

**DECOMPOSIÇÃO DE CELULOSE E FOLHEDO MISTO NO RIO
ITAQUERI, ITIRAPINA, S.P.**

LAMPARELLI*, MARTA C.; SOUZA**, M. HELENA A.O.

Resumo

Foi determinado o tempo de decomposição do folhedo e da celulose no rio Itaqueri, formador da represa do Lobo (Broa), Itirapina S.P.

Foram efetuadas análises químicas do material vegetal para a determinação do conteúdo de nutrientes inorgânicos (N, P, Ca, Mg, Na, K, S, Fe, Cu, Al, Mn e Zn), do conteúdo de cinzas e carbono orgânico.

Também foram levantados dados físico-químicos da água como pH, oxigênio dissolvido, temperatura, nitrogênio e fósforo totais. Os experimentos de decomposição com celulose e folhedo dentro d'água mostraram um gradiente para a taxa de decaimento, k (segundo a equação $W_t = W_0 e^{-kt}$), ao longo do rio, sendo os maiores valores encontrados na parte superior do rio, decrescendo a medida que se aproxima a Represa do Lobo (Broa), aonde vai desaguar. Os valores de k para o folhedo e a celulose nas regiões, superior, média e inferior do rio foram, respectivamente, 1,97; 0,77; 0,53 e 5,31; 3,27; 8,87. A diferença entre estes valores resultam da diferente composição inicial do folhedo nas regiões, bem como das variações dos fatores abióticos como turbidez, oxigênio dissolvido e sobretudo sedimento que irão refletir na comunidade de organismos decompositores, especialmente no que se refere aos insetos aquáticos.

**Abstract - DECOMPOSITION OF CELLULOSE AND MIXED
LEAF LITTER IN THE ITAQUERI RIVER, ITIRAPINA, SÃO PAULO**

The decomposition rates of submerged mixed leaf litter and cellulose were determined in the Itaqueri River, one of the tributaries of Lobo River (Broa), Itirapina, São Paulo.

Throughout the experiment, the leaf litter inorganic nutrient content (N, P, Ca, Mg, K, S, Cu, Al, Mn, Zn) were determined. Initial leaf litter ash and organic carbon contents were determined. During the field work, water pH, temperature, dissolved oxygen, nitrogen and phosphate concentrations were determined.

The results showed the presence of a gradient for the decay rate k (according to the equation $W_t = W_0 e^{-kt}$), along the river. The highest values of k were found upstream, decreasing towards the reservoir. The values of k for leaf litter and cellulose in the upper, middle and lower regions were respectively: 1.97; 0.77; 0.53 and 5.31; 3.27; 8.87. In all these stations the contents of

* PPG-ERN, UFSCar

** D.C.B. - UFSCar - São Carlos S.P.

nitrogen in the vegetal material decreased initially, then increased and finally stabilized. The phosphate contents, after an initial decrease, tended to remain constant.

The leaf litter, decay rates seem to vary, partly, because of differences in abiotic factors along the river, such as turbidity, dissolved oxygen and, above all, sediment type, which implies the presence of different communities of decomposers, whose action in the middle upper regions was jeopardized by burial of the litterbags in the sediment. Furthermore, differences in the initial composition of the leaf litter will also contribute to these variations, which can be seen by comparison of leaf litter *k* values with those for cellulose.

Introdução

Existem muitos trabalhos sobre decomposição de material vegetal alóctone (SCZEPÁNSKI, 1965), visto os detritos serem a principal via energética de lagos e represas, WEBSTER & BENFIELD (1986). Em 1962, NELSON & SCOTT apud WEBSTER & BENFIELD (1986) e em 1967, MINSHAL, realizaram os primeiros trabalhos sobre a contribuição da mata-galeria para ecossistemas lóticos.

A decomposição do material vegetal tende a ser mais rápida em ecossistemas aquáticos do que em ecossistemas terrestres. Dentre os ecossistemas aquáticos os ambientes lóticos são os que apresentam a mais rápida incorporação do material alóctone, através da decomposição, devido à ação abrasiva da correnteza que também movimenta o material depositado, provocando a exposição de novas superfícies à ação dos decompositores. Em alguns casos, KAUSHIK & HYNES (1971), pode haver perda de 25% do material inicial nas primeiras 24h.

Para REICE (1974), apud WEBSTER & BENFIELD, 1986, a taxa de decomposição irá variar em função do tipo de substrato presente em um rio e de sua velocidade de corrente, que irão interagir determinando o tipo de comunidade de invertebrados existentes.

A mata-galeria, presente na maior parte da extensão do rio Itaqueri, contribui com uma grande quantidade de material vegetal para o rio. Este material, ou serrapilheira, composta principalmente por folhas, pode entrar no rio por via aérea ou ainda ser carregado na época de cheias, quando boa parte do solo da mata fica recoberto por água.

WEBSTER & BENFIELD (1986), fazem notar que o material existente em áreas alagáveis é muitas vezes mais suscetível à decomposição por possuir um alto teor de nitrogênio e um baixo teor de fibras, fazendo com que a decomposição seja ainda mais rápida do que em ecossistemas aquáticos, apesar dos menores teores de oxigênio, pH mais baixo e eventuais períodos de seca. A importância da composição inicial do folheto também será abordada neste trabalho, bem como a mudança na composição química do folheto ao longo do tempo.

A rapidez e a importância desta via de nutrientes para o rio Itaqueri, bem como sua variação ao longo do mesmo serão enfocadas ao longo deste trabalho.

Área de Estudo

O rio Itaqueri está localizado no município de Itirapina, S.P. sendo um dos formadores da represa do Lobo (Broa), e suas coordenadas geográficas extremas são 22°10' - 22°25', latitude sul e 47°50' - 47°55', longitude oeste de Greenwich. Ele é um rio de 4a. ordem de 14,6km de comprimento, sendo margeado em 81% de sua extensão por mata-galeria. A mata que ocorre em

11,8km do rio, possui uma área de 95ha. A largura média do rio é de 3,7m, e o comprimento de suas margens é de 26,9km, aplicando-se para tal cálculo o índice proposto por Conners & Naiman (1984).

O rio foi dividido em três regiões, segundo suas características geomorfológicas. A região superior, onde se localiza a estação 3, fica entre a nascente do rio em Itaquer da Serra e o início da "cuesta". A região média (estação 2) fica entre a "cuesta" e a estrada que liga Brotas à Itarapina, logo à montante de um porto de extração de areia e a região inferior vai da estrada até o rio desaguar na represa do Lobo (Broa).

Material e Métodos

Na determinação do tempo de decomposição do folheto no rio foi utilizado o método dos saquinhos de decomposição (BOCOCK & GILBERT, 1957). Os saquinhos foram confeccionados em tela de náilon de malha de 1,5mm, medindo 15 x 20cm. Em cada saquinho foram colocados 10g de folheto da mata-galeria da estação a ser estudada. O material confinado nos saquinhos foi previamente seco a 60°C, até a obtenção de peso constante, em estufa de aeração forçada.

Além do experimento de decomposição com o folheto, foram preparadas baterias de saquinhos de tela de náilon, de mesma malha e dimensões contendo discos de celulose (papel de filtro quantitativo, 9cm de diâmetro, 393°, FRAMEX), previamente secos e de peso conhecido.

Estes experimentos foram montados em três estações, cada qual localizada em uma das regiões do rio anteriormente delimitadas, regiões inferior, média e superior, estações 1, 2 e 3, respectivamente. Em cada estação foram instaladas 12 baterias de 10 saquinhos de decomposição, 5 contendo folheto e 5 contendo discos de celulose. Cada bateria era amarrada à margem e na outra extremidade do fio foi colocado um peso para que os saquinhos permanecessem submersos.

Mensalmente, em cada uma das estações, uma das 12 baterias foi retirada. Nessa mesma ocasião amostras de água para a determinação das concentrações de nitrogênio e fosfato total foram coletadas em frascos de polietileno, colocadas em caixas de isopor e levadas ao laboratório onde foram armazenadas em "freezer", aguardando análise. Também foram determinados o pH, temperaturas do ar e da água (máximas e mínimas) e o oxigênio dissolvido pelo método de Winkler. A leitura do pH foi feita com o auxílio de um mini-pHmetro marca Imbracrios, modelo pH-603.

O experimento teve início em setembro de 1986 e foi concluído em setembro de 1987.

As folhas coletadas foram retiradas de cada saquinho de decomposição e lavadas cuidadosamente com água destilada, sendo o sedimento retirado com pincel, quando necessário. Elas foram, em seguida, secas em estufa de aeração forçada a 60°C, até peso constante, colocadas em dessecador e cada uma das cinco réplicas era pesada em balança analítica Mettler, modelo AE 260, com precisão de 0,001g.

Os cinco lotes de folhas, de cada mês, de cada estação, que formavam uma bateria, foram moidos conjuntamente formando assim uma única amostra. O material pulverizado foi armazenado em sacos plásticos para posterior análise.

Os papéis de filtro foram retirados dos saquinhos de decomposição e colocados em cadinhos previamente calcinados. Estes foram então colocados em estufa a 85°C até peso constante, transferidos para um dessecador e pesados (P). Os cadinhos com o material foram incinerados em mufla Thermolab, modelo M. Laboratório, a 550°C, por 6h, resfriados em dessecador e

pesados (P) em balança analítica da Mettler, modelo AE 260. O peso do papel de filtro restante foi determinado pela diferença entre o peso inicial e o peso final ($P_i - P_f$).

As determinações dos conteúdos de nitrogênio, fósforo, cálcio, magnésio, sódio, potássio, enxofre, ferro, cobre, alumínio, manganês e zinco, foram feitas no CENA-USP (Piracicaba), segundo os métodos descritos por ZAGATTO et al. (1981).

O método empregado para determinação dos teores de nitrogênio total em plantas foi o de digestão sulfúrica em bloco digestor com a conseqüente redução do nitrogênio total a amônio. Este último foi determinado através da reação de Bertholet, com espectrofotometria do composto indofenol azul.

Para a determinação dos outros elementos procedeu-se, inicialmente, à digestão nitroperclórica em bloco digestor.

As concentrações de fósforo, cálcio, magnésio, potássio, enxofre e alumínio foram determinadas através de sistema de injeção em fluxo, acoplados a espectrofotômetros ou cromatógrafos.

Já ferro, zinco, cobre, manganês e sódio foram determinados através de espectrometria de absorção atômica.

A determinação do teor de cinzas do material vegetal inicial foi feita gravimetricamente após combustão (550°C, 6h). O conteúdo de carbono orgânico foi calculado através do índice médio de 46,5% da matéria orgânica proposto por REICHLE et al. (1973) apud SCHLESINGER (1977), para resíduos frescos em ecossistemas florestais. Este índice difere muito pouco do anteriormente proposto por WESTLAKE (1963) de 47%.

Resultados e Discussão

Para cada uma das estações (1, 2 e 3) em que foi montado o experimento foi calculado o coeficiente de decomposição k através da equação exponencial $W_t = W_0 e^{-kt}$ e determinado o coeficiente de correlação r para cada curva (t em anos, Tab. III).

O maior k observado no experimento com celulose foi para a estação 3, sendo o k das estações 1 e 2 muito semelhantes. Através do k calculou-se a meia vida dos discos de celulose (Tab. III).

A utilização do modelo de decaimento proposto por OLSON (1963) é muito difundida e apesar de sofrer críticas pertinentes continua sendo um parâmetro interessante de comparação entre diferentes ambientes. Dentre as críticas usuais pode-se citar a de que tal modelo pressupõe condições homogêneas ao longo do tempo, quando se sabe que há variações tanto dos parâmetros físico-químicos (por ex. temperatura), quanto na própria composição química do material.

Foi calculado também o ajuste das curvas obtidas experimentalmente (Fig. 1) através de equações logarítmicas ($W_t = W_0 - k \cdot \ln t$) e de potência ($W_t = W_0 t^k$). As equações logarítmicas tiveram maior índice de correlação que as exponenciais para todas as estações (Tab. III, Fig. 1).

Calculando-se o k para cada curva de decomposição do folheto através das equações exponenciais, mais uma vez a estação 3 apresentou o maior k , seguida pela estação 2 e finalmente pela 1 (Fig. 2). O coeficiente de correlação, r entre as estações 1 e 2 foi de 0,85, entre as estações 2 e 3 foi de 0,86 e finalmente entre 1 e 3 foi de 0,61, decaindo, portanto, com a distância entre as estações. Neste experimento também há uma maior correlação para as curvas experimentais das estações 1 e 2 através de ajuste por equação logarítmica (Tab. III) o que parece indicar que ocorre uma diminuição do k ao longo do tempo.

O método dos saquinhos de decomposição também apresenta alguns problemas de ordem prática que não podem ser negligenciados. A saber:

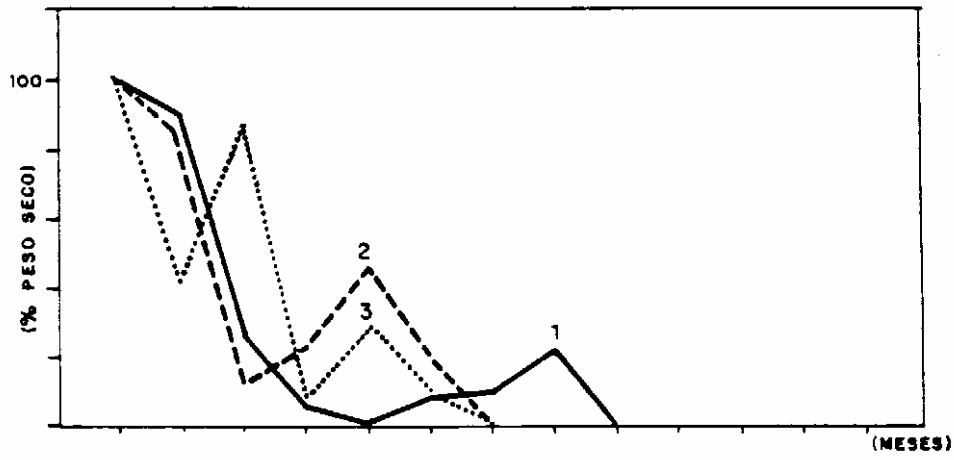


Figura 1 - Perda de Biomassa de celulose, estações 1, 2 e 3.

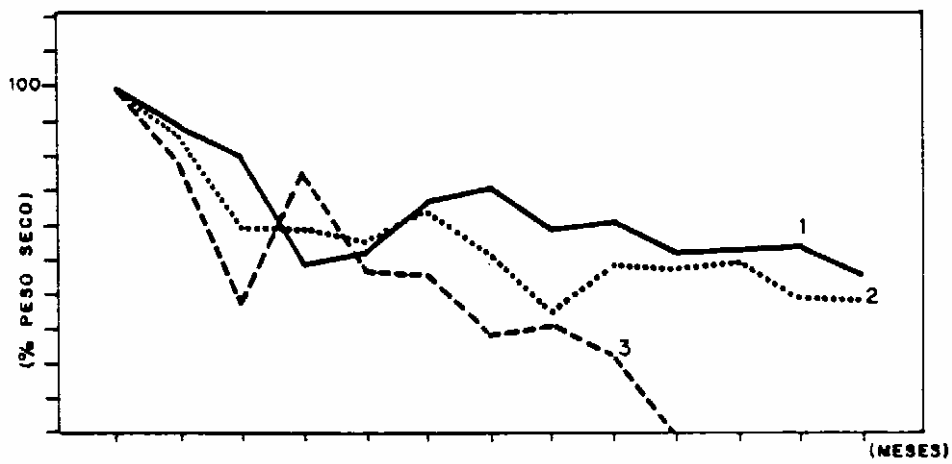


Figura 2 - Perda de Biomassa do folheto, estações 1, 2 e 3.

1) o tamanho da malha utilizada. Alguns trabalhos como os de MATTHEWS & KOWALCZEWSKI (1967), ROUNICK & WINTERBOURN (1983) e COLLIER & WINTERBOURN (1986) discutem este aspecto. Malhas muito grossas podem provocar uma maior ação física do meio, com uma maior lavagem e perda de partículas e malhas muito finas podem reduzir a troca de nutrientes e gases com o meio através de seu entupimento, podendo até produzir condições anaeróbicas, além de excluírem a atuação da macro e mesofaunas.

O tamanho de malha utilizado neste trabalho, 1,5mm, pode eventualmente ter eliminado a ação de alguns macroinvertebrados, mas não é pequeno o suficiente para criar situações de anaerobiose.

2) a quantidade de material colocado para ser decomposto e o tratamento prévio dado ao material. Grandes quantidades, quer em saquinhos ou compactadas precisam de um tempo maior para a decomposição. Neste trabalho utilizou-se 10g de material seco em estufa, podendo, portanto, ter sido superestimada a velocidade de decomposição já que as folhas em ambientes naturais se encontram em concentrações maiores. O fato do folheto ter sido seco em estufa pode provocar uma lavagem mais rápida dos nutrientes e de outras substâncias, mas por outro lado, as altas temperaturas poderão eliminar eventuais esporos ou organismos presentes nas folhas retardando o processo de decomposição.

3) o recobrimento do material vegetal por sedimento. ROUNICK & WINTERBOURN (1983) concluíram que saquinhos enterrados tinham uma menor taxa de decomposição do que aqueles colocados sobre o sedimento. Como o leito do rio Itaqueri apresenta uma grande mobilidade, principalmente nas regiões média e inferior, o material foi muitas vezes recoberto por areia ou sedimento fino, diminuindo muito a taxa de decomposição e provocando uma grande flutuação na percentagem de peso seco remanescente ao longo do tempo já que este recobrimento não foi homogêneo. (Fig. 1 e 2). Neste trabalho foram considerados os dados referentes ao folheto enterrado, apesar de alguns autores simplesmente os descartarem (SHURE et al, 1986), pois fazem parte das condições naturais à que é submetido o material vegetal imerso no rio.

Apesar de todas essas ressalvas este tipo de experimento é muito útil na compreensão do processo de decomposição em um ecossistema aquático e principalmente como instrumento de comparação dos processos funcionais de diferentes ambientes.

É interessante observar que examinando os resultados dos parâmetros físico-químicos da água (pH, temperatura, nitrogênio e fosfato dissolvidos) nas três regiões do rio Itaqueri se esperaria que a decomposição fosse mais rápida na região inferior (estação 1) seguida pela região média (estação 2) e finalmente pela região superior (estação 3), no entanto apesar das curvas de decomposição terem apresentado oscilações observou-se exatamente o inverso.

As medidas de pH mostram uma pequena variação ao longo do ano, dentro das diferentes estações (Tab. I) observando-se um gradiente entre as regiões, sendo os maiores valores de pH encontrados mais próximos à nascente do rio, diminuindo até desaguar na represa do Lobo. Apesar dos valores de pH não serem muito baixos próximo ao Broa, há uma diferença considerável entre os dois extremos, devendo portanto influenciar a decomposição. As médias de pH variam de 5,86; 6,33 e 7,15 nas estações 1, 2 e 3 respectivamente.

Para alguns autores ALLARD & MOREAU (1986) e CHAUMIER (1987) a taxa de decomposição diminui em pH mais baixo, seja por efeitos indiretos como a mobilização do alumínio e outros metais por efeitos diretos inibindo a colonização microbiana. MACKAY & KERSEY (1985), por exemplo, observavam que rios de pHs mais elevados apresentaram

Tabela I - Média dos parâmetros físico-químicos da água para as estações 1, 2 e 3

REGIÃO	ESTAÇÃO	pH	O.D. (% de SAT)	N (mg/l)	P (ug/l)	T.Ar (°C)	T.Água (°C)	T.Máx. (°C)	T.Min. (°C)
INF.	1	5,89	83,87	0,396	34,69	23,16	18,96	23,23	16,77
MED.	2	6,33	85,61	0,335	23,94	24,80	18,25	21,19	16,96
SUP.	3	7,15	107,676	0,298	9,38	25,19	18,71	18,77	15,59

Tabela II - Composição inicial do folheto, de cada uma das três estações, para o experimento de decomposição.

Elemento	Estação 1	Estação 2	Estação 3
I*			
N	0,86	2,43	1,90
P	0,07	0,11	0,08
K	0,12	0,38	0,66
Ca	1,48	1,07	1,48
Mg	0,21	0,23	0,29
S	0,10	0,18	0,13
II**			
Fe	2.944	2.935	989
Cu	25,1	34,4	21,0
Mn	567	1.640	1.219
Zn	44	35	56
Na	32	40	35
Al	2.216	1.798	724

* Grupo I - expresso em % de Peso Seco

** Grupo II - expresso em p.p.m.

maior taxa de decomposição que foi atribuída ao condicionamento do material por microorganismos, tornando-o palatável aos insetos aquáticos.

No entanto SISABAUGH et al. (1981) observaram atividades celulolíticas mínimas dos microorganismos em pH 7,0, sendo esta apenas 30% da atividade máxima observada em pH 5,0. O perfil de atividade por temperatura determinou uma atividade máxima à 25°C, até uma atividade de 30% a 0°C. Se considerarmos este trabalho, o ponto 3 que apresenta as menores temperaturas e pH em torno de 7,0 deveria apresentar as menores taxas de decomposição para o folheto e sobretudo menores taxas para a celulose, no entanto observou-se exatamente o inverso.

Com relação a temperatura vários trabalhos de campo e de laboratório determinaram que temperaturas ambientes mais elevadas levam uma maior taxa de decomposição, pois em última instância, estimulariam a atividade microbiana.

Tabela III - Valores da taxa de decomposição anual (k), coeficiente de correlação (r) e meia-vida (M. V. = tempo em dias para que o peso inicial seja reduzido à metade)

ESTAÇÃO	FOLHEDO			CELULOSE			
	k (t = ano)	r	M.V. (dias)	k (t = ano)	r	M.V. (dias)	
1	I	0,53	0,73	442	3,87	0,47	65
	II	-	0,84	-	-	0,88	-
	III	-	0,81	-	-	0,62	-
2	I	0,77	0,86	318	3,27	0,59	77
	II	-	0,93	-	-	0,84	-
	III	-	0,88	-	-	0,69	-
3	I	1,95	0,88	109	5,31	0,76	48
	II	-	0,87	-	-	0,77	-
	III	-	0,82	-	-	0,70	-

I - equação exponencial ($W_t = W_0 \cdot e^{-kt}$)*

II - equação logarítmica ($W_t = W_0 - k \cdot \ln t$)*

III - equação de potência ($W_t = W_0 \cdot t^k$)*

*(W_t = peso no tempo; W_0 = peso inicial)

Os dados de temperatura da água levantados durante o experimento (Tab. I) revelam que as maiores temperaturas foram observadas em junho, julho, agosto e setembro, não sendo nunca, entanto, inferiores a 9°C. As temperaturas máximas apresentam um certo gradiente, sendo as maiores temperaturas observadas na estação 1, seguida da estação 2 e finalmente pela 3. As temperaturas mais baixas observadas na estação 3 podem limitar a decomposição durante um curto período, mas na maior parte do tempo nem as temperaturas máximas, nem as mínimas devem inibir a atividade biótica. Sua maior influência será sobre a oxigenação, visto a maior solubilidade de oxigênio em águas mais frias, o que foi devidamente constatado já que a estação 3 apresenta a maior porcentagem de saturação de oxigênio dissolvido, e no inverno, para as três estações foi encontrada a maior oxigenação.

A taxa de oxigenação do meio irá influenciar a colonização do material, sobretudo qualitativamente, já que fungos são essencialmente anaeróbicos, enquanto diferentes espécies de bactérias podem ser aeróbicas, aeróbicas facultativas ou anaeróbicas. Quanto a sua influência na velocidade de decomposição parece não haver consenso, apesar de alguns trabalhos, CHASE & FERULIO (1957) apud WILLOUGHBY (1974) terem detectado um aumento da D.B.O. durante a decomposição. WEBSTER & BENFIELD (1986) em revisão recente discutem o assunto e citam o trabalho de NICHOLS & KEENEY (1973) o qual determinou que bactérias anaeróbicas apresentam um requisito mais baixo de nitrogênio, fazendo com que ambientes pobres em nutrientes, cuja serrapilheira possua baixos teores desse elemento, apresentem uma maior decomposição em condições anaeróbicas.

Se com relação à colonização por microorganismos parece haver uma certa polêmica, é consenso que uma alta oxigenação será um fator essencial para uma maior abundância e diversidade da meso e macrofauna aquática.

Quanto aos nutrientes dissolvidos na água, a estação 1 foi a que apresentou as maiores concentrações médias de nitrogênio e de fosfato total enquanto a estação 3 apresentou as menores. Experimentos em laboratório determinaram que ambientes mais ricos em nutrientes apresentam maiores taxas de decomposição, no entanto experimentos em campo não parecem corroborar esta hipótese, como foi observado neste trabalho.

Analisando-se as bibliografias existentes e os dados obtidos para os parâmetros físico-químicos concluiu-se que provavelmente nenhum dos fatores acima citados (pH, temperatura, O.D. e nutrientes na água) tenha atingido valores limitantes não influenciando de forma marcante o processo de decomposição, sendo as diferenças nas taxas de decaimento k encontradas entre as regiões decorrentes de outros fatores como o tipo do sedimento presente nas estações, a abundância da flora e/ou fauna ou ainda a variação na composição inicial do folhedo.

O folhedo das três estações difere inicialmente nos teores de nitrogênio (Tab. II). O folhedo da estação 1 é o que contém a menor concentração de nitrogênio, 0,86% PS. A estação 2 é a que contém a maior concentração inicial, 2,43% PS, seguida pela estação 3, 1,74% PS. Ao longo do experimento o teor de nitrogênio apresenta o mesmo comportamento para as três estações, isto é, inicialmente há uma diminuição, seguida de um aumento e então uma estabilização (fig. 3), sendo que a estação 1 mantém ao longo do tempo os menores valores.

O aumento do teor de nitrogênio observado é um fenômeno bastante discutido nos meios acadêmicos. A explicação mais aceita é a da imobilização do nitrogênio pelos microorganismos, ou ainda pelo acúmulo de proteínas microbianas. Além disso os microorganismos apresentam requisitos mínimos de nitrogênio para a colonização os quais são melhor expresso através da razão C/N do material vegetal. Segundo DUNGLER (1958) apud HELBURG et al. (1986) folhedo com razões C/N inferiores a 29 são mais aproveitados pelos organismos detritívoros. As razões C/N para as folhas das estações 2 e 3 foram de 18 e 25, sendo portanto mais palatáveis e mais facilmente decompostas do que as folhas da estação 1 cuja razão C/N foi de 51.

Para o fósforo os teores encontrados seguem o mesmo padrão do nitrogênio, ou seja, a estação 2 apresenta os maiores valores, 0,11% PS, seguida pela estação 3, 0,08% PS e 1, 0,07% PS, (Fig. 4). Ao longo do tempo os teores de fósforo oscila entre 0,04 e 0,12% PS, exceto por um pico não explicado em fevereiro na estação 3. A imobilização do fósforo, juntamente com a do nitrogênio foi observada por RICHARD et al. (1985), em ambiente aquático.

O folhedo da estação 3 apresenta os maiores teores iniciais de potássio 0,66% PS, seguido pela estação 2, 0,39% PS e finalmente a estação 1 com 0,12% PS. Nos três locais, após o primeiro mês, os teores de potássio caem bastante, devido a fácil lixiviação deste elemento, permanecendo, então, em torno de 0,04% PS ao longo do tempo.

Apesar das concentrações iniciais de cálcio no folhedo das estações 1 e 3 serem iguais, 1,48% PS. Na estação 3 ela inicialmente aumenta, e mesmo diminuindo ao longo do tempo ela permanece mais alta. A estação 2 apresenta os menores teores iniciais de cálcio, 1,07% PS.

O magnésio tem um comportamento semelhante ao cálcio, apesar dos teores iniciais já serem maiores na estação 3, 0,29% PS, seguida pela estação 2, 0,23% PS, e finalmente pela estação 1, 0,21% PS.

O sódio apresenta grandes variações ao longo do experimento nas três estações. Ele inicialmente aumenta para depois diminuir, apresentando, em seguida, comportamentos diferentes nas três estações.

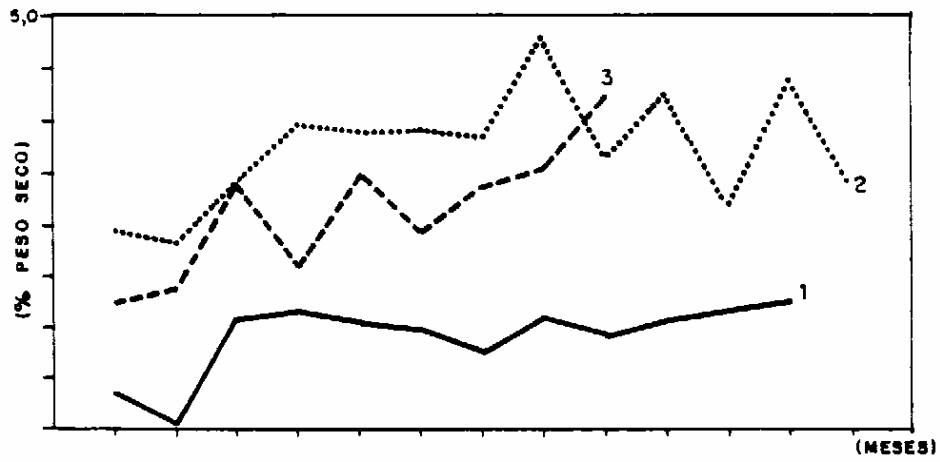


Figura 3 - Teor de Nitrogênio (% de Peso Seco), no folheto, estações 1, 2 e 3.

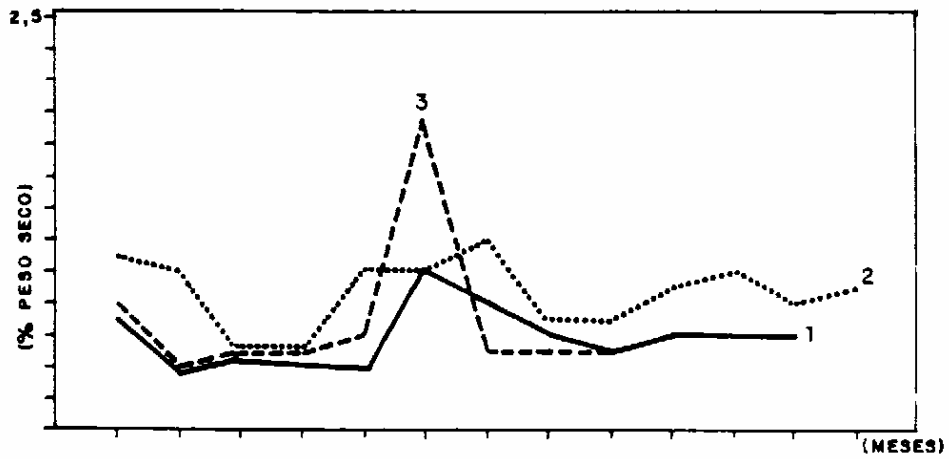


Figura 4 - Teor de Fósforo (% de Peso Seco), no folheto, estações 1, 2 e 3.

A estação 1 é a que possui o menor teor inicial de enxôfre, 0,10% PS. Nos três locais observa-se um aumento gradual nos teores de enxôfre.

Os comportamentos do ferro, cobre e manganês assemelham-se muito ao do enxôfre, sendo provavelmente resultado de um aumento relativo e não absoluto destes elementos, já que, além dos outros elementos mais facilmente mobilizados estarem sendo eliminados, a matéria orgânica está sendo consumida pelos microorganismos.

O mesmo pode ser dito para o zinco e o alumínio que aumentam nas três estações ao longo do tempo. Os teores de alumínio são muito mais elevados na estação 3 do que nas outras duas.

A importância da composição do folheto pode ser entendida ao compararmos as taxas de decomposição para o folheto e para a celulose das estações 1 e 2, já que a celulose apresentou praticamente o mesmo k , sendo inclusive um pouco maior para a estação 1, enquanto que os k para o folheto das estações 1 e 2 foram de 0,53 e 0,77 respectivamente. Portanto, a diferença na velocidade de decomposição do folheto destas duas estações não pode ser atribuída a parâmetros ambientais mas sim à diferente composição do material vegetal das duas regiões, ressaltando-se que o folheto da estação 1 apresenta menores teores de nitrogênio e fósforo e maior razão C/N. Quanto à estação 3, a maior velocidade de decomposição se deve em boa parte a fatores biológicos, já que somente o folheto desta estação presença de macroinvertebrados, principalmente tricóptera.

A importância e a diversidade das comunidades de macroinvertebrados são diretamente proporcionais ao papel do material alóctone no fluxo energético de um ecossistema. É portanto de se esperar, a diminuição observada desta importância a medida que o rio aumenta de volume. A maior presença de insetos aquáticos na região superior do rio também é certamente reflexo de uma maior oxigenação e menor turbidez da água, bem como à maior estabilidade de sedimento.

Comparando os coeficientes de decomposição de 0,53, 0,77 e 1,97 (ano^{-1}) encontradas neste trabalho para as regiões inferior, média e superior, respectivamente, com a classificação de PETERSON & CUMMINS (1974), os valores das estações 1 e 2 caem nas classes de espécies de decomposição lenta ($k < 1,83$), enquanto a estação 3 seria classificada entre as espécies de decomposição média.

O coeficiente de decomposição médio para folheto, em saquinhos de decomposição, em ambientes de água doce, obtido por WEBSTER & BENFIELD (1986) em 117 trabalhos, foi de 1,97, ou seja o mesmo obtido para a estação 3. Esta média foi obtida considerando-se todos os tipos de ambientes, sendo esperado que ambientes lóticos apresentassem maiores valores. Além disso também foram consideradas várias espécies de vegetais quando espera-se que espécies não-lenhosas apresentem maiores valores do que espécies lenhosas, além de considerar ambientes temperados e tropicais.

Se considerarmos, no entanto, o valor médio do coeficiente de decomposição calculado pelos mesmos autores exclusivamente para espécies lenhosas em ambientes lóticos, como é o caso deste trabalho, vemos que este, 3,79, é muito superior aos valores encontrados no rio Itaqueri. Apesar de não serem discriminados os tamanhos de malha e o material utilizado, além da ordem do rio, de um modo geral esta diferença pode ser explicada se considerarmos que a grande maioria dos trabalhos compilados por WEBSTER & BENFIELD (op cit.) foram desenvolvidos em ecossistemas temperados e geralmente com poucas espécies como Chorões (*Sallix sp*), Bétulas (*Betula sp*), Bordo (*Acer sp*) ou Plátanos (*Platanus sp*), todas elas espécies caducifólias, com folhas finas e poucas estratégias para uma maior duração. O folheto misto utilizado neste trabalho foi composto por plantas cujas folhas possuem uma maior duração, além de estarem

expostas à uma maior pressão de herbivoria o que faz com que sejam mais resistentes fisicamente e apresentem maiores teores de substâncias protetoras como taninos e polifenóis, o que explicaria a menor taxa de decomposição.

Referências Bibliográficas

- ALLARD, M & MOREAU, G. (1986). Leaf decomposition in a experimentally acidified stream channel. *Hydrobiologia* 139:109-117.
- BOCOCK, K.L. & GILBERT, O.J.B. (1957). The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. *Pl. Soil* 9:179-185.
- CHAMIER, A.C. (1987). Effect of pH on microbial degradation of leaf litter in seven streams of the English Lake District. *Oecologia* 71:491-500.
- . (et alii). (1989). The spatial distributions of fungi on decomposing alder leaves in a freshwater stream. *Oecologia* 64:92-103.
- CHAPMAN, S.P. *Methods in Plant Ecology*. Oxford, Blackwell, 1976. 536p.
- COLLIER, K.J. & WINTERBOURN, M.J. (1986). Processing of willow leaves in two suburban streams in Christchurch, New Zealand. *N. Z. J. of Mar. Freshw. Res.* 20:575-582.
- FEDERLE, T.W. & VESTAL, J.R. (1982). Evidence of microbial succession on decaying leaf litter in an arctic lake. *Can. J. Microbiol.* 28:686-695.
- GOLTERMAN, H.L. (1971). *Chemical analysis of fresh water*. -I.B.P. - 8th Book.
- HOFSTEN, B.V. & EDBERG, N. (1972). Estimating the rate of degradation of cellulose fibers in water. *Oikos* 23:29-34.
- LAUSHIK, N.K. & HYNES, H.B. (1971). The fate of dead leaves that fall into streams. *Arch. Hydrobiol.* 68:405-515.
- MACKAY, R.J. & KERSEY, K.E. (1985). A preliminary study of aquatic insect communities and leaf decomposition in acid streams near Dorset, Ontario. *Hydrobiologia* 122:3-11.
- MATHEWS, C.P. & KOWALCZEWSKI, A. (1967). The disappearance of leaf litter and its contribution in the river Thames. *J. of Ecol.* 57:543-552.
- MINSHALL, G.W. (1967). Role of allochthonous detritus in the trophic structure of a woodland springbrook community. *Ecology* 48:139-149.
- OLSON, J.S. (1963). Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44:322-331.
- RICHARD, Y.; LAFLAMME, N.; MOREAU, G. (1982). Colonisation par les micro-organismes, évolution chimique des feuilles de différentes espèces d'arbre (peuplier, aulne et myrique) dans des eaux oligotrophes du Boucher canadien et l'incidence sur leur utilisation par les micro-invertébrés. *Hydrobiologia* 96:65-75.

- ROUNICK, J.S. & WINTERBOURN, M.J. (1983). Leaf processing in two contrasting beech forest streams: effects of physical and biotic factors on litter breakdown. Arch. Hydrobiol. 96:448-474.
- SCHLESINGER, W.H. (1977). Carbon balance in terrestrial detritus. Ann. Rev. Ecol. Sys. 8:51-81.
- SCZEPANSKI, A. (1965). Deciduous leaves as a source of organic matter in lakes. Bulletin de l'Académie Polonaise des Sciences III. 12(4).
- SHURE, D.J.; GOTTSCHALK, M.R.; PARSONS, K.A. (1986). Litter decomposition process in a floodplain forest. The Am. Middl. Nat. 115:314-327.
- SINSABAUGH III, R.L.; BENFIELD, E.F.; LINKINS, M. (1981). Cellulase activity associated with the decomposition of leaf litter in a woodland stream. Oikos 36:184-190.
- WEBSTER, J.R. & BENFIELD, E.F. (1986). Vascular plant breakdown in Freshwater Ecosystems. Ann. Rev. Ecol. Syst. 17:567-594.
- WESTLAKE, D.F. (1963). Comparison of plant productivity. Biol. Rev. 38:385-425.
- WILLOUGHBY, L.G. Decomposition of litter in fresh water. In: DICKISON, C & PUCH, G.J.F. eds. Biology of plant litter decomposition. London, Academic Press. V.2.
- ZAGATTO, E.A.G. et alii. (1981). Manual de análises de plantas e águas empregando sistemas de injeção em fluxo. S.P., USP-CENA 45p.

Este trabalho é parte de dissertação de Mestrado defendida em 1989 pelo PPG-ERN da Universidade Federal de São Carlos sob a orientação da prof^a Dr^a Maria Helena Antunes de Oliveira e Souza, tendo recebido auxílio do CNPq.

Endereços dos Autores

LAMPARELLI, M.C.
PPG-ERN, UFSCAR
CETESB (NAHP)
Av. Prof. Frederico Hermann Jr.,345
05489 - SÃO PAULO

SOUZA M.H.A.O.
DCB-UFSCAR
SÃO CARLOS - SP