

Degradabilidade de resíduos de curtume no solo

M. S. Quadro¹; M. J. Tedesco²; C. Gianelo²; A. A. Barcelos¹; R. Andreazza¹; L. Bortolon³

¹*Centro de Engenharias/Laboratório de Águas da Agência da Lagoa Mirim, Universidade Federal de Pelotas, CEP-96010-280, Pelotas-RS, Brasil*

²*Departamento de solos/Laboratório de Análise de Solos, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, CEP- 91540-000, Porto Alegre, Brasil*

³*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, CEP-77001-900, Palmas-TO, Brasil*

robsonandreazza@yahoo.com.br;

(Recebido em 30 de maio de 2013; aceito em 15 de julho de 2013)

Resumo: A produção de resíduos pela indústria do couro tem sido um problema ambiental quando descartado de forma incorreta. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a decomposição de lodo de estação de tratamento de efluentes (ETE) de curtumes, serragem cromada de peles e retalhos de couro, quando aplicados ao solo. Para isto, foi elaborado um experimento de respirometria com aplicação no solo destes diferentes resíduos de curtume durante 157 dias de incubação em casa-de-vegetação. Com a aplicação de 8,0 t ha de lodo de ETE houve uma decomposição de 13% do carbono adicionado ao final do período de incubação. A decomposição dos resíduos de curtume foi menor, nos tratamentos com as maiores concentrações. A adição de Cr(III) mineral ao resíduo não afetou a atividade microbiana. A decomposição da serragem cromada e de retalhos de couro foi de 7,5% e 6,4%, respectivamente, somente com a adição de nitrogênio mineral. De acordo com os resultados obtidos, os resíduos de lodo de curtume podem ser uma alternativa de fertilizantes para a agricultura, desde que seja respeitada a concentração de sua adição.

Palavras-chave: Descarte de resíduos; Curtume; Evolução de C-CO₂.

Degradability of tannery residues in soil

Abstract: The waste production by leather industry has been a serious problem when disposed in inappropriate way. Thus, the aim of this study was to evaluate the tannery sludge, fur leather shavings and leather scraps when applied in the soil. So, it was elaborated an experiment with a respirometry system with different tannery residues during 157 days in greenhouse. The addition of 8.0 t ha of tannery of ETE had a decomposition of 13% of added carbon until the end of incubation. The tannery residue decomposition was lower in the treatments with the highest concentrations. The addition of mineral Cr(III) to the residues did not affect a microbial activity. The decomposition of the leather shavings and leather scraps were 7.5 and 6.4%, respectively, only with the amendment of mineral nitrogen. According with these results, the use of tannery residues can be an alternative of agricultural fertilizer when respected the concentrations added.

Keywords: Discharge of residues. Tannery. C-CO₂ evolution.

1. INTRODUÇÃO

O mercado de peles para curtimento e acabamento está em expansão, com a comercialização de aproximadamente 35 milhões de unidades por ano no Brasil [1]. No entanto, vários resíduos são gerados durante o processamento industrial de peles, os quais apresentam grande variabilidade quanto às características físico-químicas. O processamento convencional de 1000 kg de peles salgadas gera somente 200 a 250 kg de couros acabados, representando um rendimento médio do processo de 22,5%; além de outras emissões, o processo de curtimento gera aproximadamente 600 kg de resíduos sólidos por tonelada de couro salgado, o que indica um grande potencial de impacto ambiental negativo dessa atividade [2], com relação a poluição ambiental. Contudo, alguns tipos de resíduos de curtume podem ser descartados no solo quando em quantidades e concentrações controladas.

Os principais resíduos sólidos gerados no processo produtivo são as aparas não caleadas e caleadas, carnaça, pêlo, material curtido (farelo de rebaixadeira e aparas/tiras curtidas) e lodos dos sistemas de tratamento dos efluentes líquidos [2]. Conforme a NBR 10.004, as aparas de couro curtidas com cromo, serragem ou pó de couro contendo cromo, e lodo de estações de tratamento de efluentes de curtimento são classificados como resíduos sólidos perigosos [3]. Desta forma, a legislação referente aos resíduos sólidos perigosos (Classe 1) determina que os mesmos sejam estocados em aterros de resíduos industriais perigosos (ARIP).

A comprovação do baixo risco de formação de Cr(VI) no solo pela adição de resíduos de curtime poderá propiciar a liberação controlada deste tipo de resíduo em áreas cultivadas [4]. Em áreas experimentais é aceita a aplicação de no máximo 1.000 kg ha^{-1} de cromo (cumulativa), com monitoramento de solo, plantas e água, conforme a resolução nº 375/06 [5], onde se permite a carga acumulada de 154 kg ha^{-1} de cromo pela aplicação de lodo de esgoto ou produto derivado. Apesar das legislações vigentes, o solo tem se mostrado como uma alternativa viável para descarte destes resíduos, devido à sua capacidade de degradar, complexar e inativar componentes.

Conforme Ferreira et al. [6] e Kray et al. [7], a aplicação de lodo de ETE de curtime, aumentou a atividade da microbiota do solo, devido ao seu alto teor de carbono e pela baixa relação C/N deste resíduo, tendo determinado 23% de mineralização pela aplicação de $22,4 \text{ t ha}^{-1}$ deste resíduo. Castilhos [8] determinou, entretanto, uma liberação de 15% do carbono adicionado pela serragem cromada num período de 366 dias. A dificuldade de decomposição da serragem cromada pode ser justificada pelo processo de curtimento do couro que torna este material pouco suscetível ao ataque microbiano. Ferreira et al. [6] observou que com o aumento do tempo de incubação, ocorre uma diminuição mais acentuada da evolução de C-CO₂ nos tratamentos com a adição de serragem cromada, atribuindo este fato à diminuição da disponibilidade de nutrientes e ao efeito recalcitrante do cromo. O composto de lodo de curtime também aumentou consideravelmente a evolução de C-CO₂ aos 30 dias de incubação e depois estabilizando aos 60 dias [9], sendo um efeito comum dentre este tipo de resíduo.

Alguns autores observaram inibição do crescimento bacteriano e da produção de biomassa microbiana ($\text{mg de C-CO}_2 \text{ } 100\text{g}^{-1}$ solo) em solos tratados com doses maiores que $500 \text{ mg de Cr(III)}$ na forma de lodo de esgoto acrescido de Cr(III) na forma mineral [10]. A utilização da técnica de determinação do C-CO₂ liberado pode ser utilizada para avaliar o impacto (positivo ou negativo) da adição de um resíduo (ou componente químico) sobre a microbiota do solo [11]. Contudo, as condições em que são realizados estes experimentos, geralmente em laboratórios e com temperatura controlada, são diferentes do ambiente natural. Em virtude disso, a determinação da evolução de C-CO₂ em casa-de-vegetação pode proporcionar condições o mais próximas ao campo, com relação ao efeito da aplicação de compostos orgânicos ao solo. Assim, o objetivo do trabalho foi avaliar a atividade microbiana e a mineralização do carbono presente no lodo de curtime, serragem cromada e aparas de couro, em condições de casa-de-vegetação.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

O solo utilizado foi coletado na camada superficial do solo (zero a 20 cm) e caracterizado como um ARGISSOLO Vermelho-Amarelo [12]. As principais características físico-químicas foram: pH em água 5,3; argila, 70 g dm^{-3} ; matéria orgânica, $7,0 \text{ g dm}^{-3}$ no solo; fósforo e potássio disponível, 5,3 e $18,0 \text{ mg dm}^{-3}$ no solo; cálcio, alumínio, magnésio e H + Al, com valores de 0,4, 0,3, 0,3 e $1,4 \text{ cmolc dm}^{-3}$ de solo, respectivamente. Posteriormente, o solo foi tamisado em peneira com 9,52 mm de diâmetro, para remoção de materiais grosseiros (pedras e raízes). Após, 200 g de solo foi acondicionado a frascos respirométricos de 1,5 L com fechamento hermético. Os tratamentos utilizados estão descritos na Tabela 1, onde foi utilizado diferentes tipos de resíduos de curtime como lodo de curtime, serragem cromada e aparas de couro, complementação com nutrientes (NPK), cromo e calcário suficiente para atingir pH 6,5.

Tabela 1: Descrição dos tratamentos aplicados ao solo.

Trat.	Tipo Tratamento	Lodo *	Cr min.	Nutrientes*	Calcário
T1)	Controle (Solo)	--	--	--	--
T2)	Controle (Solo)	--	--	PK	pH 6,5
T3)	Controle (Solo)	--	--	NPK	pH 6,5
T4)	Lodo de Curtume (pH 6,0)	L1	--	PK	--
T5)	Lodo de Curtume (pH 6,5)	L2	--	PK	--
T6)	Lodo de Curtume (pH 6,5)	L2	200 kg ha ⁻¹	PK	--
T7)	Serragem Cromada	--	--	PK	pH 6,5
T8)	Serragem Cromada	--	--	NPK	pH 6,5
T9)	Aparas de Couro	--	--	PK	pH 6,5
T10)	Aparas de Couro	--	--	NPK	pH 6,5

*Quantidade de lodo aplicada conforme Tabela 2.

**Nutrientes aplicados conforme recomendação SBRS/NRS [14].

Os resíduos de curtume (lodo de Estação de Tratamento de Efluentes, serragem cromada e aparas de couro) foram fornecidos pela (Usina de Tratamento de Resíduos - UTRESA), localizada no município de Estância Velha (RS). Suas características físico-químicas foram analisadas conforme Tedesco et al. [13] e apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2: Características físico-químicas dos resíduos.

Parâmetro	Unidade	Lodo de curtume	Serragem cromada	Aparas de couro
pH em água	(1:1)	6,7	4,5	ND
Carbono orgânico	(g kg ⁻¹)	239,3	331,0	529,1
Nitrogênio total	(g kg ⁻¹)	36,5	172,9	203,8
Relação C/N		6,5	1,9	2,6
NH ₄ ⁺	(mg L ⁻¹)	4,0	ND*	ND
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	(mg L ⁻¹)	1,9	ND	ND
Fósforo total	(g kg ⁻¹)	1,1	0,3	1,0
Potássio total	(g kg ⁻¹)	0,1	0,1	0,3
Cálcio total	(g kg ⁻¹)	41	8,5	0,7
Magnésio total	(g kg ⁻¹)	7,8	0,75	0,15
Enxofre total	(g kg ⁻¹)	18	22	13
Cobre total	(mg kg ⁻¹)	8,27	30	10
Zinco total	(mg kg ⁻¹)	112	0	68
Manganês total	(mg kg ⁻¹)	0,78	0,07	0,01
Sódio total	(g kg ⁻¹)	9,2	3,2	1,1
Cromo total	(g kg ⁻¹)	34	20	21
Cádmio total	(mg kg ⁻¹)	0,18	0,03	0,04
Níquel total	(mg kg ⁻¹)	5,47	8,6	13
Chumbo total	(mg kg ⁻¹)	11,2	1,39	1,77
Poder de neutralização	(%)	10%	ND	ND

*ND = Não determinado

A adubação mineral foi calculada para atender as concentrações de 80, 125 e 110 kg ha⁻¹ de N (uréia), P₂O₅ (superfosfato triplo) e K₂O (KCl), respectivamente, conforme a recomendação da SBCS/NRS [14], para a cultura do milho (produtividade esperada de 5000 kg de grãos ha⁻¹). Os corretivos da acidez do solo (Lodo de ETE e calcário) foram adicionados nas quantidades recomendadas pela SBCS/NRS [14] para atingir pH 6,5, com base nos teores de Al trocável e de matéria orgânica (1530 kg de corretivo ha⁻¹, com PRNT 100%).

As doses de serragem cromada e de aparas de couro foram adicionadas para suprir a mesma quantidade de nitrogênio total adicionado pela aplicação de lodo de curtume para atingir pH 6,5. O calcário foi aplicado na forma de uma mistura de CaO+MgO (3:1 em peso). O cromo mineral (Cr min) foi adicionado na forma de sulfato de cromo (Cr(III)) na quantidade de 200 kg de Cr ha⁻¹. Na Tabela 3, encontram-se as quantidades de resíduos e as quantidades adicionadas de N total e carbono total.

Tabela 3. Quantidades aplicadas de resíduos, nitrogênio e carbono total dos resíduos.

Tipo de Resíduo	Quantidade*	Nitrogênio*	Carbono
	----- kg ha ⁻¹ -----	-----	-----mg C kg ⁻¹ -----
Aparas de couro (Ap)	2750	560	1373
Lodo de curtume (L1)	8000	295	957
Lodo de curtume (L2)	15300	560	1831
Serragem cromada	3240	560	534

*Base de calculo: 1 ha = 2,0 X 10⁶ kg

O dióxido de carbono (CO₂) liberado no processo de respiração microbiana, durante a incubação, foi determinado conforme a metodologia proposta por Stotzky [15]. O C-CO₂ liberado foi captado em copos de polietileno de 50 mL contendo 20 mL de NaOH 0,5 mol L⁻¹. Foi determinado o C-CO₂ coletado aos 3, 7, 14, 21, 28, 35, 49, 61, 77, 105, 119, 126, 133 e 153 dias após a adição dos resíduos, adicionando-se 3 mL de uma solução de BaCl₂ (25%) e 3 gotas de fenolftaleína (1%) em cada copo, titulando-se o excesso de NaOH com uma solução de HCl 1 mol L⁻¹ (padronizada). O cálculo do C-CO₂ desprendido do solo foi feita pela equação:

$$mgC - CO_2 \ 100 \ g^{-1} = (VPB - VA) \times M_{\text{ácido}} \times Eq.g. \ C - CO_2 \times FC \ (1)$$

Onde:

VPB = volume de HCl (mL) gasto na prova em branco;

VA = volume de HCl (mL) gasto na titulação do NaOH que absorveu o CO₂ evoluído;

M. ácido = concentração do HCl (1 mol L⁻¹);

Eq.g. C-CO₂ = equivalente grama do C-CO₂ = 6;

FC = fator de correção (molaridade do ácido / molaridade da base).

O experimento foi conduzido em casa de vegetação (com temperatura média entre 25 e 40°C), da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. O experimento foi conduzido em um delineamento inteiramente casualizado com três repetições. A análise estatística foi realizada aplicando o teste F para as variáveis em estudo e, quando significativo (5%), foi realizada a comparação de médias pelo teste de Tukey a 5%.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O efeito da aplicação dos diferentes resíduos de curtume foi avaliado pela determinação do carbono evoluído (C-CO₂) durante 157 dias de incubação em casa-de-vegetação (Figura 1). Os resultados mostraram que as aplicações de resíduos de curtume e nutrientes ao solo aumentaram a atividade microbiana. As maiores quantidades de C-CO₂ foram liberadas nas primeiras semanas de incubação. A taxa de liberação de C-CO₂ foi elevada até aproximadamente 40 dias após o início da incubação, diminuindo a seguir. Após 60 a 70 dias foi observada uma estabilização na taxa de liberação de carbono. Entre os resíduos, os resíduos de lodo de curtume (T4, T5 e T6) obtiveram uma maior atividade microbiana, em comparação aos demais tratamentos utilizados e até mesmo aos tratamentos controle (T1, T2 e T3).

A respiração dos microrganismos é uma forma frequentemente utilizada para avaliar o impacto de substâncias potencialmente tóxicas sobre a microbiota do solo. Uma alta taxa de respiração pode indicar tanto um distúrbio ecológico (incorporação de resíduos orgânicos, por exemplo), como um alto nível de produtividade do ecossistema [16]. A maior atividade microbiana nos primeiros dias de incubação, com posterior decréscimo, pode ser atribuída à mineralização inicial do carbono orgânico facilmente oxidável, cuja exaustão provoca a redução do fluxo de C-CO₂ [17, 18]. Em outro trabalho, o composto de lodo de curtume aumentou biomassa microbiana após 60 dias de incubação em solos arenosos e argilosos em outras condições ambientais [9]. Além disso, outros trabalhos revelam que durante o sistema de tratamento de lodo de curtume, há uma drástica mudança na comunidade de microrganismos

[19], onde esta comunidade estaria adaptada as condições promovidas pelos resíduos de curtume.

Lopes [20], estudando a aplicação de lodo de esgoto, também observou redução na liberação de C-CO₂ com o tempo. Caldeira [21], avaliando a cinética de degradação de lodos, determinou liberações significativamente maiores de C-CO₂ nos solos em que foram aplicados estes resíduos, em relação à testemunha, sendo que as taxas determinadas atingiram os maiores valores a aproximadamente 25 dias, diminuindo a seguir, devido, provavelmente, à exaustão do carbono orgânico facilmente decomponível. Os resultados obtidos por Sampaio et al. [22] indicam que a atividade microbiana ajusta-se rapidamente à quantidade de substrato energético disponível.

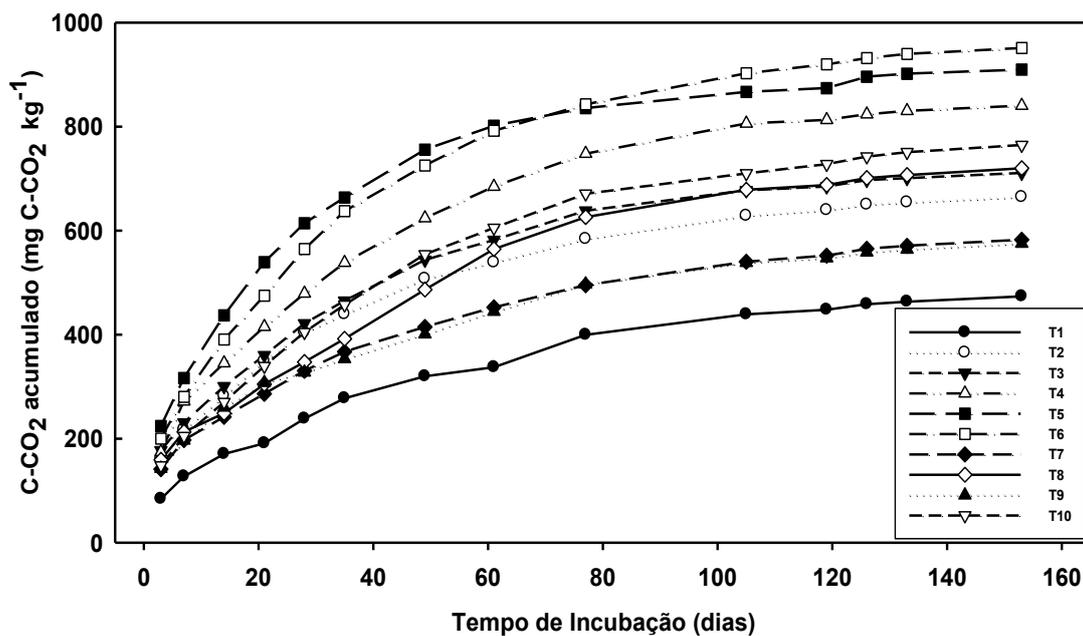


Figura 1. Evolução de C-CO₂ cumulativa após a adição de diferentes resíduos de curtume ao solo e incubados durante 157 dias em casa-de-vegetação. Tratamentos: T1 – solo (T); T2 – solo + PK + calcário; T3 – solo + NPK + calcário; T4 – L1 + PK; T5 – L2 + PK; T6 – L2 + PK + Cr min); T7 – Serragem cromada + PK + calcário; T8 – Serragem cromada + NPK + calcário; T9 – Aparas de couro + PK + calcário; T10 – Aparas de couro + NPK + calcário.

Na Figura 2 são dadas as quantidades de C-CO₂ liberadas nos tratamentos, subtraindo-se as contribuições referente às adições de uréia (17 mg kg⁻¹) e lodo alcalino (48 e 96 mg kg⁻¹ para as doses L1 e L2, respectivamente). Pode-se observar que a aplicação do lodo de curtume (tratamentos T4, T5 e T6) propiciou maior atividade microbiana no solo, o que a determinada no tratamento sem lodo (T2). A liberação de C-CO₂ foi maior nos tratamentos em que foi aplicada a maior quantidade de lodo. Conforme Castilhos et al. [8], a maior liberação de C-CO₂ em solos com adição de lodo de curtume não se deve apenas à incorporação de matéria orgânica e nutrientes, mas também ao efeito corretivo e à ação inoculante do lodo de curtume, que possui microrganismos adaptados ao meio e atuantes na mineralização dos resíduos.

A aplicação de resíduos contendo serragem cromada (T7 e T8) e aparas de couro (T9 e T10) não provocou aumentos significativos nas quantidades de C-CO₂ liberadas pelos microrganismos do solo, em relação às respectivas testemunhas (T2 e T3) (Figura 2). Por outro lado, a aplicação de N propiciou aumento da liberação de C-CO₂ aos tratamentos com adição da serragem cromada e das aparas de couro (Figura 2). A adição de nitrogênio pode ter causado um maior estímulo à microbiota, proporcionando degradação da matéria orgânica do solo. Deve-se também considerar que a mineralização da uréia também contribui com a liberação de C-CO₂

(~ 17 mg de C kg⁻¹ de solo). Kuzyakov et al. [23] citam que a adição de N acelera a mineralização da matéria orgânica do solo (MOS), devido à redução da relação C/N da MOS.

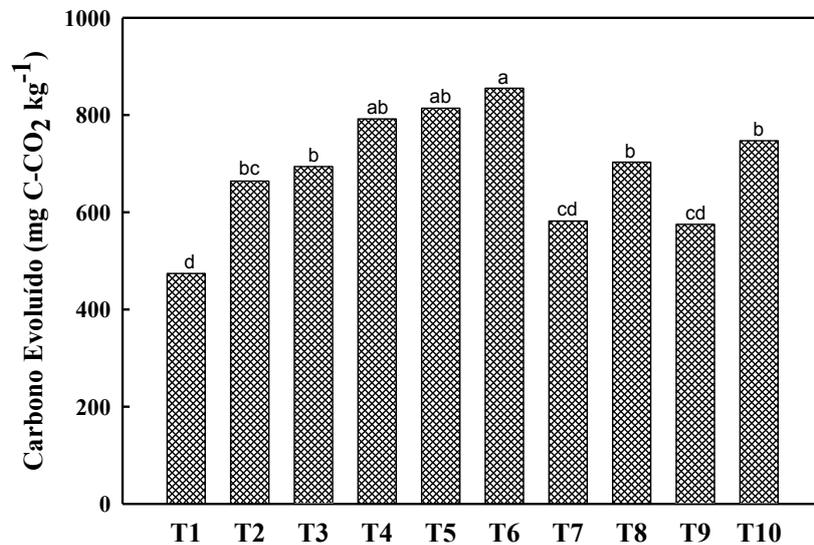


Figura 2. Efeito na aplicação de diferentes tipos de resíduos na evolução de carbono (C-CO₂) após 157 dias de incubação com a aplicação. Tratamentos: T1 – solo (T); T2 – solo + PK+ calcário; T3 – solo + NPK+ calcário; T4 – L1 + PK; T5 – L2 + PK; T6 – L2 + PK+ Cr min; T7 – Serragem cromada + PK+ calcário; T8 – Serragem cromada + NPK+ calcário; T9 – Aparas de couro + PK + calcário; T10 – Aparas de couro + NPK + calcário. *Letras iguais não apresentam diferença significativa entre os tratamentos, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Não foi determinada diferença significativa na liberação de C-CO₂ entre o tratamento com aplicação de lodo de curtume (T5) e o tratamento com lodo de curtume enriquecido com cromo mineral (T6) (Figura 2). Castilhos [8] observou que a adição de 500 mg kg⁻¹ de Cr(III) ao lodo de curtume não reduziu as populações de bactérias, actinomicetos e fungos e não inibiu a atividade microbiana no período estudado.

A liberação de C-CO₂ nos tratamentos T7 e T9 foi 13% menor que a determinada na sua testemunha (T2) (Figura 2). Ferreira et al. [6] observaram que o tratamento com adição de serragem cromada, apesar da adubação fosfatada, apresentou menor teor de P entre os tratamentos com adubação mineral. Esta redução pode ter sido devida à imobilização do fósforo por microrganismos, devido à alta relação C/P do material (810). Desta forma, os microrganismos podem ter absorvido o fosfato para decompor a serragem e as aparas, diminuindo o fosfato disponível nestes tratamentos. Com isto, diminuiria o estímulo dado aos microrganismos, para a degradação da matéria orgânica do solo, diminuindo assim, o efeito priming.

As taxas de degradação do carbono orgânico presente nos lodos de curtume aos 157 dias de incubação foram de 13,5 %, 8,2 % e 10,5% nos tratamentos T4, T5 e T6, respectivamente (Figura 3). Konrad e Castilhos [24] (2001) determinaram taxas de degradação do lodo de curtume variáveis entre 8 e 16%, em 240 dias de incubação. Barajas-Aceves e Dendooven [25], ao estudarem a degradação do carbono em diferentes solos com a adição de 12 t ha⁻¹ de lodo de curtume, obtiveram um valor médio de 31% em 70 dias. Martines et al. [18] determinaram taxas de degradação de lodos de curtume variando de 58 a 100%, atribuindo este fato à baixa relação C/N e à composição da fração orgânica dos lodos. Estes valores são comparativamente mais elevados do que os citados na literatura [7, 8, 24]. Contudo, algumas condições experimentais específicas, ou características metodológicas podem ter levado à obtenção destes resultados, tendo em vista a natural recalcitrância destes materiais.

A utilização de resíduos alcalinos pode proporcionar uma superestimação da decomposição do resíduo, pela liberação do C-CO₂ que ocorre na neutralização dos carbonatos [18]. Além

disso, a adição destes resíduos pode promover reações de oxidação-redução no solo, onde promove a redução de Cr(VI) para Cr(III) devido a potencialização da microbiota do solo em reduzir Fe(III) à Fe(II) [26], assim podendo diminuir o efeito tóxico do metal sobre a atividade microbiana. Outra situação, é a redução da taxa de degradação, com o aumento da dose de lodo de curtume, que pode ser devida à maior quantidade de C orgânico adicionado, ultrapassando a capacidade de degradação dos microrganismos do solo [27].

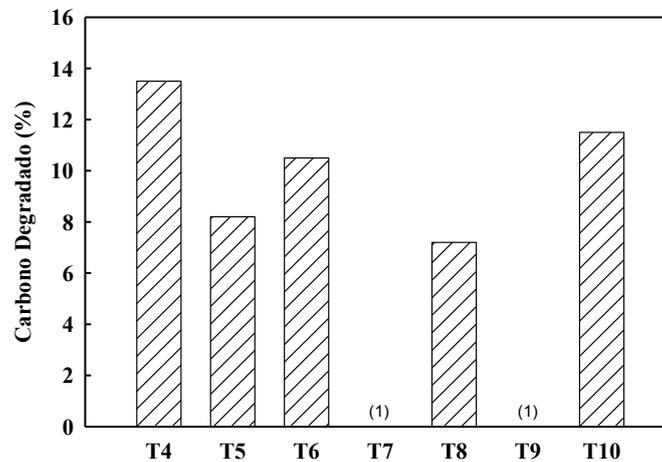


Figura 3. Carbono degradado dos resíduos durante 157 dias em relação ao tratamento controle T2. Tratamentos: T2 – solo + PK+ calcário; T4 – L1 + PK; T5 – L2 + PK; T6 – L2 + PK+ Cr min); T7 – Serragem cromada + PK+ calcário; T8 - Serragem cromada + NPK+ calcário; T9 – Aparas de couro + PK + calcário; T10 – Aparas de couro + NPK + calcário. (1) A liberação de C-CO₂ foi menor que a sua testemunha, não havendo degradação do resíduo.

Nos tratamentos com adições de serragem cromada e aparas de couro, suplementadas com nitrogênio, foi determinada uma taxa de degradação do carbono orgânico de 1,7% e 7,3% nos tratamentos T8 e T10, respectivamente (Figura 3). A suplementação de nitrogênio mineral nestes resíduos proporciona o início da degradação microbiana. Castilhos et al. [23], estudando a degradação de resíduos de rebaixadeira, com a suplementação de NPK, determinou taxas de degradação de 0,9, 20,4 e 24,7 % nos solos das unidades de mapeamento Arroio dos Ratos, Camaquã e Estação, respectivamente; para as taxas de degradação de aparas de couros determinou valores de 39,8, 21,9 e 13,2 % nos mesmos solos. Kray et al. [7], utilizando serragem cromada com relação C:N de 2,7, determinou uma decomposição de somente 0,83% do carbono adicionado, num período de 88 dias, atribuindo a dificuldade de decomposição deste resíduo ao processo de curtimento do couro que torna este material pouco suscetível ao ataque microbiano.

4. CONCLUSÃO

O lodo de curtume apresentou maior degradabilidade que a serragem cromada e as aparas de couro, onde estas apresentaram taxas de degradação semelhantes. A adição de nitrogênio aumenta as taxas de mineralização das aparas de couro e da serragem cromada; contudo, elas foram decompostas muito lentamente no solo, podendo ser consideradas com baixo efeito no ciclo do N no ambiente. Contudo, a utilização de resíduos de curtume podem ser utilizadas como fonte de nutrientes, principalmente os lodos de curtume, promovendo a atividade microbiana do solo.

-
1. LUZ, C. Mercado de couro curte crescimento tanto interno quanto externo. *Latin Chemical*, 9: 35-37, (2003).
 2. PACHECO, J.W.F. Curtumes. São Paulo, CETESB, 2005. 76 p.

3. ABNT - NBR 10.004. Resíduos Sólidos – Classificação. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro, 2004.
4. TREBIEN, D.O.P.; BORTOLON, L.; TEDESCO, M.J.; BISSANI, C.A.; CAMARGO, F.A.O. Environmental factors affecting chromium-manganese oxidation-reduction reactions in soil. *Pedosphere*, Beijing, 21(1): 84-89, (2011).
5. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>. Acesso em: 5 dez. 2011.
6. FERREIRA, A.S.; CAMARGO, F.A.O.; TEDESCO, M.J.; BISSANI, C.A. Alterações de atributos químicos e biológicos de solo e rendimento de milho e soja pela utilização de resíduos de curtume e carbonífero. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, 27(4): 755-763, (2003).
7. KRAY, C.H.; TEDESCO, M.J.; BISSANI, C.A.; GIANELLO, C.; SILVA, K.J. Tannery and coal mining waste disposal on soil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, 32: 2877-2882, (2008).
8. CASTILHOS, D.D.; VIDOR, C.; CASTILHOS, R.M.V. Atividade microbiana em solo suprido com lodo de curtume e cromo hexavalente. *Revista Brasileira de Agrociência*, Pelotas, 6: 71-76, (2000).
9. SANTOS, J.A.; NUNES, L.A.P.L.; MELO, W.J.; ARAÚJO, A.S.F. Tannery sludge compost amendment rates on soil microbial biomass of two different soils. *European Journal of Soil Biology*, Amsterdam, 47: 146-151, (2011).
10. ZIBILZKE, M.L.; WAGNER, G.H. Bacterial growth and fungal genera distribution in soil amended with sewage sludge containing cadmium, chromium, and copper. *Soil Science*, Baltimore, 134(6): 364-369, (1982).
11. MOREIRA, F.M.S., SIQUEIRA, J.O. *Microbiologia e bioquímica do solo*. Lavras: UFLA, 2002. 626p.
12. STRECK, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLANT, E.; NASCIMENTO, P.C.; SCHNEIDER, P. *Solos do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: EMATER/RS, UFRGS, 2002, 107 p.
13. TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHEN, H.; VOLKWEISS, S.J. *Análises de solo, plantas e outros materiais*. 2. ed. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS, 1995. 174 p. (Boletim Técnico 5).
14. SBCS/NRS (Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/ Núcleo Regional Sul). *Recomendações de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina*. 10. ed. Porto Alegre, 2004. 400 p.
15. STOTZKY, G. Microbial Respiration. In: BLACK, C. A. *Methods of soil analysis*. Madison: SSSA. p. 1550-1572, 1965.
16. ISLAM, K.R.; WEIL, R.R. Soil quality indicator properties in mid-Atlantic soils as influenced by conservation management. *Journal of Soil and Water Conservation*, Ankeny, 55(1): 69-78, (2000).
17. ANDRADE, C.A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C.C. Qualidade da matéria orgânica e estoques de carbono e nitrogênio em Latossolo tratado com biossólido e cultivado com eucalipto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, 29: 803-816, (2005).
18. MARTINES, A.M.; ANDRADE, C.A.; CARDOSO, E.J.B.N. Mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, 41(7): 1149-1155, (2006).
19. CHANDRA, R.; BHARAGAVA, R.N.; KAPLEY, A.; PUROHIT, H.J. Bacterial diversity, organic pollutants and their metabolites in two aeration lagoons of common effluent treatment plant (CETP) during the degradation and detoxification of tannery wastewater. *Bioresource Technology*, Amsterdam, 102: 2333-2341, (2011).
20. LOPES, E.B.M. *Diversidade metabólica em solo tratado com biossólidos*. 2001. 66f. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solos) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade do Estado de São Paulo. (2001).
21. CALDEIRA, D.S.A. *Cinética de degradação de compostos orgânicos no solo*. Piracicaba: ESALQ, 1997. 68f. Dissertação (Mestrado) – Escola superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, (1997).
22. SAMPAIO, E.V.S.B.; SALCEDO, I.H.; ALVES, G.D.; COLAÇO, W. Comparação entre estrume curtido e estrume biodigerido como fonte de nutrientes para o milheto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, 9(1): 27-31, (1985).
23. KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J.K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry*, Amsterdam, 32: 1485-1498, (2000).
24. KONRAD, E.E.; CASTILHOS, D.D. Atividade microbiana em um planossolo após a adição de resíduos de curtume. *Revista Brasileira de Agrociência*, Pelotas, 7(2): 131-135, (2001).

25. BARAJAS-ACEVES, M.; DENDOOVEN, L. Nitrogen, carbon and phosphorus mineralization in soils from semi-arid highlands of central Mexico amended with tannery sludge. *Bioresource Technology*, Amsterdam, 77: 121-130, (2001).
26. WHITTLESTON, R.A.; STEWART, D.I.; MORTIMER, R.J.G.; TILT, Z.C.; BROWN, A.P.; GERAKI, K.; BURKE, I.T. Chromate reduction in Fe(II)-containing soil affected by hyperalkaline leachate from chromite ore processing residue. *Journal of Hazardous Materials*, Amsterdam, 194: 15-23, (2011).
27. PIRES, A.M.M.; ANDRADE, C.A.; MATTIAZZO, M.E. Degradação da carga orgânica, condutividade elétrica e pH de um Latossolo tratado com biossólidos incorporado ou em superfície. In: FERTBIO, 2002, Rio de Janeiro. Resumos... Rio de Janeiro: UFRRJ, 2002. 1 CD - ROM.