

## ASPECTOS DO PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO NOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS CONTINENTAIS

BIANCHINI Jr., I.

Departamento de Hidrobiologia, Universidade Federal de São Carlos  
Via Washington Luiz, Km 235, São Carlos, SP, 13565-905.  
E-mail: irineu@power.ufscar.br

**RESUMO: Aspectos do processo de decomposição nos ecossistemas aquáticos continentais.**

Neste capítulo discutem-se aspectos relacionados com a degradação de matéria orgânica em ecossistemas aquáticos continentais. Em geral, nestes ambientes a matéria orgânica detrital origina-se de duas fontes: 1) detritos particulados e dissolvidos carreados através dos tributários e das enxurradas (fontes alóctones) e 2) detritos originados dos processos de produção primária do próprio sistema (fontes autóctones). No caso de reservatórios há que se considerar, ainda, a fitomassa afogada durante a operação de enchimento. Com base no conhecimento das fontes de detrito, das formas do carbono orgânico e de suas propriedades, apresentam-se os fundamentos cinéticos para descrição sistêmica dos processos de degradação da matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos.

**Palavras-chave:** Decomposição, ecossistemas aquáticos continentais, detrito, cinéticas de decaimento, matéria orgânica particulada (MOP), matéria orgânica dissolvida (MOD).

**ABSTRACT: The decomposition process aspects at continental aquatic ecosystems.**

This chapter aims to discuss aspects related with the of process decomposition of organic matter in continental aquatic systems. Basically the detritus come from 2 sources: 1) particulate and dissolved mater coming from the runoff and tributaries (external sources) and 2) particulate and dissolved matter coming from the primary production process of the own reservoir. For man-made reservoirs it must be also considered the submersed vegetation derived from decomposition after reservoir formation. From the knowledge of the sources of detritus, the organic carbon forms and their properties, the kinetics fundaments are shown that could to be used in the systemic description of organic matter degradation in the aquatic ecosystems.

**Key-words:** Decomposition; continental aquatic ecosystems; detritus; decay kinetics; particulate organic matter (POM); dissolved organic matter (DOM).

## INTRODUÇÃO

Atualmente, cerca de  $25 \times 10^9$  t de  $\text{CO}_2$  são liberados para a atmosfera, por ano. Nenhuma mercadoria no mundo é manipulada nesta escala (Maddox, 1990). Além dos processos de geração de  $\text{CO}_2$  decorrentes da queima de combustíveis, as etapas da ciclagem do carbono referentes aos processos de degradação da matéria orgânica podem se constituir em importante fonte de formação de dióxido de carbono e outros gases. Para o planejamento das questões envolvidas com a ciclagem do carbono (tais como os usos dos recursos hídricos e o efeito estufa) é necessário o entendimento, em termos globais, da sua biogeoquímica e dos artefatos físicos que o ciclam. Necessita-se, também, de modelos do ciclo do carbono para a projeção dos efeitos das variações dos teores deste elemento nos recursos hídricos e na atmosfera. Em particular nos ecossistemas aquáticos, a eficácia da ciclagem da matéria orgânica detrital depende de vários fatores, dentre os quais: a temperatura, as condições de oxidação-redução, a composição específica das comunidades dos organismos decompositores, a quantidade e a qualidade dos detritos. Nesse contexto, este capítulo tem por objetivo discutir aspectos relativos à degradação da matéria orgânica em ecossistemas aquáticos continentais. Primeiramente, serão apresentadas as principais formas nas quais o carbono orgânico detrital pode ser encontrado, suas principais origens e algumas de suas interações com as comunidades aquáticas. Os mecanismos constituintes do processo de decomposição são descritos, no segundo item. Apresentam-se, ainda, nesta parte, os efeitos de alguns fatores abióticos sobre a ciclagem dos detritos. No terceiro item são abordados os aspectos cinéticos usualmente utilizados na modelagem matemática dos processos envolvidos. São apresentados e discutidos, também, os coeficientes de decaimento de vários recursos em decomposição em meios aquáticos.

## CARBONO ORGÂNICO DETRITAL: FORMAS, FONTES E PROPRIEDADES

Nos ecossistemas aquáticos, verifica-se que a maior parte do carbono se encontra na forma inorgânica, em equilíbrio com os produtos do ácido carbônico. Somente uma pequena parcela ocorre na forma orgânica e ainda, uma menor fração como constituinte da biota (Wetzel, 1983). Além de constituinte dos organismos, o carbono pode ser também encontrado no material em suspensão: na fração viva (plâncton) e nos detritos. Na porção inorgânica dos detritos, o carbono é encontrado nos diversos tipos de carbonatos, e na parte orgânica nas formas de matéria orgânica dissolvida (MOD) e particulada (MOP). Na comparação entre as frações orgânicas, tem sido constatado relações entre MOD e MOP da ordem de 6 a 10:1 (Saunders, 1972; Otsuki & Wetzel, 1974; Rai & Hill, 1980; Wetzel, 1990).

Com relação à procedência das formas de carbono, nos ambientes aquáticos cinco fontes principais usualmente têm sido observadas: 1°) compostos orgânicos de origem autóctone; 2°) material orgânico originado da decomposição dos organismos aquáticos; 3°) metabólitos extracelulares ou fotossintetizados excretados pelo fitoplâncton; 4°) metabólitos extracelulares ou fotossintetizados excretados pelas macrófitas aquáticas da zona litoral e 5°) excreção da fauna. Especificamente para os reservatórios, é possível agrupar as fontes de matéria orgânica detrital em três categorias: duas internas e uma externa. Como fontes autóctones citam-se os detritos originados dos processos de produção primária (exsudados, restos de macrófitas aquáticas e de fitoplâncton) e a fitomassa incorporada durante a operação de enchimento. As frações particuladas e dissolvidas de matéria orgânica, carregadas através dos tributários e das enxurradas, constituem-se na base das fontes alóctones dos sistemas lênticos. Nos rios a matéria orgânica detrital alóctone, em geral, origina-se dos processos de lixiviação do solo e dos detritos de origem terrestre, do afluxo de matéria orgânica particulada grosseira (folhas, flores, frutos, fezes e carcaças de animais, etc.) e do aporte de matéria orgânica particulada fina (Allan, 1996).

Nos sistemas lóticos as rotas heterotróficas são de grande importância, enquanto que as oportunidades para a fotossíntese são menores (Vannote et al., 1980). Pequenos rios de florestas podem receber afluxos significativos de detritos, ao mesmo tempo, o crescimento de algas é reduzido pelo sombreamento do dossel (Summer & Fisher, 1979). Os grandes rios são, provavelmente, também dominados pelos processos de decomposição devido a turbidez e a profundidade limite de disponibilidade de luz (Allen, 1996). Para alguns ecossistemas lacustres, a produção da biomassa referente às plantas aquáticas pode vir a constituir até a metade do aporte de carbono orgânico e muito pouco deste carbono fotossintetizado permanece na sua forma reduzida através do tempo geológico. Pelo contrário, torna-se um recurso imprescindível para a manutenção do metabolismo do sistema (Godshalk & Wetzel, 1978). Nos sistemas aquáticos naturais e reservatórios situados nas regiões tropicais, em geral, as macrófitas aquáticas encontram o ano todo condições climáticas favoráveis para o desenvolvimento (Menezes, 1984; Camargo & Esteves, 1995). O grande potencial de crescimento destas plantas pode ser exemplificado por meio de uma cultura de *Salvinia* sp suprida com água de um reservatório eutrófico, na qual esta espécie apresentou uma taxa de crescimento de biomassa da ordem de 9,7% ao dia (Saia & Bianchini Jr., 1998). O alto potencial de crescimento destes vegetais aliado às altas temperaturas e às condições nutricionais favoráveis, comuns em grande parte dos lagos e reservatórios das regiões tropicais, indicam a relevância das macrófitas aquáticas como fonte de matéria orgânica detrital destes ambientes. A partir da implantação de reservatórios em regiões com cobertura vegetal tem-se verificado que, dependendo da quantidade de fitomassa presente na bacia de acumulação, o afogamento da vegetação pode se constituir em significativa fonte de detritos. A decomposição destes detritos pode causar alterações na qualidade da água, gerando condições para o desenvolvimento de anaerobiose e de eutrofização do reservatório (Tundisi, 1978; Garzon, 1984; Ploskey, 1985). Tal situação pode comprometer, por um longo período, não só o próprio ecossistema aquático e os usos da água, como os equipamentos das unidades geradoras de energia (Paiva & Salles, 1977). Devido à origem peculiar desta fonte de detritos, a degradação destes recursos contemplam, em algumas etapas, aspectos pouco conhecidos.

Os compostos orgânicos de origem alóctone são constituídos, principalmente, por material dissolvido, contêm um baixo teor de nitrogênio (C:N  $\approx$  50:1) e podem representar a maior fonte de MOD para os sistemas aquáticos. Provavelmente, contenham baixas relações de nitrogênio e carbono devido às altas concentrações de substâncias húmicas (Shapiro, 1957; Schnitzer & Khan, 1972). Os compostos orgânicos de origem autóctone, por sua vez, são produzidos basicamente pelas macrófitas aquáticas e algas e são mais ricos em nitrogênio - C:N  $\approx$  12:1 - (Wetzel, 1983). A MOD pode interagir com a biota através de cinco maneiras diferentes (Golterman, 1975): 1°) fornecendo energia ou carbono orgânico para bactérias e algas; 2°) se apresentando como fator acessório de crescimento (por ex.: vitaminas); 3°) exercendo efeito tóxico em larvas e algas; 4°) formando complexos orgânicos com elementos traços, que podem ter efeito benéfico ou não sobre os organismos e 5°) absorvendo luz e, portanto, afetando os processos fotossintéticos. Quantidades apreciáveis desses compostos orgânicos detritais são assimilados diretamente pela microflora para o fornecimento de carbono orgânico e energia. No entanto, frações não consumidas, juntamente com as ressintetizadas, sofrem condensações químicas e resultam na formação das substâncias húmicas (Bianchini Jr., 1985). Desse modo, encontram-se nos sistemas aquáticos 2 classes de matéria orgânica: uma que apresenta uma natureza química definida (por ex.: aminoácidos, carboidratos, ácidos orgânicos, celulose, lignina, etc.) e o húmus, de natureza heterogênea, polifuncional e com diferentes graus de polimerização (Toledo, 1973).

Devido a sua importância no metabolismo dos microrganismos, os compostos não húmicos geralmente estão presentes nos sistemas aquáticos em baixas concentrações. Por se constituírem em produtos refratários, os compostos húmicos tendem ao acúmulo e a permanecer no ambiente por vários anos. Caracterizam uma etapa intermediária da matéria orgânica entre os processos de decomposição e de mineralização. Como tais processos são relativamente lentos, o húmus passa a desempenhar importante papel, pois esses compostos possuem propriedades químicas que os fazem interagir com a biota ou com o próprio ambiente. Devido à natureza complexa desses compostos, tem sido apresentada uma grande variedade de referências sobre efeitos bioquímicos e fisiológicos, dentre os quais citam-se: influência favorável no crescimento e produtividade do fitoplâncton (Shapiro, 1957; Prakash & Rashid, 1968; Azevedo, 1982; Bianchini Jr., 1982; 1985); formação de agregados orgânicos (Sieburth & Jensen, 1968; 1969; 1970; Sieburth, 1969); atenuação da radiação solar na água (Kirk, 1976; Bianchini Jr. et al., 1984) e viabilização da manutenção de algas em ambientes tóxicos (Toledo et al., 1980). Embora haja muitas evidências experimentais sobre o efeito da matéria orgânica e substâncias húmicas dissolvidas sobre os processos fisiológicos e bioquímicos, ainda não está resolvido o modo pelo qual atuam (Toledo, 1973). Entretanto, várias características dos ácidos húmicos têm sido ressaltadas como prováveis responsáveis pelas atividades fisiológicas dentre elas: capacidade de quelar íons metálicos (Prakash & Rashid, 1968); participação em reações catalíticas associadas ao metabolismo celular (Khristeva apud Kononova, 1966); aumento da permeabilidade celular (Flaig apud Kononova, 1966).

Apesar de vários estudos darem suporte aos efeitos e propriedades citados, nos sistemas aquáticos, a origem e os processos responsáveis pela degradação dos compostos húmicos, ainda permanecem em muitos aspectos obscuros. A descoloração da MOD devido a ação da luz solar tem sido registrada há várias décadas. Hutchinson (1957) se reporta a estudos desenvolvidos no final do século XIX que relatavam a substancial perda de cor de amostras de água, incubadas em garrafas, nas camadas superficiais de lagos. Estudos mais recentes indicam a essencialidade do oxigênio para as reações de descoloração e que as meias vidas dos processos de descoloração e decaimento das frações de MOD são da ordem de 35 a 45 dias (Zepp et al., 1977 apud Brezonik, 1994). Tradicionalmente admite-se que a descoloração do húmus aquático seja regida, principalmente, por reações fotoquímicas, cabendo à intervenção dos microrganismos um papel secundário. Por outro lado, mesmo tidos como compostos refratários, devido a sua abundância nos sistemas naturais, estima-se que 80% do carbono que mantém o bacterioplâncton em lagoas marginais, brejos e pântanos, sejam provenientes dos compostos húmicos (Wetzel, com. pess.).

Experimentos de mineralização aeróbia de compostos húmicos, provenientes da decomposição de uma espécie de macrófita aquática (*Scirpus cubensis*), têm sugerido que o período de 60 dias seja o necessário para uma substancial descoloração das amostras de substâncias húmicas totais, ácidos húmicos e fúlvicos (Cunha & Bianchini Jr., 1994). Entende-se nesse caso descoloração como indicador do processo de mineralização. No entanto, ocorre que existe a possibilidade da ressíntese desses compostos gerar moléculas mais pobres em carbono orgânico, entretanto, mais coloridas. Nesse caso, a utilização da colorimetria como indicativo do processo de mineralização pode subestimar a velocidade e o rendimento do processo. Por outro lado, ensaios relativos à mineralização aeróbia de recursos orgânicos, dentre os quais amostra de compostos húmicos totais (Bitar, 1995), têm indicado que a mineralização desses compostos pode apresentar alta velocidade, mais alta até que as obtidas na mineralização de macrófitas aquáticas que possuem estruturas frágeis. No entanto, a quantidade de oxigênio consumido referente à mineralização dos compostos húmicos se mostrou a mais baixa dentre os substratos em teste, sugerindo a mineralização parcial dos compostos húmicos, de uma fração lábil. Outra possibilidade refere-se a admissão de uma estequiometria diferenciada para a mineralização destas substâncias frente aos demais recursos.

## CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE O PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO

Nos ecossistemas aquáticos a ciclagem e transformações do carbono é constituída, basicamente, por três tipos de processos: a assimilação do carbono inorgânico, efetuada pela fotossíntese e pela quimiossíntese, a decomposição aeróbia e a anaeróbia (Thurman, 1985). Essencialmente, a decomposição resulta na mudança de estado de um dado recurso, sob a influência de fatores reguladores bióticos e abióticos (funções de força) inerentes ao meio (Swift et al., 1979). A expressão mais simples de mudança de estado, de um recurso é verificada a partir de sua perda de massa. Análises mais detalhadas revelam que tal decaimento é constituído por uma perda de matéria e uma mudança na composição química do detrito. Assim, tanto a decomposição aeróbia, quanto a anaeróbia, são constituídas por três mecanismos básicos: a lixiviação, a fragmentação e o catabolismo.

A lixiviação é um processo abiótico, no qual os compostos solúveis do detrito são removidos pela ação da água. Através da fragmentação se realiza a redução do tamanho original do detrito. Esse processo de natureza física, está geralmente relacionado com as atividades de alimentação dos decompositores. Neste caso os resíduos gerados são excretados em partículas menores e com composição química diferente do material ingerido (Swift et al., 1979). Quando a fragmentação independe das atividades da alimentação, a diminuição do tamanho dos detritos ocorre sem mudanças na composição química. A trituração, nesse caso, está relacionada com fatores tais como: a turbulência das águas, as intempéries climáticas e a ação dos ventos (Lush & Hynes, 1973). No catabolismo ocorrem as transformações de compostos orgânicos complexos a moléculas pequenas e simples, através de uma reação específica ou uma cadeia de reações. Nesse caso, dependendo das condições do ambiente e dos tipos de organismos presentes, os produtos formados serão orgânicos ou inorgânicos. Alguns serão resintetizados e incorporados às estruturas dos decompositores, outros serão incorporados e/ou convertidos na classe dos compostos orgânicos não celulares, tais como as substâncias húmicas (Toledo, 1973; Wetzel, 1983; Thurman, 1985).

As velocidades com que os nutrientes e o carbono são ciclados e acumulados dependem, basicamente, dos balanços entre os processos de imobilização e mineralização. Como imobilização de um dado elemento, entende-se como sendo sua incorporação ou manutenção na forma orgânica. A mineralização ocorre quando as formas inorgânicas de um dado elemento são liberadas durante o catabolismo de um recurso. Portanto, a disponibilidade de um determinado elemento nutriente depende da mineralização líquida, na qual a resultante do processo de mineralização excede a de imobilização (Swift et al., 1979). Em um dado período, no entanto, a mineralização do substrato pode ser incompleta. Através da degradação de vários compostos orgânicos têm-se verificado que o rendimento para a formação de biomassa de microrganismos (imobilização), é, em média, de 62%; embora possa haver grande variabilidade (Ramanathan & Gaudy, 1972). No que se refere aos processos de curto período de decaimento da glicose e formação de  $\text{CO}_2$ , admitiu-se, por exemplo, que a mineralização tenha respondido por cerca de 20% do consumo de carbono orgânico, enquanto que a formação de biomassa microbiana por 60% e o processo de humificação tenha sido responsável pela imobilização dos 20% restantes de carbono (Antonio, 1992).

Diante da importância da mineralização para o entendimento dos ciclos biogeoquímicos dos ecossistemas aquáticos, vários métodos têm sido propostos para descrever a evolução desse processo. Entre os vários procedimentos, o acompanhamento do consumo de oxigênio dissolvido (OD) é um dos mais difundidos, pois os testes de DBO utilizam-se desse princípio. Uma vez que as cinéticas de consumo de oxigênio podem refletir, também, o efeito de vários fatores condicionantes do processo de mineralização, experimentos elaborados à semelhança dos ensaios de DBO têm sido propostos para descrever as influências de fatores bióticos e abióticos sobre a ciclagem de matéria orgânica dos sistemas aquáticos (Antonio, 1992; 1996). As metodologias que envolvem a estimativa da mineralização, através do consumo do oxigênio, em geral adotam uma estequiometria global para representar a conversão do substrato em produtos. No caso dos processos de oxidação ocorrerem em condições aeróbias, admite-se, por extensão, que tal proporcionalidade seja válida, também, entre o consumo de oxigênio e a formação de produtos tais como o  $\text{CO}_2$ , a exemplo de reações químicas e relações estequiométricas usualmente consideradas para os processos de oxidação da glicose (Stumm & Morgan, 1981; Chapra & Reckhow, 1983; Jørgensen, 1986).

Além dos efeitos específicos dos vários tipos de organismos (bactérias, fungos, protozoários, nemátodos, oligoquetas, artrópodes, moluscos e crustáceos) envolvidos com os processos de decomposição, reportam-se as dependências das velocidades dos processos em função dos seguintes fatores condicionantes (funções de força): 1° temperatura (Carpenter & Adams, 1979; EPA, 1985); 2° conteúdo de matéria orgânica e nutrientes dos detritos e do meio (Coulson & Butterfield, 1978; Enríquez et al. 1993; Hohmann & Neely, 1993; Bitar & Bianchini Jr., 1994; Lemos, 1995); 3° teor de compostos refratários e tipo dos detritos (Mindermann, 1968; Rice & Tenore, 1981; Wetzel, 1990); 4° pH e salinidade do meio (Chan, 1985; Ogburn et al., 1988; Kok & Van der Velde, 1991); 5° nível de OD (Jewell, 1971; Twilley et al., 1986; Gale et al., 1992; Moore Jr et al., 1992); 6° tamanho de partícula (Swift et al., 1979; Bianchini Jr. & Antonio, no prelo).

De modo geral, o aumento da temperatura induz um aumento exponencial das taxas dos processos catabólicos (Antonio, 1996). O enriquecimento de nutrientes do ambiente nem sempre se traduz no incremento das atividades catabólicas (Lemos, 1995). No entanto, é comum a admissão de que as taxas metabólicas variem, em relação aos teores de nutrientes, de acordo com a função proposta por Michaelis-Menten (Antonio, 1996). O conteúdo e a composição dos compostos refratários basicamente condicionam o tempo de meia-vida da ciclagem do detrito. Quanto menor o tamanho de partícula, maior a superfície específica susceptível aos processos catabólicos (Swift et al., 1979). Entretanto, para as partículas muito pequenas é possível que o processo de formação dos compostos húmicos seja privilegiado (Bianchini Jr. & Antonio, no prelo). O pH e a salinidade, de modo geral, condicionam a ocorrência das comunidades e interferem nas velocidades das reações mediadas por enzimas.

Dependendo do teor de OD, as composições dos gases formados serão distintas. Esta diferenciação reflete, de modo geral, a predominância diferenciada dos microrganismos envolvidos nos processos aeróbios e anaeróbios de degradação. A seleção de microrganismos envolve, por sua vez, a adoção de rotas metabólicas distintas para a degradação dos detritos. Com relação às características de processamento dos recursos orgânicos tem-se observado que o processo aeróbio atua sobre um maior espectro de formas de matéria orgânica. Relativamente, gera os produtos finais mais estáveis e uma maior quantidade de células de microrganismos. Em meio com baixas concentrações de matéria orgânica este processo é usualmente rápido, eficiente e possui baixo potencial de odor. A decomposição anaeróbia (fermentação) da matéria orgânica é considerada como um processo constituído por duas etapas. Na primeira, os compostos orgânicos complexos são convertidos a ácidos voláteis de baixa massa molecular. Em seguida, na segunda etapa, os ácidos são convertidos em  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ . A decomposição anaeróbia gera como principais produtos:  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$ . Outros produtos tais como:  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  e mercaptans têm sido, também, observados (Davis & Cornell, 1991). Devido à presença desses três compostos, este processo apresenta alto potencial de odor. Em geral, o processo anaeróbio de oxidação gera uma menor quantidade de células de microrganismos, ou seja, em relação a degradação aeróbia, a imobilização é menos privilegiada. Experimentos de degradação anaeróbia, nos quais amostras de sedimentos foram incubadas, indicaram a seguinte composição aproximada das misturas de gases formados:  $\text{CH}_4 = 85,2\%$ ,  $\text{N}_2 = 7,5\%$  e  $\text{CO}_2 = 7,1\%$  (Sorokin & Kadota, 1972).

Em condições de anoxia e de anaerobiose é possível, ainda, a geração de  $\text{N}_2$ ,  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$  devido ao processo de desnitrificação (respiração do nitrato). A quantidade de energia disponível para este processo é da mesma ordem de grandeza que a gerada no processo de oxidação aeróbia, como conseqüência, a imobilização é relativamente alta, no entanto, não tão privilegiada quanto na decomposição aeróbia (Schlegel, 1975; Davas & Cornwell, 1991). Embora seja admitido, freqüentemente, que os processos aeróbios de oxidação da matéria orgânica sejam mais rápidos (Wetzel, 1983; Antonio, 1992), estudos cinéticos desenvolvidos em uma lagoa marginal (Antonio, 1996) sugerem que para ambientes com baixos teores de OD é possível que haja similaridade nas velocidades de decaimento sob condições aeróbias e anaeróbias. Isto é devido ao provável predomínio das bactérias anaeróbias facultativas. Incubações de amostras de água de um reservatório eutrófico (represa do Monjolinho, São Carlos - SP), enriquecidas com glicose, permitiram verificar que o decaimento deste açúcar em condições aeróbias apresentou uma meia vida de aproximadamente 97 dias. Este período, por sua vez, foi dez vezes maior que o observado quando o meio tornou-se anaeróbio.

Notou-se, ainda, que o registro da formação de gases efetivou-se a partir do estabelecimento de condições anóxicas, mais precisamente após a concentração de OD decair abaixo de 0,2 mg/l (Antonio et. al. 1996; Bianchini Jr. et al., 1996).

Experimentos relativos à mineralização aeróbia de espécies de macrófitas aquáticas, amostras de galhos, de arbusto e de compostos húmicos têm indicado que as cinéticas de mineralização dos recursos orgânicos podem refletir efeitos qualitativos dos substratos, assim como sugerem a estequiometria diferenciada entre os processos (Bitar, 1995). Em termos quantitativos, ensaios de mineralização aeróbia efetuados com glicose indicam que o incremento da velocidade de mineralização pode, também, ser devido ao aumento da concentração inicial de substrato, segundo o modelo proposto por Michaelis-Menten, bem como sugerem que a alteração da concentração de substrato pode interferir no rendimento dos processos de imobilização (Bitar & Bianchini Jr., 1994).

## EQUACIONAMENTO E MODELAGEM MATEMÁTICA

Em geral, as dificuldades verificadas nas descrições e simulações dos processos de decomposição nos ambientes aquáticos relacionam-se com as várias possibilidades de origem e de composição dos detritos e com as formas pelas quais eles afluem nos sistemas. A degradação deste grande conjunto de compostos orgânicos ocorre segundo rotas metabólicas específicas, produzindo diferentes substâncias intermediárias que interagem diferentemente com outros compostos e com a biota. Nesse contexto, as árvores e arbustos contêm mais material refratário por unidade de peso que a vegetação herbácea e por esse motivo requerem, proporcionalmente, maior tempo para a decomposição (Sylvester & Seabloom, 1965; Ball et al., 1975).

Através da composição química verifica-se que os tecidos vegetais são formados por compostos de difícil degradação (Goldstein, 1981). A lignina que responde por cerca de 10 a 30% da biomassa é o elemento 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 (Hobson, 1974). No outro extremo, os açúcares (carboidratos: 1 a 5%; hemiceluloses: 10 a 28%; celuloses: 20 a 50%), as proteínas (10 a 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. As partes verdes da vegetação não só têm uma grande proporção destas substâncias, mas, também, são frágeis e mais vulneráveis aos ataques bacterianos devido a sua grande proporção entre área superficial e volume.

Considerando inicialmente que os processos de decomposição sejam regidos por reações consecutivas, monomoleculares, de primeira ordem do tipo:



onde: A representaria, por exemplo, o teor de glicose; R os compostos intermediários (tais como substâncias húmicas e/ou biomassa de microrganismos) e S os produtos finais. No caso da mineralização aeróbia completa da glicose S seria o CO<sub>2</sub>. É possível definir as seguintes equações de velocidade para os três componentes:

$$r_A = \frac{dC_A}{dt} = -k_1 C_A \dots\dots\dots(\text{Equação 1})$$

$$r_R = \frac{dC_R}{dt} = k_1 C_A - k_2 C_R \dots\dots\dots(\text{Equação 2})$$

$$r_S = \frac{dC_S}{dt} = k_2 C_R \dots\dots\dots(\text{Equação 3})$$

onde: k<sub>1</sub> e k<sub>2</sub> referem-se aos coeficientes de decaimento de A e R, respectivamente.

Neste caso, as variações temporais das concentrações dos três componentes, são: 1° [A] decresce exponencialmente; 2° [R] aumenta até um valor máximo, decrescendo a seguir e 3° [S] aumenta continuamente, a maior velocidade no aumento de [S] ocorre quando [R] for máximo. Equações tais como as apresentadas (Eq. 1, 2 e 3), são freqüentemente utilizadas para descrever e simular os processos de decomposição de diferentes recursos, nos ecossistemas terrestres e aquáticos (Otsuki & Wetzel, 1974; Godshalk & Wetzel, 1977; 1978; Carpenter & Adams, 1979; Bianchini Jr., 1982; 1985; Bianchini Jr. & Toledo, 1996). Entretanto, devido a variedade de compostos orgânicos que constituem um dado recurso, essas equações nem sempre podem ser aplicadas para o detrito como um todo. Nesse contexto, Mindermann (1968) verificou que as equações utilizadas para descrever processos cinéticos de primeira ordem são adequadas para representar o decaimento particular de cada elemento estrutural do substrato (celulose, lignina, protoplasma, etc.). Contudo, o processo global da decomposição não pode ser representado por uma simples função exponencial, mas uma forma correspondente ao somatório de diversas funções exponenciais (Eq. 4), conforme o modelo proposto por Lousier & Parkinson (1976) e Jenkinson (1977). Desse modo, devido à heterogeneidade estrutural dos substratos, para cada elemento de interesse (por exemplo: carbono, nitrogênio, fósforo, etc.) e/ou tipo de estrutura (por exemplo: folhas, galhos, algas, macrófitas aquáticas, etc.), as equações de velocidade devem ser estruturadas, para a representação dos diferentes mecanismos envolvidos na decomposição (catabolismo, lixiviação e fragmentação), de cada elemento e/ou para cada tipo de estrutura.

$$W_t = W_1 \exp^{-k_1 t} + W_2 \exp^{-k_2 t} + W_3 \exp^{-k_3 t} + \Lambda + W_n \exp^{-k_n t} \dots\dots\dots(\text{Equação 4})$$

onde:

$W_t$  = quantidade de detritos remanescentes num dado tempo [M];

$W_1$  = quantidade inicial do substrato 1 [M] (p. ex.: lignina);

$k_1$  = coeficiente de decomposição do substrato 1 [ $t^{-1}$ ];

$W_2$  = quantidade inicial do substrato 2 [M] (p. ex.: celulose);

$k_2$  = coeficiente de decomposição do substrato 2 [ $t^{-1}$ ];

$W_3$  = quantidade inicial do substrato 3 [M] (p. ex.: protoplasma);

$k_3$  = coeficiente de decomposição do substrato 3 [ $t^{-1}$ ];

$W_n$  = quantidade inicial do substrato n [M];

$k_n$  = coeficiente de decomposição do substrato n [ $t^{-1}$ ];

$t$  = tempo [t].

Através das Equações 5 a 9 descrevem-se os processos de mineralização de um dado detrito considerando as hipóteses apresentadas através da Figura 1. De acordo com estas hipóteses admite-se que a mineralização deste recurso ocorra segundo três caminhos distintos. No primeiro os compostos lábeis (carboidratos, glicosídeos, polifenóis, etc.) seriam rapidamente oxidados, em paralelo à ocorrência da lixiviação (solubilização). O segundo caminho compreenderia os processos consecutivos de lixiviação e consumo (catabolismo) das frações dissolvidas de matéria orgânica (MOD). Na terceira rota, a oxidação dos detritos particulados (MOP) refratários seria o processo responsável pela perda de massa. A idealização deste modelo cinético considera que o detrito se constitui em um substrato não homogêneo do ponto de vista estrutural (composição química). A partir da parametrização do modelo cinético, do conhecimento das interações entre as taxas de reação com os fatores abióticos (temperatura, OD, nutrientes, etc.) e das funções de força do ambiente (tais como: variações temporais de 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. De modo geral, o grau de conhecimento dos fatores descritos condiciona a precisão dos resultados da simulação.

1- Decaimento da MOP: Solubilização (formação da MOD) e oxidação dos compostos lábeis e refratários das frações particuladas.

$$\frac{dC_{MOP}}{dt} = -k_T C_{MOPL} - k_4 C_{MOPR} \dots\dots\dots(\text{Equação 5})$$

onde:

MOPL = teor de compostos lábeis e/ou solúveis do detrito ( $\approx$  frações protoplasmáticas e outros compostos solúveis);

MOPR = teor de matéria orgânica refratária dos detritos particulados ( $\approx$  celulose, lignina, etc.);

$k_T$  = coeficiente global de decaimento de MOPL ( $k_1+k_2$ ), dia<sup>-1</sup>;

$k_1$  = coeficiente de mineralização dos compostos lábeis, dia<sup>-1</sup>;

$k_2$  = coeficiente de lixiviação dos solúveis, dia<sup>-1</sup>;

$k_4$  = coeficiente de mineralização dos compostos refratários, dia<sup>-1</sup>.

2 - Mineralização das frações lábeis de MOP e variação temporal de MOD.

$$\frac{dC_{IN1}}{dt} = k_T C_{MOPL} \dots\dots\dots(\text{Equação 6})$$

$$\frac{dC_{MOD}}{dt} = k_T C_{MOPL} - k_3 C_{MOD} \dots\dots\dots(\text{Equação 7})$$

onde:

$IN_1$  = teor de matéria orgânica lábil mineralizada;

MOD = teor de matéria orgânica dissolvida;

$k_3$  = coeficiente de mineralização dos compostos dissolvidos, dia<sup>-1</sup>.

3 - Formação de compostos inorgânicos (tais como CO<sub>2</sub>) a partir da mineralização da MOD.

$$\frac{dC_{IN2}}{dt} = k_3 C_{MOD} \dots\dots\dots(\text{Equação 8})$$

onde:

$IN_2$  = teor de matéria orgânica dissolvida mineralizada;

4 - Mineralização dos detritos particulados refratários (MOPR).

$$\frac{dC_{IN3}}{dt} = k_4 C_{MOPR} \dots\dots\dots(\text{Equação 9})$$

onde:

$IN_3$  = teor de matéria orgânica particulada e refratária mineralizada;

A título de exemplo, através das Tabs. 1 e 2 apresentam-se as variações dos parâmetros  $k_T$  (coef. global de decaimento devido a lixiviação dos compostos solúveis e ao consumo dos lábeis),  $k_4$  (coef. de decaimento devido a mineralização das frações refratárias) e  $k_3$  (coef. de decaimento da MOD devido a mineralização) obtidos para alguns recursos, a partir de experimentos de decomposição em meios aquáticos (ensaios de campo e/ou de laboratório). Estes parâmetros foram calculados a partir de ajustes dos resultados de vários estudos ao modelo representado através da Fig. 1 e das Equações 5 a 9.

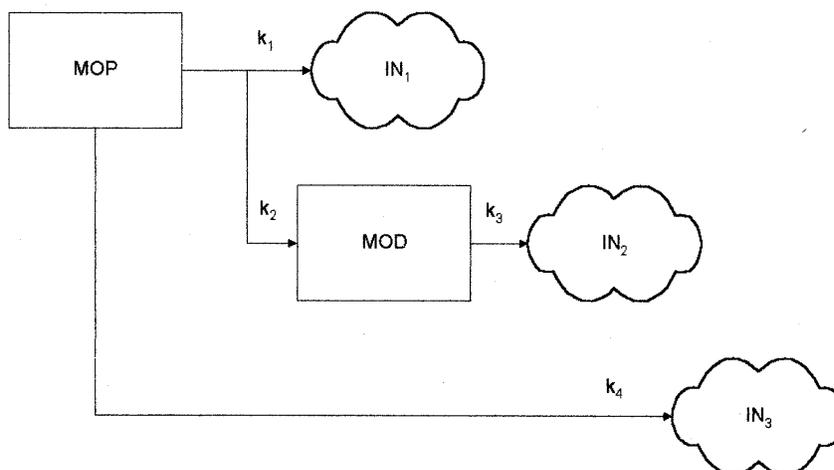


Figura 1: Modelo cinético proposto para exemplificar os processos de mineralização. Onde:  $k$ 's = coeficientes de reação ( $\text{dia}^{-1}$ ); IN = compostos inorgânicos provenientes da mineralização;  $k_T$  = coeficiente global de decaimento da MOP decorrente dos processos de oxidação das frações lábeis e solubilização;  $k_1$  = coeficiente de oxidação das frações lábeis;  $k_2$  = coeficiente de lixiviação;  $k_3$  = coeficiente de oxidação da MOD;  $k_4$  = coeficiente de oxidação da MOP;  $IN_1$  = teor de matéria orgânica facilmente oxidável e mineralizada segundo  $k_T$ ;  $IN_2$  = teor de matéria orgânica lixiviada e mineralizada (segundo  $k_T$  e  $k_3$  respectivamente) e  $IN_3$  = teor de matéria orgânica particulada, mineralizada segundo  $k_4$ .

Através dos resultados apresentados na Tab. 1 verifica-se que na maioria das vezes foi possível observar a heterogeneidade estrutural dos recursos. Nesse contexto, a MOPR variou entre 28,4 e 100%. Considerando todos os ajustes, os valores médios de MOPL e de MOPR foram de 26,6 e 73,4%, respectivamente. No entanto, é possível verificar alta variabilidade nos valores de tais parâmetros. De modo geral, verificou-se que independente do tipo de recurso houve quase sempre, na decomposição em meio aquático, uma grande contribuição dos processos de lixiviação/oxidação de compostos lábeis para a ocorrência da perda de massa dos detritos nos estágios iniciais do processo. Na comparação entre os valores médios de  $k_T$  e  $k_4$  nota-se que os coeficientes de perda de massa devido aos processos mais rápidos (lixiviação/oxidação da MOPL) foram cerca de 118 vezes maiores que os de mineralização da MOPR.

Tabela 1: Conteúdos de frações lábeis (MOPL) e refratárias (MOPR) dos detritos e coeficientes de decomposição ( $k_T$  e  $k_4$ ); estimados a partir da degradação (em meios aquáticos) de alguns recursos, sob diferentes condições ambientais. Onde:  $k_T$ =coef. de decaimento da MOPL e  $k_4$  = coef. de mineralização da MOPR. Valores calculados a partir de ajustes dos resultados apresentados nas referências ao modelo descrito através das Equações 5 a 9.

Recurso	MOPL (%)	$K_T$ (dia <sup>-1</sup> )	MOPR (%)	$K_4$ (dia <sup>-1</sup> )	Referência
<i>Araucaria angustifolia</i> (laminado de pinho)	1,6	0,50	98,4	0,00056	Aprile, 1996
<i>Avicennia schaueriana</i> (folhas)	24,4	0,58	75,6	0,0254	de Moura, 1997
<i>A. schaueriana</i> (folhas)	63,5	0,06	35,5	0,0089	de Moura, 1997
<i>A. schaueriana</i> (folhas)	58,6	0,29	41,4	0,0054	de Moura, 1997
<i>A. schaueriana</i> (tolhas)	42,3	0,68	57,7	0,0159	de Moura, 1997
<i>A. schaueriana</i> (folhas)	29,1	0,59	70,9	0,0122	de Moura, 1997
<i>A. schaueriana</i> (folhas)	29,6	0,42	70,4	0,0073	de Moura, 1997
<i>Cabomba piauhyensis</i>	28,5	1,04	71,5	0,0062	Cunha, 1996
caule (menor que 2 cm de diâmetro)	-	-	100	0,00054	Delitti, 1993
<i>Cardia goldiana</i> (laminado de freijó)	2,9	0,50	97,1	0,0012	Aprile, 1996
cascas de árvores (amostra composta)	13,5	0,63	86,5	0,0015	MDK/CENCO/COPEL, 1988
cascas de árvores (amostra composta)	19,0	0,40	81,0	0,00074	MDK/CENCO/COPEL, 1988
cascas de árvores (amostra composta)	14,4	0,22	85,6	0,0017	Delitti, 1993
cascas de árvores (amostra composta)	8,3	3,64	91,7	0,0032	Bianchini Jr. et al., 1997
<i>Cedrela</i> sp (laminado de cedro)	6,8	0,001	93,2	0,00096	Aprile, 1996
<i>Cladophora glomerata</i>	-	-	100	0,0139	Pieczynska, 1986
<i>Chlorella salina</i>	-	-	100	0,0031	Chan, 1985
<i>Cyperus</i> sp	11,4	0,24	88,6	0,0035	Delitti, 1993
<i>Dalbergia nigra</i> (laminado de jacarandá)	3,2	0,50	96,8	0,00036	Aprile, 1996
<i>Eichhornia crassipes</i> (folhas)	21,8	0,60	78,2	0,0107	Singhal et al., 1992
<i>E. crassipes</i> (folhas)	12,8	1,22	87,2	0,0055	Singhal et al., 1992
<i>Echinochloa polystachya</i>	43,0	0,12	57,0	0,0085	Howard-Williams & Junk, 1976
<i>Echinochloa polystachya</i> (caules)	23,4	1,35	76,6	0,0136	Darwich, 1995
<i>Echinochloa polystachya</i> (folhas)	13,7	1,70	86,3	0,0272	Darwich, 1995
<i>E. polystachya</i> (lâmina)	44,3	0,13	55,7	0,0210	Pompêo, 1996
<i>E. polystachya</i> (bainha)	67,6	0,10	32,4	0,0107	Pompêo, 1996
<i>E. polystachya</i> (colmo)	33,2	0,12	66,8	0,0057	Pompêo, 1996
<i>E. polystachya</i> (detrito aéreo)	59,9	0,07	40,1	0,0155	Pompêo, 1996
<i>E. polystachya</i> (detrito aquático)	17,5	0,21	82,5	0,0132	Pompêo, 1996
<i>Eleocharis mulata</i>	30,0	0,12	70,0	0,00012	Bianchini Jr., 1982
<i>E. mulata</i>	32,2	0,05	67,8	0,0057	Bianchini Jr. & Toledo, 1996
<i>Eugenia inundata</i> (folhas)	32,7	0,15	67,3	0,0010	Junk & Howard-Williams, 1984
folhas (amostra composta)	17,0	1,18	83,0	0,0014	MDK/CENCO/COPEL, 1988
folhas (amostra composta)	19,0	1,25	81,0	0,0023	MDK/CENCO/COPEL, 1988
folhas (amostra composta)	4,0	0,08	96,0	0,0043	Delitti, 1993
folhas (amostra composta)	15,3	0,61	84,7	0,0052	Bianchini Jr. et al., 1997
galhos finos (amostra composta)	7,5	0,21	92,5	0,00057	MDK/CENCO/COPEL, 1988
galhos finos (amostra composta)	18,0	0,11	82,0	0,00007	MDK/CENCO/COPEL, 1988
galhos finos (amostra composta)	8,7	1,42	91,3	0,0019	Bianchini Jr. et al., 1997
<i>Gloetrichia echinulata</i>	-	-	100	0,0105	Pieczynska, 1986
<i>Laguncularia racemosa</i> (folhas)	52,7	0,09	47,3	0,0084	de Moura, 1997
<i>L. racemosa</i> (tolhas)	45,0	0,06	55,0	0,0041	de Moura, 1997
<i>L. racemosa</i> (folhas)	60,0	0,23	40,0	0,0067	de Moura, 1997
<i>L. racemosa</i> (folhas)	41,4	0,66	58,6	0,0084	de Moura, 1997
<i>L. racemosa</i> (folhas)	15,0	1,50	85,0	0,0082	de Moura, 1997
<i>L. racemosa</i> (folhas)	24,8	0,36	75,2	0,0049	de Moura, 1997
<i>Leersia hexandra</i>	45,0	0,15	55,0	0,0065	Howard-Williams & Junk, 1976
<i>Ludwigia</i> ssp	34,4	0,55	65,6	0,0045	Bianchini Jr., 1982
<i>Machaerium villosum</i> (laminado de jacarandá)	6,8	0,50	93,2	0,00031	Aprile, 1996
<i>Mayaca fluviatilis</i>	23,2	0,71	76,8	0,00051	Bianchini Jr., 1982
<i>M. fluviatilis</i>	29,0	0,04	71,0	0,0010	D'Arienzo, 1989
<i>M. fluviatilis</i>	16,3	1,33	83,7	0,0081	Bianchini Jr. & Toledo, não publ.
<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	60,0	0,14	40,0	0,0041	Godshalk & Wetzei, 1978
<i>Myrocarpus</i> sp (lâminado de cabriuva)	7,7	0,001	92,3	0,00096	Aprile, 1996
<i>Najas flexilis</i>	65,0	0,09	35,0	0,0021	Godshalk & Wetzei, 1978
<i>Nuphar luteum</i> (folhas)	52,1	0,23	41,9	0,1007	Odum & Heywood, 1978
<i>N. variegatum</i>	71,6	0,13	28,4	0,0034	Godshalk & Wetzei, 1978
<i>Nymphaea ampla</i>	50,2	0,33	49,8	0,0097	Bianchini Jr., 1982
<i>Nymphoides indica</i>	59,7	0,49	40,3	0,0048	Bianchini Jr., 1982
<i>N. indica</i> (folhas)	34,8	1,50	65,2	0,0156	Esteves & Barbieri, 1983

Tabela 1: continuação

Recurso	MOPL (%)	k <sub>T</sub> (dia-1)	MOPR (%)	k <sub>4</sub> (dia-1)	Referência
<i>N. indica</i> (peciolos)	36,7	1,50	63,3	0,0074	Esteves & Barbieri, 1983
<i>N. indica</i>	39,9	2,57	60,1	0,00046	Bianchini Jr., 1985
<i>N. indica</i>	41,2	2,62	53,8	0,0032	Bianchini Jr., 1985
<i>N. indica</i>	36,6	2,48	63,4	0,0218	Helbing et al., 1986
<i>N. indica</i>	33,0	1,87	67,0	0,0070	Bianchini Jr. & Toledo, 1998
<i>Coclea</i> sp (laminado de louro preto)	-	-	100	0,00033	Aprile, 1996
<i>Paspalum fasciculatum</i>	53,4	0,33	46,6	0,0109	Furch & Junk, 1985
<i>Pinus</i> sp (laminado de pinus)	2,5	0,50	97,5	0,00047	Aprile, 1996
<i>Peltandra virginica</i> (folhas)	65,3	0,12	34,7	0,0246	Odum & Heywood, 1978
<i>Peltogyne discolor</i> (laminado de roxinho)	4,0	0,50	96,0	0,00034	Aprile, 1996
<i>Phoebe porosa</i> (laminado de imbuia)	15,0	0,50	85,0	0,00015	Aprile, 1996
<i>Polygonum</i> ssp	29,9	0,47	70,1	0,0028	Bianchini Jr., 1982
<i>P. ferrugineum</i> (folhas)	33,2	0,13	66,8	0,0027	Esteves & Barbieri, 1983
<i>P. ferrugineum</i> (talos)	23,4	0,15	76,6	0,0028	Esteves & Barbieri, 1983
<i>Pontederia cordata</i> (folhas)	41,6	0,45	58,4	0,0191	Odum & Heywood, 1978
<i>P. cordata</i>	23,6	0,33	76,4	0,0018	Bianchini Jr., 1982
<i>P. cordata</i>	28,0	0,05	72,0	0,0033	Bianchini Jr. & Toledo, não publ.
<i>P. lanceolata</i>	24,7	0,95	75,3	0,0006	Bianchini Jr., 1982
<i>Potamogeton pectinatus</i>	12,4	1,50	87,6	0,0147	H-Williams & Davies, 1979
<i>P. pectinatus</i>	14,2	1,65	85,8	0,0168	H-Williams & Davies, 1979
<i>Rhizophora mangle</i> (folhas)	54,5	0,05	45,5	0,0030	de Moura, 1997
<i>R. mangle</i> (folhas)	33,0	0,04	67,0	0,0035	de Moura, 1997
<i>R. mangle</i> (folhas)	44,0	0,13	56,0	0,0029	de Moura, 1997
<i>R. mangle</i> (folhas)	31,0	0,36	69,0	0,0063	de Moura, 1997
<i>R. mangle</i> (folhas)	41,0	0,03	59,0	0,0023	de Moura, 1997
<i>R. mangle</i> (folhas)	12,1	0,15	87,9	0,0030	de Moura, 1997
<i>Rinchospora gigantea</i>	22,0	1,32	78,0	0,00038	Bianchini Jr., 1982
<i>Sagittaria latifolia</i> (folhas)	52,6	0,24	47,4	0,0204	Odum & Heywood, 1978
<i>Salvinia</i> sp	25,5	0,11	74,5	0,00047	Campos Jr., 1998
<i>Salvinia</i> sp	26,0	0,09	74,0	0,00038	Campos Jr., 1998
<i>Scenedesmus</i> sp	20,0	0,03	80,0	0,00037	Golterman, 1973
<i>Scirpus acutus</i>	16,3	0,59	83,7	0,0026	Godshalk & Wetzel, 1978
<i>S. californicus</i>	14,2	0,04	85,8	0,0012	da Silva, 1992
<i>S. californicus</i>	9,6	0,06	90,4	0,00067	da Silva, 1992
<i>S. cubensis</i>	70,1	0,08	29,9	0,0030	Howard-Williams & Junk, 1976
<i>S. cubensis</i> (estruturas emersas)	11,2	1,08	88,8	0,0034	Nogueira, 1989
<i>S. cubensis</i> (estruturas submersas)	30,0	0,03	70,0	0,00087	Nogueira, 1989
<i>S. cubensis</i>	4,7	5,04	95,3	0,0038	Bianchini Jr. & Antonio, não publ.
<i>S. cubensis</i>	8,1	5,04	91,9	0,0024	Bianchini Jr. & Antonio, não publ.
<i>S. cubensis</i>	6,3	6,91	93,7	0,0015	Bianchini Jr. & Antonio, não publ.
<i>S. cubensis</i>	5,2	4,50	94,8	0,0040	Bianchini Jr. & Antonio, não publ.
<i>S. cubensis</i>	4,4	2,79	95,6	0,0045	Bianchini Jr. & Antonio, não publ.
<i>S. cubensis</i>	6,4	2,50	93,6	0,0027	Bianchini Jr. & Antonio, não publ.
<i>S. cubensis</i>	14,7	1,74	85,3	0,0030	Cunha, 1996
<i>S. subterminalis</i>	51,7	0,02	48,3	0,0026	Godshalk & Wetzel, 1978
<i>Sparganium eurycarpum</i>	53,7	0,02	46,3	0,0024	Hohmann & Neely, 1993
<i>S. eurycarpum</i>	26,2	0,01	73,8	0,0056	Hohmann & Neely, 1993
serapilheira (amostra composta)	9,2	1,80	90,8	0,0040	Bianchini Jr. et al., 1997
serapilheira de mata galeria	14,1	0,70	85,9	0,0129	Afonso, 1993
serapilheira de mata galeria	31,3	0,69	68,7	0,0036	Afonso, 1993
<i>Spartina alterniflora</i> (folhas)	36,9	0,03	63,1	0,0014	Odum & Heywood, 1978
<i>Sphagnum</i> sp	13,7	1,21	86,3	0,00041	D'Arienza, 1989
<i>Swietenia macrophylla</i> (laminado de mogno)	4,4	0,50	95,6	0,00055	Aprile, 1996
<i>Symmeria paniculata</i> (folhas)	24,6	0,15	75,4	0,0015	Junk & H-Williams, 1984
<i>Torresea cearensis</i> (laminado de cerejeira)	10,7	0,50	89,3	0,0010	Aprile, 1996
<i>Typha latifolia</i>	12,4	1,50	87,6	0,0026	Boyd, 1970
<i>Typha</i> sp	21,4	0,08	78,6	0,0056	Delitti, 1993
<i>Zizania aquatica</i> (tolhas)	29,8	0,62	70,2	0,0153	Odum & Heywood, 1978

Com base nos valores médios destes parâmetros, estima-se que a MOPL e a MOPR apresentem, respectivamente, tempos de meia vida de 0,9 e 108 dias. Como verificado para os demais parâmetros, ressalta-se que os coeficientes de decaimento ( $k_T$  e  $k_4$ ) também apresentaram grande variabilidade em função do tipo de recurso. Contudo, assinala-se que grande parte dos experimentos não tinha por objetivo a descrição detalhada da perda de massa típica dos estágios iniciais da decomposição. Assim, parte da variabilidade constatada para  $k_T$ , bem como parte dos baixos valores registrados para este parâmetro, decorrem da falta de observações experimentais nos períodos iniciais da degradação. Por outro lado, o procedimento metodológico de secagem dos detritos para a montagem dos "litter bags" ou das câmaras de decomposição podem favorecer, posteriormente, os processos de lixiviação no decorrer do experimento. No entanto, dependendo do tipo de ensaio, esta limitação metodológica nem sempre pode ser evitada.

Tabela 2: Coeficientes de decaimento (k) ,de alguns recursos orgânicos dissolvidos, estimados (em meios aquáticos) sob diferentes condições ambientais. Valores calculados a partir de ajustes dos resultados apresentados nas referências.

Recurso	K <sub>1</sub> (dia <sup>-1</sup> )	Referência
Carboidratos lixiviados de amostra mista de fitoplâncton (decomp. aeróbia; fase rápida)	1,24	Ogura & Gotoh, 1974
Carboidratos lixiviados de amostra mista de fitoplâncton (decomp. aeróbia, fase lenta)	0,047	Ogura & Gotoh, 1974
Carboidratos (baixa massa molecular) lixiviados de amostra mista de fitoplâncton (decomp. aeróbia, fase rápida)	1,56	Ogura & Gotoh, 1974
Carboidratos (baixa massa molecular) lixiviados de amostra mista de fitoplâncton (decomp. aeróbia, fase lenta)	0,025	Ogura & Gotoh, 1974
Carboidratos lixiviados de <i>Cabomba piauhyensis</i> (decomposição anaeróbia em meio neutro)	0,043	Campos Jr., 1998
Carboidratos lixiviados de <i>C. piauhyensis</i> , (decomp. anaeróbia meio red.)	0,004	Campos Jr., 1998
Carboidratos lixiviados da decomposição de <i>Mayaca fluviatilis</i>	0,060	Bianchini Jr., 1982
Carboidratos lixiviados da decomposição de <i>Nymphoides indica</i>	0,074	Bianchini Jr., 1982
Carboidratos lixiviados de <i>Salvinia</i> sp (decomp. anaeróbia meio neutro)	0,037	Campos Jr., 1998
Carboidratos lixiviados de <i>Salvinia</i> sp (decomp. anaeróbia meio redutor)	0,018	Campos Jr., 1998
Carboidratos lixiviados de <i>Scirpus cubensis</i> (decomposição anaeróbia em meio neutro)	0,020	Campos Jr., 1998
Carboidratos lixiviados de <i>S. cubensis</i> (decomp. anaeróbia meio redutor)	0,011	Campos Jr., 1998
Carboidratos lábeis lixiviados: decomp. aeróbia de <i>Cabomba piauhyensis</i>	0,22	Cunha & Bianchini Jr., 1998
Carboidratos refratários lixiviados:decomp. aeróbia de <i>C. piauhyensis</i>	0,005	Cunha & Bianchini Jr., 1998
Carboidratos lábeis lixiviados da decomp. aeróbia de <i>Scirpus cubensis</i>	0,20	Cunha & Bianchini Jr., 1998
Carboidratos lixiviados da decomp. anaeróbia de <i>Cabomba piauhyensis</i>	0,030	Cunha & Bianchini Jr., 1998
Carboidratos lixiviados da decomposição anaeróbia de <i>Scirpus cubensis</i>	0,020	Cunha & Bianchini Jr., 1998
COD lixiviado amostra de fitoplâncton (decomp. aeróbia, fase rápida)	0,81	Ogura & Gotoh, 1974
COD lixiviado amostra de fitoplâncton (decomp. aeróbia, fase lenta)	0,016	Ogura & Gotoh, 1974
COD (baixa massa molecular) lixiviado de amostra mista de fitoplâncton (decomp. aeróbia, fase rápida)	1,12	Ogura & Gotoh, 1974
COD (baixa massa molecular) lixiviado de amostra mista de fitoplâncton (decomp. aeróbia, fase lenta)	0,21	Ogura & Gotoh, 1974
Glicose (degradação aeróbia)	0,309	Antonio, 1992
Glicose (degradação anaeróbia)	0,143	Antonio, 1992
Glicose (degradação aeróbia)	0,0002 a 0,19	Antonio, 1996
Glicose (degradação anaeróbia)	0,003 a 0,39	Antonio, 1996
Glicose (degradação aeróbia)	0,007	Bianchini Jr. et al., 1996
Glicose (degradação anaeróbia)	0,072	Bianchini Jr. et al., 1996
MOD lábil lixiviada da decomposição de <i>Cabomba piauhyensis</i>	0,196	Cunha, 1996
MOD refratária lixiviada da decomposição de <i>C. piauhyensis</i>	0,025	Cunha, 1996
MOD lixiviada da decomposição de <i>Eleocharis mulata</i> (fração lábil)	0,196	Bianchini Jr. & Toledo, 1996
MOD lixiviada da decomposição de <i>E. mulata</i> (fração resistente)	0,002	Bianchini Jr. & Toledo, 1996
MOD lixiviada da decomposição de <i>Mayaca fluviatilis</i> (fração lábil)	0,15	Bianchini Jr. & Toledo, não publ.
MOD lixiviada da decomposição de <i>M. fluviatilis</i> (fração refratária)	0,02	Bianchini Jr. & Toledo, não publ.
MOD lixiviada da decomposição de <i>Nymphoides indica</i>	0,006	Bianchini Jr., 1985
MOD lixiviada da decomposição de <i>N. indica</i> (fração lábil)	0,69	Bianchini Jr. & Toledo, 1998
MOD lixiviada da decomposição de <i>N. indica</i> (fração refratária)	0,009	Bianchini Jr. & Toledo, 1998
MOD lixiviada da decomposição de folhas (cond. anaeróbia)	0,004	Bianchini Jr. et al., 1997
MOD lixiviada da decomposição de galhos (cond. anaeróbia)	0,002	Bianchini Jr. et al., 1997
MOD lixiviada da decomposição de cascas (cond. anaeróbia)	0,003	Bianchini Jr. et al., 1997
MOD lixiviada da decomposição de serapilheira (cond. anaeróbia)	0,004	Bianchini Jr. et al., 1997
MOD lixiviada da decomposição de <i>Scirpus cubensis</i> (proc. aneróbio)	0,061	Bianchini Jr. & Antonio, não pub.
MOD lixiviada da decomposição de <i>S. cubensis</i> (proc. anaeróbio)	0,095	Bianchini Jr. & Antonio, não pub.
MOD lixiviada da decomposição de <i>S. cubensis</i> (proc. anaeróbio)	0,064	Bianchini Jr & Antonio, não pub.
MOD lixiviada da decomposição de <i>S. cubensis</i> (proc. anaeróbio)	0,068	Bianchini Jr. & Antonio, não pub.
MOD lixiviada da decomposição de <i>S. cubensis</i> (proc. anaeróbio)	0,073	Bianchini Jr. & Antonio, não pub.
MOD lixiviada da decomposição de <i>S. cubensis</i> (proc. anaeróbio)	0,090	Bianchini Jr. & Antonio, não pub.
MOD lixiviada da decomposição de <i>S. cubensis</i> (proc. aeróbio)	0,37	Cunha, 1996
NOD (N-kjeldahl) lixiviado da decomposição de <i>Mayaca fluviatilis</i>	0,085	Bianchini Jr., 1982
NOD (N-kjeldahl) lixiviado da decomposição de <i>Nymphoides indica</i>	0,116	Bianchini Jr., 1982
Polissacarídeos exsudados de <i>Ankistrodesmus densus</i>	0,027 a 0,094	Nordi, 1993
Polifenóis lixiviados na decomposição de <i>Mayaca fluviatilis</i>	0,081	Bianchini Jr. et al., 1984
Polifenóis lixiviados na decomposição de <i>Nymphoides indica</i>	0,057	Bianchini Jr. et al., 1984

Tabela 3: Parâmetros estatísticos dos coeficientes de decomposição ( $k_T$ ,  $k_4$  e  $k_3$ ) e das frações resistentes e lábeis da MOP; obtidos a partir dos ajustes aos modelos descritos através das Equações 5 a 9.

<b>Parâmetros</b>	<b>MOPL</b>	<b><math>k_T</math></b>	<b>MOPR</b>	<b><math>k_4</math></b>	<b><math>k_3</math></b>
Média	26,57	0,76	73,43	0,00643	0,1722
Erro Padrão	1,72	0,10	1,73	0,00098	0,0430
Mediana	24	0,36	76	0,00335	0,061
Moda	0	0,5	100	0,003	0,004
Desvio Padrão	18,74	1,13	18,76	0,0106	0,319
Variância	351,25	1,29	351,89	0,00011	0,1018
Coef. de variação	0,705	1,493	0,255	1,656	1,853
Kurtosis	-0,55	10,20	-0,54	52,73	8,95
Skewness	0,59	2,91	-0,59	6,27	2,99
Amplitude	71,6	6,91	71,6	0,10063	1,5598
Mínimo	0	0	28,4	0,00007	0,0002
Máximo	71,6	6,91	100	0,1007	1,56
Soma	3135	89,632	8664	0,75845	9,4722
Contagem	118	118	118	118	55

A partir dos resultados obtidos verifica-se que tanto os teores de MOPL e de MOPR quanto os coeficientes de decomposição ( $k_T$  e  $k_4$ ) variaram significativamente entre os diferentes recursos, variaram, ainda durante a decomposição de um mesmo tipo de recurso e entre recursos do mesmo tipo e na mesma referência (Tabs. 1 e 3). Provavelmente tais resultados decorram das diferenças de composição química entre os vários tipos de detritos (espécies diferentes, partes estruturais diferentes, etc.) e entre os detritos do mesmo tipo (mesmas estruturas mas com estágios fenológicos distintos, mesmas espécies e estruturas mas de locais diferentes, etc.). Decorrem também das várias condições ambientais impostas aos processos de decomposição (ambientes aeróbios, anaeróbios, com e sem nutrientes, temperaturas distintas, tipos de microrganismos, etc.) e das limitações metodológicas intrínsecas. Nesse contexto, supõe-se que para os detritos análogos gás condicionantes ambientais tenham contribuído principalmente para a variabilidade de  $k_4$  e as composições químicas para a variabilidade de MOPL, MOPR e  $k_T$ . De modo geral estes resultados sugerem que os processos de mineralização de longo prazo seriam principalmente sensíveis as variações temporais de fatores químicos, físicos e biológicos do ambiente, enquanto que a lixiviação e outros processos de curto prazo de perda de massa dependeriam, basicamente, da qualidade dos detritos. A qualidade dos detritos (composição química), por sua vez, depende das condições locais que o organismo vive, do tipo de recurso, da estrutura considerada e do seu estado fenológico.

Com base nos resultados apresentados a partir da Tab. 2 é possível verificar que, de modo geral, os coeficientes de decaimento dos compostos dissolvidos ( $k_3$ ), provenientes dos processos de lixiviação dos detritos particulados foram, em média, mais elevados que os de mineralização da MOPR ( $k_4$ ). Em alguns experimentos apresentaram a mesma ordem de grandeza que  $k_T$ . Com base nos ajustes efetuados, verifica-se que  $k_3$  define, em termos médios, um período de meia vida para os compostos dissolvidos da ordem de 4 dias. Dependendo da ordem de grandeza do tempo de residência (ou do fluxo hidráulico) do sistema aquático em que estes compostos estão sendo mineralizados, grande parte da matéria orgânica dissolvida pode ser processada dentro do próprio ecossistema, potencializando a geração de acentuados deficits de OD. É possível verificar, ainda, que dentre os compostos considerados, os coeficientes de decaimento dos carboidratos foram os que apresentaram os maiores valores. Nesse contexto, a larga utilização destes compostos nas rotas metabólicas e na humificação há muito é reconhecida.

A análise dos parâmetros estimados sugere que haja uma correspondência inversa entre os teores de MOPL e de MOPR e seus respectivos coeficientes de decaimento ( $k_T$  e  $k_4$ ). Ou seja, quanto maior o conteúdo de MOPL e de MOPR os valores dos seus respectivos coeficientes de decaimento tendem a decrescer (Fig. 2A e B). Por exemplo, indica que um detrito com MOPL = 30% tenha uma perda de massa mais rápida (decorrente dos processos de lixiviação e/ou de oxidação dos compostos lábeis) em comparação com os que possuem MOPL = 50%. A análise sugere, ainda, que exista proporcionalidade entre os coeficientes de decaimento; assim, os detritos que tendem apresentar altas taxas de perda de massa no início da decomposição tendem, também, apresentar altas taxas de oxidação de MOPR (Fig. 2C). No entanto, tais relações devem ser observadas com restrições devido: aos baixos coeficientes de correlação observados, a grande variabilidade de compostos envolvidos e as várias particularidades experimentais e cinéticas implícitas em comparações desta natureza.

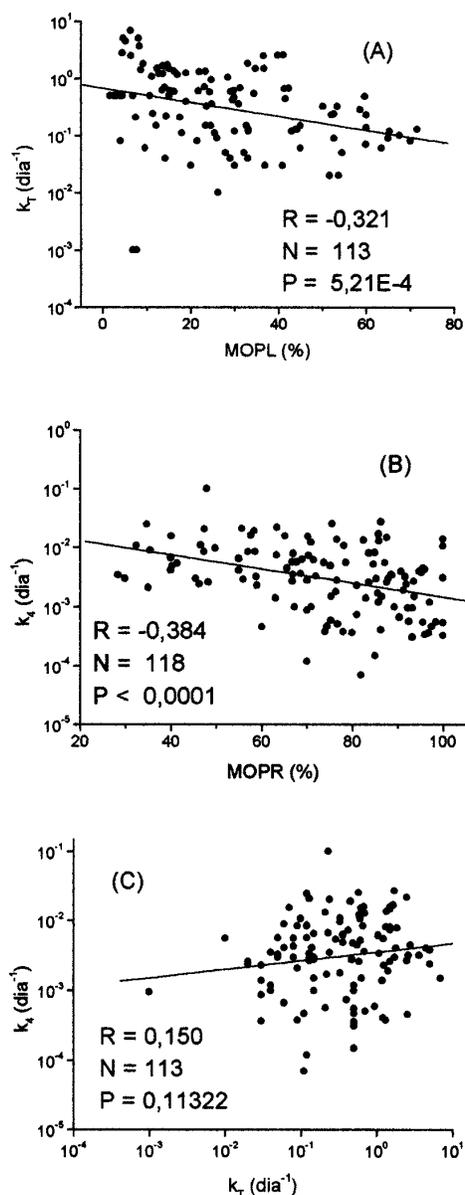


Figura 2: Relações entre os conteúdos de matéria orgânica particulada lábil (MOPL) e refratária (MOPR) e seus respectivos coeficientes de decaimento (A e B). Relação entre os coeficientes de decaimento  $k_T$  e  $k_4$  (C).

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allan, J.D. *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. London: Chapman & Hall, 1996.
- Antonio, R.M. *Estimativa da Capacidade Heterotrófica de Ecossistemas Aquáticos*. Depto. Hidrobiologia (UFSCar). São Carlos (SP), 1992. (monografia de graduação).
- Antonio, R.M. *Estimativa da Capacidade Heterotrófica do Lago Infernã (Estação Ecológica de Jataí, SP)*. PPGERN (UFSCar). São Carlos (SP), 1996. (dissertação).
- Antonio, R.M.; Bianchini Jr., I. & de Moura, L.F. Utilização de método manométrico para a estimativa da mineralização anaeróbia em ecossistemas aquáticos: I - Aspectos metodológicos. Anais do XI Simp. Nac. Fermentações, São Carlos (SP). vol. II: 692-697, 1996.
- Aprile, F.M. *Cinética de decomposição de madeiras em ambiente aquático e terrestre*. Depto. Ecologia Geral, Instituto de Biociências (USP). São Paulo (SP), 1996. (dissertação).
- Afonso, A.A. de O. *Aporte, retenção e decomposição da serapilheira de mata galeria e características físicas, químicas e hidrológicas em duas seções do córrego Itaúna (Itatinga-SP), Bacia do Alto Paranapanema*. CRHEA-EESC (USP). São Carlos (SP), 1993 (dissertação).
- Azevedo, S.M.F.O. *Efeito dos Produtos de Decomposição de Nymphoides indica e Mayaca sellowiana em Culturas Puras de Scenedesmus quadricauda (Chlophyceae)*. PPGERN (UFSCar). São Carlos (SP), 1982. (dissertação).
- Ball, J.; Weldon, C. & Crocker, B. Effects of original vegetation on reservoir water quality. Tech. Rep. Tex. A & M Water Resour. Inst., 64, 1975.
- Bianchini Jr., I. *Contribuição ao Estudo da Decomposição de Plantas Aquáticas*. PPGERN (UFSCar). São Carlos (SP), 1982 (dissertação).
- Bianchini Jr., I.; Toledo, A.P.P. & Toledo, S.H.P.P. Influência do tempo na variedade e quantidade de polifenóis dissolvidos, originados da decomposição de plantas aquáticas. An. IV Sem. Reg. Ecol. São Carlos: DCB-UFSCar, 167-181, 1984
- Bianchini Jr., I. Estudos dos Processos de Humificação de *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze. PPGERN (UFSCar). São Carlos (SP), 1985 (tese).
- Bianchini Jr., I. & Toledo, A.P.P. Estudo da mineralização de *Eleocharis mutata*. Anais VII Sem. Reg. Ecol. São Carlos: UFSCar, 57-72, 1996.
- Bianchini Jr., I.; Antonio, R. G. & Moura, L.F. Utilização de método manométrico para estimativa da mineralização anaeróbia em ecossistemas aquáticos: aspectos cinéticos. Anais XI Sim. Nac. Ferment., vol 1. São Carlos: UFSCar/SBM/ABEQ, 416-421, 1996.
- Bianchini Jr., I.; Antonio, R.G. & Bitar, A.L. Plano de controle ambiental UHE Tijuco Alto: Ensaio de degradação da vegetação a ser submersa. Contrato FAI-UFSCar/CBA 30/ago/95. Depto. Hidrobiologia (UFSCar). São Carlos (SP), 1997 (relatório técnico).
- Bianchini Jr., I. & Toledo, A.P.P. Estudo da mineralização de *Nymphoides indica*. Anais VIII Sem. Reg. Ecol. São Carlos: UFSCar, vol. 111: 1315-1329, 1998.
- Bianchini Jr., I. & Antonio, R.M. The effect of particle size on the leaching of *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth. Proceedings do I Simpósio Latino Americano de Saúde de Ecossistemas Aquáticos e Significados Ecológicos de Bioensaios. (no prelo)
- Bitar, A.L. & Bianchini Jr., I. Efeito do teor de matéria orgânica dissolvida sobre as taxas de seu processo de mineralização. Anais do I Seminário: Qualidade de Águas Continentais no MERCOSUL. Porto Alegre: UFRS, 311-329, 1994.
- Bitar, A.L. Contribuição para o Estudo dos Processos de Mineralização em Sistemas Aquáticos. Depto. Hidrobiologia (UFSCar). São Carlos (SP), 1995. (monografia de graduação).
- Boyd, C. Losses of mineral nutrients during decomposition of *Typha latifolia*. *Arch. Hydrobiol.*, 66: 511-517, 1970.
- Brezonik, P.L. Chemical Kinetics and Process Dynamics in Aquatic Systems. Boca Raton: Lewis, 1994.
- Camargo, A.F.M. & Esteves, F.A. Biomass and productivity of aquatic macrophytes in Brazilian lacustrine ecosystems: *Limnology in Brazil*. (Tundisi J.G.; Bicudo C.E.M. & Matsumura-Tundisi, T. eds). Rio de Janeiro: ABC/SBL. p.137-149, 1995.

- Campos Jr., J.J.F. de *Contribuição ao estudo da decomposição de macrófitas aquáticas da lagoa do Infernã*. PPGERN (UFSCar). São Carlos (SP), 1998. (dissertação).
- Carpenter, S.R. & Adams, M.S. Effects of nutrients and temperature on decomposition of *Myriophyllum spicatum* L. in a hard water eutrophic lake. *Limnol. Oceanogr.*, 24: 520-528, 1979.
- Chan, K. Aerobic decomposition of *Chorella salina* in freshwater and saline conditions, *Hydrobiologia*, 122:35-44, 1985.
- Chapra, S.C. & Reckhow, K.H. *Engineering Approaches for Lake Management*. Vol. 2: Mechanistic Modeling. Woburn: Butterworth/ Ann Arbor, 1983.
- Coulson, J.C. & Butterfield, J. An investigation of the biotic factors determining the rates of decomposition on a blanket bog. *J. Ecol.*, 66: 631-650, 1978.
- Cunha, M.B. da & Bianchini Jr., I. Formação e Mineralização de Compostos Húmicos. Relatório de Pesquisa (DHB/UFSCar). São Carlos, 1994.
- Cunha, M.B. da Ensaio de humificação e mineralização de *Scirpus cubensis* e *Cabomba piauhyensis*. Depto. Hidrobiologia (UFSCar). São Carlos (SP), 1996. (monografia de graduação):
- Cunha, M.B. da & Bianchini Jr., I. Mineralização de carboidratos dos detritos de duas espécies de macrófitas aquáticas. An. VIII Sem. Reg. Ecol. São Carlos: UFSCar, vol III: 1301-1314, 1998.
- D'Arienzo, M.C.F. Efeitos dos produtos de decomposição de *Sphagnum* sp sobre a decomposição de *Mayaca fluviatilis*. PPGERN (UFSCar). São Carlos (SP), 1989 (dissertação).
- Darwich, A.J. Processos de decomposição de *Echinochloa polystachya* (H. B. K.) Hitch (Gramineae = Poaceae), capim semi-aquático da várzea amazônica. PPGBTRN (INPA/UA). Manaus (AM), 1995 (tese).
- Davis, M.L. & Cornwell, D.A. *Introduction to Environmental Engineering* New York: McGraw-Hill, 1991
- Delitti, W B. C. Decomposição de materiais biológicos em ambiente aquático. THEMAG Engenharia. São Paulo (SP), 1993 (relatório técnico).
- Enríquez, S.; Duarte, C.M. & Sand-Jensen, K. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content. *Oecologia*, 94: 457-471, 1993.
- EPA - United States Environmental Protection Agency. Rates, Constants and Kinetics Formulation in Surface Water Quality Modeling. Athens: U.S. Government Printing Office, 1985.
- Esteves, F.A. & Barbieri, R. Dry weight and chemical changes during decomposition of tropical macrophytes in Lobo reservoir - São Paulo, Brasil. *Aquatic Botany*, 16: 285-295, 1983.
- Furch, K. & Junk, W. J. Dissolved carbon in a floodplain lake of the Amazon and in the river channel. Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg. *SCOPE/UNEP Sonderband Heft*, 58:285-298, 1985
- Gale, P.M.; Reddy, K.R. & Graetz, D.A. Mineralization of sediment organic matter under anoxic conditions. *J. Environ. Qual.*, 21: 394-400, 1992.
- Garzon, C.E. Water quality in hydroelectric projects: considerations for planning in tropical forest regions. *The World Bank Tech. Pap.*, 20: 1-33, 1984.
- Godshalk, G.L. & Wetzel, R.G. Decomposition of macrophytes and the metabolism of organic matter in sediments: Interactions Between Sediments and Fresh Water (Golterman, H.L. ed.). Netherlands: Junk Po., pp 258-264, 1977.
- Godshalk, G.L. & Wetzel, R.G. Decomposition in the littoral zone lakes. Fresh Water Wetlands: Ecological Processes and Management Potential (Good, R.E.; Whigham, D.F. & Simpson, R.L. eds.). New York : Academic Press. pp 131-143, 1978.
- Godshalk, G.L. & Wetzel, R.G. Decomposition of aquatic angiosperms. II. Particulate components. *Aquatic Botany*, 5: 301-327, 1978
- Goldstein, I. S. Organic Chemical from Biomass. Boca Raton: CRC Press, 1981.
- Golterman, H.L. Vertical movement of phosphate in freshwater. Environmental phosphorus Handbook. (E.J. Griffith; A. Beeton; J.M. Spencer & D.T. Mitchell eds.). New York: John Wiley, 509-538p, 1973.
- Golterman, H. L. Physiological Limnology. Amsterdam: Elsevier, 1975.
- Helbing, U. W.; Esteves, F.A.; Tilzer, M. M. & Stabel, H.H. Influência dos produtos de decomposição da macrófita aquática *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze na composição química da água da represa do Lobo (Broa) - São Paulo. *Acta Limnol. Brasil*, 1: 611-637, 1986.

- Hobson, P.N. Anaerobic digestion of organic matter. *Critical Rev in Environ. Control*, 2:410 p.1974
- Hohmann, J. & Neely, R.K. Decomposition of *Sparganium eurycarpum* under controlled pH and nitrogen regimes. *Aquatic Botany*, 46: 17-33, 1993.
- Howard-Williams, C. & Junk, W. J. The decomposition of aquatic macrophytes in the floating meadows of a central Amazonian várzea lake. *Biogeographica*, 7: 115-123, 1976.
- Howard-Williams, C. & Davies B.R. The rates of dry matter and nutrient loss from decomposing *Potamogeton pectinatus* in a brackish south-temperate coastal lake. *Freshwater Biology*, 9: 13-21, 1979.
- Hutchinson, G.E. *Treatise on Limnology*. Vol. I. Geography, Physics and Chemistry. New York: Wiley, 1957.
- Jenkinson, D. S. Studies on the decomposition of plant material in soil. V. The effects of plant cover and soil type on the loss of carbon from <sup>14</sup>C-labelled ryegrass. *J Soil Sci.* 19, 25-39, 1977.
- Jewell, W.J. Aquatic weed decay: dissolved oxygen utilization and nitrogen and phosphorus regeneration. *J Wat. Poll. Contr Fed.*, 43: 1457-1467, 1971.
- Jørgensen, S.E. *Fundamentals of Ecological Modelling* Developments in Environmental Modelling, 9. Amsterdam: Elsevier, 1986.
- Junk, W. J. & Howard-Williams, C. Ecology of aquatic macrophytes in Amazonia. The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. (H. Sioli ed.). Dordrecht: Dr. Junk Publishers, 269-293p, 1984.
- Kirk, J.T.O. Yellow substances (Gelbstoff) and its contribution to the attenuation of photosynthetically active radiation in some Island of Coastal South Eastern Australian waters. *Aust. J. Mar Freshwater Res.*, 27: 61-71, 1976
- Kok, C.J. & Van der Velde, G. 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, 1991.
- Kononova, M.M. *Soil Organic Matter: Its Role in Soil Formation and Soil Fertility*. New York: Pergamon, 1966.
- Lemos, R.M.A. Ensaio de decomposição de *Nephroclitium lunatum* e de *Scirpus cubensis* da Lagoa Infernã (SP). PPGERN (UFSCar). São Carlos (SP), 1995. (dissertação).
- Lousier, J.D. & Parkinson, D. Litter decomposition in a cool temperate deciduous forest. *Can. J. Bot.* 54: 419-436, 1976.
- Lush, D.L. & Hynes, H.B.N. The formation of particles in freshwater leacheates of dead leaves. *Limnol. Oceanogr.*, 18:968 -977, 1973.
- Maddox, J. The greenhouse question (cont'd). *Nature*, 345: 473, 1990.
- MDK/CENCO/COPEL Usina Hidrelétrica Segredo rio Iguaçu, Paraná, Brasil. Estudos Ambientais: Programa de caracterização da área diretamente afetada - inundação da vegetação. Curitiba (PR), 1988 (relatório técnico).
- Menezes, C.F.S. Biomassa e Produção Primária de Três Espécies de Macrófitas Aquáticas da Represa do Lobo (Broa), SP. PPGERN (UFSCar). São Carlos (SP), 1984 (dissertação).
- Mindermann, G. Addition, decomposition and accumulation of organic matter in forests. *J. Ecol.*, 56: 355-562, 1968.
- Moore Jr., P.A.; Reddy, K.R. & Graetz, D.A. Nutrient transformations in sediments influenced by oxygen supply. *J. Environ. Qual.*, 21: 387-393, 1992. de Moura, D.O. Decomposição de folhas em manguezais na região de Bertioga, São Paulo, Brasil. Depto. Ecologia Geral, Instituto de Biociências (USP).São Paulo (SP), 1997. (dissertação).
- Nogueira, F.M.B. Importância das macrófitas aquáticas *Eichhornia azurea* Kunth e *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth na ciclagem de nutrientes e nas principais características limnológicas da Lagoa Infernã (SP). PPGERN (UFSCar). São Carlos (SP), 1989 (dissertação).
- Nordi, C.S.F. Compostos polissacarídicos de alta massa molecular excretados por *Ankistrodesmus densus* (Kors) (Chlorophyceae): sua utilização como substrato para bactérias. PPGERN (UFSCar). São Carlos (SP), 1993 (tese).

- Odum, W.E. & Heywood, M.A. Decomposition of intertidal freshwater marsh plants. Freshwater wetlands: ecological processes and management potential (R. E. Good; D. F. Whigham & Simpson, R. L. eds.). New York: Academic Press, 89-97p, 1978.
- Ogburn, R. W.; Brezonik, P.L. & Delfino, J.J. Effect of pH on phosphorus release during macrophyte (*Eleocharis sp.*) decomposition. *Water Resour. Bull.* 23: 829-832, 1988.
- Ogura, N. & Gotoh, T. Decomposition of dissolved carbohydrates derived from diatoms of lake Yunoko. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 59: 39-47, 1974.
- Otsuki, A. & Wetzel, R.G. Release of dissolved organic matter by autolysis of a submerses macrophyte, *Scirpus subterminalis*. *Limnol. Oceanog.*, 19: 842-845, 1974.
- Paiva, M.P. & Salles, R.V. Desmatamento de represas hidrelétricas no Brasil. ELETROBRÁS/ Rel. Téc., 1977.
- Pieczynska, E. Sources and fate of detritus in the shore zone of lakes. *Aquatic Botany*, 25: 153-166, 1986.
- Ploskey, G.R. Impacts of terrestrial vegetation and preimpoundment clearing on reservoir ecology and fisheries in USA and Canada. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 258:1-35, 1985.
- Pompêo, M.L.M. Ecologia de *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitch na represa de Jurumirim (Zona de desembocadura do rio Paranapanema -SP). EESC (USP). São Carlos (SP), 1996 (tese).
- Prakash, A. & Rashid, R.A. The influence of humic substances on the growth of marine phytoplankton: Dinoflagellates. *Limnol. Oceanogr.*, 13: 598-606, 1968.
- Rai, H. & Hill, G. Classification of Central Amazon lakes on the basis of their microbiological and physico-chemical characteristics. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.*, 64: 141-146, 1980.
- Ramanathan, M. & Gaudy Jr., A.F. Studies on sludge yield in aerobic systems. *J. Water Pollut. Control Fed.* 44: 441-450, 1972.
- Rice, D.L. & Tenore, K.R. Dynamics of carbon and nitrogen during the decomposition of detritus derived from estuarine macrophytes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 13: 681-690, 1981.
- Saia, F.T. & Bianchini Jr., I., Modelo do crescimento e senescência de *Salvinia auriculata* em condições de laboratório. *An. VIII Sem. Reg. Ecol.* Sao Carlos: UFSCar, 1996. vol. III: 1331-1342, 1998.
- Saunders, G. W. The transformation of artificial detritus in lake water. *Men. Inst. Ital. Idrobiol.*, 29: 261-288, 1972.
- Schnitzer, M. & Khan, S.U. *Humic Substances in the Environment*. New York: Marcell Dekker, 1972.
- Shapiro, J. Chemical and biological studies of the yellow organic acids of lake waters. *Limnol. Oceanogr.*, 2: 161-169, 1957.
- Sieburth, J.Mc.N. & Jensen, A. Studies on algal substances in the sea. I Gelbstoff (humic material) in terrestrial and marine waters. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 2: 174-189, 1968.
- Sieburth, J.Mc.N. & Jensen, A. Studies on algal substances in the sea. II The formation of gelbstoff (humic material) by phaeophyte exudates. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 3: 275-289, 1969.
- Sieburth, J.Mc.N. Studies on algal substances in the sea. III - The production of extracellular organic matter by littoral marine algae. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 3: 290-309, 1969.
- Sieburth, J.Mc.N. & Jensen, A. Production and transformation of extracellular organic matter from littoral marine algae: a resume. Symp. on Org. Matter in Nat. Waters (Alaska). *Inst. of Mar. Sci. Occasional Publication*, 1: 203-223, 1970.
- da Silva, N.L.A. Estudo da decomposição de *Scirpus californicus* (Meyer) Steud. na lagoa Emboaba, Osório-RS, com ênfase na perda de biomassa e variação da composição química do detrito. Instituto de Biociências (UFRS). Porto Alegre (RS), 1992 (dissertação).
- Singhal, P.K.; Gaur, S. & Talegaonkar, L. Relative contribution of different decay processes to the decomposition of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. *Aquatic Botany*, 42: 265-272, 1992.
- Schlegel, H.G. *Microbiologia General*. Barcelona: Omega, 1975.
- Sorokin, Y.I. & Kadota, H. *Techniques for the Assessment of Microbial Production and Decomposition in Fresh Waters*. IBP n° 23. Oxford: Blackwell, 1972.
- Stumm, W. & Morgan, J.J. *Aquatic Chemistry*. New York: Wiley/Interscience, 1981.
- Summer, W.T. & Fisher, S.G. Periphyton production in Fort River, Massachusetts. *Freshwater Biol.*, 9: 205-212, 1979.

- Sylvester, R.O. & Seabloom, R. W. Influence of site characteristics on quality of impounded water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 57: 1528-1546, 1965.
- Swift, M.J.; Heal, D.W. & Anderson, J.M. *Studies in Ecology - Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. Oxford: Blackwell, 1979.
- Thurman, E.M. *Organic Geochemistry of Natural Waters*. Dordrecht: Nijhoff/Junk Po., 1985.
- Toledo, A.P.P. Contribuição ao Estudo Físico-Químico de Ácido Húmico Extraído de Sedimento. Depto. de Química (USP). São Paulo (SP), 1973 (dissertação).
- Toledo, A.P. P ; Tundisi, J.G. & D'Aquino, VA. Humic acid influence on the growth and cooper tolerance of *Chlorella sp.* *Hydrobiol.*, 71-: 261-263, 1980
- Tundisi, J.G. Construção de reservatórios e previsão de impactos ambientais no baixo Tietê: problemas limnológicos. *Biogeografia*, 13:1-19, 1978.
- Vannote, R. L.; Minshall, G.W.; Cummins, K. W. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 130-137, 1980.
- Twilley, R.R.; Ejdung, G.; Romare, P. & Kemp, W.M. A comparative study of decomposition and nutrient release for selected aquatic plants occurring in an estuarine environment. *Oikos*, 47: 190-198, 1985.
- Wetzel, R. G. *Limnology*. Philadelphia: Saunders, 1983.
- Wetzel, R. G. Detritus, macrophytes and nutrient cycling in lakes. *Mem. 1st. Ital. Hidrobiol.*, 47: 233-249, 1990.