

# Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo

Sonia Carmela Falci Dechen <sup>(1)</sup>; Tiago Santos Telles <sup>(2\*)</sup>; Maria de Fátima Guimarães <sup>(3)</sup>; Isabella Clerice De Maria <sup>(1)</sup>

<sup>(1)</sup> Instituto Agronômico (IAC), Centro de Pesquisa e Desenvolvimento de Solos e Recursos Ambientais, Av. Barão de Itapura, 1.481, 13020-902 Campinas (SP), Brasil.

<sup>(2)</sup> Instituto Agronômico do Paraná (IAPAR), Área de Socioeconomia, Rodovia Celso Garcia Cid km 375, 86047-902 Londrina (PR), Brasil

<sup>(3)</sup> Universidade Estadual de Londrina (UEL), Departamento de Agronomia, Rodovia Celso Garcia Cid PR 445 km 380 s/n, 86057-970 Londrina (PR), Brasil.

(\* Autor correspondente: [telles@iapar.br](mailto:telles@iapar.br))

Recebido: 14/out./2014; Aceito: 5/fev./2015

## Resumo

O objetivo deste estudo é estimar custos da erosão hídrica associados às perdas de nutrientes em quatro taxas de cobertura artificial do solo. O experimento foi conduzido de 1987 a 1996, em talhões coletores de perdas por erosão, em Campinas (SP), em Latossolo Vermelho distroférrico, sob chuva natural. O delineamento experimental foi inteiramente ao acaso, com quatro tratamentos (taxas de cobertura do solo: 0%, 24%, 40% e 90%) e três repetições. Para estimar os custos, os teores de P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup> na água da enxurrada e na terra carreada pela erosão foram somados, convertidos em superfosfato triplo, cloreto de potássio e calcário dolomítico, e multiplicados pelos seus preços de mercado. Os resultados indicam, para as condições experimentais, que quanto maior o percentual de cobertura do solo, menores as perdas de água, terra, matéria orgânica e nutrientes. O solo com 90% de cobertura, em comparação àquele com 0%, reduziu as perdas médias de água em 51,97%, de terra em 54,44% e de matéria orgânica em 54,91%. Em solo sem cobertura, foram estimadas perdas de 16% de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e 8% de KCl em relação à quantidade de fertilizantes recomendada. Os custos variaram de US\$ 107,76 ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> no solo com 0% de cobertura a US\$ 18,15 ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> no solo com 90%. A partir desses valores, estimaram-se para o Brasil perdas de 616,5 milhões de toneladas de terra ao ano, decorrentes do processo de erosão do solo em lavouras anuais, e custos da ordem de US\$ 1,3 bilhão ao ano.

**Palavras-chave:** perdas de terra, perdas de água, perdas de nutrientes, valoração econômica, valoração ambiental.

## Losses and costs associated with water erosion according to soil cover rate

### Abstract

The aim of this study was to estimate water erosion costs associated with nutrient loss in four different rates of artificial cover. The experiment was carried out from 1987 to 1996 in runoff plots to measure soil loss in Campinas, São Paulo, in an Oxisol under natural rainfall. The experimental design was completely randomized, with four treatments (artificial cover levels: 0%, 24%, 40% and 90%) and three repetitions. To estimate costs, P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> and Mg<sup>2+</sup> levels in runoff water and soil removed through erosion were added together, converted into triple superphosphate, potassium chloride and dolomitic limestone and multiplied by their respective market prices. The results indicate that under the experimental conditions, increased percentages of cover led to reduced loss of water, soil, organic matter and nutrients. The soil with 90% cover presented 51.97% lower average water loss, 54.44% lower soil loss and 54.91% lower organic matter than the treatment with 0% cover. In soil with no cover, estimated losses of 16% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> and 8% KCl were observed in terms of the quantity of fertilizers recommended. Costs varied from US\$ 107.76 ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> in soil with 0% cover to US\$ 18.15 ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> in soil with 90% cover. Using these values, it was estimated that Brazil suffers losses of 616.5 million tons of soil per year as a result of soil erosion in annual crops and that the cost of this is around US\$ 1.3 billion per year.

**Key words:** soil loss, water loss, nutrient loss, economic valuation, environmental valuation.

## 1. INTRODUÇÃO

A erosão hídrica é uma das principais formas de degradação dos solos agrícolas no Brasil. Trata-se de um processo de escoamento superficial pela água da enxurrada, no qual

há desagregação, transporte e deposição de partículas de solo, nutrientes e matéria orgânica (MO). A ocorrência de processos erosivos é determinada, entre outros, por

fatores como erosividade da chuva, erodibilidade do solo e cobertura vegetal, sendo a cobertura do solo um fator de grande importância no controle da erosão hídrica.

As principais consequências da erosão hídrica são as perdas de água, terra, MO, nutrientes e os custos gerados por estas (Pimentel et al., 1995; Telles et al., 2011; Telles et al., 2013a). Estudar esse fenômeno é de extrema importância, visto que a água doce é um recurso natural escasso e que a perda gradativa das camadas de terra pode tornar os solos improdutivos (Pimentel et al., 1995; Lal, 1998; Den Biggelaar et al., 2003a, b). Além disso, os gastos com fertilizantes, que representam entre 20% e 41% dos custos de produção em culturas como a soja, o milho e o trigo (Matson et al., 1998; Castro et al., 2006; Cavalett & Ortega, 2009; Souza et al., 2012), bem como o volume de insumos aplicados em uma safra que podem ser “lavados” pela água da chuva, podem representar perdas econômicas significativas, tendo um impacto considerável sobre as despesas e receitas dos agricultores. Ademais, há despesas com os reparos de danos gerados pela erosão nos estabelecimentos agrícolas, como horas de trabalho e de maquinário para o replantio das culturas e manutenção de terraços.

A utilização dos resíduos culturais como cobertura do solo é uma maneira simples e eficaz de controlar a erosão em áreas cultivadas (Meyer et al., 1970; Bertol et al., 1997; Morais & Cogo, 2001; Bertol et al., 2007). Apresenta capacidade de dissipação da energia erosiva das gotas de chuva, minimizando o processo de desagregação e de selamento superficial do solo, contribuindo para o aumento da infiltração de água no solo. Esses fatores ajudam a sustentar a hipótese de que a cobertura do solo reduz as perdas de água, terra, MO, nutrientes e custos. Diversas pesquisas têm demonstrado a eficácia de preparos conservacionistas associados à manutenção de resíduos culturais sobre o solo no controle da erosão. Essas práticas possibilitam reduções de 50% a 100% nas perdas de terra, em relação ao preparo convencional – PC – (Bertol et al., 1997; Bertol et al., 2007; Morais & Cogo, 2001). Entre os preparos conservacionistas mais investigados, as perdas de terra no plantio direto (PD), de modo geral, são menores do que no PC e no preparo mínimo – PM – (Eltz et al., 1984a, b; Bertol et al., 2007; Pugliesi et al., 2011), devido ao maior percentual de cobertura e ao menor revolvimento do solo. Sistemas com índices de cobertura do solo superiores a 30% nos períodos de cultivo e pousio são considerados conservacionistas (Lopes et al., 1987; Machado & Silva, 2001; Soane et al., 2012).

No Brasil, a associação das perdas físicas geradas pelo processo erosivo aos seus aspectos econômicos não é algo novo (Telles et al., 2013b), no entanto, essa abordagem foi tratada em poucos estudos (Marques et al., 1961; Sorrenson & Montoya, 1989; Martin et al., 1991; Marques, 1998; Rodrigues, 2005; Bertol et al., 2007; Sarcinelli et al., 2009; Dantas & Monteiro, 2010; Pugliesi et al., 2011; Andrade et al., 2011). Embora os resultados dessas pesquisas tratem apenas das

perdas de nutrientes na unidade produtiva (*on-site*), que representam pequena parcela dos custos totais da erosão do solo (Crosson, 1995), essas informações são importantes para que produtores, pesquisadores e governantes formem suas opiniões sobre as práticas conservacionistas de manejo.

Nesse contexto, o estudo tem por objetivo avaliar perdas de água, terra, MO e nutrientes, e estimar custos da erosão em função de quatro taxas de cobertura do solo.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi realizado com dados de experimento conduzido entre 1987 e 1996, no Centro Experimental Central do Instituto Agrônomo (IAC), no município de Campinas, Estado de São Paulo, Brasil (22°51'S e 47°4'W; 630 m de altitude) – figura 1 –, em um Latossolo Vermelho distroférrico típico (classificado de acordo com Santos et al., 2006). Segundo a classificação de Köppen, o clima é do tipo Cwa, tropical de altitude, com inverno seco e verão úmido e quente. A precipitação média anual é de 1.430 mm. A temperatura média é de 20,5°C (Setzer, 1966). A média anual da erosividade é de 6.738 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, com 62% do potencial de erosão anual ocorrendo durante o período de dezembro a fevereiro (Lombardi & Moldenhauer, 1992). O histórico da área do experimento encontra-se descrito em Marques (1951), Marques et al. (1961) e Tengberg et al. (1997).

### Avaliação das perdas de terra, água e nutrientes

O delineamento experimental foi inteiramente ao acaso, com quatro tratamentos e três repetições. Os tratamentos representaram quatro taxas de cobertura do solo: 0%, 24%, 40% e 90%. O tratamento 0% de cobertura foi mantido totalmente descoberto. Naquele com 24% de cobertura, 2/5 do talhão foram mantidos descobertos e 3/5 cobertos com sombrite 18%. Nos outros dois tratamentos, 40% e 90% de cobertura, utilizaram-se sombrites 18% e 30% em todo o talhão. Os valores de 40% e 90% aproximam-se dos valores considerados como os de cobertura do solo com resíduos culturais para, respectivamente, manejo conservacionista e sistema plantio direto - SPD (Cline & Hendershot, 2006). O solo foi mantido sem vegetação, capinado manualmente, para que o crescimento de plantas invasoras sob o sombrite não alterasse a condição de cobertura estabelecida. No ano anterior ao início do ensaio, todas as parcelas foram cultivadas com crotalária juncea, sem uso de fertilizantes. O sorteio dos tratamentos nas parcelas foi feito considerando-se o histórico da área, que consistia em cultivo de plantas anuais com e sem rotação de culturas, de forma que as repetições

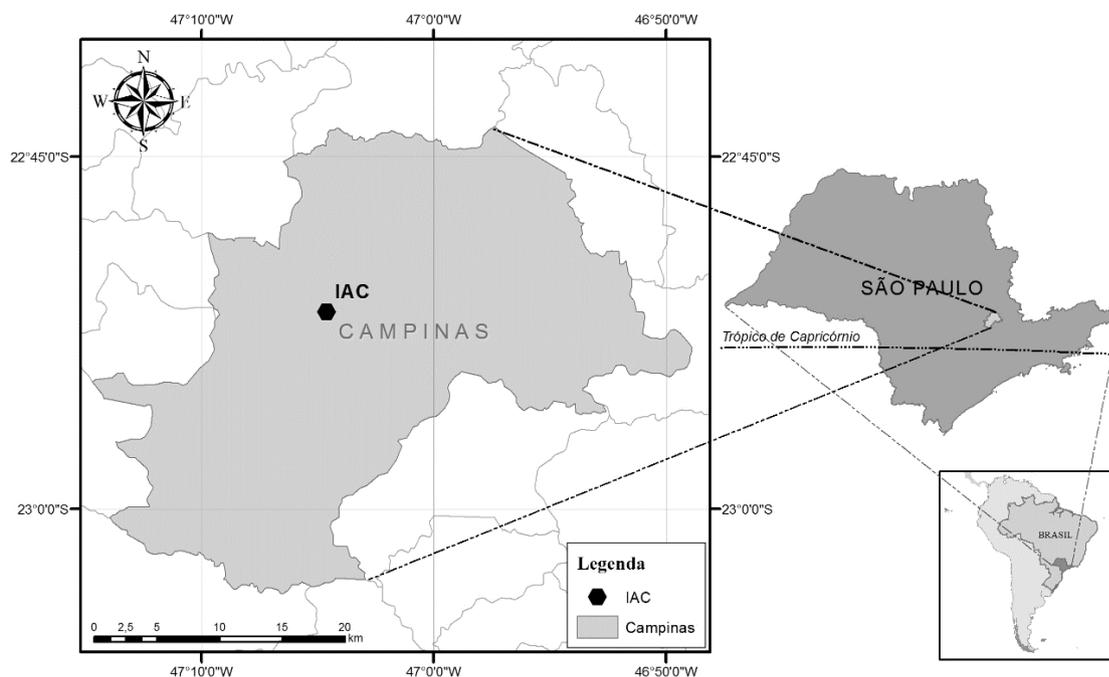


Figura 1. Localização da área de estudo.

Tabela 1. Valores de atributos físicos e químicos do solo, em agosto de 1987, antes do início do experimento, na camada 0-0,20 m

Areia	Silte	Argila	pH	MO	P	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	CTC	V
	(%)		(CaCl <sub>2</sub> )	(g dm <sup>-3</sup> )	(mg dm <sup>-3</sup> )		(mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )			(%)
34	9	57	5,3	37	7,5	38	16	2,5	89	65

MO: matéria orgânica. CTC: capacidade de troca de cátions. V: saturação por bases.

ficaram distribuídas entre os diferentes usos anteriores. A área experimental não recebeu nenhum fertilizante no período do experimento.

Os talhões têm 100 m<sup>2</sup>, 25 m de comprimento por 4 m de largura, com declividade média de 9%. O sistema coletor de enxurrada é composto por dois tanques de concreto, separados por um divisor do tipo Geib, onde é feita a coleta de 1/7 da enxurrada.

Na tabela 1 são apresentados os valores médios de alguns atributos físicos e químicos do solo, na camada 0-0,20 m, em agosto de 1987, antes do início do experimento. As análises foram realizadas em amostras de solo compostas por três subamostras, seguindo os procedimentos descritos por Quaggio & van Raij (1979) e por van Raij et al. (2001) para os atributos químicos, e Camargo et al. (2009) para as frações granulométricas.

Depois de cada chuva, sendo neste estudo consideradas apenas as chuvas com volumes de 40 mm ou mais, os tanques de armazenamento eram esvaziados para quantificação das perdas de água e terra, seguindo procedimento descrito por Bertoni (1949). Amostras da terra carregada pela erosão foram coletadas para determinação dos teores de matéria orgânica (MO), P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup>, Mn<sup>2+</sup> e Zn<sup>2+</sup> e da água da enxurrada para determinação dos teores de P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>. A MO foi determinada pelo método colorimétrico

(Quaggio & van Raij, 1979). Os teores de P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup> foram determinados com resina de troca iônica, sendo a de P realizada pelo método colorimétrico, K<sup>+</sup> pela fotometria de chama, e Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup> pela espectrofotometria de absorção atômica (van Raij et al., 2001). Os teores de Cu<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup>, Mn<sup>2+</sup> e Zn<sup>2+</sup> foram determinados por ICP-OES após extração pelo método do DTPA pH 7,3.

### Avaliação dos custos da erosão do solo

Para estimar os custos das perdas dos nutrientes, com base nas perdas de P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>, os teores destes na água da enxurrada e na terra carregada pela erosão foram somados e convertidos em fertilizantes comerciais. O P foi expresso na forma de superfosfato triplo (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 42%), o K<sup>+</sup> na forma de cloreto de potássio (KCl, 60%) e o Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup> na forma de calcário dolomítico [CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, 38%].

Os preços pagos pelos produtores por esses fertilizantes foram obtidos no Instituto de Economia Agrícola (IEA) do Estado de São Paulo e no Departamento de Economia Rural (Deral), da Secretaria da Agricultura e do Abastecimento do Paraná. Para efeito de cálculo, foram considerados os preços em reais pagos em março de 2011, convertidos em dólares<sup>(4)</sup>.

<sup>(4)</sup> Taxa de câmbio de 30/3/2011.

Sendo o valor considerado para tonelada do superfosfato triplo de US\$ 682,84, para a do cloreto de potássio de US\$ 929,49 e para a do calcário dolomítico de US\$ 40,98.

A estimativa dos custos foi feita com base na equação 1 (Telles et al., 2013b):

$$C = \sum_{i=1}^m (Q_i P_i) \quad (1)$$

sendo: C os custos da erosão do solo referentes às perdas dos nutrientes avaliados (P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>); Q<sub>i</sub> a quantidade de fertilizantes perdidos pelo processo de erosão; P<sub>i</sub> o preço por tonelada dos diferentes fertilizantes; e m os diferentes fertilizantes (nesse caso, o superfosfato triplo, o cloreto de potássio e o calcário dolomítico).

### Análise estatística

Os dados anuais de perdas de água, terra e nutrientes e as estimativas dos custos em função das taxas de cobertura do solo foram submetidos à análise de variância e de regressão a 1% (p≤0,01) e 5% (p≤0,05) de significância. As análises foram realizadas utilizando-se o programa Statistical Analysis System (SAS<sup>®</sup>), versão 9.3.

## 3. RESULTADOS

### Perdas de terra, água e matéria orgânica

As perdas médias anuais de água, terra e MO por erosão hídrica entre 1987 e 1996 apresentaram redução significativa em função de taxas de cobertura do solo (0%, 24%, 40% e 90%), seguindo um modelo polinomial de segundo grau (Tabela 2). Na comparação entre os tratamentos com 0% e 90% de cobertura, foram observadas reduções das perdas de água (51,97%), de terra (54,44%) e de MO (54,91%). Entre os tratamentos com 0% e 40% de cobertura, também houve redução das perdas de água (8,36%), de terra (8,23%) e de MO (10,48%). Entre os tratamentos com 0% e 24% de cobertura, houve redução das perdas de água (3,08%), de terra (8,95%) e de MO (11,38%).

**Tabela 2.** Médias anuais das perdas de água, terra e matéria orgânica por erosão hídrica entre 1987 e 1996, em função de quatro taxas de cobertura do solo

Cobertura (%)	Água (mm ano <sup>-1</sup> )	Terra (Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	MO (kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )
0	170,74	27,59	685,96
24	165,48	25,12	607,88
40	156,46	25,32	614,05
90	82,00	12,57	309,31
Regressão	$y = 169,48 + 1,83x - 0,157x^2$	$y = 27,25 + 0,002x - 0,002x^2$	$y = 675,22 + 3,47x - 0,51x^2$
R <sup>2</sup>	0,70*	0,82*	0,84*

MO: matéria orgânica. \* p≤0,01.

### Perdas de nutrientes

Na água da enxurrada, as perdas de nutrientes diminuíram linearmente com o aumento da cobertura (Tabela 3). Comparando o solo com 0% de cobertura àquele com 90%, o segundo apresentou perdas menores de P (84,11%), K<sup>+</sup> (85,86%), Ca<sup>2+</sup> (91,97%) e Mg<sup>2+</sup> (89,64%). No solo com taxa de 0% de cobertura, em relação ao solo com 40%, também se verificaram menores perdas de P (65,42%), K<sup>+</sup> (73,79%), Ca<sup>2+</sup> (83,83%) e Mg<sup>2+</sup> (74,61%). No solo com taxa de 0% de cobertura, em comparação ao solo com 24%, foram apuradas perdas menores de P (31,78%) e K<sup>+</sup> (35,52%) e maiores de Ca<sup>2+</sup> (82,35%) e Mg<sup>2+</sup> (34,72%). As quantidades totais de nutrientes na água da enxurrada foram da seguinte ordem: Ca<sup>2+</sup> > K<sup>+</sup> > Mg<sup>2+</sup> > P. Essa mesma sequência foi observada por Hernani et al. (1999), que avaliaram perdas de nutrientes em um Latossolo Vermelho distroférico de Dourados (MS), e por Silva et al. (2005), que avaliaram perdas de nutrientes em um Latossolo Vermelho distroférico típico de Lavras (MG).

Com relação às perdas de nutrientes nos sedimentos da erosão (Tabela 3), a redução em relação ao aumento da cobertura do solo foi linear para P e K<sup>+</sup>, e polinomial para Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>. Se comparados o solo com 0% de cobertura e o solo com 90%, constata-se que o segundo gerou menores perdas de P (50,65%), K<sup>+</sup> (57,14%), Ca<sup>2+</sup> (57,66%) e Mg<sup>2+</sup> (55,80%). Comparando o solo com 0% de cobertura àquele com 40%, no segundo houve menores perdas de P (18,18%), K<sup>+</sup> (28,57%), Ca<sup>2+</sup> (17,09%) e Mg<sup>2+</sup> (10,78%). Na comparação do solo com 0% e 24%, no segundo também houve menores perdas P (2,60%), K<sup>+</sup> (17,35%), Ca<sup>2+</sup> (11,01%) e Mg<sup>2+</sup> (2,62%). A tendência de perdas de nutrientes nos sedimentos da erosão foi a seguinte: Ca<sup>2+</sup> > Mg<sup>2+</sup> > K<sup>+</sup> > P.

No caso das perdas totais de P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>, na comparação dos tratamentos com 0% de cobertura e com 90%, o segundo gerou perdas, respectivamente, 70,11%, 78,61%, 72,13% e 67,94% menores. Na comparação do tratamento com 0% de cobertura ao de 40%, as perdas P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup> foram, respectivamente, 45,65%, 62,37%, 45,24% e 33,80% menores. Por fim, na comparação do tratamento com 0% de cobertura ao de 24%, as perdas P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup> foram, respectivamente, 19,57%, 37,31%,

41,10% e 13,41%. A perda total dos nutrientes – a soma das perdas na água da enxurrada e nos sedimentos da erosão – obedeceu à ordem:  $Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+ > P$ .

As perdas médias de  $Cu^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$ ,  $Mn^{2+}$  e  $Zn^{2+}$  na terra carregada pela erosão também foram, de modo geral, reduzidas em razão da cobertura do solo (Tabela 4). Comparando o solo com 90% de cobertura àquele com 0%, o primeiro apresentou perdas menores de  $Cu^{2+}$  (50%),  $Fe^{3+}$  (54,16%) e  $Mn^{2+}$  (63,89%). No solo com taxa de 40% de cobertura, em relação ao solo com 0%, também se verificaram menores perdas de  $Cu^{2+}$  (18,75%),  $Fe^{3+}$  (4,17%) e  $Mn^{2+}$  (30,99%), e maiores de  $Zn^{2+}$  (50%). No solo com taxa de 24% de cobertura, em comparação ao solo com 0%, foram apuradas perdas menores de  $Cu^{2+}$  (6,25%),  $Fe^{3+}$  (20,83%) e  $Mn^{2+}$  (8,95%), e maiores de  $Zn^{2+}$  (50%).

As perdas médias e as quantidades totais de P expressas em superfosfato triplo ( $P_2O_5$ , 42%), as de  $K^+$  em cloreto de potássio (KCl, 60%) e as de  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$  em calcário dolomítico [ $CaMg(CO_3)_2$ , 38%] foram reduzidas em função da cobertura do solo tanto na água da enxurrada quanto nos sedimentos da erosão (Tabela 5).

As perdas de  $P_2O_5$  foram menores na água da enxurrada do que nos sedimentos da erosão. Na água da enxurrada, o solo com 90% de cobertura teve as perdas desse elemento reduzidas em 83,03%, em relação ao solo com taxa de 0%. Para as taxas de 40% e 24% de cobertura, em comparação ao solo com 0%, as perdas foram reduzidas em, respectivamente, 64,08% e 27,98%. Já nos sedimentos da erosão, essas perdas foram reduzidas em 53,21%, 18,29% e 3,56% para as taxas de cobertura de 90%, 40% e 24%, respectivamente, em comparação ao solo com 0%.

**Tabela 3.** Médias anuais das perdas de P,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$  na água da enxurrada e na terra carregada pela erosão entre 1987 e 1996, em função de quatro taxas de cobertura do solo

Cobertura (%)	P	$K^+$	$Ca^{2+}$	$Mg^{2+}$
(kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )				
Na água da enxurrada				
0	1,07	2,90	9,46	1,93
24	0,73	1,87	1,67	1,26
40	0,37	0,76	1,53	0,49
90	0,17	0,41	0,76	0,20
Regressão	$y = 1,04 - 0,031x$	$y = 1,00 - 0,019x$	$y = 9,23 - 0,786x - 0,017x^2$	$y = 1,83 - 0,060x$
R <sup>2</sup>	0,69**	0,58**	0,94*	0,53*
Na terra carregada pela erosão				
0	0,77	0,98	12,99	3,81
24	0,75	0,81	11,56	3,71
40	0,63	0,70	10,77	3,31
90	0,38	0,42	5,50	1,64
Regressão	$y = 0,83 - 0,013x$	$y = 1,00 - 0,019x$	$y = 12,89 + 0,012x - 0,009x^2$	$y = 3,72 + 0,05x - 0,004x^2$
R <sup>2</sup>	0,46**	0,46**	0,73*	0,77*
Total				
0	1,84	3,88	22,46	5,74
24	1,48	2,68	13,23	4,97
40	1,00	1,46	12,30	3,80
90	0,55	0,83	6,26	1,84
Regressão	$y = 1,87 - 0,044x$	$y = 3,76 - 0,105x$	$y = 21,19 - 0,517x$	$y = 6,01 - 0,130x$
R <sup>2</sup>	0,72*	0,61**	0,82*	0,63*

\* $p \leq 0,01$ . \*\*  $p \leq 0,05$ .

**Tabela 4.** Médias anuais das perdas de  $Cu^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$ ,  $Mn^{2+}$  e  $Zn^{2+}$  na terra carregada pela erosão entre 1987 e 1996, em função de quatro taxas de cobertura do solo

Cobertura (%)	$Cu^{2+}$	$Fe^{3+}$	$Mn^{2+}$	$Zn^{2+}$
(kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )				
0	0,16	0,24	3,13	0,04
24	0,15	0,19	2,85	0,06
40	0,13	0,23	2,16	0,06
90	0,08	0,11	1,13	0,04
Regressão	$y = 0,17 - 0,003x$	$y = 0,25 - 0,004x$	$y = 3,14 - 0,013x - 0,002x^2$	$y = 0,05 + 0,003x - 9,15 \cdot 10^{-5}x^2$
R <sup>2</sup>	0,72**	0,65**	0,63*	0,76**

\* $p \leq 0,01$ . \*\*  $p \leq 0,05$ .

Com relação ao KCl, perdas inferiores também ocorreram na água de enxurrada, se comparadas às dos sedimentos da erosão. Em comparação ao solo com 0% de cobertura, as perdas na água de enxurrada foram 86,12%, 74,41% e 36,96% menores para as coberturas com 24%, 40% e 90%, respectivamente. Na mesma comparação, as perdas nos sedimentos da erosão foram 57,79%, 29,65% e 18,59%.

As perdas de  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$  seguiram a mesma tendência, ou seja, na água de enxurrada, comparadas ao solo 0% de cobertura, foram 86,38% menores naquele com 90%, 71,02% naquele com 40% e 56,66% naquele com 24%. Nos sedimentos da erosão, seguindo a mesma comparação, as diferenças foram de, respectivamente, 56,95%, 14,98% e 7,02%.

### Custos on-site da erosão do solo

Os custos da erosão do solo associados às perdas dos nutrientes, na forma de superfosfato triplo ( $\text{P}_2\text{O}_5$ , 42%), cloreto de potássio (KCl, 60%) e calcário dolomítico [ $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ , 38%], em  $\text{US\$ ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ , apresentaram redução em função das maiores taxas de cobertura do solo (Tabela 6).

Os maiores custos ocorreram no solo com 0% de cobertura, totalizando  $\text{US\$ 107,76}$  por  $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$  e apresentando uma diferença de  $\text{US\$ 36,09}$ ,  $\text{US\$ 72,38}$  e  $\text{US\$ 89,61}$  por  $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ , respectivamente, para os solos com 24%, 40% e 90% de cobertura.

Os custos associados às perdas de KCl foram os maiores, seguidos pelos de  $\text{P}_2\text{O}_5$  e  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ . O custo gerado

**Tabela 5.** Médias anuais das perdas de superfosfato triplo ( $\text{P}_2\text{O}_5$ , 42%), cloreto de potássio (KCl, 60%) e calcário dolomítico [ $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ , 38%], na água da enxurrada e nos sedimentos da erosão, entre 1987 e 1996, em função de quatro taxas de cobertura do solo

Cobertura (%)	$\text{P}_2\text{O}_5$	KCl ( $\text{kg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ )	$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$
Água da enxurrada			
0	5,54	5,98	26,88
24	3,99	3,77	11,65
40	1,99	1,53	7,79
90	0,94	0,83	3,66
Regressão	$y = 54,72 - 1,597x$	$y = 56,55 - 1,781x$	$y = 236,49 - 7,562x$
R <sup>2</sup>	0,41**	0,35**	0,36**
Na terra carregada pela erosão			
0	4,21	1,99	63,67
24	4,06	1,62	59,20
40	3,44	1,40	54,13
90	1,97	0,84	27,41
Regressão	$y = 4,22 + 0,125x - 0,003x^2$	$y = 2,02 - 0,038x$	$y = 63,31 - 0,308x + 0,050x^2$
R <sup>2</sup>	0,53**	0,46**	0,76*
Total (água da enxurrada + sedimentos da erosão)			
0	9,74	7,96	90,55
24	8,06	5,39	70,85
40	5,43	2,93	61,93
90	2,91	1,67	31,07
Regressão	$y = 59,26 - 1,673x$	$y = 58,57 - 1,819x$	$y = 305,21 - 8,757x$
R <sup>2</sup>	0,43**	0,36**	0,41**

\* $p \leq 0,01$ . \*\* $p \leq 0,05$ .

**Tabela 6.** Médias anuais custos da erosão do solo associados às perdas de P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>, expressas na forma de superfosfato triplo ( $\text{P}_2\text{O}_5$ , 42%), cloreto de potássio (KCl, 60%) e calcário dolomítico [ $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ , 38%], em  $\text{US\$ ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ , entre 1987 e 1996, em função de quatro taxas de cobertura do solo

Cobertura (%)	$\text{P}_2\text{O}_5$ (42%)	KCl (60%)	$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ (38%)	Total
( $\text{US\$ ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ )				
0	40,68	57,39	9,69	107,76
24	30,05	36,50	5,12	71,67
40	15,96	15,57	3,85	35,38
90	7,76	8,53	1,86	18,15
Regressão	$y = 40,47 - 1,143x$	$y = 54,44 - 1,691x$	$y = 8,89 - 0,255x$	$y = 95,44 - 0,966x$
R <sup>2</sup>	0,65**	0,60**	0,64**	0,62**

\*\* $p \leq 0,05$ .

pelas perdas de nutrientes no solo com 0% de cobertura totalizaram US\$ 107,76 ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Desse montante, 37,75% correspondem ao P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 53,26% ao KCl e 8,99% ao CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>. No solo com 24% de cobertura, esse custo foi de US\$ 71,67 ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, e as perdas de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, KCl e CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> corresponderam, respectivamente, a 41,93%, 50,93% e 7,14% desse custo. No solo com 40% de cobertura, o custo total foi de US\$ 35,38 ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, e as perdas de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, KCl e CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> contribuíram, respectivamente, com 45,11%, 44,01% e 10,88% desse valor. No solo com 90% de cobertura, o custo total foi de US\$ 18,15 ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, e as perdas P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, KCl e CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> contribuíram, respectivamente, com 42,75%, 47% e 10,25% do total.

#### 4. DISCUSSÃO

De acordo com Lopes et al. (1987), Machado & Silva (2001) e Soane et al. (2012), índices de cobertura do solo com resíduos vegetais de 30%, ou mais, nos períodos de cultivo e pousio, caracterizam sistemas de manejo conservacionistas, com capacidade de controlar a erosividade da chuva. Cassol & Lima (2003) e Cassol et al. (2004) observaram em sistema sem preparo do solo, com 100% de cobertura, perdas de terra e água dez vezes menores, quando comparadas às do solo descoberto (0% de cobertura). Bertol et al. (2007) verificaram que o PD, por proporcionar maior taxa de cobertura ao solo, promoveu redução de 57% nas perdas de água e de 88% nas de terra, em comparação ao PC.

Nos trabalhos que comparam sistemas de manejo, as perdas de água, de modo geral, são menos influenciadas pela cobertura que as perdas de terra, como apresentado por De Maria (1999). Os resultados de perda de água não têm apresentado um padrão, sendo observadas perdas de água maiores ora no PC, ora no PM e no PD, ou mesmo semelhantes entre os diferentes sistemas, pela influência de outros fatores além da cobertura do solo, como alterações na estrutura e na taxa de infiltração de água. No presente estudo, em que apenas o fator de cobertura do solo tem influência nas perdas, o aumento da taxa de cobertura do solo controlou tanto as perdas de terra como perdas de água. Isso equivale dizer que a cobertura do solo favoreceu a retenção de partículas de solo e de água na unidade produtiva.

Muitos indicadores da qualidade do solo têm estreita relação com a MO, tais como estabilidade dos agregados (Tisdall & Oades, 1982), infiltração e retenção de água no solo, capacidade de troca de cátions (CTC), disponibilidade de nutrientes às plantas (Bronick & Lal, 2005), entre outros. Nesse contexto, perdas de MO do solo por erosão apresentam um efeito negativo sobre os atributos químicos, físicos e biológicos do solo, expresso principalmente pela redução da fertilidade, pela redução da capacidade produtiva do solo (Lal, 1998; Den Biggelaar et al., 2003a, b) e pelo círculo vicioso de aceleração dos processos erosivos. Ademais, a erosão do solo contribui para liberação de CO<sub>2</sub>, que impacta

negativamente sobre as mudanças climáticas (Lal, 2004). Vale destacar que a persistência desse processo pode conduzir as atividades agrícolas, em última instância, a uma situação de insustentabilidade econômica. Principalmente pelo fato de o produtor tentar compensar a perda de qualidade do solo com reposição de maior volume de insumos, o que incorre em aumento dos custos de produção – sendo a MO do solo não factível de reposição no curto prazo. Assim, tentar valorar economicamente a sua perda é arriscado, havendo grande risco de erros de estimação. Sistemas de manejo conservacionistas, como o PD, proporcionam menores perdas da MO do solo (Hernani et al., 1999), e os seus benefícios ocorrem no longo prazo, em função da sua dinâmica.

Com relação às perdas de macronutrientes (P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>), os valores foram elevados (Tabela 3), principalmente os de P na água da enxurrada, que também podem resultar em processo de eutrofização (Boardman & Poesen, 2006; Ekholm & Lehtoranta, 2012). No entanto, a cobertura do solo foi mais eficiente no controle das perdas desses macronutrientes na água da enxurrada do que nos sedimentos da erosão.

Ao considerar a quantidade de fertilizantes perdida em relação à aplicada pelos produtores nos cultivos anuais, observaram-se valores elevados (Tabela 5). Tomando como exemplo a quantidade de fertilizantes recomendada por van Raij et al. (1996), para se obter uma produtividade de 6 a 8 t ha<sup>-1</sup> de milho e 3 a 3,5 t ha<sup>-1</sup> de soja (70 kg ha<sup>-1</sup> P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e 103 kg ha<sup>-1</sup> KCl), e comparando esses valores aos resultados deste estudo, infere-se que no tratamento sem cobertura a perda seria de 16% de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e 8% de KCl, e no tratamento com 90% de cobertura de 5% de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e 2% de KCl. A diferença entre os tratamentos com 0% e 90% de cobertura indica uma redução da perda de fertilizantes, o que permite aos indivíduos fazer a escolha de manter a cobertura sobre o solo – com o plantio de plantas de cobertura ou rotação de culturas, como o SPD – pautados na racionalidade econômica. Em relação à quantidade de calcário normalmente aplicada (≥ 2.000 kg ha<sup>-1</sup>), as perdas observadas neste estudo foram proporcionalmente baixas (90,55 kg ha<sup>-1</sup>).

As perdas de micronutrientes foram muito baixas (Tabela 4), de forma que não se observou efeito dos tratamentos de cobertura. Desse modo, para evitar erros de subestimação, não foi realizada estimativa dos custos.

Os custos associados às perdas de P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>, expressos na forma de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (42%), KCl (60%) e CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> (38%), obtidos neste estudo, foram sempre menores quanto maior a taxa de cobertura do solo. As perdas de K<sup>+</sup>, na forma de KCl (60%), assim como no estudo de Bertol et al. (2007), foram as que mais impactaram os custos *on-site* da erosão do solo. De modo geral, os resultados deste estudo indicam que quanto maior o percentual de cobertura do solo, menores serão os custos da erosão associados às perdas totais de nutrientes, ou seja, tanto na água da enxurrada quanto nos sedimentos da erosão.

No Brasil, exemplos dessa constatação encontram-se nos trabalhos de Bertol et al. (2007) e Pugliesi et al. (2011), os quais verificaram uma redução das perdas geradas pela erosão

em sistemas de manejo que aportavam maior cobertura ao solo. No primeiro caso (Bertol et al., 2007), os autores estimaram os custos da erosão do solo, associados às perdas de nutrientes, convertidos em superfosfato triplo, cloreto de potássio e calcário dolomítico, em três sistemas de manejo (PC, PM e PD), em Cambissolo Húmico aluminico léptico. Os valores estimados em PC foram 40,53% superiores aos do PD. No segundo (Pugliesi et al., 2011), os autores apresentaram os custos relacionados às perdas de nutrientes, expressos na forma de ureia, superfosfato simples, cloreto de potássio e calcário dolomítico, em um Latossolo Vermelho distroférico típico, A moderado, relevo ondulado, para diferentes sistemas de manejo. Os valores estimados indicaram que os custos no PC foram 140% maiores que no PD.

Além disso, tanto as perdas quanto os custos são anuais, tendo um efeito cumulativo. Quando o solo é exposto por um longo período de tempo ao processo erosivo, o volume de insumos necessários para repor o que foi perdido, a fim de restaurar a fertilidade do solo a índices que permitam obter adequada produtividade, pode ser caro e até mesmo economicamente inviável. Portanto, a manutenção da cobertura do solo é uma prática essencial para minimizar os efeitos negativos da erosão sobre os solos agrícolas.

No caso específico deste estudo, foram apresentados os custos referentes à perda de alguns macronutrientes. Há de se levar em conta que, caso seja necessária a reposição dos nutrientes carregados pela erosão, para manter a fertilidade do solo em um nível que garanta adequada produção, outros custos adicionais devem ser computados com mão de obra, maquinário e combustível, para realizar esse procedimento.

Com relação ao debate sobre a importância de se valorar os custos *on-site* da erosão do solo pelas perdas de nutrientes (que representa uma pequena parcela do custo total), pode-se dizer que, embora se trate de uma “subestimativa” do real custo da erosão, os resultados gerados são válidos e de grande importância para os agentes públicos, sobretudo em países em desenvolvimento, principalmente quando esses valores são expandidos para unidades territoriais maiores, como municípios, estados, país. Além disso, há escassez de estudos nessa temática, sendo necessário e desejável avanço nessa linha de pesquisa no Brasil.

Bahia et al. (1992), por exemplo, indicaram para o Brasil perdas por erosão, provenientes de áreas agrícolas, de 600 milhões de toneladas de terra por ano, perfazendo um custo da monta de US\$ 1,5 bilhão em função das perdas de nutrientes. Já Hernani et al. (2002) estimaram as perdas em 820 milhões de toneladas de terra por ano, totalizando um custo de US\$ 2,64 bilhões com perdas de nutrientes, o que representou aproximadamente 7% do Produto Interno Bruto (PIB) da agropecuária no ano de 2000.

Se considerarmos as estimativas de perdas de terra e os custos observados neste estudo, supondo a cobertura artificial do solo de 24% como equivalente ao PC, a de 40% ao PM e a de 90% ao SPD, e tomando como base os números publicados por Llanillo et al. (2013) em relação à área ocupada

com lavouras anuais por esses sistemas de preparo do solo no Brasil<sup>(5)</sup>, no ano de 2006<sup>(6)</sup>, é possível estimar perdas de solos para o país em cerca de 616,5 milhões de toneladas ao ano, totalizando um custo anual<sup>(7)</sup> com as perdas de P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>, expressos na forma de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (42%), KCl (60%) e CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> (38%), da ordem de US\$ 1,3 bilhão<sup>(8)</sup>. O que diferencia essa estimativa dos valores apresentados por Bahia et al. (1992) e Hernani et al. (2002) é que esses autores consideraram em suas estimativas, além das áreas de lavouras anuais, aquelas utilizadas com pastagens e culturas perenes, totalizando uma área mais abrangente do que a considerada neste estudo.

A partir das diferenças obtidas entre as diferentes taxas de cobertura, considerando a possibilidade de que toda a área de lavouras anuais no Brasil fosse cultivada no SPD, a estimativa de perdas de solos para o país seria de aproximadamente 420,3 milhões de toneladas ao ano, totalizando um custo anual com as perdas de P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>, expressos na forma de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (42%), KCl (60%) e CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> (38%), da ordem de US\$ 603,6 milhões.

Do ponto de vista do produtor, as perdas e os custos são pouco perceptíveis, mas, considerando-se toda a agricultura brasileira, os valores são elevados e justificam a importância, entre outros fatores, da cobertura do solo.

## 5. CONCLUSÃO

Em comparação ao solo com 0% de cobertura, aquele com 90% reduziu as perdas médias de água em 51,97%, as de terra em 54,44% e as de MO em 54,89%.

O maior percentual de cobertura do solo resultou em menores custos associados às perdas de água, terra e nutrientes por erosão.

Os custos da erosão do solo associadas às perdas de fertilizantes para as taxas de 0%, 24%, 40% e 90% de cobertura do solo foram de, respectivamente, US\$ 107,76, US\$ 71,67, US\$ 35,38 e US\$ 18,15 por ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

Em solo sem cobertura, foram estimadas perdas de 16% de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e 8% de KCl em relação à quantidade de fertilizantes recomendada.

Estima-se, com base nos resultados desse experimento, que os custos da erosão do solo relacionados às perdas de P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>, em lavouras anuais no Brasil, seriam da ordem de US\$ 1,3 bilhão ao ano.

<sup>(5)</sup> Essas informações são referentes ao Censo Agropecuário 2006, realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (Llanillo et al., 2013).

<sup>(6)</sup> PC: 11.784,213 ha; PM: 3.783,494 ha; SPD: 17.871,773 ha.

<sup>(7)</sup> Essas estimativas consideram apenas os valores monetários que teriam sido pagos pelos produtores pelos nutrientes perdidos; não consideram de forma ampla os custos de reposição, pois não há uma análise de quanto seria necessário repor em termos de nutrientes para recuperar a fertilidade do solo com vista a obter a máxima produtividade.

<sup>(8)</sup> Em dólares de 30/3/2011.

## AGRADECIMENTOS

Agradecimentos ao CNPq, pela concessão de bolsas e pelo auxílio financeiro (CNPq Processo n. 562.453/2010-5) que viabilizou a realização da pesquisa.

## REFERÊNCIAS

- Andrade, N. S. F., Martins, M. V., Fo., Torres, J. L. R., Pereira, G. T., & Marques, J. Jr. (2011). Impacto técnico e econômico das perdas de solo e nutrientes por erosão no cultivo da cana-de-açúcar. *Engenharia Agrícola*, 31, 539-550. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162011000300014>.
- Bahia, V. G., Curi, N., Carmo, D. N., & Marques, J. J. G. S. M. (1992). Fundamentos de erosão do solo: tipos, formas, mecanismos, fatores determinantes e controle. *Informe Agropecuário*, 16, 25-31.
- Bertol, I., Cogo, N. P., & Levien, R. (1997). Erosão hídrica em diferentes preparos do solo logo após as colheitas de milho e trigo, na presença e na ausência dos resíduos culturais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 21, 409-418. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06831997000300009>.
- Bertol, I., Cogo, N. P., Schick, J., Gudagnin, J. C., & Amaral, A. J. (2007). Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31, 133-142. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832007000100014>.
- Bertoni, J. (1949). Sistemas coletores para determinação de perdas por erosão. *Bragantia*, 9, 147-155. <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87051949000200005>.
- Boardman, J., & Poesen, J. (2006). Off-Site impacts of erosion: eutrophication as an example. In S. Rekolainen, P. Ekholm, L. Heathwaite, J. Lehtoranta, & R. Uusitalo (Eds.), *Soil erosion in Europe* (p. 775-789). Chichester: John Wiley & Sons. <http://dx.doi.org/10.1002/0470859202>.
- Bronick, C. J., & Lal, R. (2005). Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124, 3-22. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>.
- Camargo, O. A., Moniz, A. C., Jorge, J. A., & Valadares, J. M. A. S. (2009). Métodos de análise química e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas (Boletim Técnico, 106). Campinas: Instituto Agronômico. 77 p.
- Cassol, E. A., & Lima, V. S. (2003). Erosão em entressulcos sob diferentes tipos de preparo e manejo do solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 38, 117-124. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2003000100016>.
- Cassol, E. A., Cantalice, J. R. B., Reichert, J. M., & Mondardo, A. (2004). Escoamento superficial e desagregação do solo em entressulcos em solo franco-argilo-arenoso com resíduos vegetais. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 39, 685-690. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2004000700010>.
- Castro, S. H., Reis, R. P., & Lima, A. L. R. (2006). Custos de produção da soja cultivada sob sistema de plantio direto: estudo de multicaseos no oeste da Bahia. *Ciência e Agrotecnologia*, 30, 1146-1153. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542006000600017>.
- Cavalett, O., & Ortega, E. (2009). Emergy, nutrients balance, and economic assessment of soybean production and industrialization in Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 17, 762-771. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.11.022>.
- Cline, J., & Hendershot, R. (2006). Conservation tillage. In R. Lal (Ed.), *Encyclopedia of soil science* (Vol. 1, p. 331-334). Boca Raton: CRC Press.
- Crosson, P. (1995). Soil erosion estimates and costs. *Science*, 269, 461-464. <http://dx.doi.org/10.1126/science.269.5223.461>. PMID:17842347
- Dantas, K. P., & Monteiro, M. S. L. (2010). Valoração econômica dos efeitos internos da erosão: impactos da produção de soja no cerrado piauiense. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, 48, 619-633. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-20032010000400006>.
- De Maria, I. C. (1999). Erosão e terraços em plantio direto. *Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, 24, 17-22.
- Den Biggelaar, C., Lal, R., Wiebe, K., & Breneman, V. (2003a). The global impact of soil erosion on productivity. I: Absolute and relative erosion-induced yield losses. *Advances in Agronomy*, 81, 1-48. [http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(03\)81001-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(03)81001-5).
- Den Biggelaar, C., Lal, R., Wiebe, K., Eswaran, H., Breneman, V., & Reich, P. (2003b). The global impact of soil erosion on productivity. II: Effects on crop yields and production over time. *Advances in Agronomy*, 81, 49-95. [http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(03\)81002-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(03)81002-7).
- Ekholm, P., & Lehtoranta, J. (2012). Does control of soil erosion inhibit aquatic eutrophication? *Journal of Environmental Management*, 93, 140-146. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.09.010>. PMID:22054580
- Eltz, F. L. F., Cassol, E. A., Guerra, M., & Abrão, P. U. R. (1984a). Perdas de solo e água por erosão em diferentes sistemas de manejo e coberturas vegetais em solo São Pedro (Podzólico Vermelho-Amarelo) sob chuva natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 8, 245-249.
- Eltz, F. L. F., Cassol, E. A., Scopel, I., & Guerra, M. (1984b). Perdas de solo e água por erosão em diferentes sistemas de manejo e coberturas vegetais em solo Laterítico Bruno-Avermelhado distrófico (São Jerônimo) sob chuva natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 8, 117-125.
- Hernani, L. C., Freitas, P. L., Pruski, F. F., De Maria, I. C., Castro, C., Fo., & Landers, J. N. (2002). A erosão e seu impacto. In C. V. Manzatto, E. Freitas Jr., & J. R. R. Peres (Eds.), *Uso agrícola dos solos brasileiros* (p. 47-60). Rio de Janeiro: Embrapa Solos.
- Hernani, L. C., Kurihara, C. H., & Silva, W. M. (1999). Sistemas de manejo de solo e perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 23, 145-154. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06831999000100018>.
- Lal, R. (1998). Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 17, 319-464. [http://dx.doi.org/10.1016/S0735-2689\(98\)00363-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0735-2689(98)00363-3).
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123, 1-22. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>.
- Llanillo, R. F., Telles, T. S., Soares, Jr., D., & Pelinni, T. (2013). Tillage systems on annual crops in Brazil: Figures from the 2006 Agricultural Census. *Semina: Ciências Agrárias*, 34, 3691-3698. <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2013v34n6Supl1p3691>.

- Lombardi, F., No., & Moldenhauer, W. C. (1992). Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). *Bragantia*, 51, 189-196. <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87051992000200009>.
- Lopes, P. R., Cogo, N. P., & Levien, R. (1987). Eficácia relativa de tipo e quantidade de resíduos culturais espalhados uniformemente sobre o solo na redução da erosão hídrica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 11, 71-75.
- Machado, P. L. O. A., & Silva, C. A. (2001). Soil management under no-tillage systems in the tropics with special reference to Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 61, 119-130. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1013331805519>.
- Marques, J. F. (1998). Custos da erosão do solo em razão dos seus efeitos internos e externos à área de produção agrícola. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, 36, 61-79.
- Marques, J. Q. A. (1951). Determinação de perdas por erosão. *Archivo Fitotécnico del Uruguay*, 4, 505-556.
- Marques, J. Q. A., Bertoni, J., & Barreto, G. B. (1961). Perdas por erosão no estado de São Paulo. *Bragantia*, 20, 1143-1182. <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87051961000100047>.
- Martin, N. B., Matsunaga, M., Veiga, A. A., Fo., Donzelli, P. L., Salvio, J., No., Bertollini, D., Lombardi, F., No., Weill, M. A. M., Pedro, M. J., Jr., Berton, R. S., Oliveira, J. B., Carvalho, Y. C., Gatti, E. V., & Vieira, J. L. T. M. (1991). Economia agrícola paulista: características e potencialidades. *Informações Econômicas*, 21, 1-201.
- Matson, P. A., Naylor, R., & Ortiz-Monasterio, I. (1998). Integration of environmental, agronomic, and economic aspects of fertilizer management. *Science*, 280, 112-115. <http://dx.doi.org/10.1126/science.280.5360.112>. PMID:9525856
- Meyer, L. D., Wischmeier, W. H., & Foster, G. R. (1970). Mulches rate required for erosion control on steep slopes. *Soil Science Society of America Proceedings*, 34, 928-931. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1970.03615995003400060031x>.
- Morais, L. F. B., & Cogo, N. P. (2001). Comentários críticos de rampa para diferentes manejos de resíduos culturais em sistema de semeadura direta em um Argissolo Vermelho da Depressão Central (RS). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 25, 1041-1051. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832001000400026>
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R., & Blair, R. (1995). Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 267, 1117-1123. <http://dx.doi.org/10.1126/science.267.5201.1117>. PMID:17789193
- Pugliesi, A. C. V., Marinho, M. A., Marques, J. F., & Lucarelli, J. R. F. (2011). Valoração econômica do efeito da erosão em sistemas de manejo do solo empregando o método custo de reposição. *Bragantia*, 70, 113-121. <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052011000100017>.
- Quaggio, J. A., & van Raij, B. (1979). Comparação de métodos rápidos para a determinação da matéria orgânica em solos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 3, 184-187.
- Rodrigues, W. (2005). Valoração econômica dos impactos ambientais de tecnologias de plantio em região de cerrados. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, 43, 135-153. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-20032005000100008>.
- Santos, H. G., Jacomine, P. K. T., Anjos, L. H. C., Oliveira, V. A., Oliveira, J. B., Coelho, M. R., Lumbrreras, J. F., & Cunha, T. J. F. (Eds.). (2006). Sistema brasileiro de classificação de solos. (2 ed.). Rio de Janeiro: Embrapa Solos.
- Sarcinelli, O., Marques, J. F., & Romeiro, A. R. (2009). Custos e benefícios da adoção de práticas e medidas para conservação do solo agrícola: um estudo de caso na microbacia hidrográfica do córrego Oriçandinha. *Informações Econômicas*, 39, 5-16.
- Setzer, J. (1966). Atlas climático e ecológico do estado de São Paulo. São Paulo: Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguaí.
- Silva, A. M., Silva, M. L. N., Curi, N., Lima, J. M., Avanzi, J. C., & Ferreira, M. M. (2005). Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 40, 1223-1230. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2005001200010>.
- Soane, B. D., Ball, B. C., Arvidsson, J., Basch, G., Moreno, F., & Roger-Estrade, J. (2012). No-till in northern, western and south-western Europe: a review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil & Tillage Research*, 118, 66-87. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2011.10.015>.
- Sorrenson, W. J., & Montoya, L. J. (1989). Implicações econômicas da erosão do solo e do uso de algumas práticas conservacionistas no Paraná (Boletim Técnico, 21). Londrina: Iapar.
- Souza, J. A., Buzetti, S., Tarsitano, M. A. A., & Valderrama, M. (2012). Lucratividade do milho em razão das fontes, doses e épocas de aplicação de nitrogênio. *Revista Ceres*, 59, 321-329. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-737X2012000300005>.
- Telles, T. S., Dechen, S. C. F., & Guimarães, M. F. (2013a). Institutional landmarks in Brazilian research on soil erosion: a historical overview. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 37, 1431-1440. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832013000600001>.
- Telles, T. S., Dechen, S. C. F., Souza, L. G. A., & Guimaraes, M. F. (2013b). Valuation and assessment of soil erosion costs. *Scientia Agricola*, 70, 209-216. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162013000300010>.
- Telles, T. S., Guimarães, M. F., & Dechen, S. C. F. (2011). The costs of soil erosion. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35, 287-298. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832011000200001>.
- Tengberg, A., Stocking, M., & Dechen, S. C. F. (1997). The impact of erosion on soil productivity: an experimental design applied in São Paulo State, Brazil. *Geografiska Annaler. Series A. Physical Geography*, 79, 95-107. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0435-3676.1997.00009.x>.
- Tisdall, J. M., & Oades, J. M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 33, 141-163. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>.
- van Raij, B., Andrade, J. C., Cantarella, H., & Quaggio, J. A. (Eds.). (2001). Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agrônomo. 284 p.
- van Raij, B., Silva, N. M., Bataglia, O. C., Quaggio, J. A., Hiroce, R., Catarella, H., Bellinazzi, R., Jr., Dechen, A. R., & Trani, P. E. (1996). Recomendação de adubação e calagem para o Estado de São Paulo (Boletim Técnico, 100). Campinas: Instituto Agrônomo.