

TAXAS DE DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS VEGETAIS SUBMETIDOS A LÂMINAS DE IRRIGAÇÃO

ADILSON PACHECO DE SOUZA¹; DANIEL FONSECA DE CARVALHO²; LEONARDO BATISTA DUARTE DA SILVA²; JOSÉ GUILHERME MARINHO GUERRA³ e JANAINA RIBEIRO COSTA³

1 UFMT – Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais, Av. Alexandre Ferronato, 1200, 78557-267 – Sinop-MT, adilsonpacheco@ufmt.br

2 UFRRJ – Instituto de Tecnologia, BR 465, km 07, 23890-000 – Seropédica-RJ, carvalho@ufrj.br, irriga@ufrj.br

3 Embrapa Agrobiologia, BR 465, km 07, 23891-000 – Seropédica-RJ, guilherme.guerra@embrapa.br, janaina.rouws@embrapa.br

1 RESUMO

A cobertura morta do solo com resíduos de leguminosas e gramíneas é uma prática cultural que traz benefícios aos sistemas de produção. As taxas de decomposição de diferentes coberturas mortas submetidas à variação de lâminas de irrigação foram avaliadas nas condições edafoclimáticas de Seropédica, RJ. Foram utilizados resíduos vegetais de gliricídia (*Gliricidia sepium*), feijão-guandu (*Cajanus cajan*), capim cameroon (*Pennisetum purpureum*) e bambu (*Bambusa vulgaris* “vitata”). As lâminas irrigadas foram caracterizadas como T5, T4, T3, T2 e T1, correspondendo, respectivamente, a 117, 100, 72, 59 e 38% da evapotranspiração de referência (ET_0) ou 450; 385; 277; 227 e 148 mm. Utilizando a metodologia “covered litter”, a decomposição dos resíduos vegetais foi analisada aos 2, 4, 7, 15, 30, 60, 90, 120 e 150 dias após distribuição (DAD). Para os resíduos vegetais de bambu, a decomposição foi decorrente apenas do tempo, descrito por modelo exponencial simples. Nas demais coberturas mortas não houve diferenças nas taxas de decomposição nas duas maiores lâminas irrigadas, todavia, ocorreu interação entre a lâmina irrigada (I) e o tempo (T) na cinética de decomposição (massa seca e carbono remanescente). Para cada resíduo vegetal, foi gerado o modelo: $Y = A_0 e^{-t/T} \pm I$, com uma contribuição crescente do aumento da lâmina irrigada nas taxas de decomposição nos resíduos de leguminosas.

Palavras-chave: cobertura morta; manejo da irrigação; índices estatísticos

SOUZA, A. P. de; CARVALHO, D. F. de; SILVA, L. B. D. da; GUERRA, J. G. M.; COSTA, J.R.

DECOMPOSITION RATES OF VEGETABLE RESIDUES UNDER DIFFERENT IRRIGATION DEPTHS

2 ABSTRACT

Soil mulching using legume and grass residues is a crop production practice which brings benefits to production systems. Decomposition rates of different mulch types under several irrigation depths were evaluated in the edaphoclimatic conditions of Seropédica, RJ, Brazil.

Vegetable residues consisted of gliricídia (*Gliricidia sepium*), pigeon pea (*Cajanus cajan*), cameroon grass (*Pennisetum purpureum*) and bamboo (*Bambusa vulgaris* "vitata"). Irrigated depths were characterized as T5, T4, T3, T2 and T1, which corresponded to 117, 100, 72, 59 and 38% evapotranspiration of reference (ET₀), respectively or 450, 385, 277, 227 and 148 mm. Using the covered litter method, decomposition of the crop residues was analyzed at 2, 4, 7, 15, 30, 60, 90, 120 and 150 days after distribution (DAD). For bamboo residues, decomposition was affected just by the time, as described by the simple exponential model. Considering the other vegetable residues, no difference was found in the decomposition rates of the two highest irrigated depths. However, interaction between the irrigated depth (I) and time (T) of decomposition kinetics (dry matter and remaining carbon) was observed. For each vegetable residue, a model was generated: , with growing contribution from increasing irrigation depths on decomposition rates of the legume residues.

Keywords: mulching, irrigation management and statistical indices.

3 INTRODUÇÃO

Do ponto de vista agronômico, a sustentabilidade pode ser alcançada com o uso de práticas conservacionistas que priorizem o aporte de resíduos vegetais promovendo alterações físicas, químicas e biológicas no solo que repercutem na conservação da fertilidade e a manutenção da dinâmica da água no solo (Reis et al., 2007; Mercante et al., 2008; Souza et al., 2011). Neste enfoque, novos conceitos de sistemas de produção agrícola, baseados na conservação do solo, diversificação de culturas, ciclagem de nutrientes, uso sistemático de adubos orgânicos, dentre outras práticas alternativas, vêm sendo desenvolvidos na busca pelo equilíbrio da produtividade com a conservação do meio ambiente (Salmi et al., 2006; Tavares Filho & Teisser, 2010).

A manutenção de resíduos vegetais na superfície do solo é uma prática cultural que traz reconhecidos benefícios ao sistema de produção, especialmente em olericultura. O emprego da cobertura morta propicia aporte de matéria orgânica e nutrientes, diminuição das perdas por lixiviação, que podem possibilitar condições ótimas para o crescimento radicular e o desenvolvimento da microfauna do solo responsável pela ciclagem de nutrientes (Cadavid et al., 1998; Salmi et al., 2006; Gama-Rodrigues et al., 2007). Seu uso proporciona ainda menores perdas de água por evaporação e diminuição das oscilações da temperatura do solo (Oliveira et al., 2008; Dalmago et al., 2010), além da dissipação da energia cinética proveniente do impacto das gotas de chuva, diminuindo a desagregação do solo e, conseqüentemente, o escoamento superficial e a erosão hídrica (Bertol et al., 2004).

Associada com a presença de cobertura morta sobre a superfície do solo, a técnica da irrigação visa a manutenção de um conteúdo de água no solo que satisfaça a necessidade das culturas, principalmente em regiões que apresentam uma distribuição irregular das precipitações e em culturas que apresentam grande sensibilidade ao déficit hídrico, como as hortaliças (Azevedo et al., 2000; Bernardo et al., 2006). Em consonância com a suplementação hídrica, a distribuição uniforme e eficiente da água em condições de campo, principalmente pelo sistema de irrigação por aspersão, contribui para a manutenção da umidade do solo sem que haja escoamento superficial e perdas de nutrientes por lixiviação.

A velocidade decomposição de resíduos vegetais depende das características específicas de cada material vegetal, qualidade e abundância da fauna do solo, grau de fracionamento da palhada, volume aplicado e condições edafoclimáticas de cada região,

representadas principalmente pelo regime hídrico e pela temperatura. Por conseguinte, sob condições idênticas de solo e para um material com a mesma composição química, as velocidades de decomposição são influenciadas diretamente pelo clima (em escala regional), principalmente pela quantidade de água recebida pelos resíduos vegetais, seja por precipitações pluviométricas ou irrigação suplementar. Nas mesmas condições de clima e solo (escala local), o processo de decomposição é influenciado principalmente pela composição química do material empregado (Correia & Andrade, 1999; Berg, 2000).

As taxas de decomposição dos resíduos culturais determinam o tempo de permanência da cobertura morta na superfície e a sua eficácia na conservação do solo, reguladas principalmente pela relação C/N do material que são inerentes a cada espécie vegetal e grau de maturação. Floss (2000) e Bertol et al. (2004) comentam que quanto mais altos forem os conteúdos de lignina e a relação C/N nos resíduos, maior será a resistência à decomposição. Nesse sentido, podem ser consideradas duas classes distintas de materiais vegetais: uma de decomposição rápida (como as leguminosas) e outra lenta (como as gramíneas), cujos valores de referência de separação é a relação C/N inferior ou superior a 25, respectivamente (Aita & Giacomini, 2003; Kliemann et al., 2006; Espindola et al., 2006; Oliveira et al., 2008).

A quantidade de material depositado e sua qualidade, definida pela sua constituição, idade e espécie, determinam sua heterogeneidade e implicam na taxa de decomposição do material depositado. Diversos trabalhos têm sido desenvolvidos para avaliar o potencial de decomposição e mineralização de várias espécies de plantas, no entanto, poucas são as informações sobre a taxa de decomposição de resíduos vegetais, influenciada pela variação da quantidade de água aplicada em função do manejo adotado em um dado sistema de irrigação. Quando se relaciona a persistência de resíduos vegetais na superfície do solo com a temperatura e umidade, tem se observado uma relação negativa entre as quantidades de resíduos vegetais e o tempo de exposição. Tal fenômeno tem sido representado por modelos exponencial (Espindola et al., 2006; Salmi et al., 2006; Kliemann et al., 2007; Gama-Rodrigues et al., 2007; Oliveira et al., 2008; Matos et al., 2011; Teixeira et al. 2011) e linear (Bertol et al., 2004), com grande influência do tempo de exposição sobre a decomposição.

Face ao exposto, objetivou-se avaliar o efeito de cinco lâminas de irrigação na decomposição de quatro resíduos vegetais, utilizados como cobertura morta do solo, nas condições edafoclimáticas da Baixada Fluminense, no Estado do Rio de Janeiro.

4 MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi desenvolvido no período de junho a novembro de 2007, no SIPA (Sistema Integrado de Produção Agroecológica), localizado no município de Seropédica-RJ (latitude 22°46' Sul, longitude 43°41' Oeste e altitude de 33m), destinado à prática da agricultura agroecológica. O solo é classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo (Lima et al., 2012) e, segundo a classificação climática de Köppen, a região apresenta clima tropical (Aw), com precipitação média anual de 1.213 mm concentradas entre março e novembro, e temperatura média anual de 23,93 °C (Carvalho et al., 2006).

O solo apresentou, na profundidade de 0,10 m, valores de pH: 6,1; Al: 0 mmolc dm⁻³; Ca + Mg: 28 mmolc dm⁻³; P: 47,8 mg dm⁻³ e K: 75,0 mg dm⁻³; e em 0,20 m foram obtidos pH: 5,9; Al: 0 mmolc dm⁻³; Ca + Mg: 23 mmolc dm⁻³; P: 51,4 mg dm⁻³ e K: 67,5 mg dm⁻³. Nessas mesmas profundidades, foram encontrados valores de densidade do solo de 1,80 e 1,81 g cm⁻³; porosidade total de 39,5% e 43,0%, sendo 33,5% e 38,3% de microporos, respectivamente. Por se tratar de uma área altamente mecanizada, foram observados valores de DMP (diâmetro

médio de poros, inferindo sobre a estabilidade dos agregados) de 0,5318; 0,6654 e 0,6966, para as profundidades de 0,05; 0,10 e 0,20 m, respectivamente. O preparo do solo se caracterizou por uma aração e duas gradagens, com formação dos canteiros com 0,20 m de altura e 1,0 m de largura, perfazendo em parcelas experimentais com 3,0 m² de área.

O delineamento experimental foi em blocos casualizados, com um arranjo fatorial de 5 x 4, representado por cinco lâminas de irrigação e quatro tipos de resíduos vegetais em cobertura, com três repetições, totalizando 60 unidades experimentais. Como cobertura morta do solo foram utilizados resíduos vegetais de duas espécies de leguminosas (gliricídia – *Gliricidia sepium* e feijão-guandu – *Cajanus cajan*) e duas espécies de gramíneas (capim Cameroon – *Pennisetum purpureum* e bambu – *Bambusa vulgaris* “vitata”). As três primeiras espécies foram cortadas e trituradas, enquanto que, para o bambu, ocorreu apenas a coleta de folhas sem picagem. Posteriormente, os mesmos foram secos à sombra, permanecendo com teor de água constante em 29,6%, 34,2%, 33,6% e 8,1% para gliricídia, guandu, capim Cameroon e bambu, respectivamente. O teor de água foi determinado por pesagem em estufa de circulação forçada (65° C) durante 72 horas. A distribuição de 2,5 kg m⁻² dos resíduos vegetais ocorreu imediatamente após o preparo dos canteiros (Oliveira et al., 2008) que apresentou altura de camada variável conforme a densidade dos mesmos.

Diversos índices de qualidade de resíduos vegetais que têm sido propostos como bons preditores das taxas de decomposição, a partir da determinação de alguns constituintes orgânicos e nutricionais, como as relações C/N, C/P, lignina/N, polifenol/N, lignina/P, (lignina + polifenol)/N e (lignina + celulose)/N (Gama-Rodrigues et al., 2007). A Tabela 1 apresenta as características químicas dos resíduos vegetais utilizados no trabalho.

Tabela 1. Análise química dos resíduos vegetais usados para cobertura morta do solo.

Resíduo	C	N	P	K	Ca	Mg	Lignina	Hemicelulose
g kg ⁻¹								
Gliricídia	252,1 b	18,1 a	2,43 a	12,87 a	16,33 a	0,93 a	163,0 a	185,7 c
Guandu	223,1 b	14,8 b	1,88 b	13,10 a	18,05 a	0,90 a	160,9 a	186,3 c
Cameroon	199,1 c	13,9 b	1,47 b	11,93 a	12,00 b	0,67 a	89,4 b	263,7 a
Bambu	343,3 a	5,6 c	0,23 c	0,00 b	11,80 b	0,30 b	96,7 b	217,3 b

As lâminas irrigadas foram caracterizadas como T5, T4, T3, T2 e T1, correspondendo a 117%, 100%, 72%, 59% e 38% da evapotranspiração de referência (ET_o), respectivamente. O sistema de irrigação foi constituído por aspersores setoriais (bocais de 3,0 mm), com válvulas reguladoras de pressão instaladas às suas bases. No manejo da irrigação foi adotado um turno de rega de três dias, sendo a lâmina de água estimada diariamente pelo método do Tanque Classe A (produto entre a evaporação medida no tanque (ECA) e o coeficiente de tanque (kp)). O tempo de funcionamento do sistema de bombeamento foi definido para aplicação do tratamento T4 (100% ET_o), sendo a distribuição dos percentuais das lâminas supracitados decorrentes do intervalo de 1,0 m entre si quando comparados com a base de instalação do aspersor (Barros et al., 2009).

Para a avaliação da decomposição dos resíduos vegetais foi utilizada a metodologia “covered litter”, com o acondicionamento dos resíduos vegetais em telas plásticas com dimensões de 0,30 m x 0,25 m e malha de 2 mm, sendo distribuídas nove telas por parcela, na superfície do canteiros. Foram realizadas coletas aos 2, 4, 7, 15, 30, 60, 90, 120 e 150 dias após a distribuição dos ensaios no campo (DAD). Para a quantificação da matéria seca remanescente realizou-se uma separação inicial dos resíduos vegetais isentos de frações do solo e o restante foi submetido a agitação e posterior decantação (do solo) em recipientes de

500 cm³ (três repetições), sendo o sobrenadante filtrado e seco a sombra. Após 24 horas, os resíduos vegetais das duas separações foram misturados e acondicionados em estufa de ventilação de ar forçada a 65°C até peso constante. Na sequência todo o material vegetal foi moído em moinho Willey (peneiras com malha de 0,33 mm) e o teor de carbono remanescente (C) foi determinado por meio de queima em mufla à temperatura de 550° C (Embrapa, 1997).

As taxas de decomposição (perda de massa seca e liberação de carbono) dos resíduos vegetais dentro de cada lâmina de irrigação, quando significativas, foram avaliadas com modelos lineares e/ou exponenciais simples (Rezende et al., 1999; Espíndola et al., 2006; Matos et al., 2011; Teixeira et al., 2011).

$$X = a + bt \quad (01)$$

$$X = X_0 e^{-kt} \quad (02)$$

em que: X - quantidade de matéria seca ou carbono remanescente após um período de tempo (t), em dias; a e b – coeficientes linear e angular, respectivamente; X₀ - quantidade de matéria seca ou carbono inicial; e k - constante de decomposição.

Reorganizando-se os termos da equação 2, obteve-se a constante de decomposição:

$$k = \frac{-\ln\left(\frac{X}{X_0}\right)}{t} \quad (03)$$

Outro parâmetro útil na avaliação da decomposição dos materiais é o tempo de meia vida (t_{1/2}), que expressa o período de tempo necessário para que metade dos resíduos seja decomposta ou para que metade do carbono inicial seja liberado, podendo ser encontrado por:

$$t_{1/2} = \frac{\ln 2}{k} \quad (04)$$

Realizou-se a análise de variância, e quando foram significativas as interações entre o tempo e a lâmina irrigada, permitindo propor a relação:

$$X = X_0 e^{-kT} \pm bI \quad (05)$$

em que: X₀ – massa seca ou quantidade de carbono no tempo inicial (T₀); T – tempo (dias); I – lâmina irrigada (mm); k – constante de decomposição da interação entre tempo e lâmina efetiva irrigada; b e c – coeficientes de regressão ajustados para cada material.

Adicionalmente e visando quantificar o desempenho dos modelos propostos, avaliou-se o grau de ajustamento entre os valores observados e estimados pelos modelos com base no erro-padrão da estimativa (SEE), índice de concordância (d) e índice de desempenho (c), sendo este último definido pelo produto entre o coeficiente de correlação (R) e o índice de concordância (d), conforme metodologia apresentada por Barros et al. (2009).

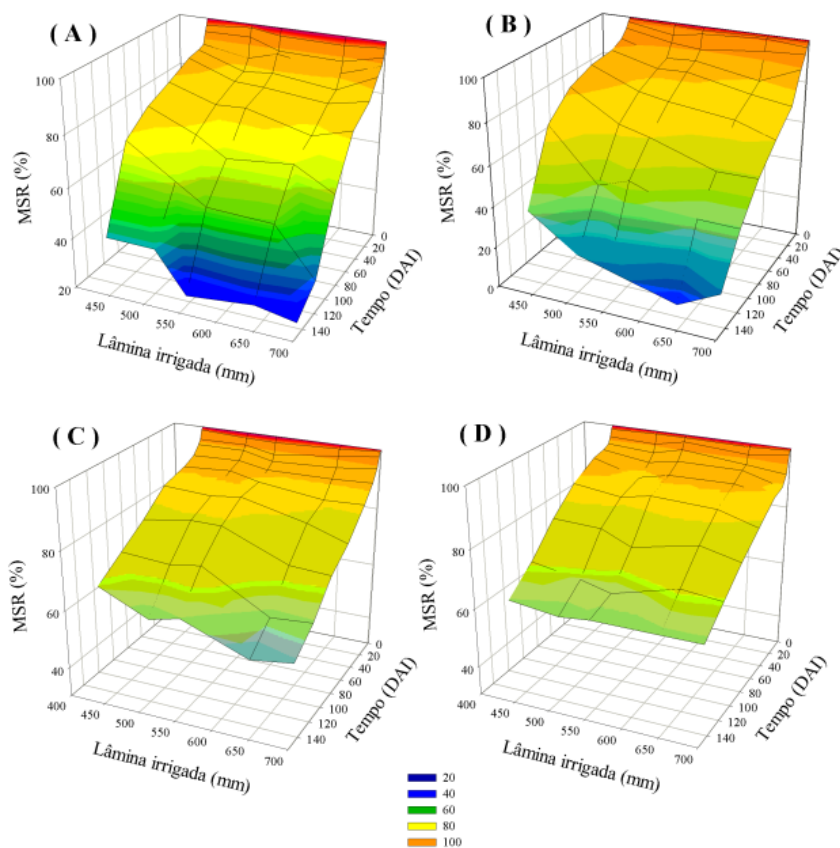
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante os 120 dias iniciais, foram registrados 85,9 mm de chuva bem distribuídos, permitindo condições climáticas favoráveis para a verificação do efeito de lâminas de irrigação na decomposição dos resíduos no campo. Entre 120 e 150 DAD, foram registradas precipitações pluviais acumuladas de 234,2 mm, que permitiram maiores taxas de decomposição, com homogeneização dos efeitos da irrigação, principalmente nas menores lâminas aplicadas. Leite et al. (2010) observaram que um período de estiagem de aproximadamente 60 dias prolongou o processo de decomposição da matéria seca e de liberação de N, P e K da vegetação espontânea, *Brachiaria brizantha* cv. Marandu, *Pennisetum glaucum*.

As lâminas médias aplicadas em T1, T2, T3, T4 e T5 foram 2,96; 3,41; 3,70; 4,30 e 4,67 mm dia⁻¹, respectivamente. No caso de condução de uma cultura específica, esses valores podem ser diferentes em função da cultura e do seu ciclo, visto que o manejo da irrigação deve ser realizado em função da evapotranspiração da própria cultura, caracterizada pelo produto da ETo com os coeficientes de cultivo de cada estágio de desenvolvimento da mesma (Bernardo et al. 2006).

O percentual de perda de massa seca e de carbono dos resíduos vegetais apresentou um padrão semelhante em todos os tratamentos, com uma fase inicial rápida seguida de outra mais lenta (Figuras 1 e 2), em termos percentuais, indicando efeitos significativos na interação lâminas de irrigação e tempo, principalmente para leguminosas. Nesse caso, o percentual de carbono obtido considera a massa seca total inicial como referência.

Figura 1. Percentual de massa seca remanescente (MSR) nos resíduos vegetais de Gliricídia (A), Feijão-Guandu (B), Capim Cameroon (C) e Bambu (D) em diferentes lâminas de irrigação e tempo em dias após a distribuição (DAD).



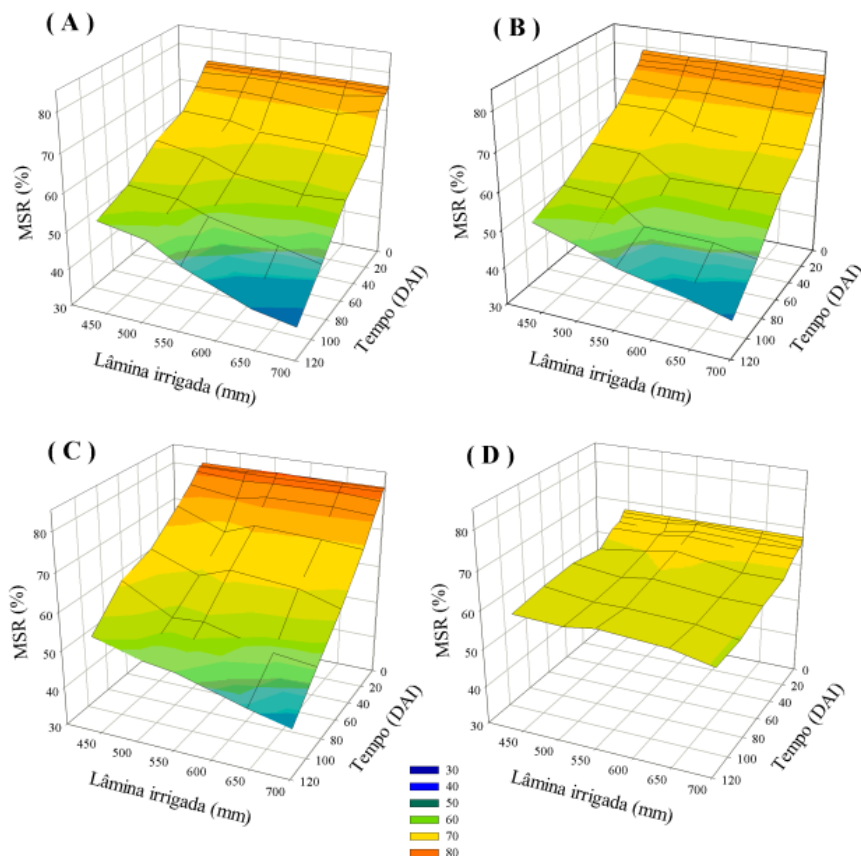
Decorridos 120 DAD, 70% da matéria seca inicial dos resíduos de bambu permanecia na superfície do solo, independentemente da quantidade de água aplicada, confirmando a baixa taxa de decomposição de resíduos das folhas, corroborando com Liu et al. (2000) e Shanmughavel (2004) que observaram comportamentos semelhantes mesmo quando os resíduos foram particionados em folhas, bainhas, raízes e outros. Para os resíduos de bambu não foi verificada interação significativa da lâmina irrigada e tempo após a distribuição (DAD), para massa seca e carbono remanescente. As equações 6 ($r^2 = 0,98$) e 7 ($r^2 = 0,84$) representam o comportamento da massa seca e do carbono remanescentes, respectivamente, no processo de decomposição do bambu.

$$MSR = 38,003 - 0,2319t \quad (06)$$

$$CR = 31,08 - 0,2990t \quad (07)$$

em que: MSR - massa seca remanescente (g); CR - carbono remanescente (em $g \text{ kg}^{-1}$); t - tempo (dias).

Figura 2. Percentual de carbono remanescente em resíduos vegetais de Gliricidia (A), Feijão-Guandu (B), Capim Cameroon (C) e Bambu (D) em diferentes lâminas de irrigação e tempo em dias após a distribuição (DAD).



A utilização de resíduos de bambu, sem trituração permitiu avaliar o comportamento do material vegetal a ser implantado nos sistemas agroecológicos com o menor custo, pois depende apenas da coleta e secagem dos resíduos foliares. Dentre os materiais avaliados, os resíduos de bambu, apresentam elevada relação C/N, todavia, a trituração poderia acelerar o processo da decomposição e conseqüentemente com maior demanda de N, podendo ocorrer a indisponibilização do mesmo para a planta. Os resíduos de bambu diferem das demais coberturas, visto que o aporte nutricional resultante da decomposição é muito pequeno, dessa forma, a sua utilização influencia o manejo da irrigação pela diminuição da evaporação e a emergência e/ou crescimento da vegetação espontânea.

Os resultados dos ajustes dos modelos para as demais coberturas mortas apresentaram efeitos significativos entre lâmina aplicada e tempo de decomposição (Tabela 2). Para resíduos de gliricidia, foram observadas as maiores respostas à quantidade de água aplicada. Nesta cobertura, um acréscimo de 17% na lâmina aplicada (T5), em relação ao T4, resultou em uma constante de decomposição (k) de $0,0077 \text{ g dia}^{-1}$ e um tempo de meia vida de 90 dias. Por outro lado, uma redução de 61% na lâmina aplicada (T1) em relação a T4 propiciou um aumento de 170 dias do tempo de meia vida e uma diminuição da constante de decomposição em torno de 50% em relação ao valor de T4. Utilizando a metodologia dos “litterbags”, Silva et al. (2007) obtiveram, para decomposição de resíduos decíduos de gliricidia, $t_{1/2}$ de 21 dias e

constante de decomposição de $0,033 \text{ g dia}^{-1}$, no entanto, esse caso ocorreu na estação chuvosa (novembro a março) com precipitações acumuladas de 578,6 mm.

A dinâmica de decomposição dos resíduos vegetais de glirícidia e feijão guandu foram traduzidas pelo modelo exponencial simples (equação 02), com exceção apenas de T1 (443,8 mm), que em conjunto com o intervalo de confiança em cada tratamento, permitiu avaliar o comportamento geral de cada parâmetro.

Tabela 2. Parâmetros matemáticos ajustados para os modelos linear $[X = i + \pi]$ e exponencial simples $[X = X_0 e^{-kt}]$, tempo de meia vida ($t_{1/2}$) e valores do coeficiente de determinação (R^2) para cada lâmina efetiva irrigada em 150 dias.

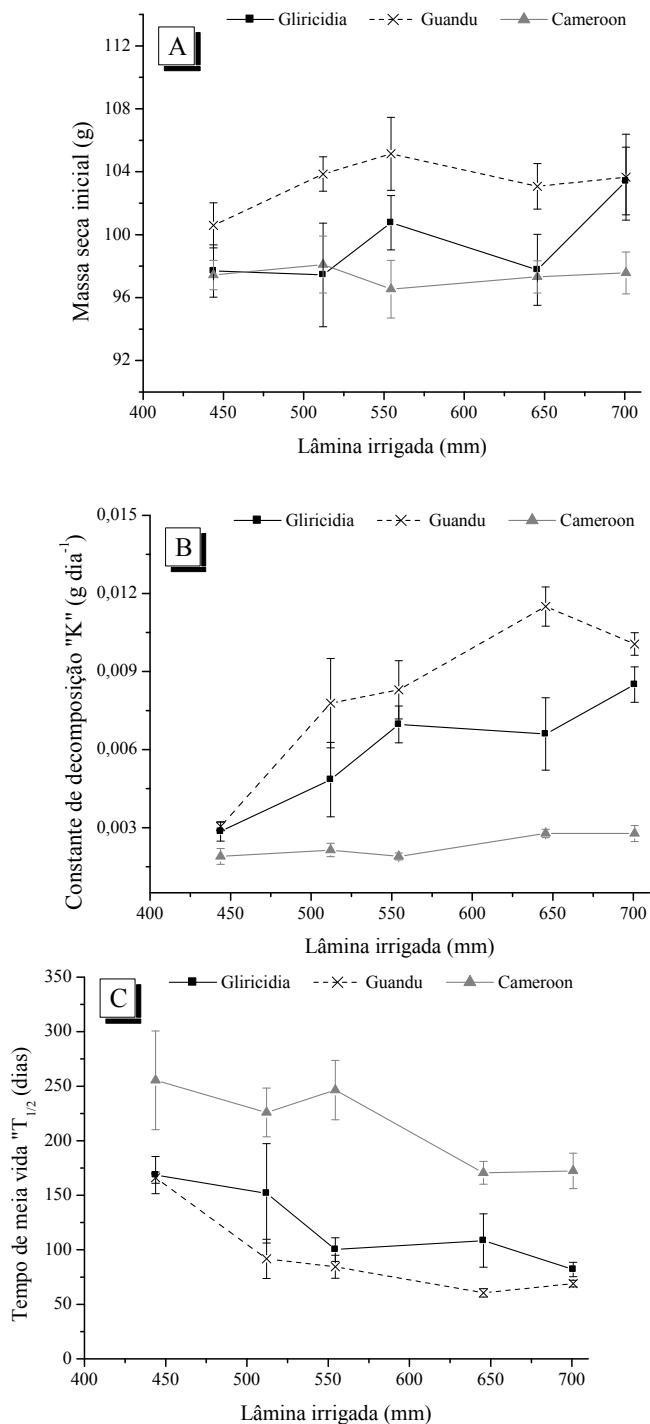
Tratamento	Lâmina irrigada (mm)	Xo	k (g dia ⁻¹)	a	b	Tempo de meia vida ($t_{1/2}$)	R ²
<i>Gliricidia sepium</i> (glirícidia)							
T5	700,8	103,40	0,0085	-	-	81,5	0,94
T4	645,5	97,40	0,0064	-	-	108,3	0,88
T3	554,4	100,72	0,0069	-	-	100,5	0,86
T2	512,1	97,06	0,0046	-	-	150,7	0,90
T1	443,8	-	-	97,69	-0,2855	167,1 ⁽¹⁾	0,85
<i>Cajanus cajans</i> (feijão guandu)							
T5	700,8	99,10	0,0070	-	-	99,0	0,99
T4	645,5	98,38	0,0067	-	-	103,5	0,96
T3	554,4	96,77	0,0046	-	-	150,7	0,97
T2	512,1	97,61	0,0049	-	-	141,5	0,90
T1	443,8	-	-	100,60	-0,3048	166,0	0,84
<i>Pennisetum purpureum</i> (capim Cameroon)							
T5	700,8	-	-	97,57	-0,2779	171,2	0,98
T4	645,5	-	-	97,32	-0,2780	170,2	0,98
T3	554,4	-	-	96,54	-0,1897	245,3	0,92
T2	512,1	-	-	98,10	-0,2144	224,3	0,96
T1	443,8	-	-	97,43	-0,1859	255,1	0,96

⁽¹⁾ Nesse caso foi realizada a projeção do tempo de meia-vida, pois, a duração efetiva do experimento foi de apenas 150 DAD.

Observou-se que nas lâminas de 443,8 e 700,8 mm apresentaram as maiores variações nos limites inferiores e superiores encontrados para a massa seca inicial (Figura 3). Para os resíduos de Cameroon, a cinética de decomposição foi linear decrescente, com aumento do coeficiente angular nas maiores lâminas irrigadas. Esses resultados decorrem da maior velocidade de decomposição das leguminosas quando comparadas com as gramíneas (Torres et al., 2005; Salmi et al., 2006; Oliveira et al., 2008; Leite et al., 2010).

No caso dos resíduos de Cameroon, utilizando o processo da derivação, observou que T4 e T5 não diferiram entre si quanto ao tempo de meia vida (em torno de 170 dias), permitindo um acréscimo de 70 e 90 dias para $t_{1/2}$, quando comparado com as leguminosas. Dentre as leguminosas, os resíduos de glirícidia apresentaram as maiores taxas de decomposição nas maiores lâminas, em função das maiores constantes de decomposição (Tabela 2).

Figura 3. Parâmetros matemáticos de decomposição em função da lâmina irrigada: massa seca inicial (A), constante de decomposição (B) e tempo de meia vida (C) para a massa seca remanescente de diferentes resíduos vegetais ao longo de 150 dias.



Oliveira et al. (2008) encontraram aos 35 dias de cultivo de alface sob cobertura morta de guandu, gliricidia, cameroon e bambu, sem controle da lâmina efetivamente irrigada, uma proporção de matéria seca remanescente de 70%; 51%; 85% e 82%, respectivamente, todavia,

esses autores verificaram que os resíduos de gliricídia e bambu apresentaram taxas de decomposição maiores, visto que inicialmente apresentavam aproximadamente o dobro de N (35,1 e 11,8 g kg⁻¹, respectivamente) quando comparados com as condições iniciais.

Constatou-se que os modelos lineares e exponenciais simples gerados para as duas leguminosas estimaram satisfatoriamente a MSR em todas as lâminas irrigadas, com índice de concordância e de desempenho acima de 91% (Tabela 3).

Tabela 3. Indicativos estatísticos de desempenho dos modelos exponenciais simples para estimativa da massa seca remanescente de diferentes resíduos vegetais e lâminas irrigadas.

Tratamento	Lâmina irrigada (mm)	SEE ⁽¹⁾	R	D	C
<i>Gliricidia sepium</i> (gliricídia)					
T5	700,8	7,52	0,9695	0,9985	0,9681
T4	645,5	6,91	0,9381	0,9978	0,9360
T3	554,4	7,85	0,9274	0,9976	0,9251
T2	512,1	6,45	0,9487	0,9976	0,9464
T1	443,8	5,29	0,9220	0,9981	0,9202
<i>Cajanus cajan</i> (geijão-guandu)					
T5	700,8	3,507049	0,9950	0,9997	0,9946
T4	645,5	6,21	0,9798	0,9988	0,9786
T3	554,4	3,87	0,9849	0,9993	0,9842
T2	512,1	7,62	0,9487	0,9973	0,9461
T1	443,8	5,75	0,9165	0,9984	0,9151
<i>Pennisetum purpureum</i> (capim Cameroon)					
T5	700,8	3,02	0,9899	0,9992	0,9892
T4	645,5	2,78	0,9899	0,9993	0,9892
T3	554,4	3,55	0,9274	0,9200	0,8532
T2	512,1	3,07	0,9798	0,9987	0,9786
T1	443,8	2,86	0,9798	0,9988	0,9786

⁽¹⁾SEE: erro padrão da estimativa (g); R: coeficiente de correlação; D: índice de ajustamento; C: índice de desempenho

Salmi et al. (2006), avaliando a produção de massa da parte aérea, os teores de N, P, K, e a dinâmica de liberação desses nutrientes de seis genótipos de guandu, observaram que, aproximadamente 75% da massa seca permaneceu no solo aos 30 DAD, apresentando uma constante de decomposição (k) de 0,0074 g dia⁻¹ e valores semelhantes aos encontrados nas lâminas de 100 e 117% ETo do presente trabalho.

A metodologia de avaliação de decomposição provavelmente interferiu nos parâmetros encontrados pelos modelos exponenciais aplicados às diferentes lâminas de irrigação, impossibilitando a análise da liberação de nutrientes. Isso porque a separação do material remanescente do solo foi realizada mediante a passagem de água pela massa de resíduos, objetivando a decantação das partículas de solo, o que superestimaria a liberação de nutrientes pelos resíduos. Por outro lado, a metodologia do “litterbag” impossibilita o acesso da macro-fauna do solo aos resíduos acondicionados dentro das bolsas plásticas. Rezende et al. (1999) avaliaram a taxa de decomposição dos resíduos senescentes de *Brachiaria humidicula* e *Desmodium ovalifolium* com três diferentes metodologias: “litter bag”, “covered litter” e o método de deposição-decomposição (Bruce & Ebersohn, 1982), sendo observados resultados significativamente diferentes para cada metodologia.

De forma semelhante à MSR a liberação de carbono dos resíduos vegetais das leguminosas apresentaram valores superiores na constante de decomposição (k) e no tempo de

meia vida nas lâminas de 385 e 450 mm. Para resíduos de gliricidia observou-se que um aumento de 17% da água aplicada, em relação ao padrão recomendado (100% da ET_0), proporcionou uma liberação de C em torno de 10% superior (Figura 2A) e tempo de meia vida de 71 dias (Tabela 2). Esses resultados de liberação de carbono superiores em leguminosas também foram observados por Gama-Rodrigues et al. (2007), principalmente para resíduos vegetais de feijão de porco (*Canavalia ensiformes* L.) e amendoim forrageiro CIAT 1734 (*Arachis pintoi* Krap e Greg).

As interações significativas entre as lâminas irrigadas e tempo para a massa seca e carbono remanescentes (Eq. 05) foram obtidas pela ferramenta Solver do Microsoft Excel (Tabela 4) e apresentaram coeficientes de determinação acima de 83%. Nessa análise, o processo de decomposição apresentou tendência crescente com o aumento das lâminas de irrigação e do tempo, sendo que nos resíduos de guandu foram verificadas as maiores taxas de decomposição, com perda de massa seca e de carbono de 0,00435 e 0,00397 g dia⁻¹, respectivamente.

Tabela 4. Parâmetros matemáticos ajustados para o modelo não-linear [$X = X_0 e^{-kt} \pm \delta$] de decomposição, tempo de meia vida ($t_{1/2}$) e coeficientes de determinação (R^2) para diferentes resíduos vegetais.

Cobertura morta	X_0	k (g dia ⁻¹)	b	Tempo de meia vida ($t_{1/2}$)	R^2
Massa seca remanescente (MSR)					
<i>Gliricidia sepium</i> (gliricidia)	119,63	-0,00405	-0,0372	171,3 ⁽¹⁾	0,8305
<i>Cajanus cajan</i> (feijão-guandu)	128,09	-0,00435	-0,0479	159,4	0,8431
<i>Pennisetum purpureum</i> (capim Cameroon)	109,68	-0,00269	-0,0190	257,8	0,8646
Carbono remanescente (CR)					
<i>Gliricidia sepium</i> (gliricidia)	87,13	-0,00375	-0,0182	184,9	0,9353
<i>Cajanus cajan</i> (feijão-guandu)	87,68	-0,00397	-0,0165	174,8	0,9595
<i>Pennisetum purpureum</i> (capim Cameroon)	89,96	-0,00386	-0,0143	179,7	0,9560

⁽¹⁾ Nesse caso foi realizada a projeção do tempo de meia-vida, pois, a duração efetiva do experimento foi de apenas 150 DAD.

Os modelos acima propostos apresentaram ótimo desempenho na estimativa de MSR com erros de estimativas inferiores a 6,84 g e ajustamento entre valores medidos e estimados acima de 96% (Tabela 5). Entretanto, na estimativa de CR, observou-se uma tendência de superestimativa à medida que a quantidade de carbono diminuiu, pois os resíduos de gliricidia, guandu e cameroon apresentaram inicialmente 251,1; 223,1 e 199,1 g kg⁻¹ de C, respectivamente.

Tabela 5. Indicativos de desempenho estatístico dos modelos não-lineares de decomposição para massa seca e carbono remanescentes para diferentes resíduos vegetais.

Cobertura morta	SEE ⁽¹⁾	R	d	c
Massa seca remanescente				
<i>Gliricidia sepium</i> (gliricidia)	6,84	0,9113	0,9995	0,9109
<i>Cajanus cajan</i> (feijão-guandu)	7,50	0,9182	0,9995	0,9178
<i>Pennisetum purpureum</i> (capim Cameroon)	3,96	0,9298	0,9996	0,9295
Carbono remanescente				
<i>Gliricidia sepium</i> (gliricidia)	2,86	0,9671	0,9998	0,9669
<i>Cajanus cajan</i> (feijão-guandu)	8,52	0,9795	0,9982	0,9778
<i>Pennisetum purpureum</i> (capim Cameroon)	2,48	0,9778	0,9999	0,9776

⁽¹⁾SEE: erro padrão da estimativa (g); R: coeficiente de correlação; D: índice de ajustamento; C: índice de desempenho

6 CONCLUSÕES

Os resíduos vegetais apresentam distintas taxas de decomposição e liberação de carbono nas diferentes lâminas irrigadas, sendo observadas maiores taxas de decomposição para as leguminosas.

Não ocorre diferenças nas taxas de decomposição de *Cajanus cajan* e *Pennisetum purpureum* nas lâminas de 700,8 e 645,5 mm, equivalentes a 117% e 100% da ETo, respectivamente. O aumento do volume de água aplicada pela irrigação suplementar acelera o processo de decomposição de resíduos vegetais dispostos na superfície do solo. A cinética de decomposição pode ser descrita por um modelo que relaciona tempo de exposição e quantidade de água recebida pelos resíduos vegetais.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AITA, C.; GIACOMINI, J. S. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, n.2, p.601-612, 2003.

AZEVEDO, H. J.; BERNARDO, S.; RAMOS, M. M.; SEDIYAMA, G. C.; CECON, P. R. Influência de fatores climáticos e operacionais sobre a uniformidade de distribuição de água, em sistema de irrigação por aspersão de alta pressão. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola Ambiental**, Campina Grande, v.04, n.2, p.152-158, 2000.

BARROS, V. R.; SOUZA, A. P.; CARVALHO, D. F.; SILVA, L. B. D. Avaliação da evapotranspiração de referência na região de Seropédica, Rio de Janeiro, utilizando lisímetro de pesagem e modelos matemáticos. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v.04, n.2, p.198-203, 2009.

BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.133, n.1, p.13-22, 2000.

BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. **Manual de Irrigação**. 8ª ed atualizada e ampliada. Viçosa: UFV, Imprensa Universitária. 2006. 613p.

BERTOL, I.; LEITE, D.; ZOLDAN JR, W. A. Decomposição do resíduo de milho e variáveis relacionadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, n.2, p.369-375, 2004.

BRUCE, R. C.; EBERSOHN, J. P. Litter measurements in two grazed pastures in south east queensland. **Tropical Grasslands**, Brisbane, v.16, p.180-185, 1982.

CADAVID, L. F.; SHARKAWY, M. A.; ACOSTA, A.; SÁNCHEZ, T. Long-term effects of mulch, fertilization and tillage on cassava growth in sandy soils in Northern Colômbia. **Field Crops Research**, Amsterdam, v.57, n.1, p 45-56, 1998.

CARVALHO, D. F.; SILVA, L. D. B.; FOLEGATTI, M. V.; COSTA, J. R.; CRUZ, F. A. Avaliação da evapotranspiração de referência na região de Seropédica-RJ, utilizando lisímetro de pesagem. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v.14, n.2, p.108-116, 2006.

CORREIA, M. E. F.; ANDRADE, A. G. Formação de serrapilheira. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (eds). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999, p. 97-225.

DALMAGO, G. A.; BERGAMASCHI, H.; KRUGER, C. A. M. B.; BERGONCI, J. I.; COMIRAN, F.; HECKLER, B. M. M. Evaporação da água na superfície do solo em sistemas de plantio direto e preparo convencional. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.45, n.8, p.780-790, 2010.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, 1997. 212p.

ESPINDOLA, J. A. A.; GUERRA, J. G. M.; ALMEIRA, D. L.; TEIXEIRA, M. G.; URQUIAGA, S. Decomposição e liberação de nutrientes acumulados em leguminosas herbáceas perenes consorciadas com bananeira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, n.2, p.321-328, 2006.

FLOSS, E. Benefícios da biomassa de aveia ao sistema de semeadura direta. **Revista Plantio Direto**, Passo Fundo, v.57, n.1, p.25-29, 2000.

GAMA-RODRIGUES, A. C.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; BRITO, E. C. Decomposição e liberação de nutrientes de resíduos culturais de plantas de cobertura em argissolo vermelho-amarelo na região noroeste fluminense (RJ). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.31, n.6, p.1421-1428, 2007.

KLIEMANN, H. J.; BRAZ, A. J. P. B.; SILVEIRA, P. M. Taxas de decomposição de resíduos de espécies de cobertura em latossolo vermelho distroférico. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v.36, n.1, p.21-28, 2006.

LEIT, L. F. C.; FREITAS, R. C. A.; SAGRILO, E.; GALVÃO, S. R. S. Decomposição e liberação de nutrientes de resíduos vegetais depositados sobre Latossolo Amarelo no Cerrado Maranhense. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v.41, n.1, p.29-35, 2010.

LIMA, M. E.; CARVALHO, D. F.; SOUZA, A. P.; ROCHA, H. S.; GUERRA, J. G. M. Desempenho do cultivo da berinjela em plantio direto submetida a diferentes lâminas de irrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 16, n. 6, p. 604-610, 2012.

LIU, W.; FOX, J. E. D.; XU, Z. Leaf litter decomposition of canopy trees, bamboo and moss in a montane moist evergreen broad-leaved forest on Ailao Mountain, Yunnan, south-west China. **Ecological Research**, Tsukuba, v.15, n.3, p.435-447, 2000.

MATOS, E. S.; MENDONÇA, E. S.; CARDOSO, I. M.; LIMA, P. C.; FREESE, D. Decomposition and nutrient release of leguminous plants in coffee agroforestry systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.35, n.1, p. 141-149, 2011.

MERCANTE, F. N.; SILVA, R. F.; FRANCELINO, C. S. F.; CAVALHEIRO, J. C. T.; OTSUBO, A.A. Biomassa microbiana, em um Argissolo Vermelho, em diferentes coberturas vegetais, em área cultivada com mandioca. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v.34, n.4, p.479-485, 2008.

OLIVEIRA, F. F.; GUERRA, J. G. M.; ALMEIDA, D. L.; RIBEIRO, R. L. D.; ESPINDOLA, A. A.; RICCI, M. S. F.; CEDDIA, M. B. Avaliação de coberturas mortas em cultura de alface sob manejo orgânico. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v.26, n.2, p.216-220, 2008.

REIS, G. N.; SILVA, R. P.; FURLANI, C. E. A.; CAVALIN NETO, J.; GROTTA, D. C. G.; CORTEZ, J. W. Manejo do consórcio com culturas de adubação verde em sistema de plantio direto. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v.29, n.5, p.677-681, 2007.

REZENDE, C. P.; CANTARUTTI, R. B.; BRAGA, J. M.; GOMIDE, J. A.; PEREIRA, J. M.; FERREIRA, E.; TARRÉ, R.; MACEDO, R.; ALVES, B. J.R.; URQUIAGA, S.; CADISCH, G.; GILLER, K. E.; BODDEY, R. M. Litter deposition and disappearance in *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. **Nutrient cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.54, n.1, p.99-112, 1999.

SALMI, G. P.; SALMI, A. P.; ABOUD, A. C. S. Dinâmica de decomposição de nutrientes de genótipos de guandu sob cultivo em aléias. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.41, n.4, p.676-678, 2006.

SHANMUGHAVEL, P. Litter decomposition and nutrient release in a bamboo plantation. **Journal of Bamboo and Rattan**, Kerala, v.03, n.4, p.319-328, 2004.

SILVA, G. T. A.; OLIVEIRA, W. R. D.; MATOS, L. V.; NÓBREGA, P. O.; KRAINOVIC, P. M.; CAMPELLO, E. F. C.; FRANCO, A. A.; RESENDE, A. S. **Correlação entre a composição química e a velocidade de decomposição de plantas para adubação verde**

visando a elaboração de uma base de dados. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2007, 28p. (Documentos, 21).

SOUZA, A. P.; LIMA, M. E.; CARVALHO, D. F.; ANDRADE, I. P.; ROCHA, H. S.; SILVA, L. B. D. Umidade do solo e vegetação espontânea em diferentes coberturas mortas submetidas a lâminas de irrigação. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v.06, n.1, p.127-139, 2011.

TAVARES FILHO, J.; TESSIER, D. Effects of different management systems on porosity of oxisols in Paraná. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.34, n.3, p.899-906, 2010.
TEIXEIRA, M. B.; LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; PIMENTEL, C. Decomposição e liberação de nutrientes da parte aérea de plantas de milho e sorgo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.35, n.3, p.867-876, 2011.

TORRES, J. L. R.; PEREIRA, M. G.; ANDRIOLI, I.; POLIDORO, J. C.; FABIN, A. J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura em um solo de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.29, n.4, p.609- 618, 2005.