



PERDA DE SOLO E VALORAÇÃO ECONÔMICA DO CULTIVO DA SERINGUEIRA E OUTROS USOS NO NOROESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO

Sergio Gomes Tôsto, agrônomo, Doutor em Desenvolvimento Econômico, pesquisador da Embrapa Territorial, Campinas, SP. sergio.tosto@embrapa.br

Felipe Rosada Fustaine, graduando em Engenharia Agrícola, bolsista da Embrapa Territorial, Campinas, SP. felipe.fustaine@gmail.com

Gisele Freitas Vilela, engenheira agrônoma, doutora em Agronomia, pesquisadora da Embrapa Territorial, Campinas, SP. gisele.vilela@embrapa.br

Sergio Galdino, agrônomo, Doutor em Engenharia Agrícola, pesquisador da Embrapa Territorial, Campinas, SP. sergio.galdino@embrapa.br

Grupo de Pesquisa: GT7. Desenvolvimento rural, territorial e regional

Resumo

Este trabalho avaliou a valoração econômica do custo de reposição de nutrientes do solo removidos em decorrência de processos erosivos, bem como a sustentabilidade ambiental do cultivo da seringueira quando comparado a outras culturas. Os locais estudados se localizam no noroeste do Estado de São Paulo, nas regiões administrativas de São José do Rio Preto e Araçatuba. Esta região tem 73% das seringueiras plantadas e 67% dos pés produtivos no estado e respondeu por cerca de 69% da produção paulista de borracha no ano de 2015. Para estimar os fatores condicionantes da erosão hídrica, foram utilizadas; a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e suas variantes EUPS e RUSLE. Para a valoração econômica, foi utilizada metodologia baseada no método do custo de reposição para fazer uma estimativa sobre o valor econômico potencialmente requerido para a reposição dos nutrientes. A sustentabilidade ambiental foi avaliada por meio de comparações feitas tanto sobre a perda de solo apresentada pelos diferentes cultivos agrícolas considerados, bem como a partir dos resultados encontrados para os valores econômicos. Os resultados mostraram que a substituição dos seringais amostrados na área de estudo por pastagens degradadas implicaria aumento das taxas anuais de perda de solo. Essas perdas seriam ainda maiores se os seringais fossem substituídos pelo cultivo da cana-de-açúcar. Sob o aspecto econômico e ambiental, os resultados mostraram que o cultivo de seringueira requer menores investimentos relacionados ao custo de reposição dos nutrientes potencialmente removidos e uma maior sustentabilidade ambiental quando comparado ao cultivo de cana-de-açúcar e às pastagens degradadas.

Palavras-chave: seringueira, erosão do solo, valoração econômica, geotecnologia.



Abstract

We assessed the economic valuation of the replacement costs of soil nutrients removed due to erosion processes, as well as the environmental sustainability of rubber tree crops in comparison to other crops. The areas studied are located in the northwest region of the State of São Paulo, and are part of the administrative regions of São José do Rio Preto and Araçatuba, which account for 73% of the state's planted rubber crops and 67% of the productive rubber plants, and which accounted for 69% of the state's rubber production in 2015. In order to estimate the conditioning factors for water erosion, we used the Universal Soil Loss Equation (USLE) and its variants EUPS and RUSLE. For the economic valuation, we used a method based on replacement costs to estimate the economic value potentially required for nutrient replacement. The environmental sustainability was evaluated by means of comparisons between the soil loss rates of different crops, as well as by using the results obtained for the economic values. The results show that a replacement of the rubber tree crops sampled for degraded pastures would increase annual soil loss rates. These losses would be even greater if the rubber crops were replaced by sugarcane crops. From an economic and environmental perspective, the results show that rubber tree crops require less investments in terms of the replacement costs of nutrients potentially removed, and show greater environmental sustainability when compared to sugarcane crops and degraded pastures.

Key words: rubber tree, soil erosion, economic valuation, geotechnology.

1. Introdução

Cerca de 20% dos solos agricultáveis no mundo estão no território brasileiro (BATISTA FILHO, 2007). Trata-se de um recurso com caráter estratégico, não renovável e com grande relevância sob os aspectos social, econômico e ambiental. A produção agrícola pode causar vários impactos ao meio, o que representa custos para os indivíduos e para a sociedade como um todo. Entre eles, a degradação dos solos tem destaque como uma das consequências da utilização de métodos inadequados de plantio e manejo (GARCIA et al., 2005).

A erosão do solo é um processo complexo que envolve desagregação, transporte e deposição de partículas (BERTOL et al., 2007) e é resultante sobretudo da ação da água da chuva e dos ventos (STROOSNIJDER, 2005). Sofre influência da chuva, do tipo de solo, da topografia, do tipo de cobertura e sistema de manejo, além das práticas conservacionistas de suporte (LAL, 2000).

Um dos modelos mais utilizados em todo o mundo para estimar a perda média anual de solo é a *Universal Soil Loss Equation* (Usle), desenvolvida por Wischmeier e Smith (1978). O modelo adaptado da Usle para uso no Brasil é conhecido como Equação Universal de Perda de Solo (Eups) (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005). Com o intuito de melhorar as estimativas da perda de solo por meio da Usle, foi desenvolvida a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (*Revised Universal Soil Loss Equation*, Rusle) (RENARD et al., 1997). A Usle, Eups e Rusle são modelos empíricos que preveem as perdas médias anuais de solo por erosão hídrica com base no conhecimento dos fatores que influenciam a erosão: erosividade da chuva (fator R), erodibilidade do solo (fator K), fator topográfico (fator LS), cobertura e manejo do solo (fator C) e práticas conservacionistas do solo (fator P). O sistema de unidades



dos fatores R, K, LS, C e P da Usle, Eups e Rusle é o mesmo. O que difere entre os três modelos é a forma como cada fator é estimado. Assim, para estimar as perdas de solo de uma dada área, é possível utilizar a combinação desses modelos no cálculo dos seus fatores. Normalmente, no Brasil, o fator R é calculado usando a Eups e, mais recentemente, o fator LS tem sido estimado usando a Rusle.

Os fatores R, K e LS dependem das condições naturais de clima, solo e topografia, enquanto os fatores C e P estão relacionados às ações antrópicas. O produto dos fatores condicionantes do meio físico intervenientes no processo de erosão hídrica laminar e entre sulcos, ou seja, dos fatores R, K e LS da Usle/Eups/Rusle, constituem o potencial natural de erosão (PNE). O PNE corresponde às perdas de solos, em hectares, das áreas continuamente destituídas de cobertura vegetal e sem nenhuma intervenção antrópica, ou seja, sob condições naturais (VALÉRIO FILHO, 1978).

Os fatores C e P da Usle/Rusle podem ser modificados pelos agricultores de modo a ampliar a proteção da terra contra a erosão hídrica. Para mapear o fator cobertura e manejo do solo (fator C), é necessário o mapa de uso das terras. Para mapear o fator de práticas conservacionistas do solo (fator P), é necessário identificar as práticas conservacionistas utilizadas nas áreas de cultivo.

A erosão não é apenas um fenômeno de caráter físico, mas também um problema de ordem social e econômica. Decorre, fundamentalmente, de uma inadequada relação entre o solo e o homem (PIMENTEL, 1997), pois o processo acelerado de erosão ocorre quando há alteração do equilíbrio natural entre a perda e a recuperação do solo, potencializando os prejuízos, inclusive monetários (BENNETT, 1929). Com isso, para entender o real impacto da erosão do solo agrícola, é necessária uma valoração econômica (PIMENTEL et al., 1995; BERTOL et al., 2007).

As metodologias de valoração econômica têm como característica a determinação do valor monetário do recurso natural perdido. Sob a esfera dos custos privados, os estudos de Hertzler et al. (1985), Gardner e Barrows (1985) e King e Sinden (1988) trabalharam com os efeitos da erosão e da conservação do solo sobre os valores das terras agrícolas. Os trabalhos de Swanson e Maccallum (1969) e Pope et al. (1983) avaliaram o impacto da erosão e da conservação do solo sobre a receita e o lucro do agricultor. No âmbito da pesquisa brasileira, Kitamura et al. (1982) estudaram o aspecto econômico de diferentes sistemas de conservação do solo. Tosto et al. (2011) estimaram monetariamente a perda de nutrientes pela erosão em dois tipos de manejo da cultura de cana-de-açúcar, mostrando a importância de tal estimativa no processo de tomada de decisão por parte dos agricultores e dos formuladores de políticas agrícolas e ambientais.

O método do custo de reposição baseia-se na avaliação dos gastos que seriam necessários para repor a capacidade reprodutiva de um recurso natural que tenha sido degradado, de maneira a restabelecer a qualidade ambiental inicial. Esses custos podem ser interpretados como o valor da degradação ambiental. Seriam, então, os valores reais, a preços de mercado, de alternativas tecnológicas capazes de, pelo menos em parte, restaurar serviços ambientais que eventualmente tenham sido destruídos, provocando a diminuição no fluxo desses serviços. Esse método usa o custo de reposição como uma aproximação da variação da medida de bem-estar em função do recurso ambiental (PEARCE, 1993). Suas estimativas são



baseadas em preços de mercado, tanto para repor quanto para reparar o bem ou serviço danificado, acreditando que um recurso natural possa ser perfeitamente substituído. Como são poucas as características do bem ambiental que serão repostas, as estimativas fornecem uma aproximação dos prejuízos econômicos causados pela alteração na provisão do recurso natural, embora sejam subestimadas (CAVALCANTI, 2002).

Nessa conjuntura, o projeto “Sustentabilidade, competitividade e valoração de serviços ecossistêmicos da heveicultura em São Paulo com uso de geotecnologias – GeoHevea”, desenvolvido no âmbito do Sistema Embrapa de Gestão, tem produzido estudos em sub-bacias afluentes do Rio Tietê localizadas no noroeste do Estado de São Paulo, nas regiões administrativas de São José do Rio Preto e Araçatuba. A região citada tem 73% das seringueiras plantadas e 67% dos pés produtivos no estado e respondeu por cerca de 69% da produção paulista de borracha no ano de 2015 (IEA, 2017).

O presente estudo foi desenvolvido como parte desse projeto de pesquisa e tem como objetivo avaliar a valoração econômica referente ao custo de reposição dos nutrientes removidos em decorrência de processos erosivos, bem como a sustentabilidade ambiental do cultivo da seringueira na região quando comparado a outras culturas. Para estimar as perdas de solo, foi utilizada a Usle/Eups/Rusle. Para a valoração econômica, foi utilizada uma metodologia baseada no método do custo de reposição proposto por Marques (1995), com o objetivo de fazer uma estimativa sobre o valor econômico potencialmente requerido para a reposição dos nutrientes. A sustentabilidade ambiental foi avaliada por meio de comparações feitas tanto sobre a perda de solo apresentada pelos diferentes cultivos agrícolas considerados, bem como a partir dos resultados encontrados para os valores econômicos.

2. Material e métodos

A área analisada pelo presente trabalho está inserida no conjunto de sub-bacias localizadas na região noroeste do Estado de São Paulo, compreendida entre as coordenadas UTM (Fuso 22, Datum SIRGAS 2000) 7.653.017 m e 7.711.725 m de latitude Sul e 588.676 m e 639.796 m de longitude, e tem 174.183,69 ha (CAMARGO JUNIOR et al., 2016). Segundo o levantamento pedológico do Estado de São Paulo (OLIVEIRA et al., 1999), as classes de solo predominantes nessa área são Argissolo Vermelho-Amarelo e Latossolo Vermelho. A localização da área de estudo no Estado de São Paulo: municípios e unidades de mapeamento de solos pode ser visualizada na Figura 1.

Segundo Camargo Junior et al. (2016), na área de estudo predominam os relevos plano (0% a 3% de declividade) e suave ondulado (3% a 8%), que representam cerca de 85% da superfície. Nos 15% restantes da área estudada, há presença do relevo ondulado (8% a 20%).

As sub-bacias do Ribeirão Santa Bárbara e do Ribeirão dos Ferreiros ou das Oficinas, com áreas de 78.721,57 ha e 62.006,17 ha, respectivamente, representam 80,79% da área de estudo do projeto GeoHevea. O percentual restante da região analisada é composto pelas sub-bacias do Ribeirão São Jerônimo (13,51% da área de estudo), do Córrego da Arribada (4,95% da área de estudo) e o restante (0,75% da área de estudo) por outras três sub-bacias que escoam diretamente para a represa do Rio Tietê.

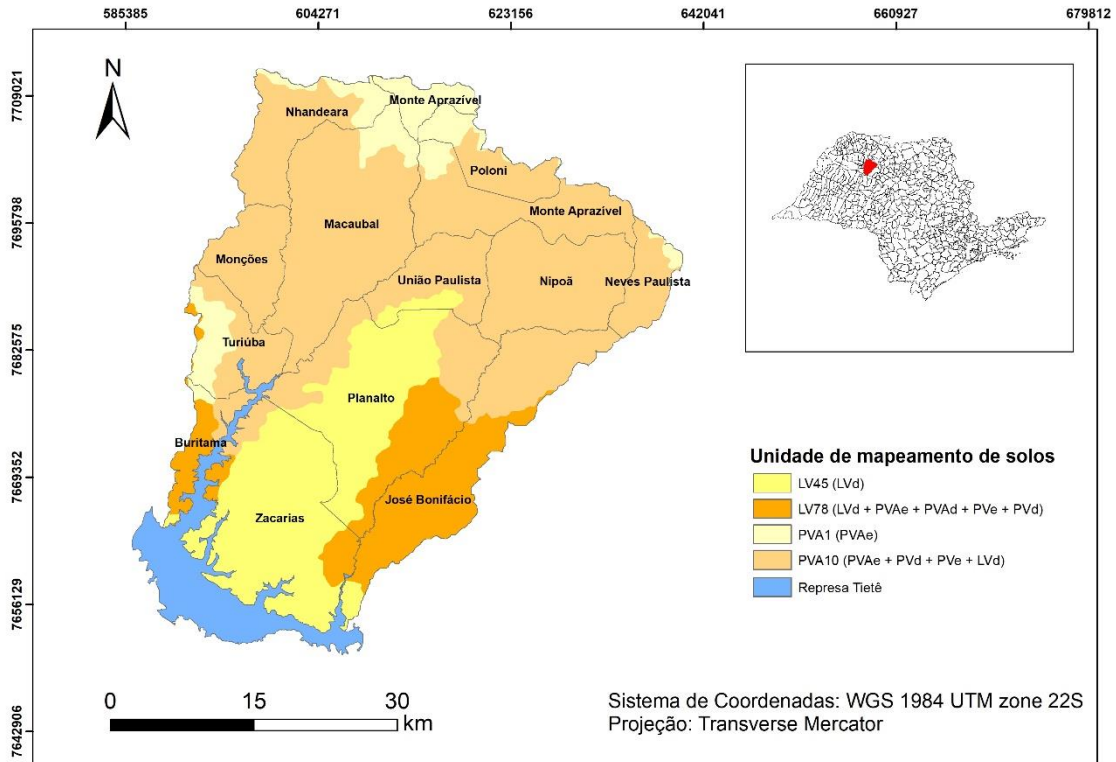


Figura 1. Localização da área de estudo no Estado de São Paulo: municípios e unidades de mapeamento de solos.

Fonte: Oliveira et al. (1999).

Para determinar a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos inseridos na região delimitada pelo projeto GeoHevea, foi necessário conhecer alguns parâmetros relevantes para a obtenção dos valores econômicos da quantidade de fertilizantes que deve ser aplicada à reposição dos nutrientes removidos pela ação erosiva. Os parâmetros necessários foram:

- Localização e identificação das áreas de estudo;
- Determinação da perda de solo ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$);
- Determinação da densidade do solo;
- Determinação da perda de solo (mm ano^{-1});
- Transformação da quantidade de solo removido em unidade volumétrica;
- Equivalência da quantidade de nutrientes removidos em unidade volumétrica;
- Determinação da quantidade de nutrientes removidos;



- Determinação da quantidade de fertilizantes necessários para a reposição requerida pelo solo;

- Valoração da quantidade de fertilizantes necessários, bem como do custo de aplicação da operação.

No desenvolvimento do trabalho, foram considerados três possíveis cenários de estudo. Cada um desses cenários apresentava diferentes condições de uso das terras, a fim de viabilizar diferentes situações de análise, para efeito de comparação. Foram avaliadas as perdas de solo considerando a situação instalada (cenário real), ou seja, o cultivo da seringueira, e para dois outros cenários alternativos de uso dessas terras: um, o cultivo de cana-de-açúcar e outro, pastagens degradadas. Imagens de satélite de alta resolução espacial e visitas a campo evidenciaram que a cana-de-açúcar e as pastagens degradadas são muito frequentes na área de estudo.

Em seguida, foram inseridos 33 pontos amostrais em áreas de cultivo de seringueiras dentro da região delimitada pelo conjunto de sub-bacias. Nesses pontos amostrais, foram coletadas amostras de solo georreferenciadas com o auxílio de um sistema de *Global Navigation Satellite System* (GNSS), para análise das características físico-químicas.

A determinação dos fatores de estimativa de perda de solo no presente trabalho utilizou uma miscelânea da Usle, Eups e Rusle: para estimar a erosividade das chuvas (fator R), foi utilizada a Eups, e, para estimar o fator topográfico (fator LS), foi utilizada a Rusle.

Os mapas dos fatores R, K e LS utilizados neste estudo foram obtidos por Galdino et al. (2016). Os arquivos *raster* dos fatores R, K e LS foram multiplicados utilizando a ferramenta *Raster Calculator* da extensão *Spatial Analyst Tools* disponível no software ArcGIS 10.3 (ESRI, 2013), gerando, assim, arquivo *raster* com resolução espacial de 30 m por 30 m do potencial natural de erosão (PNE) para a área de estudo do projeto GeoHevea (GALDINO et al., 2016).

Para gerar os mapas de perda de solo, foram utilizados valores do fator C disponíveis na literatura nacional. O valor para o fator C referente à seringueira foi de 0,0200 segundo Kuntchik (1996). O valor do fator C adotado para a cana-de-açúcar foi de 0,113, obtido por De Maria et al. (1994) para um Argissolo de textura média/arenosa do Estado de São Paulo, com declividade variando de 0% a 3%. Para pastagens degradadas, o valor do fator C utilizado foi de 0,0377, obtido a partir do estudo de Galdino (2012) utilizando a Rusle para diferentes níveis de degradação de pastagens.

O fator P foi considerado como unitário na equação, uma vez que geralmente não foram observadas práticas conservacionistas do solo, principalmente o terraceamento agrícola, em visitas aos seringais da área de estudo.

Os arquivos *raster* dos mapas de perda de solo foram obtidos a partir dos valores do fator C para cada um dos tipos de uso das terras, e o arquivo *raster* do PNE foi obtido apenas para as áreas de seringueira. Utilizando a ferramenta *Raster Calculator* da extensão *Spatial Analyst Tools* do ArcGIS, os mapas das perdas de solo para seringueira, cana-de-açúcar e pastagem degradada foram obtidos multiplicando o arquivo *raster* do PNE pelos correspondentes valores do fator C.



Os solos das áreas de estudo foram classificados como: Argissolos Vermelho-Amarelos Eutróficos abrupáticos A moderado textura arenosa/média relevo suave ondulado e ondulado (PVA1), e Latossolos Vermelhos Distróficos A moderado textura média relevo plano e suave ondulado (LV45).

No processo de caracterização da densidade do solo para os pontos analisados, foram utilizados dados referentes à granulometria e parâmetros químicos de cada objeto de estudo, coletados em campo e determinados em laboratório, bem como a função de pedotransferência desenvolvida por Benites et al. (2007), representada pela Equação 1.

$$DS = 1,56 - (0,0005 * \text{argila}) - (0,01 * C) + (0,0075 * SB) \quad (1)$$

DS é a densidade do solo (g cm^{-3}), argila é o conteúdo de argila (g kg^{-1}), C é o conteúdo de C orgânico (g kg^{-1}) e SB é a soma de bases ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^{+} + \text{Na}^{+}$).

A associação dos resultados encontrados para a perda de solo e sua respectiva densidade possibilitou determinar a perda de solo em cada ponto, desta vez expressa em $\text{mm ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, segundo a Equação 2.

$$h = 0,1 * A * d^{-1} \quad (2)$$

h é a perda de solo (mm ano^{-1}), A é a taxa anual de perda de solo ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) e d é a densidade do solo (g cm^{-3}).

Para estimar os valores econômicos necessários para repor os nutrientes potencialmente removidos em razão das taxas de perda de solo sobre todas as áreas de estudo diante das diferentes considerações de cenários para os cultivos agrícolas, foi utilizada uma metodologia baseada no método de custo de reposição apresentado por Marques (1995), a qual necessitou de alguns ajustes.

Para conhecer a quantidade de nutrientes removidos anualmente em decorrência da ação erosiva, os valores referentes à perda de solo, em mm ano^{-1} , foram convertidos em unidade volumétrica, para que fosse possível estabelecer uma correlação linear com os valores encontrados para o teor de nutrientes presentes no solo, os quais foram determinados em unidade de massa por volume a partir da análise de solo realizada. Para tal, as alturas (em metros) determinadas para a remoção de solo foram multiplicadas pela área total de cada área de estudo, em metros quadrados, e resultaram no volume de solo removido em metros cúbicos por ano. Posteriormente, os valores dos nutrientes em cada ponto amostral foram convertidos de unidade de massa por decímetro cúbico para unidade de massa por metro cúbico e extrapolados linearmente para o volume total de solo removido, determinando, dessa maneira, a quantidade de nutrientes que pode ser removida anualmente a partir dos processos erosivos.

Para determinar a quantidade de fertilizantes que deve ser aplicada objetivando a reposição de nutrientes para a área analisada, foi levada em consideração a porcentagem de cada nutriente nos respectivos fertilizantes. Segundo essa lógica, são necessários 56 kg de superfosfato simples para repor 1 kg de fósforo, 1,72 kg de cloreto de potássio para repor 1 kg de potássio, e 2,63 kg de calcário dolomítico para repor 1 kg de cálcio + magnésio.

Os resultados para as quantidades de nutrientes e suas equivalências em quantidade de fertilizantes necessários, combinados ao valor de mercado para esses fertilizantes, fornecido



pelo Instituto de Economia Agrícola (IEA), possibilitaram determinar os valores econômicos referentes ao custo de reposição desses fertilizantes e ao seu custo de aplicação sobre os diferentes cenários de análise.

3. Resultados e discussão

Os resultados da perda de solo média anual, referentes ao somatório das áreas de todas a área de estudo, a partir da utilização da Usle/Eups/Rusle para os diferentes tipos de culturas que recobrem essas áreas são mostrados em sequência na Tabela 1.

Tabela 1. Perda de solo média anual para diferentes culturas.

Cultura	Perda de solo média (mm ano ⁻¹)
Seringueira	0,71
Cana-de-açúcar	4,03
Pastagens degradadas	1,34

Esses resultados indicam que o cultivo da seringueira é capaz de proporcionar melhores condições de preservação e sustentabilidade ao ecossistema local em comparação ao cultivo de cana-de-açúcar e às pastagens, os quais tiveram, para as mesmas áreas, valores cerca de seis e duas vezes maiores, respectivamente. Essa diferença para a perda de solo média anual nas áreas de estudo pode ser explicada pelos diferentes valores do fator C adotados para cada tipo de cultura na utilização da Usle/Eups/Rusle e definem a ordem de grandeza para a perda de solo em cada cenário considerado.

Usando os resultados obtidos para as perdas de solo e, ainda, a quantidade de nutrientes que pode estar sendo carregada pelo volume de solo retirado anualmente, é possível fazer uma comparação dos diferentes cenários considerados em função do tipo de cultura existente nas áreas estudadas. Foram considerados valores para o custo de reposição dos nutrientes fósforo, potássio, cálcio e magnésio. Os valores referentes ao preço mensal dos fertilizantes foram obtidos junto ao Instituto de Economia Agrícola (IEA, 2017) e são referentes ao mês de julho do ano de 2017. Foram considerados os valores de R\$ 1.409,95 para 1 t de superfosfato simples, R\$ 1.884,13 para 1 t de cloreto de potássio, R\$ 94,33 para 1 t de calcário dolomítico e, ainda, que a operação de aplicação desses fertilizantes ocorreria no prazo máximo de 30 dias, para efeitos de cálculo. Os resultados para as quantidades de fertilizantes necessárias, bem como os valores investidos são mostrados em sequência na Tabela 2.

Tabela 2. Quantidades de fertilizantes requeridas e respectivos valores econômicos.

Cultura	Superfosfato simples (kg)	Cloreto de potássio (kg)	Calcário dolomítico (kg)	Valor (R\$)
Seringueira	0,0188	0,0687	0,4123	194,88
Cana-de-açúcar	1,4919	3,5247	26,7899	11.271,66
Pastagens degradadas	0,4971	1,1744	8,9261	3.755,59



A análise dos valores econômicos do custo de reposição dos nutrientes mostra que os investimentos necessários para recuperar as áreas atingidas por erosão chegam a ser 58 e 19 vezes maiores para a cana-de-açúcar e pastagem, respectivamente, quando comparados ao cultivo da seringueira, o que indica que essas culturas causam maior grau de degradação do ecossistema quando comparadas ao cultivo de seringueiras.

A partir do somatório de todas as áreas estudadas (837,23 ha) foi possível determinar o custo médio de reposição dos fertilizantes por hectare para todos os cenários, dividindo os valores econômicos apresentados acima pela respectiva área. O custo de reposição dos fertilizantes por hectare (R\$ ha⁻¹), descrito por tipo de cultivo agrícola, é apresentado na Tabela 3.

Tabela 3. Custo por hectare (R\$ ha⁻¹) de reposição de fertilizantes por cultivo.

Cultura	Valor (R\$ ha ⁻¹)
Seringueira	1,40
Cana-de-açúcar	17,74
Pastagens degradadas	5,91

Os valores econômicos do custo de reposição dos nutrientes descritos anteriormente seguem a mesma tendência dos valores apresentados para a perda de solo média anual nos diferentes cenários de maior necessidade de investimento: o cultivo da cana-de-açúcar seguido das pastagens degradadas e, por fim, o cultivo da seringueira. A diferenciação entre os tipos de cultura permitiu observar seus efeitos na erosão do solo e identificar diferentes graus de investimento para a reposição dos nutrientes.

Para melhor representar o custo real de reposição dos nutrientes descritos no presente trabalho, é possível, ainda, incrementar o custo da operação de aplicação desses fertilizantes, como descrito por Marques (1995). Para o caso de haver cultivo de seringueiras em todas as áreas de estudo e, ainda, utilizando o clone RRIM 600 como referência, com uma densidade de 400 plantas por hectare e aplicação de 0,24 t ha⁻¹ do fertilizante 20-05-20, o custo de aplicação é de R\$ 345,02 ha⁻¹. Quando levada em conta a depreciação das máquinas utilizadas para a aplicação dos fertilizantes, o valor é de R\$ 351,94 ha⁻¹. Acrescidos a esses valores os investimentos necessários, o custo de reposição dos nutrientes chega a R\$ 353,34 ha⁻¹ para o cultivo da seringueira. Considerada a área total de estudo, o custo chega a R\$ 295.826,85.

4. Conclusões

Os resultados obtidos mostram que a substituição dos seringais amostrados na área de estudo por pastagens degradadas implicaria aumento das taxas anuais de perda de solo. Essas perdas seriam ainda maiores se os seringais fossem substituídos pelo cultivo da cana-de-açúcar, considerando a não adoção de práticas conservacionistas do solo nos três casos. Mesmo assim, a perda de solo nos seringais é expressiva e pode ser mitigada a partir da adoção de práticas conservacionistas para a manutenção desse recurso.



Em razão das diferentes taxas anuais de perda de solo proporcionadas pelos cultivos agrícolas considerados, sob o aspecto econômico, os resultados mostram que o cultivo de seringueira requer menores investimentos relacionados ao custo de reposição dos nutrientes potencialmente removidos quando comparado ao cultivo de cana-de-açúcar e às pastagens degradadas.

Ainda em decorrência dos resultados apresentados para as taxas anuais de perda de solo para a região de estudo localizada no noroeste paulista, o cultivo de seringueiras proporciona maior sustentabilidade ambiental quando comparado ao cultivo de cana-de-açúcar e pastagens degradadas. Estes resultados podem auxiliar na elaboração de novos estudos e de políticas públicas relacionadas ao uso e à ocupação do solo.

5. Referências

BATISTA FILHO, M. O Brasil e a segurança alimentar. **Revista Brasileira de Saúde Materno Infantil**, v. 7, n. 2, p. 121-122, 2007.

BENITES, V. M.; MACHADO, P. L. O. A.; FIDALGO, E. C. C.; COELHO, M. R.; MADARI, B. E. Pedotransfer functions for estimating soil bulk density from existing soil survey reports in Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 139, p. 90-97, 2007.

BENNETT, H. H. Some Aspects of Soil Erosion as a National Problem. **Soil Science Society of American Journal**, v. B10, n. 1-2, p. 55-74, 1929.

BERTOL, I.; COGO, N. P.; SCHICK, J.; GUDAGNIN, J. C.; AMARAL, A. J. Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 1, p. 133-142, 2007.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. L. **Conservação do solo**. 5. ed. São Paulo: Ícone, 2005. 355 p.

CAMARGO JUNIOR, A. A.; GALDINO, S.; QUARTAROLI, C. F. Delimitação de bacias hidrográficas utilizando modelo digital de terreno gerado a partir de mapas topográficos e imagens de alta resolução espacial. In: CONGRESSO INTERINSTITUCIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA – CIIC, 10., 2016. Campinas, SP. **Anais...** Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2016. p. 1-11.

CAVALCANTI, C. (Org.) **Meio ambiente, desenvolvimento sustentável e políticas públicas**. São Paulo: Cortez, 2002.

DE MARIA, I. C.; LOMBARDI NETO, F.; DECHEN, S. C. F.; CASTRO, O. M. Fator da equação universal de perdas de solo (EUPS) para a cultura de cana-de-açúcar. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 10., 1994, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1994. p.148-149.

ESRI. Environmental Systems Research Institute. **ArcGIS Desktop**: release 10.3. Redlands, California, USA: ESRI, 2013.



GALDINO, S. **Estimativa da perda de terra sob pastagens cultivadas em solos arenosos da bacia hidrográfica do Alto Taquari - MS/MT**. 2012. 99 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

GARCIA, G. J.; ANTONELLO, S. L.; MAGALHÃES, M. G. M. Nova versão do Sistema de Avaliação de Terras – SIAT. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 2, p. 516-529, 2005.

GARDNER, K.; BARROWS, R. The impact of soil conservation investments on land prices. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 67, p. 943-947, 1985.

HERTZLER, G.; IBÁÑEZ-MEIER, C. A.; JOLLY, R. W. User costs of soil erosion and their effect on agricultural land prices: costate variables and capitalized hamiltonians. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 67, n. 5, 1985.

IEA. Instituto de Economia Agrícola. **Estatísticas da produção paulista**. Disponível em: <http://ciagri.iea.sp.gov.br/nia1/subjetiva.aspx?cod_sis=1&idioma=1>. Acesso em: 22 set. 2017.

KING, D. A.; SINDEN, J. A. Influence of soil conservation on farm land values. **Land Economics**, v. 64, p.242-55, 1988.

KITAMURA, P. C.; LANZER, E. A.; ADAMS, R. I. Avaliação econômica de sistemas conservacionistas no uso de solos agrícolas: o caso do binômio trigo-soja no Rio Grande do Sul. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 20, p. 104-124, 1982.

KUNTCHIK, G. **Aplicação da equação universal de perdas de solo na microbacia do Ribeirão das Araras, através de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento**. 1996. 97 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.

LAL, R. Soil management in the developing countries. **Soil Science**, v. 165, n. 1, p. 57-72, 2000.

MARQUES, J. F. **Efeitos da degradação do solo na geração de energia elétrica: uma abordagem da economia ambiental**. 1995. 257 f. Tese (Doutorado em Economia) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

OLIVEIRA, J. B.; CAMARGO, M. N.; ROSI, M.; BRAZ-CALDERANO, F. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo: legenda expandida**. Campinas: Instituto Agronômico; Embrapa Solos, 1999. 2 v.

PEARCE, D. W. **Economic values and the natural world**. Massachusetts: The MIT Press, USA, 1993.

PIMENTEL, D.; HARVEY, C.; RESOSUDARMO, P.; SINCLAIR, K.; KURZ, D.; McNAIR, M.; CRIST, S.; SPHPRITZ, L.; FITTON, L.; SAFFOURI, R.; BLAIR, R. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. **Science**, v. 267, n. 5201, p. 1117-1123, 1995.



PIMENTEL, D. Soil erosion. **Environment**, v. 39, n. 10, p. 4-5, 1997.

POPE, C. A. III, BHIDES, S.; HEADY, E. O. Economics of conservation tillage in Iowa. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 38, p. 370-373, 1983.

GALDINO, S.; TOSTO, S. G.; QUARTAROLI, C. F.; RONQUIM, C. C.; CAMARGO, A. A. **Potencial natural de erosão em sub-bacias com cultivo de seringueira no noroeste do Estado de São Paulo**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2016. (Embrapa Monitoramento por Satélite. Documentos, 112).

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; McCOOL, D. K.; YODER, D. C. **Predicting soil erosion by water** – a guide to conservation planning with Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington, DC: Print Office, 1997. (Agricultural Handbook, 703).

STROOSNIJDER, L. Measurement of erosion: is it possible? **CATENA**, v. 64, n. 2-3, p. 162-173, 2005.

SWANSON, E. R.; MACCALLUM, D. E. Income effects of rainfall erosion control. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 24, p. 56-59, 1969.

TOSTO, S. G.; PEREIRA, L. C.; MANGABEIRA, J. A. C.; CARVALHO, J. P. **Valoração ambiental de serviços ecossistêmicos da perda de solo do Município de Araras, SP**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2011. 23 p. (Embrapa Monitoramento por Satélite. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 20).

VALÉRIO FILHO, M. Técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto aplicadas ao estudo integrado de bacias hidrográficas. In: PEREIRA, V. P.; WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington, DC: USDA, 1978. (Agricultural Handbook, 537).