides indica* na represa do Lobo (Broa), (A). Variações temporais (simuladas) dos teores de matéria orgânica consumida, MOC (B), de MOP (C) e de MOD (D), decorrentes da degradação de *N. indica* sob diferentes condições ambientais. Condições consideradas: I = baixo teor de oxigênio dissolvido e presença de microrganismos; II = baixo teor de oxigênio dissolvido e ausência de microrganismos e III = concentração de saturação de oxigênio dissolvido e presença de microrganismos (Bianchini Jr. et al., 1988)

Conclusões

Com base no exposto, conclui-se que: i) nos reservatórios existem vários tipos de detritos originados de fontes locais e externas. Em adição a estas, na época de formação dos reservatórios, as biomassas das formações vegetais das bacias de inundação se constituem em fontes suplementares; ii) as fontes autóctones de detritos, em geral, relacionam-se com os processos de produção primária do próprio reservatório; iii) as fontes alóctones potencializam uma maior variedade de detritos e de suas formas de acesso; iv) os teores de oxigênio dissolvido condicionam: 1) as velocidades e eficiências dos processos envolvidos com a decomposição e 2) os produtos finais gerados; v) as consequências devidas aos processos de degradação relacionam-se, principalmente, com o consumo de oxigênio dissolvido e com a eutrofização do reservatório; serão mais ou menos acentuadas em função: 1) da quantidade e qualidade dos detritos e 2) da forma pela qual os detritos são incorporados e vi) os processos de decomposição são passíveis de simulação através de modelos matemáticos. A representatividade das simulações relaciona-se com o grau de conhecimento que se dispõe: dos reservatórios, das funções de força referentes aos aportes de detritos e das interações entre os fatores bióticos e abióticos e as taxas de reação.

Agradecimentos

O autor agradece ao Prof. Dr. Raoul Henry pelo convite para a participação no Simpósio sobre Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais e pela oportunidade de divulgação deste trabalho e ao Prof. Dr. Osvaldo N. Oliveira Jr. (IFSC-USP) pela leitura crítica do original.

Referências Bibliográficas

- Antonio, R. M. 1992. Estimativa da Capacidade de Heterotrófica de Ecossistemas Aquáticos. São Carlos. Monografia (Graduação) - Depto. Hidrobiologia, Universidade Federal de São Carlos.
- Antonio, R. M. 1996. Estimativa da capacidade de heterotrófica do Lago Infernáo (Estação Ecológica de Jataí, SP). São Carlos. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos.
- Antonio, R. M., Bitar, A. L. & Bianchini Jr., I. (no prelo). Consumo de oxigênio na mineralização de folhas, galhos, cascas e serapilheira. *Acta Limnol. Bras.*
- Baxter, R. M. & Glaude, P. 1980. Environmental effects of dams and impoundments in Canada: experience and prospects. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* 205: 1-34.
- Bianchini Jr., I. 1985. Estudos dos processos de humificação de *Nymphoides indica* (L.) O.

- KUNTZE. São Carlos. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Carlos.
- Bianchini Jr., I., Rocha, M. G. B. & Toledo, A. P. 1988. P. Estudo do fluxo de detritos a partir da decomposição de macrófitas aquáticas na represa do Lobo (BROA): 1- *Nymphoides indica*. In: Tundisi, J. G. (ed.) **Limnologia e manejo de represas**. São Paulo, Academia de Ciências de São Paulo. v. I, p.118-38. (Monografias em Limnologia)
- Bianchini Jr., I. 1997. The degradation process of organic matter in reservoirs. Hydropower Plants and Greenhouse Gas Emissions. In: Rosa, L. P. & dos Santos, M. A. (eds.) **Energy planning program**. Rio de Janeiro, COPPE Report/Ed. Tecnológica. p. 6-27.
- Bianchini Jr., I., Antonio, R. M. & de Moura L. F. 1997. On the manometric method for estimating the anaerobic mineralization in aquatic ecosystems: kinetic and methodological aspects. **Rev. Microbiol.** 28:83-90.
- Bianchini Jr., I. (no prelo) Aspectos do processo de decomposição nos ecossistemas aquáticos continentais. **Bol. Lab. Hidrobiol. Univ. Fed. Maranhão**.
- Bianchini Jr., I. & Toledo, A. P. P. 1998. Estudo da mineralização de *Nymphoides indica*. Seminário Regional de Ecologia, 8, São Carlos. **Anais...** São Carlos, UFSCar. v.3, p.1315-29.
- Bitar, A. L. & Bianchini Jr., I. 1994. Efeito do teor de matéria orgânica dissolvida sobre as taxas de seu processo de mineralização. In: Seminário: Qualidade de Águas Continentais no Mercosul, 1, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre, UFRS. p. 311-29.
- Bitar, A. L. 1995. **Contribuição para o Estudo dos Processos de Mineralização em Sistemas Aquáticos**. Depto. Hidrobiologia (UFSCar). São Carlos. Monografia (Graduação) - Universidade Federal de São Carlos.
- Boyd, C. E. 1978. **Chemical composition of wetlands plants**. Freshwater wetlands. New York, Academic Press. p. 395-468.
- Camargo, A. F. M., Esteves, F. A. 1995. Biomass and productivity of aquatic macrophytes in Brazilian lacustrine ecosystems. In: Tundisi J. G., Bicudo C. E. M. & Matsumura-Tundisi, T. (eds.) **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro, ABC/SBL. p.137-149.
- Chapra, S. C. & Reckhow, K. H. 1983. **Engineering approaches for lake management**. Woburn, Butterworth/Ann Arbor. v.2: Mechanistic Modeling.
- Cunha, M. B. da. 1996. **Ensaio de humificação e mineralização de *Scirpus cubensis* e *Cabomba piauhyensis***. São Carlos. Monografia (Graduação) - Universidade Federal de São Carlos.
- Davis, M. L. & Cornwell, D. A. 1991. **Introduction to environmental engineering**. New York, McGraw-Hill.
- Esteves, F. A., Barbosa, F. A. R. 1986. Eutrofização artificial. A doença dos lagos. **Ciênc. Hoje**. 27: 56-61.
- Gale, P. M., Reddy, K. R. & Graetz, D. A. 1992. Mineralization of sediment organic matter under anoxic conditions. **J. Environ. Qual.** 21:

- 394-400.
- Garzon, C. E. 1984. Water quality in hydroelectric projects: considerations for planning in tropical forest regions. **World Bank Tech. Pap.** 20: 1-33.
- Goldstein, I. S. 1981. **Organic chemical from biomass.** Boca Raton, CRC Press.
- Hespanhol, I. 1984. Impactos ambientais por reservatórios de água: o caso particular da vegetação inundada. **Rev. Politécnica.** 183:16-20.
- Hobson, P. N. et al. 1974. Anaerobic digestion of organic matter. **Crit. Rev. Environ. Control.** 2: 410p.
- Jewell, W. J. 1971. Aquatic weed decay: dissolved oxygen utilization and nitrogen and phosphorus regeneration. **J. Water Pollut. Control. Fed.** 43: 1457-67.
- Lush, D. L. & Hynes, H. B. N. 1973. The formation of particles in freshwater leacheates of dead leaves. **Limnol. Oceanogr.** 18:968 - 77.
- Menezes, C. F. S. 1984. **Biomassa e produção primária de três espécies de macrófitas aquáticas da Represa do Lobo (Broa), SP.** São Carlos. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos.
- Moore Jr., P. A., Reddy, K. R. & Graetz, D. A. 1992. Nutrient transformations in sediments influenced by oxygen supply. **J. Environ. Qual.** 21: 387-93.
- NAS - National Academy of Sciences. 1981. **Methane generation from human, animal and agricultural wastes.** 2. ed. Washington, National Research Council.
- Paiva, M. P. & Salles, P. V. 1977. **Desmatamento de represas hidrelétricas no Brasil.** ELETROBRÁS. (Relatório Técnico)
- Ploskey, G. R. 1985. Impacts of terrestrial vegetation and preimpoundment clearing on reservoir ecology and fisheries in USA and Canada. **FAO Fish. Tech. Pap.** 258:1-35.
- Saia, F. T. & Bianchini Jr., I. 1998. Modelagem do crescimento e senescência de *Salvinia auriculata* em condições de laboratório. In: Seminário Regional de Ecologia, 8, São Carlos. **Anais...São Carlos, UFSCar.** v.3, p. 1331-42.
- Schlegel, H. G. 1975. **Microbiología general.** Barcelona, Omega.
- Swift, M. J., Heal, D. W. & Anderson, J. M. 1979. **Studies in ecology - decomposition in terrestrial ecosystems.** Oxford, Blackwell.
- Thomann, R. V. & Mueller, J. A. 1987. **Principles of surface water quality modeling and control.** New York, Harper & Row. 644p.
- Tundisi, J. G. 1978. Construção de reservatórios e previsão de impactos ambientais no baixo Tietê: problemas limnológicos. **Biogeografia.** 13: 1-19.
- Twilley, R. R., Ejdung, G., Romare, P. & Kemp, W. M. 1986. A comparative study of decomposition and nutrient release for selected aquatic plants occurring in an estuarine environment. **Oikos.** 47:190-8.
- Wetzel, R. G. 1983. **Limnology.** Philadelphia, Saunders.

BIANCHINI Jr., I. A decomposição da vegetação e o consumo de oxigênio nos reservatórios: implicações ecológicas. In: Henry, R. (ed.) **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. Botucatu, FAPESP/FUNDBIO. p.627-650, 1999.