

# Perda de solos no bioma Cerrado: estudo comparativo entre áreas protegidas e não protegidas por Unidades de Conservação

Soil loss of Cerrado biome: comparative study between areas protected and not protected areas by Conservation Units

Perte de sol dans le biome du Cerrado: étude comparative entre zones protégées et non protégées par des unités de conservation



Lucas Espíndola Rosa

Universidade Federal de Goiás - Goiás - Brasil

[lucasespindola@ufg.br](mailto:lucasespindola@ufg.br)



Luís Felipe Soares Cherem

Universidade Federal de Minas Gerais

[luis.cherem@gmail.com](mailto:luis.cherem@gmail.com)



Lionel Siame

Centre Européen de Recherche et d'Enseignement des Géosciences de l'Environnement - CEREGE -

Aix-Marseille - França

[siame@cerege.fr](mailto:siame@cerege.fr)

**Resumo:** O Bioma Cerrado brasileiro, importante região ecológico-econômica com grande produção de commodities tem em sua porção norte, a recente fronteira agrícola fora da Amazônia. Nesse contexto, este trabalho analisa as variabilidades espaço-temporais nas taxas de perda de solos calculadas para bacias hidrográficas que drenam o Parque Nacional das Emas (PNE) e o Parque Nacional de Brasília (PNB), e seus arredores, aplicando a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) para os anos 1970, 1985 e 2018. Os resultados indicam que as maiores taxas médias foram calculadas para o entorno do PNB, 10 ton.h<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup>, variando de 3,8 a 20,8. Ao contrário, para o PNE as taxas de perda de solos foram 10 vezes menores que as do PNB, onde não foram

solos foram 10 vezes menores que as do PNB, onde não foram observadas diferenças significativas, com taxa média de  $0,3 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ , variando de 0,1 a 0,5. Os fatores de controle da perda de solos diferiram entre os dois locais, pois para o PNB as mudanças no uso da terra controlaram as variabilidades espaço-temporais e, para o PNE, apenas as diferenças morfológicas desempenharam esse papel. As taxas calculadas para o PNE e arredores diferem da tendência geral observada para outras savanas do mundo.

**Palavras-chave:** RUSLE. Denudação. Avaliação temporal.

**Abstract:** The Biome of Brazilian savannah, Cerrado, an important ecological-economic region with a large production of commodities, has in its northern portion the recent agricultural frontier outside the Amazon. Problems derived from environmental degradation, such as erosive processes and the loss of soil productivity have shown their relevance. In this context, this paper analyses the space-time variabilities in soil losses rates calculated for watersheds draining the Emas National Park (PNE), and National Park of Brasília (PNB), and their surroundings by applying the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) for the years 1970, 1985 and 2018. Results indicate that the higher average rates were calculated for the surroundings of PNB,  $10 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ , hanging from 3.8 to 20.8. Oppositely, for the PNE soil loss rates were 10 times lower from those of PNB, where no significant differences were observed, with average rate of  $0.3 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$  (hanging from 0.1 to 0.5). Oppositely, the controlling factors of soil loss differed among the two sites, as for the PNB land-use changes controlled the time-space variabilities, and for the PNE only the morphologic differences played this role. The rates calculated for the PNE and surroundings differ from the general trend observed for other Savannas in the world.

**Keywords:** RUSLE. Denudation. Temporal evaluation.

**Résumé:** Le biome de la savane brésilienne, le Cerrado, une région écologique et économique importante avec une grande production de produits de base, a dans sa partie nord la récente frontière agricole en dehors de l'Amazonie. Les problèmes dérivés de la dégradation de l'environnement, tels que les processus érosifs et la perte de productivité des sols ont montré leur pertinence. Cet article analyse les variabilités spatio-temporelles des taux de perte de sol calculés pour les bassins versants drainant le Parc National d'Emas (PNE) et le Parc National de Brasília (PNB), et leurs environs en appliquant l'équation universelle révisée de perte de sol (RUSLE) pour les années 1970, 1985 et 2018. Les résultats indiquent que les taux moyens les plus élevés ont été calculés pour les environs du PNB,  $10 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ , suspendus de 3,8 à 20,8. A l'inverse, pour l' PNE les taux de perte de sol étaient 10 fois inférieurs à ceux du PNB, où aucune différence significative n'a été observée, avec un taux moyen de  $0,3 \text{ tonne.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$  (pendant de 0,1 à 0,5). Les facteurs qui contrôlent la perte de sol se différaient entre les deux sites, puisque pour le PNB les changements de couverture de sols contrôlaient les variabilités spatio-temporelles, et pour l'PNE seules les différences morphologiques jouaient ce rôle. Les taux calculés pour l'PNE et ses environs diffèrent de la tendance générale observée pour les autres Savanes dans le monde. révisée de perte de sol (RUSLE) pour les années 1970, 1985 et 2018. Les résultats indiquent que les taux moyens les plus

révisée de perte de sol (RUSLE) pour les années 1970, 1985 et 2018. Les résultats indiquent que les taux moyens les plus élevés ont été calculés pour les environs du PNB,  $10 \text{ ton} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ , suspendus de 3,8 à 20,8. À l'inverse, pour l'PNE les taux de perte de sol étaient 10 fois inférieurs à ceux du PNB, où aucune différence significative n'a été observée, avec un taux moyen de  $0,3 \text{ tonne} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  (pendant de 0,1 à 0,5). Les facteurs qui contrôlent la perte de sol se différaient entre les deux sites, puisque pour le PNB les changements de couverture de sols contrôlaient les variabilités spatio-temporelles, et pour l'PNE seules les différences morphologiques jouaient ce rôle. Les taux calculés pour l'PNE et ses environs diffèrent de la tendance générale observée pour les autres Savanes dans le monde.

**Mots-clés:** RUSLE. Denudation. Évaluation temporelle.

## Introdução

Os estudos acerca da perda de solos mostram-se importantes para práticas de manejo, ao possibilitar que diferentes entes da sociedade civil compreendam e adotem alternativas que mitiguem o processo da perda de solos. Convém destacar, contudo, que apesar do aumento da quantidade de estudos relativos à perda de solos, muitos trabalhos têm sido realizados de maneira descontextualizada da realidade, principalmente em decorrência da falta de zelo com a utilização de modelos como a USLE e a RUSLE, que se destinam, inicialmente, a uma avaliação, em nível de vertente (RENARD et al., 2011; ALEWELL et al., 2019).

A utilização de modelos RUSLE possibilita a utilização de áreas *proxy* para estimar a perda natural de solos. O termo *proxy* se refere a áreas que apresentam características adequadas ao que pese a seleção e a retirada de variáveis, mantendo um nível de controle, entretanto, que não possam ser diretamente observáveis (GALLOPIN, 2006). Tal situação, está diretamente relacionada a perda de solos, visto que, o detalhamento das informações a nível de Bioma Cerrado apresenta-se onerosa, tanto a custo financeiro, quanto de tempo. A escala de avaliação aqui adotada é a de semidetalhe (1:50.000), a qual supre uma lacuna de estudos considerados no bioma, dada a ausência de trabalhos desta natureza e que possam ser representativas para as demais áreas. Ademais, o estudo apresenta uma comparação entre áreas conservadas e não conservadas exibindo como um dos recortes espaciais, as unidades de conservação (UC), sendo-as: o Parque Nacional de Brasília e o Parque Nacional das Emas.

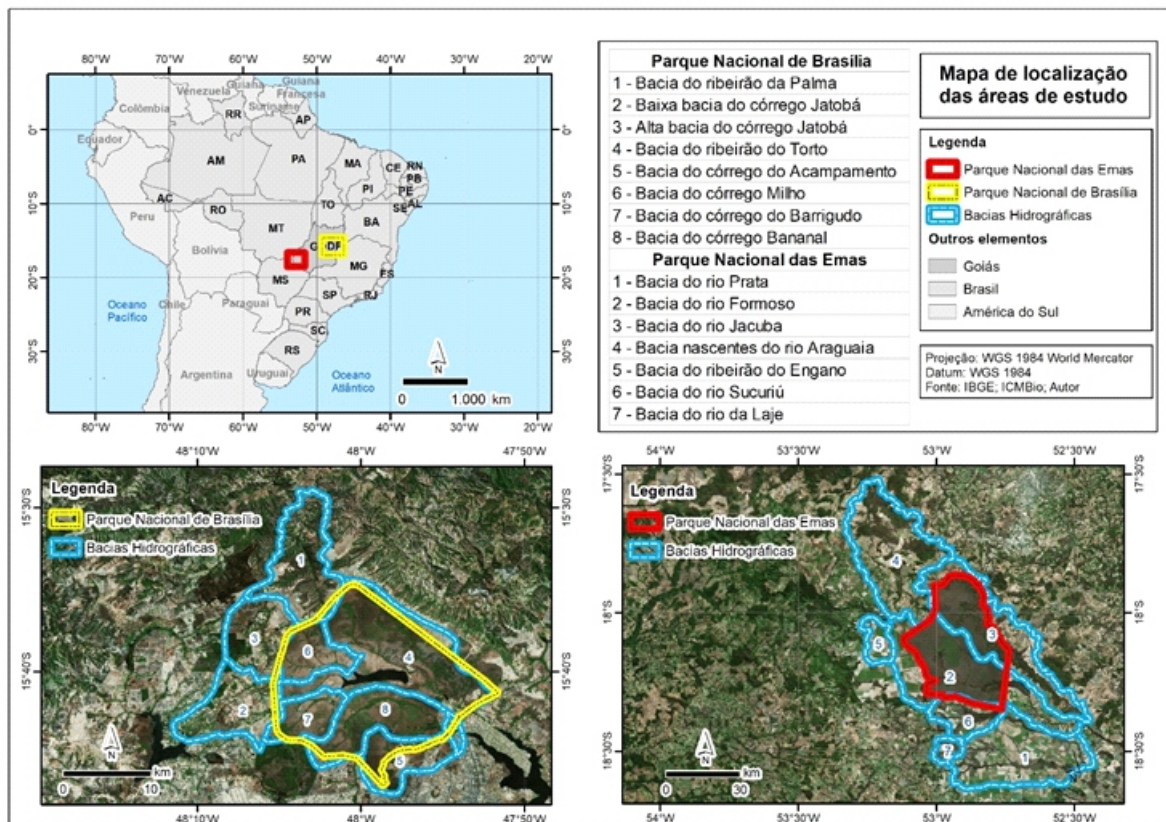
Assim, o objetivo deste trabalho é compreender a distribuição espaço-temporal da perda de solos nas bacias hidrográficas associadas às referidas UCs, bem como seus respectivos entornos. Como objetivos específicos, têm-se: analisar a distribuição da perda de solos nos recortes temporais, a partir dos anos 1970 até os dias atuais, bem como reconhecer setores/bacias críticos quanto à perda de solos nas duas UCs.

## Materiais e métodos

### Área de estudo

Foram analisadas quinze bacias, a partir da observação de sistemas ambientais análogos, sendo oito bacias associadas à região do Parque Nacional de Brasília e sete ao Parque Nacional das Emas (Figura 1). As bacias foram escolhidas em decorrência de serem sistemas ambientais abertos, nas quais são permitidas observações dos fluxos de energia e matéria em uma porção territorial definida pelos seus interflúvios (STEVUAUX; LATRUBESSE, 2017).

Figura 1 – Localização das áreas de estudo



Os sistemas ambientais são constituídos por áreas análogas em decorrência da estabilidade crustal, observada nas duas regiões, sendo que, tanto o Parque Nacional de Brasília, quanto o Parque Nacional das Emas são compostos, predominantemente, por Latossolos, situados, respectivamente, sobre o Planalto Central do Distrito Federal e o Planalto de Rio Verde, localizados sobre a Faixa Móvel Brasília e a Bacia Sedimentar do Paraná (CASSETI, 2005).

sobre a Faixa Móvel Brasília e a Bacia Sedimentar do Paraná (CASSETI, 2005).

Em relação aos aspectos climatológicos, ambas as áreas de estudo se inserem em semelhante contexto, o Clima Tropical Quente subúmido – Aw, caracterizado por duas estações bem definidas, sendo-as: o inverno seco, variando de meados de junho até setembro, e o verão chuvoso, variando entre dezembro a março, com precipitações médias de cerca de 1.500 mm/ano para a região do Parque Nacional de Brasília e 1.700 mm para a região do Parque Nacional das Emas.

### Procedimentos Metodológicos

A RUSLE (Equação Universal de Perda de Solos Revisada) se constitui de um modelo matemático determinístico (FERNANDES, 2016) que apresenta como principal intuito reconhecer a perda de solos por erosões hídricas laminares, bem como por algumas feições lineares, em nível de ranhuras e sulcos (RENARD et al., 2011). A referida equação pode ser facilmente implantada, conforme a descrição a seguir:

$$A = R.K.LS.C.P$$

(Equação 1)

Em que: A corresponde a perda de solos em  $\text{ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ ; R corresponde a erosividade em  $\text{MJ.mm/ha/ano}$ ; K corresponde a erodibilidade em  $\text{Mg.h/MJ/mm}$ ; LS corresponde respectivamente ao comprimento de rampa e a declividade; bem como o fator CP que corresponde ao fator uso e cobertura do solo e as práticas conservacionistas, estes últimos de valores adimensionais.

Com base no exposto, a observação da erosividade teve como procedimento metodológico a adoção da seguinte equação (LOMBARDI NETO; MOLDENHAUER, 1992).

$$EI = 68,730 (p^2/P)^{0,841}$$

(Equação 2)

Onde,  $E_i$  corresponde a Erosividade Média; 68,730 é um coeficiente admitido na equação;  $p$  se refere à precipitação média mensal em milímetros;  $P$  representa a precipitação média anual em milímetros; 0,841 é um expoente admitido na equação.

A erodibilidade é composta pelas características intrínsecas do solo, pelo destacamento e transporte de partículas pela precipitação e pelo escoamento, ao que pese a análise de variáveis como textura, estrutura e matéria orgânica, estando associados evidentemente a aspectos mineralógicos e físico-químicos (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2010). Deste modo, foram realizados levantamentos de dados bibliográficos da erodibilidade do horizonte "A" dos solos, conforme , tendo em vista, esta ser a camada mais superficial e pela ausência de horizonte "B", em alguns solos, por exemplo, o Neossolo Litólico (Quadro 1).

A escolha destes valores foi embasada em uma ampla revisão de literatura, exibindo como prioridade trabalhos realizados no bioma Cerrado, buscando adotar valores similares nas classes dos respectivos solos (subordem), a partir da observação dos respectivos desvios padrões e da adoção da média como valor utilizado.

Quadro 1 – Valores de erodibilidade para os solos identificados na área de estudo.

| Solos (SIBCs)              | Solos WRB  | Erodibilidade | Referência                     |
|----------------------------|------------|---------------|--------------------------------|
| Latossolo Vermelho         | Ferralsol  | 0,015         | (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2010) |
|                            |            | 0,034         | (HERNANI et al., 2015)         |
|                            |            | 0,037         | (DEMARCHI; ZIMBACK, 2014)      |
| Latossolo Vermelho-Amarelo |            | 0,039         | (DEMARCHI; ZIMBACK (2014)      |
|                            |            | 0,052         |                                |
| Neossolo Litólico          |            | Leptsols      | 0,022                          |
|                            | 0,018      |               | (HERNANI et al., 2015)         |
|                            | 0,018      |               | (DEMARCHI; ZIMBACK, 2014)      |
|                            | 0,048      |               |                                |
| Gleissolo Háptico          | Gleysol    | 0,052         | (FARINASSO et al., 2006)       |
|                            |            | 0,047         | (DEMARCHI; ZIMBACK, 2014)      |
| Cambissolo Háptico         | Cambisol   | 0,02          |                                |
|                            |            | 0,035         | (SILVA et al., 2009)           |
| Plintossolo Háptico        | Plinthosol | 0,036         | (CORRÊA et al., 2015)          |
|                            |            | 0,017         | (MARTINS et al., 2011)         |
|                            |            | 0,055         | (FARINASSO et al., 2006)       |

Organização: Autores (2020).

Em relação à adoção do fator LS foram utilizadas equações que buscam minimizar a variação espúria dos recortes espaciais de vertentes, em que a RUSLE é tradicionalmente destinada, para bacias hidrográficas (ZHANG et al., 2017). Um dos erros comuns na adoção do fator LS para bacias, por vezes, é a ocorrência de altos valores de perda de solos em decorrência da consideração dos canais de drenagem. Deste modo, adota-se as seguintes expressões:

Fator L

$$L = (\lambda / 22,1)^m$$

$$m = 0,2 \quad \theta \leq 1,7\% \cong 0,97^\circ;$$

$$m = 0,3 \quad 1,7\% < \theta \leq 5,2\% \cong 0,97^\circ < \theta \leq 2,97^\circ;$$

$$m = 0,4 \quad 5,2\% < \theta \leq 9\% \cong 2,97^\circ < \theta \leq 5,14^\circ;$$

$$m = 0,5 \quad \theta > 9\% \cong 5,14^\circ$$

Fator S

$$s = 10,8 \operatorname{sen} \theta + 0,03 \theta < 9\% \cong 5,14^\circ$$

$$s = 16,8 \operatorname{sen} \theta - 0,5 \theta \geq 9\% \cong 5,14^\circ$$

FATOR = L.S

Em que: L corresponde ao comprimento de fluxo final,  $\lambda$  é o comprimento de fluxo em metros; 22,1 é o coeficiente da fórmula referente a parcela padrão (WISCHMEIER; SMITH, 1978), m: corresponde ao coeficiente de variação da declividade; S corresponde ao fator S; 10,8 ao coeficiente para valores com declividade menores que 9% que corresponde a 5,14°; 16,8 para declividades maiores que 9%  $\cong 5,14^\circ$ ; 0,03 coeficiente aplicada a fórmula de declividades inferiores a 9%; 0,5 para declividades maiores ou iguais a 9%;  $\operatorname{sen} \theta$  do ângulo correspondente extraído da declividade.

O levantamento do fator CP (Quadro 1), identifica e utiliza fatores, para esta pesquisa, que já levam em consideração as práticas conservacionistas. Em tese, áreas com vegetação remanescente do bioma Cerrado não devem apresentar os fatores de conservação tradicionalmente expostos pela literatura, diferentemente de áreas com uso agropecuário, que, por exemplo, podem apresentar plantio em contorno e alternância de capinas.



Quadro 2 – Valores de uso e cobertura para o fator CP identificados na área de estudo.

| Uso e cobertura do solo       | CP     | Referência  |
|-------------------------------|--------|---|
| Eucalipto                     | 0,0026 | (MARTINS, 2005)                                     |
| Área Urbana                   | 0      | (PARANHAS FILHO et al., 2003)                       |
| Malha Viária - Pavimentada    | 0      |   |
| Massa de Água                 | 0      |   |
| Queimada                      | 0,01   | (TOMAZONI et al., 2005)                             |
| Campo Sujo                    | 0,001  |   |
| Campo Úmido                   | 0,001  |   |
| Cerrado Ralo                  | 0,001  |   |
| Cerrado Típico                | 0,001  |   |
| Cerrado Rupestre              | 0,001  |   |
| Parque de Cerrado             | 0,001  |   |
| Reflorestamento               | 0,003  |   |
| Vereda                        | 0,001  | Adaptado (PARANHAS FILHO et al., 2003; SILVA, 2008) |
| Área Urbana - Em Consolidação | 0,03   |   |
| Mineração                     | 0,03   | DA COSTA et al., (2005)                             |
| Solo Exposto                  | 1      |   |
| Mata de Galeria               | 0,0001 | SILVA (2008)  |
| Agricultura                   | 0,05   |   |
| Cerradão                      | 0,0005 |   |
| Mata Seca                     | 0,0005 |   |
| Pastagem                      | 0,008  |   |

Organização: Autores (2020).

Dada a diversidade fitofisionômica do bioma Cerrado, os valores foram agrupados/adaptados a nível de Formação, que corresponde a estrutura da vegetação, as formas de crescimento dominantes e a eventuais mudanças estacionais que nela ocorrem (RIBEIRO; WALTER, 2008).

### Mapeamento de solos

A realização do levantamento de semi-detulhe dos solos, em escala de 1:50.000, realizou-se a partir de levantamentos morfológicos, por intermédio de trincheiras,

morfológicos, por intermédio de trincheiras, tradagens, visualizações de cortes de estrada, bem como o acompanhamento de padrões nas distintas regiões das unidades de conservação (SANTOS et al., 2013; IBGE, 2015).

Em ambas as unidades de conservação foram compiladas inicialmente informações inerentes aos levantamentos do Projeto RADAMBRASIL (1982, 1983) sendo utilizadas outras informações complementares de estudos referentes a região do Parque Nacional de Brasília (MOTTA et al., 2002; FARIAS et al., 2008) e região do Parque Nacional das Emas (NUNES, 2015).

Assim, apesar da divergência das escalas adotadas, ambos os estudos apresentaram correspondência espacial quanto aos tipos de solos, sendo o trabalho de escala generalizada necessário para entendimento da ocorrência e distribuição dos solos nas regiões de estudo, que teve seu reajuste possibilitado pelas técnicas de Mapeamento Digital de Solos, consorciadas com atividades de campo (LIMA et al., 2013).

### **Mapeamento de uso e cobertura do solo e variáveis climatológicas**

A avaliação de uso e cobertura do solo foi possibilitada pelas imagens LANDSAT 1 e 2, no ano de 1973 para o Parque Nacional das Emas e 1975 para o Parque Nacional de Brasília, visto que são as imagens mais antigas e com menor nível de ruídos (emissões atmosféricas, problemas espectrais, por exemplo) das décadas de 1970, disponibilizadas para as respectivas áreas. Para tanto, as imagens apresentam composição colorida em falsa cor RGB 564.

Para os anos de 1985 e 2018 foram utilizados respectivamente as imagens dos sensores LANDSAT 5 TM e LANDSAT 8 OLI, em composições coloridas RGB - 543 e RGB - 654, sendo também utilizadas imagens do sensor SENTINEL 2, em composição colorida de falsa cor – RGB 483 para verificação e confirmação de possíveis generalizações cartográficas, sendo mantida a utilização desta última na execução do modelo. Quanto à chave de classificação foram adotadas as características fitofisionômicas, bem como critérios de cor, textura e forma (RIBEIRO; WALTER, 2008; FLORENZANO, 2008; NUNES, 2015). As imagens compreendem o período de estiagem, tendo em vista a menor incidência de nuvens e que possibilitam o reconhecimento de áreas com diferentes produções de biomassa.

## Resultados

### RUSLE – Parque Nacional de Brasília

A avaliação do recorte temporal entre 1975-1985-2018, conforme Tabela 1, evidencia uma perda de solos na área interna ao Parque Nacional de Brasília, no ano de 1975, de 4,5 ton.h<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup>, enquanto na área externa é de 20,8 ton.h<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup>. Em relação ao ano de 1985 há uma inversão quanto à predominância das perdas, onde, na área interna ao Parque, há uma perda média de 8 ton.h<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup>, ante a 3,8 ton.h<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup>, em sua área externa. Já no ano de 2018, o Parque Nacional de Brasília exibe uma taxa média de perda de solos em sua área interna de cerca de 5 ton.h<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup>, enquanto na área externa a unidade de conservação apresenta uma taxa de perda de solos de 6 ton.h<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup>, perfazendo assim, uma média de 5,5 ton.h<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup>.

Tabela 1 – Síntese da variação de perda de solos nas áreas interna e externa do Parque Nacional de Brasília.

| Parque Nacional de Brasília | Média (ton/ha) |      |      |
|-----------------------------|----------------|------|------|
|                             | 1975           | 1985 | 2018 |
| Área interna                | 4,5            | 8    | 5    |
| Área externa                | 20,8           | 3,8  | 6    |
| Média                       | 12,6           | 5,9  | 5,5  |
| Desvio Padrão               | 11,5           | 3    | 0,62 |

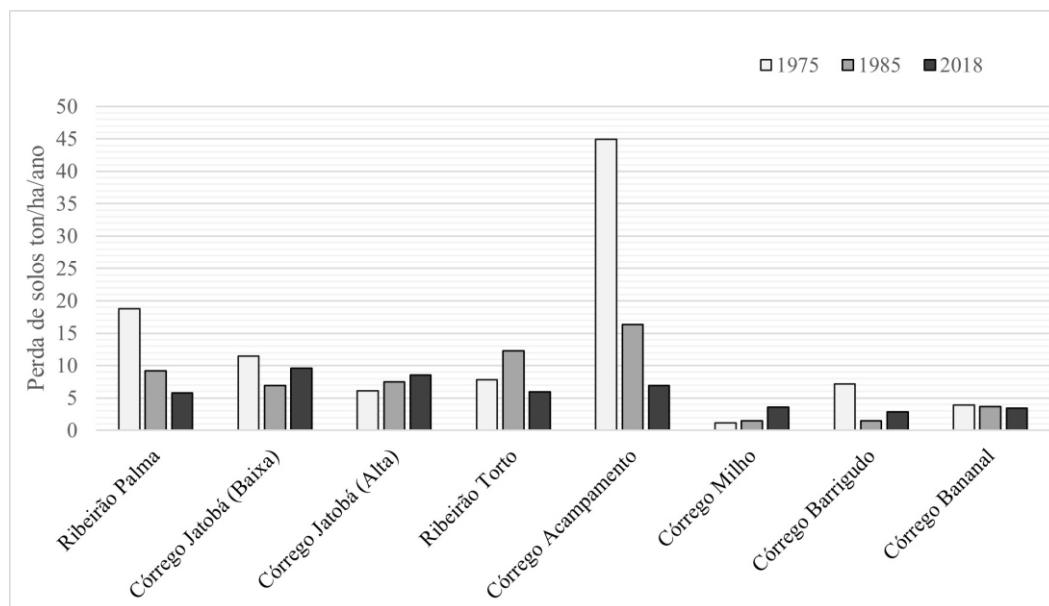
Os dados da Tabela 1, demonstram, ainda, que o alto desvio padrão entre a área interna e a área externa no recorte temporal de 1975 reflete uma grande assimetria em relação à perda de solos, principalmente em bacias hidrográficas localizadas dentro e fora da UC, ou em setores dessas bacias. A assimetria tende a diminuir nos recortes temporais subsequentes, com pequena variação entre as áreas interna e externa do Parque Nacional de Brasília, em 2018.

A observação por bacias hidrográficas, no ano de 1975, indica que a bacia com menor perda de solos é a do córrego do Milho, com perdas anuais de 1,18 ton.h<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup>, seguida

com perdas anuais de  $1,18 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ , seguida pela bacia do córrego Bananal, com perdas de cerca de  $4 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ . Ambas compõem, juntamente com o córrego Barrigudo, a área nuclear do Parque Nacional de Brasília. A bacia do córrego Barrigudo apresentou perdas de cerca de  $7 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ , em decorrência da constatação de áreas com solo exposto.

Os dados das bacias, que se localizam na área externa ou intermediária ao Parque Nacional de Brasília indicam que a bacia do córrego Acampamento é a que apresenta maiores perdas de solos entre todas as bacias, em todos os recortes temporais, seguida pelas bacias do ribeirão Palma e a baixa bacia do córrego Jatobá. No ano de 1975, ambas apresentam, respectivamente, uma perda de solos de  $45 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ ,  $19 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$  e  $12 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ , conforme Figura 2.

Figura 2 – Variação entre a perda média de solos ( $\text{ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ ) nas bacias associadas ao Parque Nacional de Brasília entre os anos de 1975-2018.



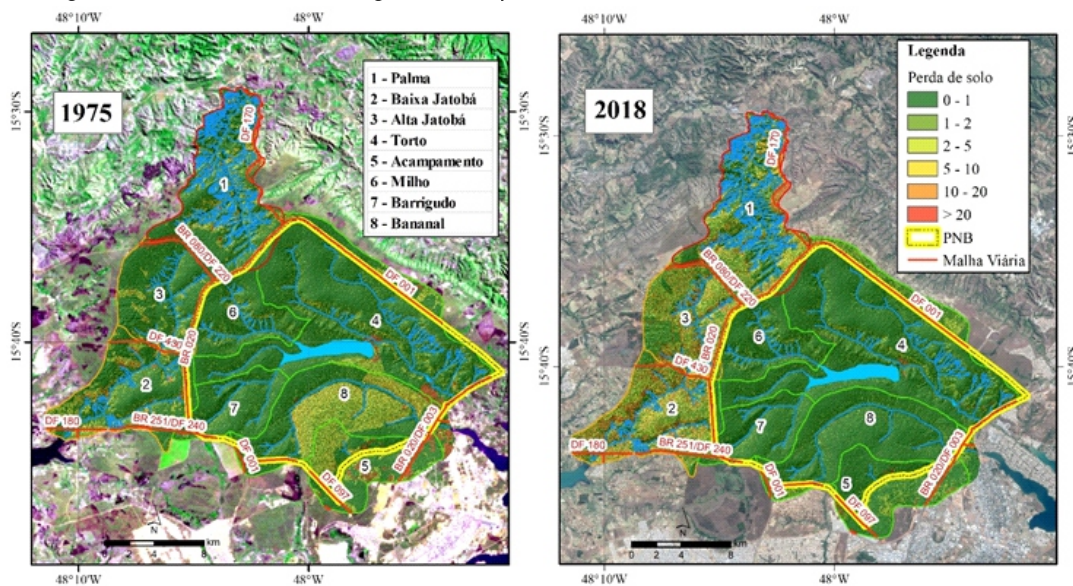
O efeito de borda da bacia do córrego Acampamento pode ser notado a partir da maior perda de solos observada nessa bacia. As áreas queimadas, associadas ao solo exposto, contribuíram para uma perda média de  $45 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ . A bacia do ribeirão Palma também apresenta grandes perdas de solo, associadas principalmente a solos expostos, em decorrência da abertura de estradas vicinais, bem como algumas áreas localizadas à jusante da bacia, que em virtude da concentração de fluxo e ao alto gradiente altimétrico,

gradiente altimétrico, 547 m (1.335 m – 788 m) apresentam grande denudação mecânica. O efeito antrópico observado na bacia do córrego Jatobá, tanto na sua porção mais baixa, quanto na sua porção mais alta, pode explicar a maior perda de solos, ante as áreas conservadas, onde se nota a ocorrência de algumas áreas queimadas, algumas estradas vicinais e áreas de solo exposto, que elevam consideravelmente a denudação mecânica.

As bacias que se localizam no interior da unidade de conservação, Milho, Barrigudo e Bananal apresentaram pouca variação na perda de solos, à exceção do ribeirão do Torto no ano de 1985, o que pode ser explicada em decorrência de alguma pequena alteração fitofisionômica pela ocorrência de queimadas pontuais, ou ocorrência de solo exposto, que quando sobrepostos pela amplitude morfométrica, associadas a uma convergência de fluxos, amplificam a denudação mecânica. É válido salientar a pouca variação na perda de solos da bacia do córrego Bananal, que mesmo sendo uma bacia que apresenta queimadas, apresenta pouca variação na perda de solos, em virtude de sua condição homogênea na paisagem, ou seja, um relevo predominantemente plano à suave ondulado com predomínio de Latossolos, que são desenvolvidos geneticamente e resistentes a processos de denudação mecânica.

O ano de 1975 precisa ser analisado com certo detalhe, quando comparado aos demais recortes temporais, 1985 – 2018, visto que apresenta média bem maior, em decorrência de solos expostos para retirada de material de empréstimo e abertura de vias, principalmente na bacia do córrego Acampamento, às margens da BR-020, que contribuíram para a elevada perda de solos, bem como a bacia do córrego Barrigudo, em decorrência da abertura da DF-001. Essa última bacia, especialmente, apresenta-se mais conservada, porém, áreas pontuais com solo exposto elevam seus resultados de perda de solos, deixando-a inclusive com mais perdas ante a bacia do córrego Bananal, conforme Figura 3, que espacialmente se apresenta mais degradada.

Figura 3 – Perda de solos na região do Parque Nacional de Brasília nos anos de 1975 e 2018.



Assim, em síntese, o Parque Nacional de Brasília, comparado ao seu entorno, apresenta a tendência de ser mais conservado, fazendo jus a proposta da unidade de conservação, com exceção do ano de 1985. Neste ano, a ocorrência de expressivas queimadas nas áreas internas ao Parque, associadas com a ocorrência de pontuais regiões com solos expostos, e áreas de expansão urbana contribuíram para uma elevada perda de solos em relação aos demais recortes temporais.

### RUSLE – Parque Nacional das Emas

A avaliação do recorte temporal 1973-1985-2018 do Parque Nacional das Emas (Tabela 2), evidencia que a perda de solos não chegou a  $1 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$  de média. Especificamente, no ano de 1973, uma única bacia hidrográfica chamou atenção quanto a perda de solos, a bacia das nascentes do rio Araguaia com perda de solo de  $0,94 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ , sendo que, as demais apresentaram perdas quase desprezíveis. Nesse específico caso, a média (Tabela 2), não representa com fidelidade o comportamento espacial, haja visto o resultado do desvio padrão e sua diferença para a área interna em 1973.

No ano de 1985 as perdas apresentam médias de  $0,06 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$  na área interna do Parque Nacional das Emas e de  $0,2 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$  na sua área externa. Já no ano de 2018, o Parque Nacional das Emas exhibe uma taxa média de perda de solos na sua área interna

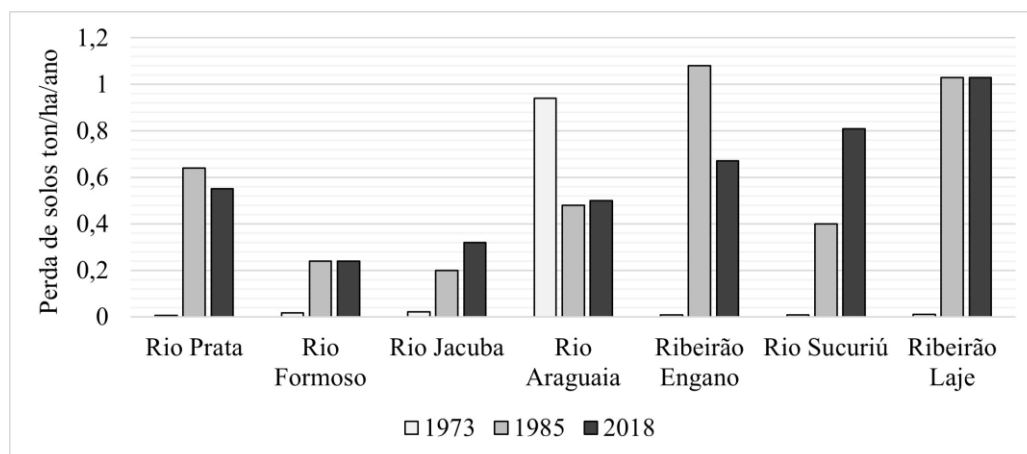
Emas exibe uma taxa média de perda de solos na sua área interna com  $0,45 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ , enquanto na área externa, a unidade de conservação apresenta uma taxa de perda de solos de  $0,24 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ , conforme Tabela 2.

Tabela 2 – Síntese da variação de perda de solos nas áreas interna e externa do Parque Nacional das Emas.

| Parque Nacional das Emas | Média (ton/ha) |      |      |
|--------------------------|----------------|------|------|
|                          | 1973           | 1985 | 2018 |
| Área interna             | 0,02           | 0,06 | 0,45 |
| Área externa             | 0,3            | 0,2  | 0,24 |
| Média                    | 0,16           | 0,13 | 0,35 |
| Desvio Padrão            | 0,2            | 0,10 | 0,15 |

O ano de 1985 há um crescimento na perda de solos, com aumento em todas as bacias hidrográficas, à exceção da bacia do rio Araguaia que apresenta uma redução, partindo de  $0,95 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$  no ano de 1973, para  $0,48 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$  no ano de 1985. As bacias que estavam em parte inseridas dentro da UC, Jacuba e Formoso, apresentaram perdas médias de  $0,2 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ . As bacias localizadas na parte externa à UC como a bacia do ribeirão Engano e a do ribeirão da Laje apresentaram maior perda neste recorte temporal com uma perda média de  $1 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ , conforme Figura 4.

Figura 4 – Variação entre a perda média de solos ( $\text{ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ ) nas bacias associadas ao Parque Nacional das Emas entre os anos de 1973-2018.



No ano de 2018, conforme pode-se observar na Figura 4, demonstra-se que tanto o rio Formoso, quanto o Jacuba evidenciam a menor perda de solos, ante as bacias analisadas neste recorte temporal com respectivas perdas de  $0,24 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$  e  $0,32 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ , apesar do pequeno crescimento desta última bacia em relação a 1985. Destaca-se que esse resultado é reflexo da atuação do Parque Nacional das Emas sobre essas bacias, onde as bacias do entorno, em decorrência do uso agropecuário, apresentam maior perda de solos neste recorte temporal. Especificamente, as bacias do rio Formoso e do rio Jacuba apresentam 53% e 44% de suas áreas inseridas dentro da UC.

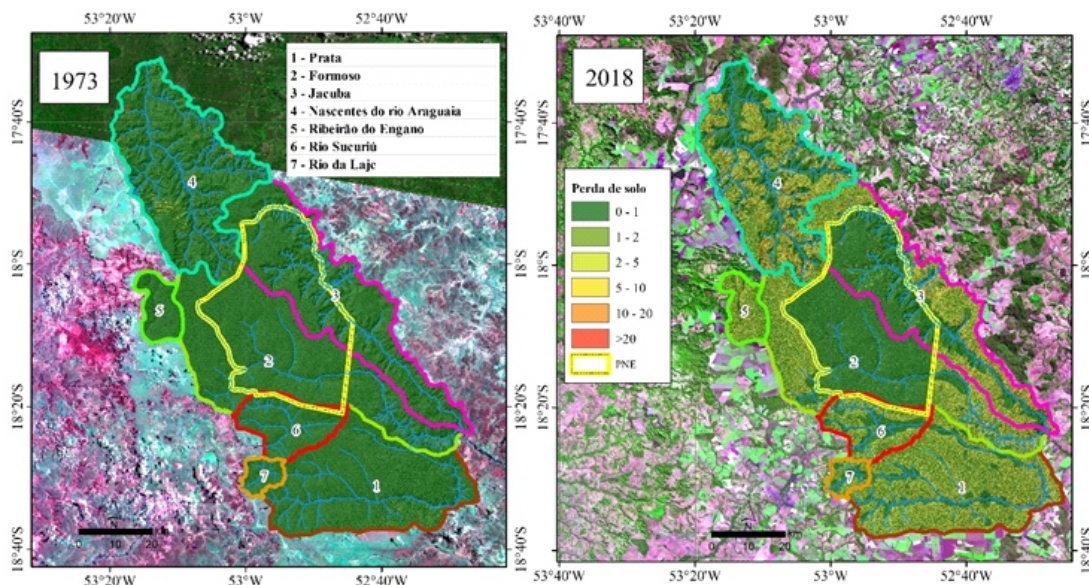
Nas áreas externas ao Parque Nacional das Emas, no ano de 2018, a bacia do ribeirão da Laje ainda demonstra ser a de maior perda com os mesmos  $1,03 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ , constatados no ano de 1985, seguidas pela bacia do rio Sucuriú com  $0,8 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ , resultado duas vezes maior ante a 1985.

Localizada também na parte externa, chama a atenção, a redução na perda de solos na bacia do ribeirão Engano, partindo de  $1,08 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$  em 1985, para  $0,67 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$  em 2018, assim como a do rio da Prata em 1985 apresenta uma perda de  $0,64 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$  e no ano 2018 reduz para  $0,55 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ . Essas reduções estão associadas a extinção das áreas queimadas, que foram convertidas para áreas agrícolas.

A evolução na perda de solos entre 1973 e 2018 é especialmente nítida (Figura 5), mas a perda média na classe entre 0-1 ton/ha/ano na área externa do Parque Nacional das Emas é de cerca de 60% e até 5 ton/ha/ano perfaz 80% da área de estudo em 2018. Chama a atenção a conservação demonstrada pelos resultados do rio Jacuba e Formoso, o que demonstra a importância da UC. As áreas com maiores perdas se localizam em convergência de fluxos em áreas de solo exposto. Nota-se a pouca perda nas áreas agradacionais de campo úmido.



Figura 5 – Perda de solos na região do Parque Nacional das Emas nos anos de 1973 e 2018.



## Discussão

Estudos realizados em bases cartográficas de reconhecimento apontam que, para o bioma Cerrado, há uma perda média na faixa entre  $0,7 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$  a  $20 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ , sendo que, algumas áreas apresentam até  $40 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ , em decorrência destes ambientes estarem fortemente associados aos movimentos gravitacionais, visto as fragilidades geológico-geomorfológicas intrínsecas (CAMPAGNOLI, 2006).

Gomes et al., (2019) apontaram com base em modelagem RUSLE que no recorte temporal entre 2000 e 2012 as perdas partiram de uma média de  $10,4 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$  para  $12 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ , respectivamente, ou seja, um crescimento de cerca de 16,6%, tendo como principal influência o aumento da área plantada, partindo de 6% (2000) para 10% (2012). Destaca-se que a Tolerância de Perda de Solos estimada para um Latossolo Vermelho, o solo que apresenta maior desenvolvimento genético é de  $15 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$  (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2010).

No município de Brotas (SP), levantamentos realizados de perda de solos no bioma Cerrado, em parcelas experimentais para situações de cobertura totalmente inversas, sendo uma em Solo Exposto e outra em Cerrado Típico, ambas sobre Neossolo Quartzarênico Órtico, demonstram que a perda de solos chega a  $15,25 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ , no primeiro caso, e  $0,17 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$  no segundo (OLIVEIRA, 2014). O autor ainda demonstra que a produção de sedimentos é acumulada em 77,5% de ambas as parcelas, nos períodos de verão e outono. Tais resultados apresentam bastante semelhança com os resultados

períodos de verão e outono. Tais resultados apresentam bastante semelhança com os resultados encontrados nessa pesquisa, principalmente quando comparados os usos e coberturas fora e dentro das unidades de conservação, sendo que os valores de Cerrado Típico se apresentam muito próximos ao observado para o Parque Nacional das Emas.

Ambas variações nas perdas das duas UC se dá, predominantemente, pela forma de uso e “pressão” que sofrem as bacias associadas às unidades de conservação, em que as bacias ao entorno do Parque Nacional de Brasília estão condicionadas à expansão antrópica de movimentação do solo, em decorrência da expansão urbana, enquanto no Parque Nacional das Emas, sua conversão se dá principalmente em decorrência da conversão da vegetação em atividades agropecuárias, mas que em decorrência do relevo predominantemente aplainado apresenta poucas perdas.

A conversão da cobertura e uso do solo corresponde em até 45% o aumento das perdas, ante ao fator K que apresenta 33%, e o fator LS com 13% (JOSHI, 2018). Há autores que ainda apontam a erosividade e a erodibilidade, respectivamente, como as principais variáveis inerentes ao aumento da perda de solos (YANG et al., 2018).

Em comparação com outros ambientes savânicos, o Cerrado brasileiro apresenta uma perda de solos pequena, em relação a alta bacia do rio Nilo, que apresenta uma perda média de  $75 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ . Destaca-se que a bacia do alto rio Nilo, composta pelos canais Nilo Branco e Nilo Azul, que confluem na cidade de Cartum, no Sudão, evidenciam uma contribuição de sedimentos respectivamente de 95% e 5% do total aportado (AHMED; ISMAIL, 2008; TAMENE. LE, 2015).

## Considerações finais

As bacias associadas ao Parque Nacional de Brasília apresentam taxas maiores de perda de solos ante as bacias associadas ao Parque Nacional das Emas, principalmente em decorrência de estarem situadas mais próximas aos núcleos urbanos, em que há maiores movimentações de terra, em decorrência da sua expansão urbana, ocasionando áreas queimadas e solo exposto. Outro fator que corrobora para maior perda de solos na região

perda de solos na região do Parque Nacional de Brasília são as características morfométricas da área de estudo, que apresentam áreas mais dissecadas ante ao Parque Nacional das Emas, áreas estas que produzem maior quantidade de sedimentos em decorrência do escoamento superficial.

As bacias com maior perda de solos no Parque Nacional de Brasília são a bacia do córrego Acampamento, chegando a ter quase  $45 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ , no ano de 1975, e a bacia do ribeirão do Engano no Parque Nacional das Emas, mas com valor bem mais modesto, pouco mais de  $1 \text{ ton.h}^{-1}.\text{a}^{-1}$ , no ano de 1985. Ambas diferenciações se dão basicamente pelas características morfométricas, visto que as bacias relativas ao Parque Nacional das Emas apresentam predominantemente situadas sobre “cimeiras” com amplos interflúvios aplainados, que permitem o maior processo de infiltração ante ao escoamento superficial.

Os modelos da RUSLE, quando ajustados às características de vertente/bacia hidrográfica, conforme proposto, apresentam resultados satisfatórios, evidenciados, sobretudo, pela diferenciação entre os resultados nos sistemas ambientais análogos, Parque Nacional de Brasília e das Emas. A distinção da perda de solos entre as duas áreas se dá principalmente pela pequena diferenciação do caráter morfométrico, bem como pela conversão do uso e cobertura do solo, que tendem a apresentar maior perda de solos que uma área em plantio sobre Latossolo em relevo plano.

Por fim, sugere-se a continuação destes estudos, também em escala adequada, abordando o fenômeno erosivo e de deposição por outros métodos e modelos de avaliação, a fim de que se possa consolidar o panorama da denudação mecânica, apesar de que numerosos estudos não dispõem da calibração adequada.

## Agradecimentos

Este trabalho foi realizado dentro do programa de colaboração CAPES-COFECUB (TE981/20).

## Referências

AHMED, A.A.; ISMAIL, UHA. Sediment in the Nile River System. **UNESCO International Hydrological Programme International Sediment Initiative**, UNESCO Chair in Water Resources: Khartoum, 2008.

ALEWELL, C., BORRELLI, P., MEUSBURGER, K., PANAGOS, P. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. **International Soil and Water Conservation Research**. v.7, p.203-225. 2019.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. São Paulo: Editora Ícone, ed, 7ª 2010.

BRASIL, Projeto RADAMBRASIL. **Folha SD. 23 Brasília**: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra / Projeto RADAMBRASIL, v. 29. 1982.

CAMPAGNOLI, F. The production of the sediment of the South America continent: Propose of mapping of the erosion rates based on geological and geomorphological aspects. **Revista Brasileira de Geomorfologia**. Ano 7, n.1, 2006.

CASSETI, V. **Geomorfologia**. Goiânia: FUNAPE, 2005.

CORREA, E.A., MORAES, I.C., PINTO, S.dos A.F. Estimativa da Erodibilidade e Tolerância de Perdas de Solo na Região do Centro Leste Paulista. São Paulo: UNESP, **Geociências**. v.34, n.4, p.848-860, 2015.

DA COSTA, T.C.C., LUMBRERAS, J.F., ZARONI, M.J., NAIME, U.J., UZEDA, M.C. **Estimativas de perdas de solo para microbacias hidrográficas do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: EMBRAPA – Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 78. 2005.

DEMARCHI, J.C.; ZIMBACK, C.R.L. Mapeamento, Erodibilidade e Tolerância de Perda de Solo na sub-bacia do ribeirão das Perobas. **Energ. Agric.**, Botucatu, vol. 29, n.2, p. 102-114, abril-junho. 2014.

FARIAS, M. F. R.; CARVALHO, A. P. F. D.; CARVALHO JÚNIOR, O. A. D., MARTINS, É. D. S.; REATTO, A.; GOMES, R. A. T. **Levantamento de Solos do Parque Nacional de**

D., MARTINS, É. D. S.; REATTO, A.; GOMES, R. A. T. **Levantamento de Solos do Parque Nacional de Brasília, Escala 1:50.000** Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento n° 220 DF, 2008.

FARINASSO, M.; CARVALHO JÚNIOR, O.A.; GUIMARÃES, R.F.; GOMES, R.A.T.; RAMOS, V.M. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS – Equação Universal de Perdas de Solos – Utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba – PI – MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, ano 7, n.2, p.73-85. 2006.

FERNANDES, N.F. Modelagem em Geografia Física: Teoria, Potencialidades e Desafios. **Espaço Aberto, PPGG – UFRJ**. v.6, n.1, p.209-247, 2016.

FLOREZANO, T.G. Sensoriamento Remoto para Geomorfologia. In: FLOREZANO, T.G. (Org). **Geomorfologia: conceitos e tecnologias atuais**. Oficina de Textos, 2008.

GALLOPIN, G.C. **Los indicadores de desarrollo sostenible: aspectos conceptuales y metodológicos**. Santiago: Chile. 2006.

GOMES, L.; SIMÕES, S.J.C.; NORA, E.L.D; SOUSA-NETO, E.R.; FORTI, M.C.; OMETTO, J.P.H.B. Agricultural expansion in the Brazilian Cerrado: Increased soil and nutrient losses and decreased agricultural productivity. **Land**. doi:10.3390/land8 010012. v.8, 12, 2019.

HERNANI, L.C., CHAGAS, C.Da.S., GONÇALVES, A.O., MELO, A. Da. S. Potencial natural de erosão e geotecnologias para a classificação de capacidade de uso dos solos. Cap. 6. In: CASTRO, S.S., HERNANI, L.C. (Org). **Solos Frágeis, caracterização, manejo e sustentabilidade**. EMBRAPA. Brasília: 2015.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, **Manual Técnico de Pedologia**. 3ª edição. 2015.

JOSHI, V.U. Soil Loss Estimation based on RUSLE along the Central Hunter Valley Region, NSW, Australia. **Journal Geological Society of India**. v.91, p.554-562. 2018.

LIMA, L.A.S., NEUMANN, M.R.B., REATTO, A., ROIG, H.L. **Mapeamento de Solos do Tradicional ao Digital**. Planaltina (DF): Documentos 316, 2013.

LOMBARDI NETO, F., MOLDENHAUER, W.C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). **Bragantia, Campinas**, 51 (2): 189-196, 1992.

MARTINS, S.G. **Erosão hídrica em povoamento de Eucalipto sobre solos coesos**

**Mapeamento de Solos do Tradicional ao Digital.** Planaltina (DF): Documentos 316, 2013.

LOMBARDI NETO, F., MOLDENHAUER, W.C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). **Bragantia, Campinas**, 51 (2): 189-196, 1992.

MARTINS, S.G. **Erosão hídrica em povoamento de Eucalipto sobre solos coesos nos Tabuleiros Costeiros**, ES. Lavras: Tese UFLA. 2005.

MARTINS, S.G., AVANZI, J.C., SILVA, M.L.N., CURI, N., FONSECA, S. Erodibilidade do solo nos tabuleiros costeiros. **Pesq. Agropec. Trop.** Goiânia, v.41, n.3, p.322-327, jul/set. 2011.

MOTTA, P.E.F Da; CARVALHO FILHO A; KER, J.C; PEREIRA, N.R; CARVALHO JÚNIOR, W.C; BLANCANEAU, P. Relações solo-superfície geomórfica e evolução da paisagem em uma área do Planalto Central Brasileiro. **Pesq. agropec. bras.** Brasília: v.37, n.6, p.869-878, jun. 2002.

NUNES, E.D. **Modelagem de processos erosivos hídricos lineares no município de Mineiros – GO.** Tese. UFG. 2015.

OLIVEIRA, P.T.S. **Balço Hídrico e erosão do solo no Cerrado Brasileiro.** Tese. USP. 2014.

PARANHAS FILHO, A.C; FIORI, A.P; DISPERATI, L.; LUCCHESI, C.; CIALI, A.; LASTORIA, G. Avaliação multitemporal das perdas de solos na bacia do rio Taquarizinho (MS). **Boletim Paranaense de Geociências.** n.52, p. 49-59, UFPR, 2003.

RENARD, K.G.; YODER, D.C.; LIGHTLE, D.T.; DABNEY, S.M. Universal soil loss equation and Revised Universal Soil Loss Equation. **Handbook of Erosion Modelling.** 1ª edição. Blackwell Publishing, 2011.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. **As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. Cerrado: Ecologia e Flora**, 1, 151-212, 2008.

SANTOS, R. D., LEMOS, R. D., SANTOS, H. D., KER, J. C., ANJOS, L. D., & SHIMIZU, S. H. **Manual de descrição e coleta de solo no campo.** 6ª edição. 2013.

SILVA, A.M., SILVA, M.L.N., CURI, N., AVANZI, J.C., FERREIRA, M.M. Erosividade da chuva e erodibilidade de Cambissolo e Latossolo na região de Lavras, sul de Minas Geras. **Rev.**

SILVA, A.M., SILVA, M.L.N., CURI, N., AVANZI, J.C., FERREIRA, M.M. Erosividade da chuva e erodibilidade de Cambissolo e Latossolo na região de Lavras, sul de Minas Geras. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**. v.33, n.6, p.1.811-1.820, 2009.

SILVA, V.D. Da. **Análise de perda de solo, utilizando o modelo (RUSLE) Revised Universal Soil Loss Equation, Aplicado com auxílio das técnicas de Geoprocessamento na Bacia do Ribeirão Reis, Maringá – PR**. Florianópolis: Dissertação. UFSC. 2008.

STEVAUX, J.C., LATRUBESSE, E.M. Geomorfologia Fluvial. **Oficina de Textos**. 2017.

TAMENE, L.; LE, Q.B. **Estimating soil erosion in sub-saharan África based on landscape similarity mapping and using the revised universal soil loss equation (RUSLE)**. *Nutr Cyel Agroecosyst.* -doi: 10.1007/s10705-015-9674-9. 2015.

TOMAZONI, J.C.; MANTOVANI, L.E.; BITTENCOURT, A.V.L.; ROSA FILHO, E.F.da. **A sistematização dos fatores da EUPS em SIG para quantificação da erosão laminar na bacia do rio Anta Gorda (PR)**. *Estudos geográficos, Rio Claro*, n.3(1): 01-21, jan-jun 2005.

WISCHMEIER, W.H; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning**. United States Department of Agriculture. 1978.

YANG, X.; GRAY, J.; CHAPMAN, G.; ZHU, Q; TULAU, M.; CLARKE, S.M. Digital mapping pf soil erodibility for water erosion in New South Wales, Australia. **Soil Research**. CSIRO Publishing. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/SR17058>. v.56, p.158 - 170. 2018.

ZHANG, H., WEI, J., YANG, Q., BAARTMAN, J.E.M., GAI, L., YANG, X., LI, S., YU., J., RITSEMA, C.J., GEISSEN, V. An improved method for calculating slope length and the LS parameters of the Revised Universal Soil Loss Equation for large watersheds. **Geoderma**. v.308 p.36-45.

## Publisher

Universidade Federal de Goiás. Instituto de Estudos Socioambientais. Programa de Pós-graduação em Geografia. Publicação no Portal de Periódicos UFG.

As ideias expressadas neste artigo são de responsabilidade de seus autores, não representando, necessariamente, a opinião dos editores ou da universidade.

## Contribuições dos autores

Todos os autores ofereceram substanciais contribuições científicas e intelectuais ao estudo. As tarefas de concepção e design do estudo, preparação e redação do manuscrito, bem como, revisão crítica foram desenvolvidas em grupo. O primeiro autor Lucas Espíndola Rosa ficou especialmente responsável pelo desenvolvimento teórico-conceitual. O segundo autor Luís Felipe Soares Cherém, pela aquisição de dados e suas interpretações e análise; e o terceiro Lionel Siame, pelos procedimentos técnicos e tradução do artigo. Declaramos ainda ciência das Diretrizes Gerais do BGG.

**Lucas Espíndola Rosa**, Doutor em Geografia. Técnico em Mineração no Laboratório de Geomorfologia, Pedologia e Geografia Física do Instituto de Estudos Socioambientais Universidade Federal de Goiás

**Luís Felipe Soares Cherem**, Doutor em Evolução Crustal e Recursos Naturais. Docente na Universidade Federal de Minas Gerais

**Lionel Siame**, Centre Européen de Recherche et d'Enseignement des Géosciences de l'Environnement - CEREGE - Aix-Marseille - França

Data de recebimento: 21 de outubro de 2021

Data de aceite : 19 de outubro de 2022

Data de publicação : 31 de agosto de 2023