



ABRH

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RECURSOS HÍDRICOS

Qualidade de Águas Continentais no Mercosul

David da Motta Marques
Organizador

ABRH Publicação n° 2 - dezembro de 1994

Efeito do Teor de Matéria Orgânica Dissolvida sobre as Taxas de seu Processo de Mineralização

A. L. Bitar
I. Bianchini Jr.

Universidade Federal de São Carlos, SP/Brasil

Resumo – O experimento realizado visou discutir aspectos relativos ao consumo de oxigênio dissolvido (OD) decorrentes do processo de mineralização, em meio aquático. Teve, também, por objetivos estimar a ordem global das reações e verificar a influência da quantidade inicial de substrato orgânico adicionado sobre as velocidades de mineralização (através das taxas de desoxigenação). Para tanto, amostra de água do reservatório do Monjolinho, situado no Campus da UFSCar - S. Carlos (SP) Brasil, foi colhida. Em seguida, foi levada ao laboratório e filtrada em lâ de vidro. O ensaio consistiu na montagem de frascos de reação, nos quais se adicionou, diferencialmente, glicose, gerando um gradiente de concentrações iniciais de 7,45 a 127,45 mg/L. Após tais adições, os frascos foram aerados durante uma hora, no sentido de elevar as concentrações de oxigênio dissolvido próximas a saturação. Durante 16 dias foram estimados os teores de oxigênio dissolvido e a temperatura, através de oxímetro. De posse dos resultados, efetuou-se uma avaliação da ordem global dos processos, por meio da relação entre os períodos de “meia vida” dos decaimentos dos teores de oxigênio dissolvido e os teores iniciais de glicose. Por meio dessa estimativa verificou-se que os consumos de oxigênio dissolvido podem ser considerados como sendo processos cinéticos de primeira ordem. Os valores obtidos para as taxas de desoxigenação, foram também ajustados (em função das respectivas concentrações iniciais de glicose) ao modelo proposto por Michaelis-Menten, através do qual estimou-se $k_{max} = 0,069$ (1/dia) e $k_m = 2,85$ mg/L. Com base nesses resultados infere-se sobre a alta eficácia das comunidades microbianas, desse reservatório, no que se refere a ciclagem dos compostos orgânicos simples, pois, com apenas 2,85 mg/L de glicose, as velocidades de reação já se encontravam em patamar correspondente a 50% do seu potencial máximo. Sugerindo, que mesmo em baixas concentrações, os compostos orgânicos desse sistema devam ser mineralizados rapidamente. Os resultados obtidos permitem, ainda, demonstrar a possibilidade de implementação desse procedimento experimental no equacionamento e parametrização de modelos matemáticos, que descrevem processos de ciclagem em sistemas aquáticos.

Abstract – The purpose of the experiment was to discuss aspects relating to DO consumption as a result of the mineralization process in an aquatic environment, to estimate the comprehensive order of reactions, and look at the influence of the initial amount of organic substrate added onto the mineralization rates. A sample of water was collected for this purpose from the Monjolinho reservoir, on the UFSCar Campus. The experiment consisted of setting up reaction flasks to which was added, differentially, glucose, generating a gradient of initial concentrations. Later the flasks were aerated to raise DO concentrations close to saturation. The DO contents and temperatures were estimated throughout 16 days. Once the results had been obtained, the comprehensive order of the processes was assessed by means of a relationship between the half life periods of decay of DO contents and initial glucose contents. It was found that the DO consumptions may be considered first order kinetic processes. The values obtained for the deoxygenation rates were also adjusted to the model proposed by Michaelis-Menten, by means of which V_{max} and k_m were estimated. Based on these results, an inference is made as to the high effectiveness of microbial communities regarding the cycling of simple organic compounds. It is suggested that, even at low concentrations, the organic compounds in this system should be quickly mineralized. The results achieved show the possibility of implementing this experimental procedure in equating and parametrizing mathematical models which describe cycling processes in aquatic systems.

1. Introdução

Nos ecossistemas aquáticos os fluxos de nutrientes e carbono são dependentes das rotas pelas quais ocorrem os processos de assimilação dos elementos e de decomposição dos recursos orgânicos. Nesse sentido, as atividades microbianas controlam, em muitos casos, as concentrações dos nutrientes e de muitos compostos orgânicos afetando, indiretamente, a presença de substâncias e os ciclos biogeoquímicos, sob condições específicas de pH e de potencial redox.

No que se refere a degradação de compostos orgânicos, em sistemas aquáticos, verifica-se que esse processo é constituído, basicamente, de 3 mecanismos: a lixiviação, o catabolismo e a cominuição/ fragmentação (Swift et alii, 1979).

A lixiviação é um processo abiótico, através do qual, o material é removido do substrato pela ação da água. Desse modo, esse processo causa uma perda de peso e alteração na composição química do detrito. O catabolismo é o processo no qual são realizadas, pelos decompositores as transformações de compostos orgânicos complexos a moléculas pequenas e simples, através de uma dada reação, ou cadeia de reações. Sob um dado período, no entanto, o catabolismo do substrato pode ser incompleto. Nesse caso, os produtos formados poderão ser orgânicos ou inorgânicos, alguns poderão ingressar no metabolismo dos decompositores e, conseqüentemente, serem ressintetizados e incorporados as estruturas desses organismos e, ainda, outros poderão ser incorporados e/ou convertidos na classe dos compostos orgânicos não celulares, tais como as substâncias húmicas (Thurman, 1985, Toledo, 1973, Wetzel, 1983).

A fragmentação é o processo pelo qual se realiza a redução do tamanho original da partícula do detrito. Esse processo difere do catabolismo por ser de natureza física. A fragmentação está, geralmente, relacionada com as atividades de alimentação, tanto com a ingestão quanto com a digestão dos decompositores. Os resíduos dessas atividades são excretados em partículas menores e de composição química diferente do material ingerido. Quando a fragmentação independe da atividade de digestão, a diminuição do tamanho das partículas se processa sem mudanças na composição química. Nesse caso, a trituração do material está relacionada com fatores abióticos tais como as intempéries climáticas, a ação mecânica dos ventos e das turbulências (Lush e Hynes, 1973).

Na prática esses 3 processos atuam simultaneamente sobre o mesmo recurso o que torna, as vezes, muito difícil distingui-los. Os efeitos desses processos agem, também, de forma global sobre o substrato. A atividade catabólica pode enfraquecer as estruturas e torna-los mais facilmente fragmentáveis. Os processos catabólicos podem, também, resultar na liberação de compostos solúveis que, por sua vez, poderão ser removidos. Devido ao aumento da superfície específica, a redução do tamanho de partícula pode favorecer o acesso de enzimas e ampliar a possibilidade de solubilização dos compostos.

As velocidades através das quais 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, processo esse que, nos sistemas aquáticos é efetuado, geralmente, através da ação das comunidades fitoplanctônicas e de microrganismos, pelas raízes das plantas aquáticas e por meio das interações químicas que envolvem as substâncias húmicas e os processos de adsorção. A mineralização ocorre quando as formas inorgânicas de um dado elemento são liberadas durante o catabolismo de um recurso (por exemplo: SO_4^{2-} , CO_2 , NH_3 , etc.). Desse modo, a disponibilidade de um determinado elemento nutriente depende da mineralização líquida, na qual a resultante do processo de mineralização excede o de imobilização (Swift et alii, 1979).

A degradação de um dado recurso orgânico, por sua vez, pode ser efetuada em meio aeróbio e anaeróbio. Estudos cinéticos referentes aos processos de decomposição admitem, usualmente, que exista proporcionalidade entre o desaparecimento do substrato e a formação dos produtos. No caso dos processos ocorrerem em condições aeróbias, admite-se, por extensão, que tal proporcionalidade seja válida, também, entre o consumo de oxigênio e a formação de produtos tais como o CO_2 , a exemplo de reações químicas e relações estequiométricas usualmente consideradas (Jorgensen, 1986, Chapra e Reckhow, 1983, Stumm e Morgan, 1981) para os processos de formação e oxidação de recursos orgânicos.

Ensaio de laboratório tem demonstrado que o rendimento para a formação de biomassa de microrganismos, a partir da degradação de vários compostos orgânicos simples (por exemplo: glicose, glicerol, ácido láctico, entre outros), oscila em torno de 48%, embora possa ser verificada grande variabilidade (amplitude: 26 a 88%), dependendo

do substrato (Ramanathan e Gaudy Jr., 1972). No que se refere aos processos de curto período de degradação da glicose e formação de CO_2 , estima-se que a mineralização responda por cerca de 20% do consumo de carbono orgânico, enquanto que a formação de biomassa microbiana por 60% e o processo de humificação seja responsável pela imobilização dos 20% restantes de carbono (Antonio, 1992). Aspectos esses que assumem grande relevância nos estudos que visam descrever os balanços de matéria orgânica e de oxigênio dissolvido de sistemas aquáticos.

Além dos vários tipos dos organismos envolvidos com os processos de decomposição (bactérias, fungos, actinomicetes, protozoários, nemátodos, oligoquetas, artrópodes, moluscos e crustáceos), estudos específicos tem demonstrado que, tanto nos ecossistemas terrestres quanto nos aquáticos, as taxas de imobilização e mineralização dependem, basicamente, dos seguintes fatores condicionantes: 1º) temperatura (Sorokin e Kadota, 1972, Brezonik, 1994, Davis e Cornell, 1991); 2º) conteúdo de nutrientes dos detritos e do meio (Hohmann e Neely, 1993, Carpenter e Adams, 1979, Coulson e Butterfield, 1978, Enríques et alii, 1993); 3º) teor de compostos refratários e tipo dos detritos (Mindermann, 1968, Rice e Tenore, 1981); 4º) pH e salinidade do meio (Kok e Van der Velde, 1991, Chan, 1985, Ogburn et alii, 1988); 5º) nível de oxigênio dissolvido (Twilley et alii, 1986, Moore Jr et alii, 1992, Gale et alii, 1992, Jewell, 1971); 6º) tamanho de partícula (Swift et alii, 1979, Bianchini Jr, em prep.).

Uma vez que as taxas de decomposição, obtidas em ensaios de campo e nos experimentos de laboratório, refletem em grande parte das vezes o efeito de vários fatores bióticos e abióticos envolvidos nos processos, por meio do diagrama apresentado através da Figura 1 expressa-se, de modo simplificado, o efeito conjunto de algumas das variáveis anteriormente citadas. Em termos matemáticos, esses eventos podem ser descritos da seguinte maneira (Bianchini Jr., 1994):

$$k_{(t)} = f ([P]_{(t)}, [N]_{(t)}, [O.D]_{(t)}, T_{(t)}, pH_{(t)}, TP_{(t)}, \text{etc.})$$

onde:

$k_{(t)}$ = taxa instantânea de decomposição do detrito, em função das variáveis temporais do meio;

$[P]_{(t)}$ = teor de fósforo no instante "t";

$[N]_{(t)}$ = teor de nitrogênio no instante "t";
 $[O.D]_{(t)}$ = teor de oxigênio dissolvido no instante "t";
 $T_{(t)}$ = temperatura no instante "t";
 $pH_{(t)}$ = grau de acidez no instante "t";
 $TP_{(t)}$ = tamanho de partícula no instante "t".

Com base nos vários eventos que se desenvolvem durante o transcorrer da decomposição dos recursos orgânicos, verifica-se que o conhecimento de seus processos e de suas propriedades se reveste de fundamental importância no entendimento da dinâmica do carbono e das interações entre as diversas formas desse elemento nos sistemas aquáticos. De acordo com o exposto, o experimento realizado visou discutir aspectos relativos ao consumo de oxigênio dissolvido (OD) decorrentes do processo de mineralização, em meio aquático. Teve, também, por objetivos estimar a ordem global das reações e verificar a influência da quantidade inicial de substrato orgânico adicionado sobre as velocidades de mineralização (através das taxas de desoxigenação).

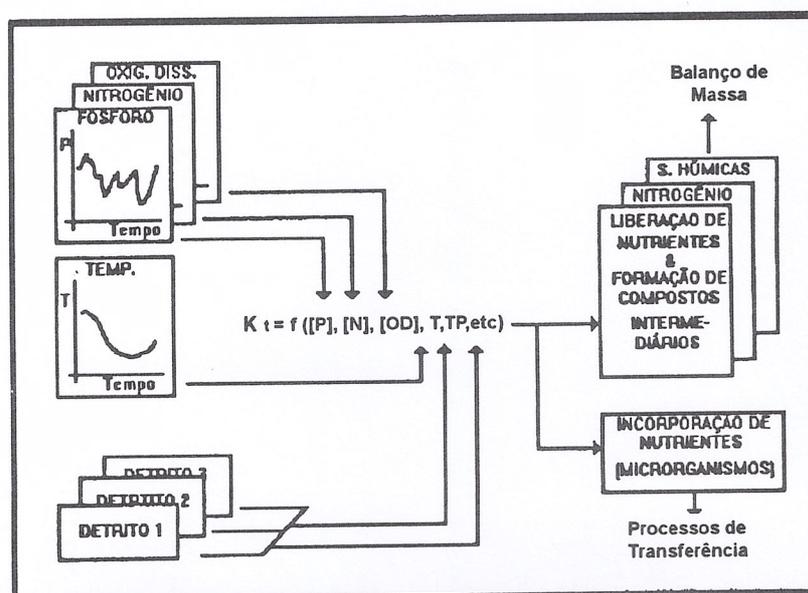


FIGURA 1 - Efeito dos fatores condicionantes (funções de força) sobre as taxas de decomposição dos detritos (Bianchini Jr., 1994)

2. Materiais e Métodos

Para a execução do ensaio de mineralização, colheu-se uma amostra de, aproximadamente, 60 litros de água do reservatório do Monjolinho, situado no Campus da Universidade Federal de São Carlos, (SP) Brasil. Em seguida, a amostra foi levada ao laboratório e filtrada em lã de vidro. O ensaio consistiu na montagem de 10 frascos de reação (cada um com volume de 5 litros), nos quais se adicionou, diferencialmente, glicose, gerando um gradiente de concentrações. As condições iniciais, no que se refere as adições de glicose, resultaram nas seguintes concentrações: 0, 4, 8, 12, 16, 32, 64, 85, 100 e 120 mg/L.

No início do experimento foram também colhidas, junto ao filtrado, sub-amostras para determinação do teor dos carboidratos que se encontravam dissolvidos na amostra de água da represa, para tanto, utilizou-se o método colorimétrico sugerido por Dubois et alii (1956).

Após as adições de glicose, os frascos foram aerados durante, aproximadamente, uma hora, no sentido de elevar as concentrações de oxigênio dissolvido próximas a saturação. Durante 16 dias, os frascos foram mantidos em temperatura ambiente e foram estimados, através de oxímetro, os teores de oxigênio dissolvido e a temperatura. Quando necessário, evitou-se a ocorrência dos processos degradativos anaeróbios através da reoxigenação dos frascos.

De posse dos resultados, efetuou-se uma avaliação da ordem global dos processos, por meio da relação entre os períodos de "meia vida" dos decaimentos dos teores de oxigênio dissolvido e os teores iniciais de glicose, de acordo com a análise proposta por Levenspiel (1986). Após estimada a ordem global das reações de mineralização, calculou-se as taxas de desoxigenação e estas foram ajustadas, com relação as concentrações iniciais de glicose, aos mecanismos cinéticos postulados por Michaelis-Menten. Os parâmetros referentes as relações entre as taxas e as concentrações iniciais foram obtidos através da análise gráfica de transformações lineares (transformações de: Lineweaver-Burk, Hanes ou Dixon e Eadie-Hofstee) e por análise de regressão não linear, segundo procedimentos discutidos por Brezonik (1994).

3. Resultados e Discussão

Através da Tabela 1 apresenta-se as variações temporais dos teores de oxigênio dissolvido durante os processos de mineralização. As concentrações de glicose apresentadas nessa tabela foram corrigidas de modo a contemplar o teor inicial de carboidratos solúveis, presentes na amostra original (7,45 mg/L). O acompanhamento da variação da temperatura indicou que os frascos foram mantidos em ambiente com temperatura média de 20,1°C e amplitude de variação de 7,8°C (Figura 2A).

Na observação dos resultados apresentados, através da Tabela 1, verifica-se que durante os processos de mineralização, houve uma tendência geral de maior consumo de oxigênio nas etapas iniciais do ensaio. Com o decorrer do tempo, nota-se um gradual decréscimo na utilização do OD e nas etapas finais, é possível constatar, em certos casos, pequenos incrementos nos teores de oxigênio dissolvido.

Observa-se, ainda, que de modo geral, os processos tenderam a se prolongar e os resultados se manterem coerentes, na medida em que se incrementou a concentração inicial de glicose. Nesse sentido, para efeito das estimativas dos períodos de “meia vida” dos processos de desoxigenação e de obtenção das taxas, utilizou-se para cada condição resultados que contemplavam períodos distintos, de modo a melhor evidenciar os processos (de zero a 5 dias: frascos 1 e 2; de zero a 9 dias: frasco 3; de zero a 4 dias: frasco 4; de zero a 10 dias: frasco 5; de zero a 15 dias: frasco 6 e de zero a 14 dias: frascos 7, 8, 9 e 10). Embora o procedimento mais adequado, nesse caso, fosse a escolha de um mesmo período para efetuar tais estimativas, há que se considerar as limitações impostas pelo método, assim como, a variabilidade usualmente constatada em ensaios dessa natureza (Bitar e Bianchini Jr., em preparação). Provavelmente, outro fator que tenha contribuído para que houvesse dispersão dos resultados, em relação as funções de ajuste, tenha sido a falta de controle da temperatura. Nesse sentido, através da Figura 2A é possível verificar a acentuada variação ocorrida no período compreendido entre o 3º e o 10º dia de experimento.

Tabela 1. Variação temporal dos teores de oxigênio dissolvido das câmaras, em função da quantidade inicial de glicose (mg/L).

Concentr. inicial	7,45 (mg/L)	11,45 (mg/L)	15,45 (mg/L)	19,45 (mg/L)	23,45 (mg/L)	39,45 (mg/L)	71,45 (mg/L)	92,45 (mg/L)	107,45 (mg/L)	127,45 (mg/L)
DIAS										
0	6,80	6,85	6,74	6,75	6,78	6,32	6,78	6,59	6,56	6,56
1	6,19	6,52	6,60	5,65	6,53	5,21	5,88	5,82	6,38	6,02
2	6,29	5,33	6,36	5,41	5,65	5,86	5,49	5,62	4,64	3,87
3	5,92	5,59	6,03	5,30	5,60	4,90	4,97	4,73	5,03	4,90
4	5,35	5,35	5,02	5,20	5,89	5,43	5,19	4,82	4,83	4,71
5	5,33	5,34	5,05	5,21	5,90	5,32	5,22	4,89	5,01	4,94
6	5,72	5,50	4,80	5,68	5,03	5,18	5,19	5,48	4,69	4,70
7	5,79	5,29	4,68	4,82	4,32	4,15	4,52	4,40	4,62	4,48
9	5,86	5,54	4,19	4,20	3,64	2,97	3,11	3,15	2,97	3,12
10	5,79	5,60	4,35	3,64	3,64	2,97	3,11	3,15	2,97	3,12
11	6,06	5,95	5,54	4,71	4,49	3,75	2,74	3,19	3,60	3,35
13	5,09	4,59	4,52	4,00	4,62	2,88	2,49	2,30	2,52	2,67
14	-	-	-	-	-	-	2,19	2,00	2,35	2,34
15	5,97	4,46	5,04	4,19	3,76	2,35	-	-	-	-
16	5,94	5,66	5,59	4,96	4,77	1,47	-	-	-	-
	Frasco 1	Frasco 2	Frasco 3	Frasco 4	Frasco 5	Frasco 6	Frasco 7	Frasco 8	Frasco 9	Frasco 10

A partir de análise gráfica (Figura 2B), que contempla a estimativa dos períodos de “meia vida” em relação as concentrações iniciais de substrato, seguida por regressão linear, verifica-se que os processos de mineralização podem ser considerados como sendo de primeira ordem, de acordo com os cálculos propostos por Levenspiel (1986). Constatação essa, concordante com a maioria dos estudos que abrangem aspectos cinéticos da ciclagem de matéria orgânica, em sistemas aquáticos. Nesse sentido, registra-se que os processos de desoxigenação originados da mineralização da glicose apresentaram uma ordem global de reação igual a 1,09.

De posse da ordem global das reações, as taxas de desoxigenação foram estimadas de acordo com os procedimentos utilizados no caso de serem de 1ª ordem, similares portanto, as calculadas nos testes de DBO. Através das Figuras 3 e 4 apresentam-se as evoluções temporais

dos consumos de oxigênio, de acordo com as adições de glicose e com os períodos considerados.

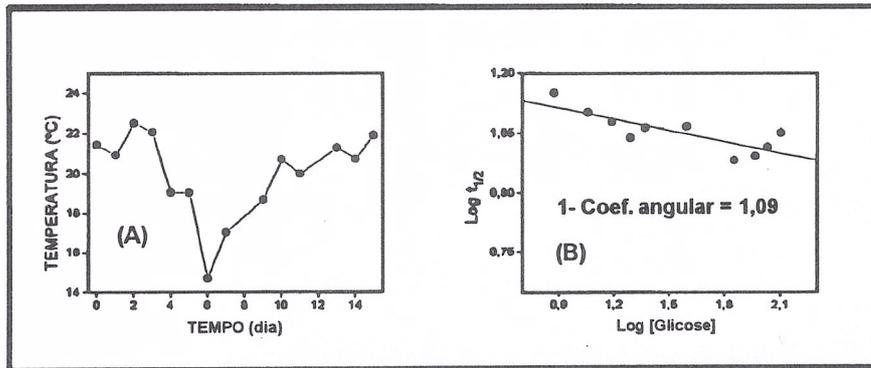


Figura 2. Variação da temperatura durante o transcorrer do experimento e análise gráfica de estimativa da ordem global das reações de mineralização.

Na Tabela 2 encontram-se os coeficientes (taxas de consumo) referentes aos ajustes realizados (Figuras 3 e 4), em função das concentrações iniciais de glicose. Os resultados obtidos permitem verificar que embora se tenha adicionado quantidades bastante desiguais de glicose, houve pouca diferenciação, em termos de ordem de grandeza, nas taxas de desoxigenação. Entretanto, nota-se também, que há uma tendência nítida de incremento das taxas, em relação ao aumento das concentrações iniciais.

Ao efetuar aproximações, a exemplo das propostas por Wetzel (1983), Ramanathan e Gaudy Jr. (1972) e Davis e Cornwell (1991), que consideram que as estequiometrias das reações de oxidação dos recursos orgânicos sejam análogas a da glicose, estima-se que, na medida em que houve o aumento das concentrações iniciais, os processos de imobilização (formação de biomassa de microrganismos e de compostos húmicos) foram favorecidos em detrimento da mineralização.

Nesse sentido, a partir de cálculos estequiométricos, verifica-se que a demanda de oxigênio apresentada pelo frasco 1 (conc. inicial = 7,45 mg/L de glicose) foi cerca de 4,2 vezes maior que a prevista pelos cálculos teóricos. Por outro lado, o consumo de oxigênio apresentado pelo frasco 10 (conc. inicial = 127,45 mg/L) foi, aproximadamente, 4

vezes menor que o esperado. Convém ressaltar que essa observação pode ser de grande importância na medida que se deseja descrever balanços de oxigênio dissolvido nos sistemas aquáticos e constitui-se, ainda, em aspecto que merece ser explorado com mais profundidade.

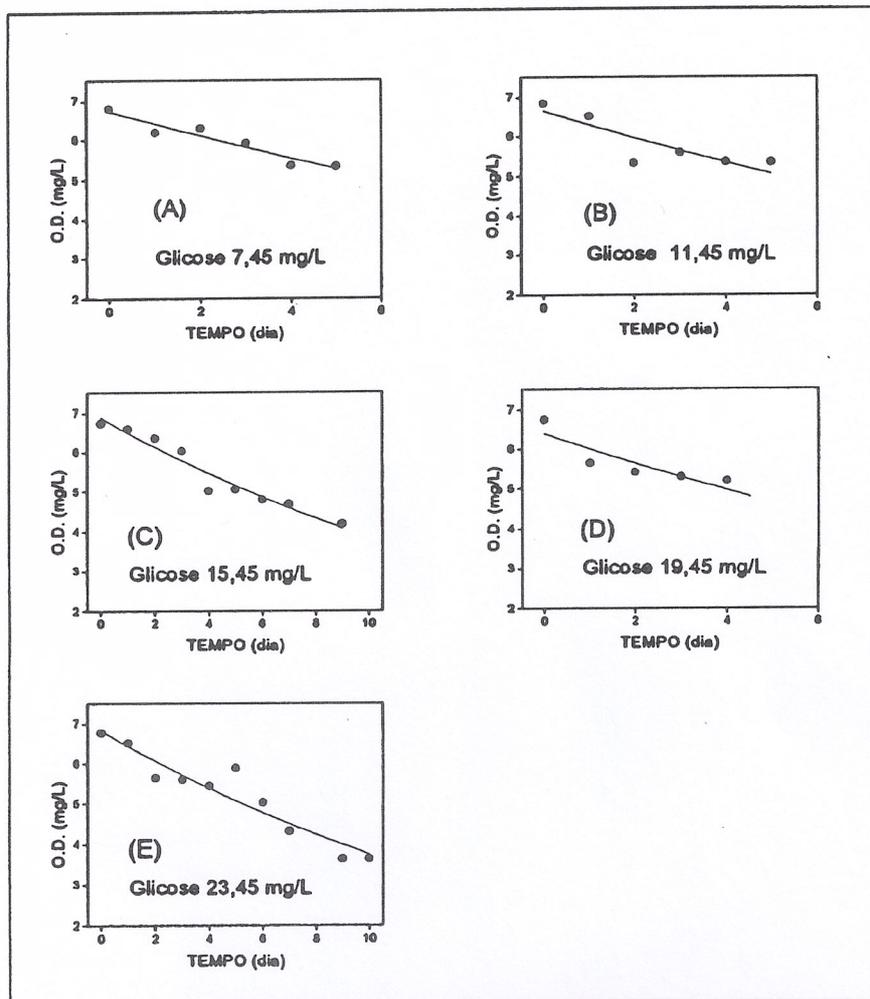


Figura 3. Decaimento dos teores de oxigênio dissolvido durante o transcorrer do experimento (frascos 1 a 5).

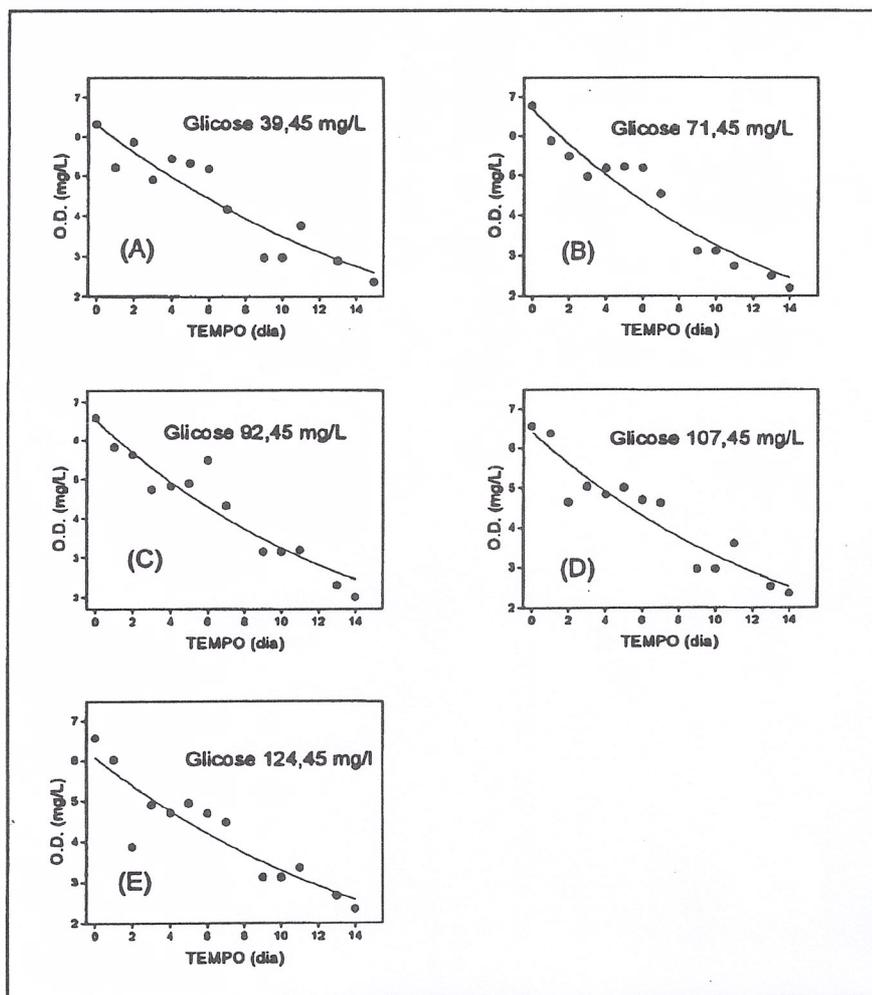


Figura 4. Decaimento dos teores de oxigênio dissolvido durante o transcorrer do experimento (frascos 6 a 10).

Tabela 2: Parâmetros referentes aos ajustes dos resultados experimentais ao modelo cinético (1ª ordem) de decaimento dos teores de OD.

Concentração inicial (mg/L)	Período considerado (dias iniciais e finais)	Taxa desoxigenação (l/dia)	Número do Frasco
7,45	zero – 5	0,04896	1
11,45	zero – 5	0,05480	2
15,45	zero – 9	0,05792	3
19,45	zero – 4	0,06330	4
23,45	zero – 10	0,05976	5
39,45	zero – 15	0,05931	6
71,45	zero – 14	0,07188	7
92,45	zero – 14	0,07011	8
107,45	zero – 14	0,06652	9
127,45	zero – 14	0,06125	10

Através das Figura 5 e Tabela 3 apresentam-se as relações obtidas entre os teores iniciais de glicose e as velocidades de desoxigenação, através do emprego de diferentes métodos. Na comparação entre os 4 métodos de estimativa das velocidades máximas (k_{max}) e de k_m (concentração de substrato na qual a velocidade do processo é a metade da velocidade máxima) verifica-se que houve convergência dos valores para os cálculos de k_{max} . No entanto, para a estimativa de k_m os cálculos referentes a linearização proposta por Hanes/Dixon levaram a um resultado cerca de 50% inferior aos demais. Com base nesses resultados e de acordo com comparações efetuadas por Brezonik (1994), sugere-se o emprego de métodos que não utilizam transformações (linearizações), ou seja, regressões não lineares.

Nesse sentido, tem-se verificado que todas as estimativas de parametrização que utilizam transformações possuem inconvenientes

quando aplicadas na equação de Michaelis-Menten e que a melhor maneira de efetuar a parametrização é ajustar os dados diretamente na equação. O ajuste direto não pode ser feito com precisão através dos procedimentos gráficos (por essa razão, equações transformadas foram desenvolvidas). Em oposição a situação das equações lineares, não existe solução analítica para a estimativa dos mínimos quadrados de parâmetros de equações não lineares. Contudo, existem métodos numéricos disponíveis e *softwares* que ajustam os resultados experimentais diretamente a equações não lineares, os quais devem, segundo Brezonik (1984), serem privilegiados sempre que possível, nos trabalhos que utilizam cinéticas regidas pela equação de Michaelis-Menten.

Por outro lado, há que se considerar, também, que esses métodos de ajuste são usualmente empregados nos estudos enzimáticos, que por suas próprias características dispõem de objetivos específicos e infra-estrutura metodológica que permitem várias simplificações e, conseqüentemente, demandas por respostas mais precisas, quando comparadas com as requeridas pelos estudos de caráter ambiental, nos quais, as causas e efeitos quase sempre estão associados a várias condicionantes. No caso dos estudos limnológicos, as estimativas da ordem de grandeza da velocidade máxima e do k_m podem ser suficientes para a elaboração de programas (modelos) que tenham por objetivo o gerenciamento dos recursos hídricos.

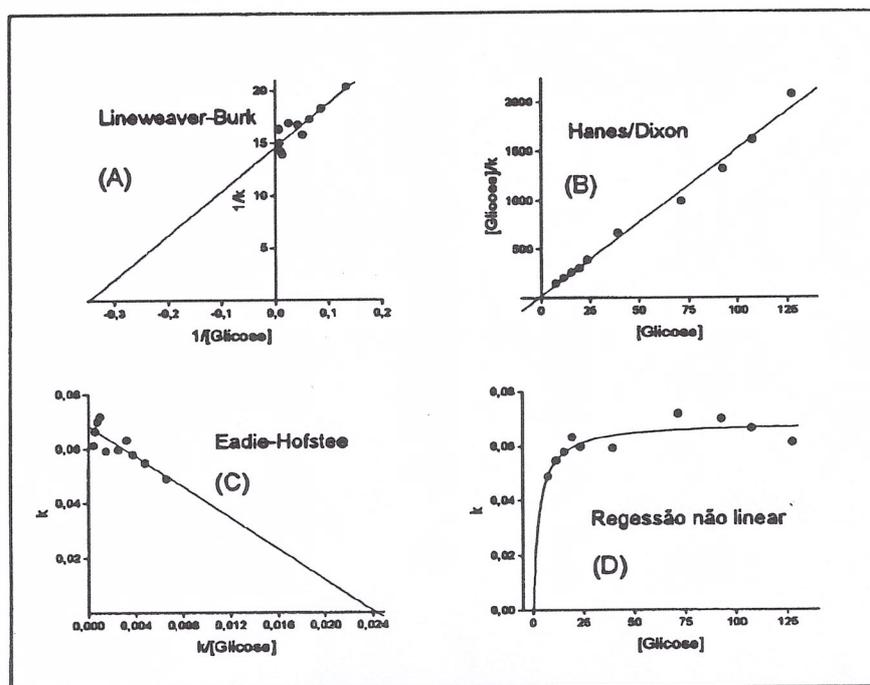


Figura 5. Ajustes das taxas de consumo de oxigênio em função do teor inicial de glicose, segundo métodos que utilizam transformações (linearizações) e um não linear.

Tabela 3. Parâmetros referentes aos ajustes das taxas de desoxigenação em função dos teores iniciais de glicose, à equação de Michaelis-Menten.

MÉTODO	Coef. angular	Coef. linear	k_m	k_{max}	r^2
$1/k$ vs. $1/[glicose]$	41,84	14,61	2,86	0,068	0,89
$[glicose]/k$ vs. $[glicose]$	15,09	22,16	1,47	0,066	0,99
k vs. $k/[glicose]$	-2,82	0,068	2,82	0,068	0,83
regressão não linear	-	-	2,85	0,069	-

Considerando que o incremento de biomassa de microrganismos seja proporcional aos decaimentos dos substratos do meio (nesse caso: glicose e oxigênio), os resultados obtidos confirmam as observações que sugerem que a fase de crescimento exponencial seja influenciada quando alguma variável significativa do meio se altera (tais como: temperatura, nível de toxicidade, teor de nutrientes, concentração de matéria orgânica, etc.).

De acordo com Balley e Ollis (1986), se a concentração de um constituinte essencial do meio varia, enquanto as dos demais componentes permanecem constantes, as taxas de crescimento dos microrganismos mudam, tipicamente, de forma hiperbólica (de acordo com o apresentado através da Figura 3D). Ainda segundo esses autores, a relação funcional entre as taxas de reação (crescimento de microrganismos ou desaparecimento do substrato) e as concentrações de componentes essenciais tem sido propostas e utilizadas por diversos autores. No caso desse ensaio desenvolvido, essa relação pode ser descrita como:

$$k = k_{max} \times \frac{[S]}{k_m + [S]}$$

onde:

k_{max} = taxa máxima de reação;

[S] = concentração do substrato;

k_m = valor da concentração do fator limitante, na qual a velocidade de reação é a metade do valor máximo;

k = taxa de reação em função da concentração do substrato.

A partir dessas considerações infere-se, ainda, que as comunidades dos microrganismos presentes na represa do Monjolinho devam estar bastante adaptadas para a assimilação e catabolismo dos carboidratos dissolvidos (característica essa traduzida em termos de manutenção de taxas metabólicas próximas a k_{max}). Pois, provavelmente, estejam em meio que comporta cerca de 2,5 vezes mais carboidratos que o valor crítico (k_m), apresentado por essas comunidades. O período estimado de 10 dias, referente a meia vida calculada a partir de k_{max} , pode ser considerado relativamente baixo. Entretanto, na comparação entre essas taxas de consumo de oxigênio e as típicas de ambientes sob forte pressão antrópica (Jorgensen, 1986), verifica-se que o reservatório do Monjolinho apresenta velocidades de consumo de oxigênio e,

conseqüentemente, de ciclagem de matéria orgânica dissolvida relativamente satisfatórias para um sistema eutrófico.

4. Conclusões

Esse experimento sugere que, de modo geral, ao adicionar o recurso orgânico (glicose) promoveu-se o favorecimento dos processos de imobilização em relação aos de mineralização e induziu-se o incremento da velocidade de consumo de oxigênio e, conseqüentemente de ciclagem de matéria orgânica dissolvida. O aumento das taxas de mineralização, por sua vez, pode ser descrito de acordo com a equação proposta por Michaelis-Menten.

5. Agradecimentos

Os autores agradecem a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo financiamento desse trabalho (Processo nº 91/1303-3).

6. Referências Bibliográficas

- ANTONIO, R. M. Estimativa da capacidade heterotrófica em ecossistemas aquáticos. Monografia de Graduação. DHB, UFSCar, 1992.
- BAILEY, J. E., OLLIS, D. F. **Biochemical engineering fundamentals**. 2ª ed. McGraw-Hill. Singapore, 1986. 984pp.
- BIANCHINI Jr., I. Estudo da dinâmica de detritos do Lago Inferno: modelo cinético da decomposição de *Scirpus cubensis*. 2º Relatório Técnico. Proc. FAPESP nº 91/1301-3. São Carlos, SP, 1994.
- BIANCHINI Jr., I. (em prep.) The particle size effect on the *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth detritus leaching.
- BITAR, A. L., BIANCHINI Jr., I. (em prep.) Ensaio de mineralização em ambientes aquáticos: análise metodológica.
- BREZONIK, P. L. **Chemical kinetics and process dynamics in aquatic systems**. Lewis. Boca Raton, 1994. 754pp.

- CARPENTER, S. R., ADAMS, M. S. Effects of nutrients and temperature on decomposition of *Myriophyllum spicatum* L. in a hard water eutrophic lake. *Limnol. Oceanog.* 24: 520-528, 1979.
- CHAN, K. Aerobic decomposition of *Chlorella salina* in freshwater and saline conditions. *Hydrobiol.* 122, 35-44, 1985.
- CHAPRA, S. C., RECKHOW, K. H. **Engineering approaches for lake management.** Vol. 2: Mechanistic Modeling. Butterworth/Ann Arbor. Woburn, 1983. 492pp.
- 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.
- DAVIS, M. L., CORNWELL, D. A. **Introduction to environmental engineering.** McGraw-Hill. New York, 1991. 822pp.
- DUBOIS, M., GILLES, K., HAMILTON, J. K., REBERS, P. A., SMITH, F. Colorimetric method for determination of sugar and related substances. *Anal. Chem.*, 28: 350-356, 1956.
- 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.
- GALE, P. M., REDDY, K. R., GRAETZ, D. A. Mineralization of sediment organic matter under anoxic conditions. *J. Environ. Qual.*, 21: 394-400, 1992.
- HOHMANN, J., NEELY, R. K. Decomposition of *Sparganium eurycarpum* under controlled pH and nitrogen regimes. *Aqua. Bot.*, 46: 17-33, 1993.
- JEWELL, W. J. Aquatic weed decay: dissolved oxygen utilization and nitrogen and phosphorus regeneration. *J. Wat. Poll. Contr. Fed.*, 43: 1457-1467, 1971.
- JORGENSEN, S. E. **Fundamentals of ecological modelling.** Developments in Environmental Modelling, 9. Elsevier. Amsterdam, 1986. 389pp.

- 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.
- LEVENSPIEL, O. **Engenharia das reações químicas: cinética química aplicada.** vol. 1. Edgard Blucher. São Paulo, 1986. 211pp.
- LUSH, D. L., HYNES, H. B. N. The formation of particles in freshwater lecheates of dead leaves. *Limnol. Oceanog.*, 18:968 - 977, 1973.
- MINDERMAN, 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.
- 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.
- 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.
- SOROKIN, Y. I., KADOTA, H. **Techniques for the assessment of microbial production and decomposition in fresh waters.** IBP nº 23. Blackwell. Oxford, 1972. 112pp.
- STUMM, W., MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry.** Wiley/Interscience. New York, 1981. 780pp.
- SWIFT, M. J., HEAL, D. W., ANDERSON, J. M. **Studies in ecology-decomposition in terrestrial ecosystems.** Blackwell. Oxford, 1979. 371pp.

- THURMAN, E. M. **Organic geochemistry of natural waters.** Nijhoff/Junk Po., Neterlands, 1985. 497p.
- TOLEDO, A. P. P. **Contribuição ao estudo físico-químico de ácido húmico extraído de sedimento.** Dissertação de Mestrado. Depto. de Química, USP, São Paulo, 1973.
- 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.** Saunders. Philadelphia, 1983. 767pp.