

## **Decomposição in situ de resíduos urbanos orgânicos em dois ambientes (aquático e terrestre)**

In situ decomposition of urban organic residues in two environments  
(aquatic and terrestrial)

Marcela Bianchessi Cunha-Santino<sup>1\*</sup>, Irineu Bianchini Júnior<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Hidrobiologia, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, São Carlos, SP, Brasil. Autor para correspondência: [cunha\\_santino@ufscar.br](mailto:cunha_santino@ufscar.br)

---

### **RESUMO**

Neste estudo descreveram-se as cinéticas da decomposição de alguns recursos orgânicos (bagaço de laranja, banana, lâminas de madeira, tecido de algodão e papelão ondulado) usualmente descartados indevidamente no solo e em corpos d'água. Para descrever as perdas de massa foram preparados 45 *litterbags*. As amostras foram incubadas em ambiente aquático e terrestre. Testou-se a hipótese de que a decomposição no meio aquático é mais rápida do que no meio terrestre, uma vez que a correnteza atua com um agente de abrasão. A cada dia de amostragem as massas remanescentes foram quantificadas. Os resultados foram ajustados a um modelo cinético de 1ª ordem. Verificou-se que a degradação em meio aquático foi mais rápida apenas para os resíduos de tecido, bagaço de laranja e banana. Os recursos madeira (0,0027 dia<sup>-1</sup>) e papelão (0,0089 dia<sup>-1</sup>) foram decompostos mais rapidamente no solo. Todos os recursos testados são biodegradáveis, sendo que o tempo total de decomposição desses detritos variou de meses (bagaço da laranja: 70 dias) a anos (lâmina de madeira: 6,8 anos). A hipótese de que a decomposição no ambiente aquático seria mais rápida que no ambiente terrestre foi corroborada parcialmente, uma vez que, a madeira e o papelão foram decompostos mais lentamente na água e os tecidos, casca de banana e bagaço de laranja foram degradados mais rapidamente no ambiente aquático.

**Palavras-chave:** solo, cerrado, modelo matemático, rio do Monjolinho, resíduos orgânicos.

---

### **ABSTRACT**

In this study kinetic aspects of decomposition were described from some organic resources: orange bagasse, banana, laminated wood, cotton fabric and paperboard; usually discarded improperly in the soil and water bodies. In order to describe the kinetics of mass loss, 45 *litterbags* were prepared. Samples were incubated in the aquatic and terrestrial environment. We hypothesized that the decomposition in the aquatic environment is faster than the terrestrial environment, since the river flow acts as an abrasive agent. At each sampling day, the remaining masses were quantified. The results were fitted to 1<sup>st</sup> order kinetic model. The degradation in the aquatic environment was faster only for cotton fabric, orange bagasse, and banana residues. The laminated wood (0.0027 day<sup>-1</sup>) and the paperboard (0.0089 day<sup>-1</sup>) resources were decomposed faster in the soil. All resources are biodegradable, and the total time of decomposition of these detritus varied from months (orange bagasse: 70 days) to years (wood blade: 6.8 years). The hypothesis that decomposition in the aquatic system would be faster than in the terrestrial environment was partially corroborated, since the wood and paperboard were decomposed slowly in the water and the cotton fabric, banana and orange bagasse were degraded more rapidly in the aquatic environment.

**Keywords:** soil, savanna, mathematical model, Monjolinho river, organic residues.



## INTRODUÇÃO

Os compostos (orgânicos e inorgânicos) circulam na biosfera através de rotas específicas denominadas ciclos biogeoquímicos. A ciclagem completa de vários elementos inclui organismos e a energia derivada da decomposição da matéria orgânica, desta forma, a decomposição participa simultaneamente nas manutenções dos fluxos de energia e de matéria nos ecossistemas (Schlesinger e Bernhardt, 2013).

Segundo a CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2016), no Estado de São Paulo, um município que possua uma população urbana entre 100.001 a 500.000 hab apresenta uma produção diária de resíduos sólidos domiciliares de 0,9 kg hab dia<sup>-1</sup>. Uma compilação realizada por Calderoni (1999) indicou que a matéria orgânica deteve a hegemonia (63,0%) de resíduos sólidos na cidade de São Paulo, entre os anos de 1927 a 1993.

Os países em desenvolvimento apresentam uma produção diária de resíduos sólidos de 0,4 a 0,6 kg hab dia<sup>-1</sup>. Na América Latina a quantidade de matéria orgânica nos lixos domiciliares varia entre 43,0 e 63,3% (Pan American Health Organization, 2005). No Brasil, 65,0% da composição gravimétrica do lixo constitui-se de matéria orgânica (Instituto Brasileiro de Administração Municipal, 2001).

Embora 82,0% dos municípios brasileiros disponham seus resíduos sólidos em aterros sanitários ou controlado (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, 2018), quantidades elevadas de resíduos sólidos, tanto de origem orgânica quanto inorgânica, são diariamente descartadas indevidamente tanto nos corpos d'água quanto nos solos (Ferreira e Anjos, 2001; Secretária do Meio Ambiente, 2011).

Dependendo das condições ambientais e do tipo de resíduo, as ciclagens destes materiais podem ocorrer de forma lenta, se caracterizando numa fonte pontual de poluição. No ambiente terrestre as principais funções de força que interferem no processo de degradação são composição química do detrito, fatores climáticos como teor de umidade e temperatura, e fertilidade do meio, como por exemplo, o teor de fósforo (Parsons et al., 2014). Em relação ao ambiente aquático, essas funções de força também atuam sobre a decomposição (Zhao et al., 2017), com exceção da umidade, que não representa um fator

limitante; nesse caso a velocidade da água pode exercer, ainda, abrasão sobre os detritos aumentando a perda de massa (Fonseca et al., 2013).

Há várias informações sobre os tempos de decomposição de resíduos, tanto na água quanto no solo, veiculadas, principalmente, por meio de cartazes e folhetos de campanhas educativas. Porém, não se tem conhecimento, até o momento, da divulgação de estudos científicos que subsidiem especificamente estes dados. Assim, a hipótese desse estudo considerou que a decomposição no meio aquático seria mais rápida do que o meio terrestre, uma vez que a correnteza do rio Monjolinho atuaria com um agente de abrasão nos resíduos orgânicos, acelerando o processo de perda de massa. Considerando verificar as informações sobre a decomposição dos recursos orgânicos, esse estudo teve como objetivo descrever e parametrizar as perdas de massa de alguns recursos orgânicos encontrados nos sistemas urbanos e usualmente contemplados em cartazes e textos que tratam da reciclagem de resíduos sólidos. As cinéticas de perda de massa foram obtidas *in situ* por meio da decomposição de bananas, bagaço de laranja, lâminas de madeira, papelão ondulado e tecido de algodão em um sistema aquático (rio Monjolinho) e no solo de Cerrado, situados no *campus* da Universidade Federal de São Carlos (São Carlos, SP).

## MATERIAL E MÉTODOS

### Descrição da Área

O *campus* da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) situa-se na área rural do município de São Carlos (SP). A temperatura média anual é de 19,6°C e a precipitação média total anual de 1.495,1 mm. A vegetação é característica de cerrado (i.e. herbáceo-arbustivos e arbóreo heterogêneo), caracterizada por área de vegetação secundária regenerada (Paese, 1997). Em relação aos solos da área de estudo, observam-se as seguintes classes: Latossolo Vermelho Amarelo Alíco, Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico, Latossolo Vermelho Escuro Eutrófico e Gley Pouco Húmido Alíco (Lorandi et al., 1988). O rio Monjolinho atravessa o *campus* e o trecho em que o experimento de decomposição foi incubado é eutrófico (Santos et al., 2011). Esse ambiente apresenta uma evidente degradação da qualidade da água em direção à foz, que varia em função do ciclo hidrológico e do uso e

ocupação do entorno (Ferreira e Cunha-Santino, 2014). Os teores de metais como o Cd e Zn indicaram que o sedimento do rio Monjolinho encontra-se moderadamente a fortemente contaminado ao longo da nascente até a foz (Silva et al., 2016).

#### Preparação do Material

Em laboratório, os resíduos orgânicos domésticos (banana, bagaço de laranja, lâminas de madeira, papelão ondulado e tecido de algodão) foram lavados em água corrente e secos sob temperatura controlada (45-50 °C) em estufa de circulação forçada (marca Nova Ética, modelo 400D), até massa constante. Antes do procedimento de secagem, os tecidos e o papelão ondulado foram cortados em quadrados (10 cm × 10 cm), as madeiras foram aparadas (lâminas: 4 cm × 15 cm × 5 mm) e os bagaços de laranja foram utilizados inteiros. As bananas foram cortadas em pedaços de ca. 5 cm depois de secas.

#### Experimento de Decomposição

Foram preparados 45 *litterbags* (i.e. sacos de decomposição de náilon; 25 cm × 15 cm e tamanho de malha:  $\phi = 0,4$  mm) contendo os diferentes tipos de resíduos (n = 9 para cada tipo de recurso: banana, bagaço de laranja, lâminas de madeira, papelão ondulado e tecido de algodão). O tamanho de malha utilizado nos *litterbags* seleciona os organismos que atuam no processo de decomposição em micro, meso e macrofauna (Bradford et al., 2002), dessa forma o tamanho de malha utilizado selecionou basicamente a microbiota decompositora. Os *litterbags* foram incubados *in situ* durante 50 dias nas águas do rio do Monjolinho (UTM 23K 0202348 7565876; 50 m a jusante da barragem do reservatório do Monjolinho) e 140 dias no solo (profundidade de 10 cm) da mata em frente o Jardim Experimental do Departamento de Botânica (UTM 23K 0202640 7566256). Em cada *litterbag* foram adicionados, em média, 14,0 g (MS) de resíduos; depois de preparados, os *litterbags* foram fechados e somente foram abertos nos dias de amostragem (2, 5, 20, 50 e 140 dias). Após a abertura dos *litterbags*, os detritos remanescentes foram secos (45-50°C) em estufa de circulação forçada até massa constante, tendo suas massas finais determinadas por gravimetria em balança de analítica (Boeco; precisão de 0,0001 g). Após secos, os detritos foram calcinados

(mufla EDGCON 3P; 4h a 450 °C) e os teores de matéria orgânica e cinzas foram determinados por gravimetria (Allen et al., 1974).

#### Hipóteses Cinéticas da Decomposição de Resíduos Orgânicos

Admitindo que as reações envolvidas na decomposição dos resíduos orgânicos sejam de primeira ordem, utilizou-se a Equação 1 para representar as cinéticas deste processo (Bianchini Junior, 2003).

$$MOP_t = MOP_{LS} \left( e^{-k_{LS}t} \right) + MOP_R \left( e^{-k_R t} \right) \quad (1),$$

em que:  $MOP_t$  = matéria orgânica particulada total remanescente do detrito;  $MOP_{LS}$  = matéria orgânica particulada lábil e/ou solúvel (e.g. açúcares, pigmentos, citoplasma);  $MOP_R$  = matéria orgânica particulada refratária ( $\approx$  fibras); t = tempo;  $k_{LS}$  = coeficiente de perda de massa devido à lixiviação e/ou mineralização das frações lábeis e/ou solúveis;  $k_R$  = coeficiente de mineralização (oxidações biológicas) das frações refratárias.

De acordo com essa hipótese (Equação 1), admitiu-se que, na decomposição, as perdas de massa dos resíduos apresentem duas rotas. A primeira (rápida) constituída pelos processos de lixiviação (hidrosolubilização), em paralelo com a mineralização dos compostos lábeis. A segunda rota (lenta) contemplou o catabolismo (mineralização) das frações refratárias. As variações temporais de MOP (i.e. perdas de massa dos resíduos registradas no decorrer do experimento) foram utilizadas para as determinações dos coeficientes de mineralização e/ou hidrosolubilização da  $MOP_{LS}$  ( $k_{LS}$ ) e de mineralização da  $MOP_R$  ( $k_R$ ). Para tanto, utilizaram-se regressões não lineares, calculadas com o algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt (Press et al., 1993). Os resultados da matéria orgânica remanescente da decomposição dos resíduos orgânicos tanto em ambiente aquático quanto terrestre foram submetidos ao teste estatístico ANOVA medidas repetidas ( $\alpha = 0,05$ ) utilizando o software PAST 2.0 (Hammer et al., 2001).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

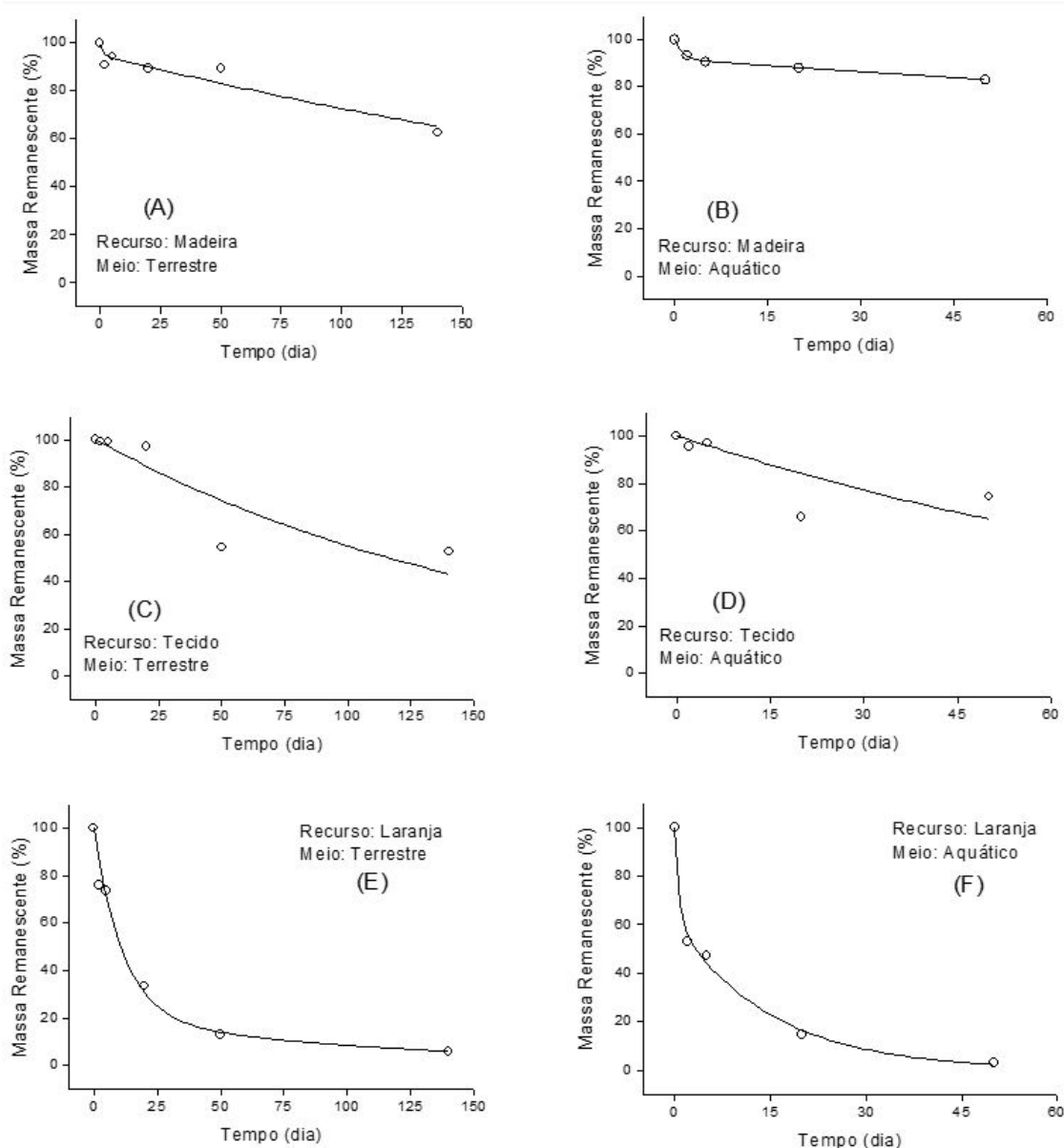
Vários estudos adotaram a utilização das técnicas dos *litterbags* em incubações *in situ* (Wardle et al., 2002; Sariyildiz, 2003) para determinarem os efeitos da qualidade dos recursos sobre os coeficientes de decomposição.

As massas remanescentes dos recursos orgânicos e seus respectivos ajustes cinéticos são apresentados nas Figuras 1 e 2. Somente houve diferenças entre os processos de decomposição das cascas de bananas ( $p < 0,001$ ) e de laranja ( $p < 0,001$ ) em relação à madeira no solo e água e, tecido e papel incubados em água ( $p < 0,001$ ). Os demais recursos não apresentaram perdas de massa com diferenças significativas entre os processos realizados no solo e na água.

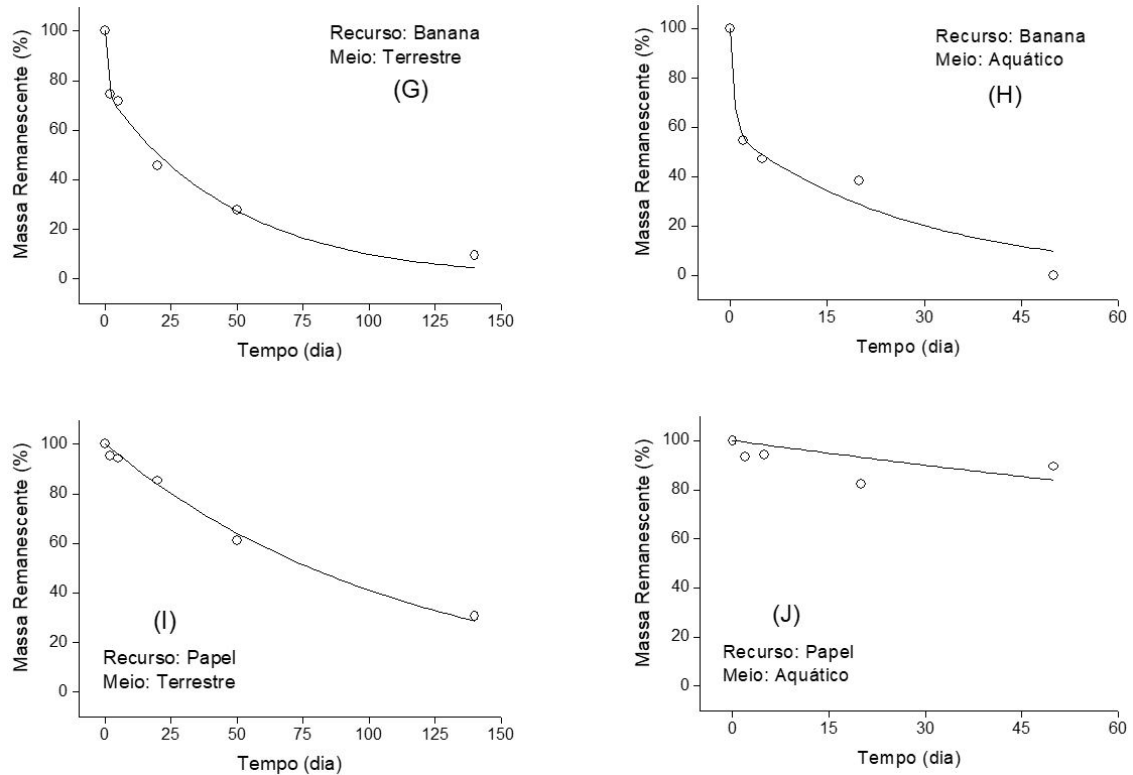
Em relação aos recursos decompostos no rio do Monjolinho, depois de 50 dias de incubação, as massas remanescentes foram: lâminas de madeira: 83,06%;

tecido: 74,36%, bagaço de laranja: 3,01%; banana: 0,00% e papelão ondulado: 89,52%. Em 140 dias de experimento, para estes mesmos recursos, incubados em meio terrestre, as massas remanescentes foram, 62,55; 52,65; 5,96; 9,39 e 30,55%, respectivamente.

A adoção do modelo exponencial duplo na descrição do processo de decomposição leva em consideração a heterogeneidade do substrato, i.e. admite distinções relativas à composição química do detrito. As exceções encontradas na aplicação deste modelo foram para os recursos tecido e papelão ondulado, pois as degradações destes recursos não apresentaram a fase rápida. Este



**Figura 1.** Variação temporal das massas remanescentes durante a decomposição de resíduos orgânicos. (A e B) Madeira em meio terrestre e aquático, (C e D) tecido em meio terrestre e aquático e (E e F) bagaços de laranja em meio aquático e terrestre; respectivamente.



**Figura 2.** Variação temporal das massas remanescentes durante a decomposição de resíduos orgânicos. (G e H) Banana em meio terrestre e aquático e (I e J) papelão ondulado em meio terrestre e aquático; respectivamente.

fato pode ser explicado pela ausência de substâncias hidrossolúveis provenientes destes materiais, pois, apesar do tecido ser só constituído de fibras de algodão (C: 45,5%; Moltó et al., 2006) e o papelão ondulado (C: 44,0%; Rowell et al., 2001) por fibras de celulose, estes materiais tiveram suas frações protoplasmáticas anteriormente processadas (submetidas a processos de lavagem e secagem). Os demais recursos orgânicos em questão apresentaram perdas de massa bifásicas (Figuras 1 e 2), constituídas por um evento rápido e outro lento; tal padrão temporal de perda de massa sugere que os detritos apresentaram potenciais de degradação distintos em função dos seus teores de frações lábeis/solúveis e refratárias (Asaeda et al., 2000).

A fração lábil/solúvel caracteriza-se por apresentar perda de massa rápida, enquanto que a refratária pode decrescer de 10 a 20 vezes mais lentamente (Gillon et al., 1994).

Os decréscimos verificados nos períodos iniciais estiveram relacionados, basicamente, com a ocorrência de dois eventos paralelos: (i) as oxidações (químicas/biológicas; Bianchini Junior, 2000) e (ii) as dissoluções dos compostos

com natureza polar (i.e. lixiviação; Moorhead et al., 1996) presentes nas frações protoplasmáticas e dos tecidos estruturais das plantas. A lixiviação ocorre, usualmente, nos primeiros estágios da decomposição; o tempo de duração é variado, podendo concluir-se nas primeiras 24 h ou perdurar vários dias (France et al., 1997; Albariño e Balseiro, 2002).

Em geral, o lixiviado é constituído de carboidratos, polifenóis e nutrientes como nitrogênio (e.g. amônia), orto-fosfato, fósforo total, potássio e cálcio (Mun et al., 2001). As liberações de compostos solúveis são rapidamente incorporadas no reservatório de substâncias dissolvidas dos ambientes, possuindo desta maneira, um elevado potencial de utilização pelo metabolismo microbiano em ambientes aquáticos (Wetzel, 1995) e terrestres (Cleveland et al., 2004), não se constituindo, desta forma, uma forma de poluição persistente tanto nos ambientes aquáticos quanto nos terrestres. Embora haja estudos que comprovem o aumento da velocidade de lixiviação após a secagem dos detritos (Barlocher, 1997), o conteúdo inicial de compostos hidrossolúveis não

é alterado. Para uma maior precisão no cálculo da perda de massa e aplicação do modelo matemático, estudos de decomposição frequentemente utilizam detritos secos antes de se iniciar o processo de decomposição, tanto no solo (Jacobs et al., 2018) quanto na água (Sangiorgio et al., 2008).

Dos ajustes cinéticos das variações temporais das perdas de massa constatou-se que os coeficientes de decaimento do  $MOP_{LS}$  (lixiviação/ mineralização,  $k_{LS}$ ) foram elevados (variaram de 0,09 a 1,5 dia<sup>-1</sup>; Tabela 1). Em relação aos coeficientes de decaimento do  $MOP_R$  ( $k_R$ ), os valores variaram de 0,0018 (lâminas de madeira em ambiente aquático) a 0,0658 dia<sup>-1</sup> (bagaço de laranja em ambiente aquático).

Basicamente, as diferenças nas velocidades de perda de massa tiveram origem na heterogeneidade dos detritos que submeteram diferentes quantidades de substratos às duas rotas de decomposição. As perdas de massa referentes à lixiviação + oxidações das frações lábeis da matéria orgânica variaram de 5,1 (lâminas de madeira em ambiente terrestre) a 41,7% (banana em ambiente aquático). Em relação às frações refratárias (material fibroso), seus teores variaram de 58,3 (banana em ambiente aquático) a 100% (tecido e papelão ondulado).

Em relação aos coeficientes de degradação ( $k_R$ ) das frações refratárias das lâminas de madeira, verificou-se que a decomposição deste recurso foi 1,5 vezes mais elevada em meio terrestre que em meio aquático (0,0018 dia<sup>-1</sup>).

**Tabela 1.** Parâmetros obtidos dos ajustes dos resultados ao modelo cinético proposto (Equation 1). Em que:  $MOP_{LS}$  = matéria orgânica particulada lábil/solúvel;  $MOP_R$  = Matéria orgânica particulada refratária;  $k_{LS}$  = coeficiente de perda de massa das frações lábeis e solúveis;  $k_R$  = coeficiente de perda de massa das frações refratárias;  $r^2$  = coeficiente de determinação e erro = erro derivado do ajuste cinético.

	Solo de Cerrado		Rio do Monjolinho	
		Erro		Erro
<b>Lâmina de Madeira</b>				
$MOP_{LS}$ (%)	5,1	6,01	8,8	0,3
$MOP_R$ (%)	94,9	3,2	91,2	0,2
$k_{LS}$ (dia <sup>-1</sup> )	0,80	-	0,64	0,05
$k_R$ (dia <sup>-1</sup> )	0,0027	0,0006	0,0018	0,0001
$r^2$	0,92	-	0,99	-
<b>Tecido de Algodão</b>				
$MOP_{LS}$ (%)	0,0	-	0,0	-
$MOP_R$ (%)	100,0	-	100,0	-
$k_{LS}$ (dia <sup>-1</sup> )	-	-	-	-
$k_R$ (dia <sup>-1</sup> )	0,0060	0,0014	0,0087	0,0028
$r^2$	0,80	-	0,55	-
<b>Bagaço de Laranja</b>				
$MOP_{LS}$ (%)	20,0	-	38,9	5,2
$MOP_R$ (%)	80,0	-	61,1	3,9
$k_{LS}$ (dia <sup>-1</sup> )	0,09	0,01	1,5	-
$k_R$ (dia <sup>-1</sup> )	0,0085	0,0054	0,0658	0,0106
$r^2$	0,98	-	0,99	-
<b>Banana</b>				
$MOP_{LS}$ (%)	24,4	8,7	41,7	14,1
$MOP_R$ (%)	75,6	6,8	58,3	9,7
$k_{LS}$ (dia <sup>-1</sup> )	1,21	1,85	1,5	-
$k_R$ (dia <sup>-1</sup> )	0,0203	0,0042	0,0354	0,0159
$r^2$	0,99	-	0,96	-
<b>Papelão Ondulado</b>				
$MOP_{LS}$ (%)	0,0	-	0,0	-
$MOP_R$ (%)	100,0	-	100,0	-
$k_{LS}$ (dia <sup>-1</sup> )	-	-	-	-
$k_R$ (dia <sup>-1</sup> )	0,0089	0,0004	0,0035	0,0016
$r^2$	0,99	-	0,20	-



Provavelmente este evento esteve relacionado com a habilidade de colonização da madeira por fungos de podridão branca e parda que usualmente intermediam, nos solos, a decomposição da celulose, lignina e hemicelulose provenientes de madeiras (Jankovský et al., 2002) em detrimento da colonização dos hifomicetos aquáticos. Um estudo sobre degradação de laminados de madeiras em ambientes aquáticos e terrestres (Aprile et al., 1999) indicou que a degradação da fração refratária no meio aquático foi 30% maior que em meio terrestre.

Os coeficientes de degradação do papelão ondulado foram 2,5 mais elevados em meio terrestre ( $0,0089 \pm 0,0004 \text{ dia}^{-1}$ ) que em aquático. Pode-se notar que em meio aquático, em 50 dias de experimento somente 10,58% da massa inicial foi decomposta, neste mesmo período 69,45% da massa inicial do papelão ondulado foi decomposta; assim como no caso da madeira, a eficiência de colonização e formação de um biofilme em meio terrestre parece ter sido decisivo na degradação deste recurso. Em relação ao tecido, os coeficientes de degradação foram de  $0,0060 \pm 0,0014 \text{ dia}^{-1}$  para o ambiente terrestre e de  $0,0087 \pm 0,0028 \text{ dia}^{-1}$  para o aquático.

As frutas (banana e laranja) foram os recursos que apresentaram os maiores valores de  $k_{LS}$  (de 0,08 a  $1,5 \text{ dia}^{-1}$ ) e  $k_R$  (de 0,0086 a  $0,0683 \text{ dia}^{-1}$ ), além de apresentarem as maiores proporções de compostos lábeis/solúveis (de 24,36 a 80,00%) e as menores de refratários (de 20,00 a 75,63%). Estes fatos se devem à grande proporção de substâncias com grande valor energético (e.g. carboidratos: laranja = 25% e banana = 22,8%) presentes nestes recursos (UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE, 2014).

Considerando a decomposição de 50% da massa inicial dos recursos, os tempos de decomposição das frações lábeis ( $MOP_{LS}$ ) corresponderam a uma variação de 6 horas (banana e bagaço de laranja em ambiente aquático) a uma semana (bagaço de laranja em ambiente terrestre). Para as frações refratárias ( $MOP_R$ ), os tempos necessários para a decomposição variaram de 11 (bagaço de laranja em ambiente aquático) a 375 dias (lâminas de madeira em ambiente aquático). Apenas para os resíduos de tecido, bagaço de laranja e banana, a degradação em meio aquático foi mais rápida. Os recursos madeira e papelão foram decompostos mais rapidamente no solo. De fato, vários estudos sobre metabolismo de fungos

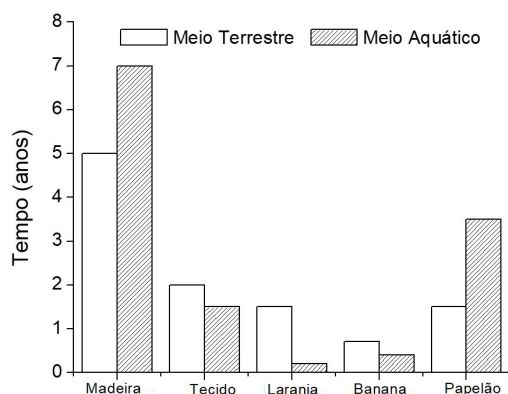
em solo, mostraram a habilidade desses organismos em degradar fibras vegetais como a celulose (Abdelkader e Hamed, 2013; Prewitt et al., 2014).

Tendo em vista auxiliar a discussão sobre os tempos de decomposição dos recursos orgânicos, na Tabela 2 evidenciaram-se apenas os tempos necessários para os desaparecimentos das frações refratárias, pois estas são as frações que permanecem nas formas residuais tanto nos ambientes aquáticos como terrestres; uma vez que as frações lábeis/solúveis são, normalmente, consumidas de forma rápida.

Os resultados referentes 1% das massas remanescentes, tanto para ambientes terrestres como aquáticos (Figura 3) podem subsidiar os cartazes e folhetos sobre os tempos de decomposição de recursos orgânicos.

**Tabela 2.** Tempos de decomposição (dias) da  $MOP_R$  dos resíduos em função das massas remanescentes: 75%, 50%, 25%, 5% e 1%.

Massa Remanescente %	Ambiente terrestre (dias)	Ambiente Aquático (dias)
<b>Lâmina de Madeira</b>		
75	107	156
50	259	375
25	517	749
5	1118	1619
1	1718	2489
<b>Tecido de Algodão</b>		
75	48	33
50	116	80
25	231	160
5	499	346
1	768	531
<b>Bagaço de Laranja</b>		
75	34	4
50	81	11
25	162	21
5	349	46
1	537	70
<b>Banana</b>		
75	14	8
50	34	20
25	68	39
5	147	84
1	226	130
<b>Papelão Ondulado</b>		
75	32	82
50	78	197
25	155	394
5	335	851
1	516	1308



**Figura 3.** Tempos necessários para a decomposição de 99% dos resíduos orgânicos nos ambientes terrestre e aquático.

## CONCLUSÕES

A hipótese inicial de que a decomposição no ambiente aquático seria mais rápida que no ambiente terrestre foi corroborada parcialmente, uma vez que, as lâminas de madeira e o papelão foram decompostos mais lentamente na água e os tecidos, casca de banana e bagaço de laranja foram degradados mais rapidamente no ambiente aquático. Tanto os ecossistemas aquáticos quanto terrestres fornecem diversos recursos naturais, como por exemplo, fornecimento de água potável e manutenção da biodiversidade edáfica. A conservação e gestão adequada desses ecossistemas são fundamentais para os interesses do poder público em todos os níveis (i.e. nacional, estadual e local) e da sociedade. Assim, é necessária a adoção de medidas que visem minimizar o descarte inadequado de resíduos orgânicos em solos expostos como terrenos, margens de córregos ou em sistemas de captação de águas pluviais; além, do incentivo da prática de compostagem ou vermicompostagem como uma forma de otimização da biodegradação de resíduos orgânicos urbanos.

## REFERÊNCIAS

ABDELKADER, S. & HAMED, M., 2013. In-vitro studies on wood degradation in soil by soft-rot fungi: *Aspergillus niger* and *Penicillium chrysogenum*. *International Biodeterioration & Biodegradation*, vol. 78, pp. 98-102. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2012.12.013>.

ALBARIÑO, R.J. & BALSEIRO, E.G., 2002. Leaf breakdown in Patagonian streams: native versus

exotic trees and the effect of invertebrate size. *Aquatic Conservation*, vol. 12, no. 2, pp. 181-192. <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.511>.

ALLEN, S.E., GRIMSHAW, H.M., PARKINSON, J.A. & QUARMBY, C., 1974. *Chemical analysis of ecological materials*. Oxford: Blackwell. 565 p.

APRILE, F.M., DELITTI, W.B.C. & BIANCHINI JUNIOR, I., 1999. Proposta de modelo cinético da degradação de laminados de madeira em ambientes aquático e terrestre. *Revista Brasileira de Biologia*, vol. 9, no. 3, pp. 493-501. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-71081999000300015>.

ASAEDA, T., TRUNG, V.K. & MANATUNGE, J., 2000. Modeling the effects of macrophyte growth and decomposition on the nutrient budget in shallow lakes. *Aquatic Botany*, vol. 68, no. 3, pp. 217-237. [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3770\(00\)00123-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3770(00)00123-6).

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS – ABRELPE, 2018. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2017*. São Paulo: ABRELPE. 73 p.

BARLOCHER, E., 1997. Pitfalls of traditional techniques when studying decomposition of vascular plant remains in aquatic habitats. *Limnetica*, vol. 13, no. 2, pp. 1-11.

BIANCHINI JUNIOR, I., 2000. Decomposição de macrófitas aquáticas da lagoa do Infernã: o estado da arte. In: J.E. SANTOS & J.S.R. PIRES, orgs. *Estudos integrados em ecossistemas - Estação Ecológica de Jataí*. São Carlos: RiMa, pp. 613-629.

BIANCHINI JUNIOR, I., 2003. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: S.M. THOMAZ & L.M. BINI, orgs. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: Eduem, pp. 85-126.

BRADFORD, M.A., TORDOFF, G.M., EGGERS, T., JONES, T.H. & NEWINGTON, J.E., 2002. Microbiota, fauna, and mesh size interactions in litter decomposition. *Oikos*, vol. 99, no. 2, pp. 317-323. <http://dx.doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.990212.x>.

BRASIL. Secretaria do Meio Ambiente – SMA. Coordenadoria de Educação Ambiental – CEA, 2011. *Guia pedagógico do lixo*. São Paulo: SMA/CEA. 132 p.

CALDERONI, S., 1999. *Os bilhões perdidos no lixo*. São Paulo: FFLCH/USP. 338 p.



- CLEVELAND, C.C., NEFF, J.C., TOWNSEND, A.R. & HOOD, E., 2004. Composition, dynamics, and fate of leached dissolved organic matter in terrestrial ecosystems: results from a decomposition experiment. *Ecosystems (New York, N.Y.)*, vol. 7, no. 3, pp. 275-285. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-003-0236-7>.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB, 2016 [acesso em 18 setembro 2018]. *Inventário estadual de resíduos sólidos urbanos* [online]. São Paulo: CETESB. 100 p. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/solo/wp-content/uploads/sites/18/2013/12/inventario-residuos-solidos-2016.pdf>
- FERREIRA, C.S. & CUNHA-SANTINO, M.B., 2014. Monitoramento da qualidade da água do rio Monjolinho: a limnologia como uma ferramenta para a gestão ambiental. *Revista de Estudos Ambientais*, vol. 16, no. 1, pp. 27-37.
- FERREIRA, J.A. & ANJOS, L.A., 2001. Aspectos da saúde coletiva e ocupacional associados à gestão dos resíduos sólidos municipais. *Cadernos de Saude Publica*, vol. 17, no. 3, pp. 689-696. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2001000300023>.
- FONSECA, A.L.S., BIANCHINI JUNIOR, I., PIMENTA, C.M.M., SOARES, C.B.P. & MANGIAVACCHI, N., 2013. The flow velocity as driving force for decomposition of leaves and twigs. *Hydrobiologia*, vol. 703, pp. 59-67. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-012-1342-3>.
- FRANCE, R., CULBERT, H., FREEBOROUGH, C. & PETERS, R., 1997. Leaching and early mass loss of boreal leaves and wood in oligotrophic water. *Hydrobiologia*, vol. 345, no. 2-3, pp. 209-214. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1002953629795>.
- GILLON, D., JOFFRE, R. & IBRAHIMA, A., 1994. Initial litter properties and decay rate: a microcosm experiment on Mediterranean species. *Canadian Journal of Botany*, vol. 72, no. 7, pp. 946-954. <http://dx.doi.org/10.1139/b94-120>.
- HAMMER, O., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D., 2001. PAST: Paleontological Statistic software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, vol. 4, no. 1, pp. 1-9.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL – IBAM, 2001. *Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos*. Rio de Janeiro: IBAM. 200 p.
- JACOBS, L.M., SULMAN, B.N., BRZOSTEK, E.R., FEIGHERY, J.J. & PHILLIPS, R.P., 2018. Interactions among decaying leaf litter, root litter and soil organic matter vary with mycorrhizal type. *Journal of Ecology*, vol. 106, no. 2, pp. 502-513. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.12921>.
- JANKOVSKÝ, L., VÁGNER, A. & APLTAUER, J., 2002. The decomposition of wood mass under conditions of climax spruce stands and related mycoflora in the Krkonoše Mountains. *Journal of Forest Science*, vol. 48, no. 2, pp. 70-79.
- LORANDI, R., GONÇALVES, A.R. & GONÇALVES-MATELLATO, J.M., 1988. *Levantamento pedológico semi-detalhado do campus da Universidade Federal de São Carlos (SP) e suas aplicações*. Relatório Técnico. CNPq 400186/87-0/ PQ/FV.
- MOLTÓ, J., FONT, R., CONESA, J.A. & MARTÍN-GULLÓN, I., 2006. Thermogravimetric analysis during the decomposition of cotton fabrics in an inert and air environment. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, vol. 76, no. 1-2, pp. 124-131. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2005.09.001>.
- MOORHEAD, D., SINSABAUGH, R.L., LIKINS, A.E. & REYNOLDS, J.F., 1996. Decomposition processes: modeling approaches and applications. *The Science of the Total Environment*, vol. 183, no. 1-2, pp. 137-149. [http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04974-6](http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(95)04974-6).
- MUN, H.T., NAMGUNG, J. & KIM, J.H., 2001. Decay rate and changes of nutrients during decomposition of *Zizania latifolia*. *Korean Journal of Ecology*, vol. 24, no. 2, pp. 81-85.
- PAESE, A., 1997. *Caracterização e análise ambiental do campus da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), São Carlos, SP*. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 83 p. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais.
- PAN AMERICAN HEALTH ORGANIZATION – PAHO, 2005 [acesso em 18 setembro 2018]. Report on the regional evaluation of municipal solid waste management services in Latin America and the Caribbean [online]. Area of Sustainable Development and Environmental Health.

- Washington, DC: PAHO. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsars/fulltext/informeng/introduction.pdf>
- PARSONS, S.A., CONGDON, R.A. & LAWLER, I.R., 2014. Determinants of the pathways of litter chemical decomposition in a tropical region. *New Phytologist*, vol. 203, pp. 873-882. <https://doi.org/10.1111/nph.12852>.
- PRESS, W.H., TEUKOLSKY, S.A., VETTERLING, W.T. & FLANNERY, B.P., 1993. *Numerical recipes in C: the art of scientific computing*. New York: Cambridge University Press. 994 p.
- PREWITT, L., KANG, Y., KAKUMANU, M.L. & WILLIAMS, M., 2014. Fungal and bacterial community succession differs for three wood types during decay in a forest soil. *Microbial Ecology*, vol. 68, no. 2, pp. 212-221. <http://dx.doi.org/10.1007/s00248-014-0396-3>.
- ROWELL, D.M., PRESCOTT, C.E. & PRESTON, C.M., 2001. Decomposition and nitrogen mineralization from biosolids and other organic materials - relationship with initial chemistry. *Journal of Environmental Quality*, vol. 30, no. 4, pp. 1401-1410.
- SANGIORGIO, F., BASSET, A., PINNA, M., SABETTA, L., ABBIATI, M., PONTI, M., MONOCCI, M., ORFANIDIS, S., NICOLAIDOU, A., MONCHEVA, S., TRAYANOVA, A., GEORGESCU, L., DRAGAN, S., BEQIRAJ, S., KOUTSOUBAS, D., EVANGELOPOULOS, A. & REIZOPOULOU, S., 2008. Environmental factors affecting *Phragmites australis* litter decomposition in Mediterranean and Black Sea transitional waters. *Aquatic Conservation*, vol. 18, pp. S16-S26. <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.955>.
- SANTOS, M.G., CUNHA-SANTINO, M.B. & BIANCHINI JUNIOR, I., 2011. Alterações espaciais e temporais de variáveis limnológicas do reservatório do Monjolinho (campus da UFSCar). *Oecologia Australis*, vol. 15, no. 3, pp. 682-696. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2011.1503.18>.
- SARIYILDIZ, T., 2003. Litter decomposition of *Picea orientalis*, *Pinus sylvestris* and *Castanea sativa* trees growth in Artvin in relation to their initial litter quality variables. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, vol. 27, pp. 237-243.
- SCHLESINGER, W.H. & BERNHARDT, E.S., 2013. *Biogeochemistry. An Analysis of Global Change*. New York: Academic Press. 588 p.
- SILVA, F.L., MOITAS, M.L., BIANCHINI JUNIOR, I. & CUNHA-SANTINO, M.B., 2016. Qualidade dos sedimentos do rio Monjolinho: índice de geoacumulação. *Revista Ciência, Tecnologia e Ambiente*, vol. 4, no. 1, pp. 79-87. <http://dx.doi.org/10.4322/2359-6643.04111>.
- UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE – USDA, 2014 [acesso em 8 setembro 2014]. *National Nutrient Database for Standard Reference Nutrient Data Laboratory, Release 27* [online]. Agricultural Research Service. Disponível em: <http://ndb.nal.usda.gov/ndb/>
- WARDLE, D.A., BONNER, K.I. & BARKER, G.M., 2002. Linkage between plant litter decomposition, litter quality, and vegetation responses to herbivores. *Functional Ecology*, vol. 16, pp. 585-595. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00659.x>.
- WETZEL, R.G., 1995. Death, detritus and energy flow in aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*, vol. 33, no. 1, pp. 83-89. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.1995.tb00388.x>.
- ZHAO, B., XING, P. & WU, Q.L., 2017. Microbes participated in macrophyte leaf litters decomposition in freshwater habitat. *Federation of European Microbiological Societies Microbiol Ecology*, vol. 93, no. 10, pp. 1-15. <http://dx.doi.org/10.1093/femsec/fix108>.