

TURETTA, A. P. D.; TONUCCI, R.; MATTOS, L. M. de; AMARO, G.; BALIEIRO, F. de C.; PRADO, R. B.; SOUZA, H. A. de; OLIVEIRA, A. P. de. An approach to assess the potential of agroecosystems in providing environmental services. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1051-1060, 2016.

WATANABE, M. D. B.; ORTEGA, E. Ecosystem services and biogeochemical cycles on a global scale: valuation of water, carbon and nitrogen processes. **Environmental Science & Policy**, v. 14, n 6, p. 594-604, 2011.

WIGGERING, H.; WEIßHuhn, P.; BURKHARD, B. Agrosystem services: an additional terminology to better understand ecosystem services delivered by agriculture. **Landscape**, v. 49, n. 1, p. 1-15, 2016.

ZHANG, W.; RICKETTS, T. H.; KREMEN, C.; CARNEY, K.; SWINTON, S. M. Ecosystem services and dis-services to agriculture. **Ecological Economics**, v. 64, n. 2, p. 253-260, 2007.

## **Indicadores de qualidade de sub-bacias hidrográficas que se relacionam com a gestão de bacias para prover e valorar serviços ambientais**

*Thomaz Correa e Castro da Costa*

### **Introdução**

Microbacias são compartimentos geográficos apropriados para medir serviços ambientais relacionados ao recurso hídrico para avaliar a produção de água em qualidade e quantidade, por meio do monitoramento hidrológico. Além da geomorfologia que determina as características da microbacia, a cobertura vegetal, a produção agropecuária e a ocupação urbana interferem nesse processo. Outros serviços ambientais, relacionados a cobertura vegetal, podem ser mensurados e também integrados em microbacias.

As características geomorfológicas que definem formas de bacias, permeabilidade, energia cinética da água no terreno e interligação de fluxos hídricos podem ser parametrizadas por meio de indicadores, que são variáveis mensuráveis. Essas variáveis representam indiretamente o efeito dos fatores que podem auxiliar na gestão de bacias, tanto para criar metodologias de valoração de SAs como para executar medidas que otimizem estes serviços.

Dentre os indicadores que caracterizam microbacias, tem-se a Densidade de Drenagem (DD) (km/ha), que se distribui de forma agregada. Quanto maior a DD, maior o risco de processos erosivos. Ou seja, para garantir a produção de água em microbacias com DD alta, deveria ser exigida maior proteção em relação a cobertura vegetal, conservação do solo, e restrições a ocupação urbana, por exemplo, que poderia inclusive, sobrepujar os parâmetros estabelecidos pelo código florestal, referentes a reserva legal e áreas de preservação permanente. Na Figura 1 abaixo é dado um exemplo da distribuição da DD no Estado do Rio de Janeiro. Regiões da Serra do Mar e da Mantiqueira são as que apresentam maiores DD.

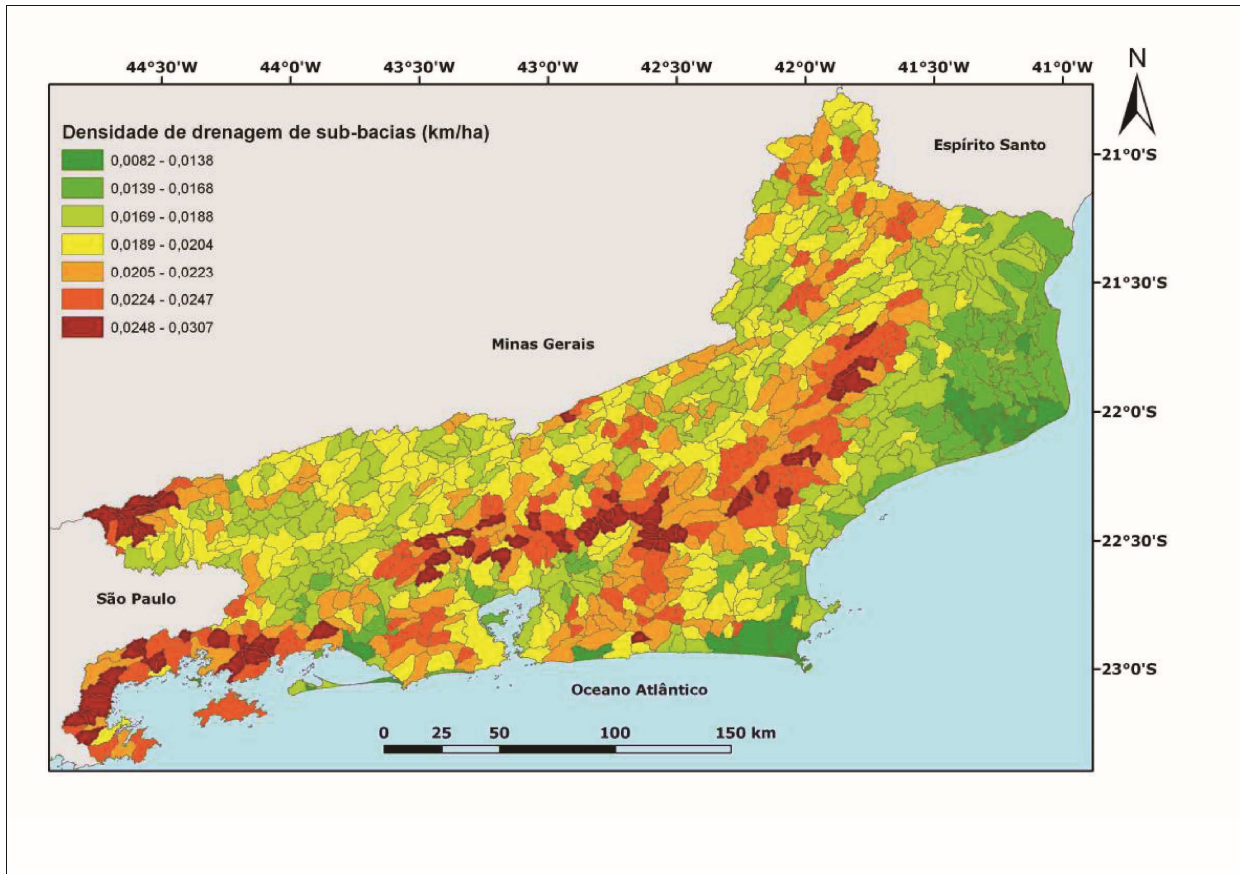


Figura 1. Fonte: Costa et al. (2009)

Outro indicador que deveria ser considerado na gestão de bacias é o Índice de Circularidade (IC). Quanto mais próxima da forma circular ( $\approx 1$ ), maiores os riscos de assoreamento e enchente na bacia. Este risco está relacionado com a velocidade e sincronia de tempo entre os escoamentos da água de chuva provenientes das cabeceiras dos rios. Assim como para a DD, nas microbacias com IC alto deveria haver maior proteção em relação à cobertura vegetal, conservação do solo, e restrições à ocupação urbana. Diferente da DD, o IC tem distribuição dispersa, não restrita à agregação em regiões, como pode ser visualizado na Figura 2.

O indicador Escoamento superficial (mm de chuva precipitada e escoada/pixel), ou *runoff*, indica a situação de cada pixel em relação à captação pluvial e recepção de água de áreas vizinhas, incluindo a de bacias a montante, na direção do fluxo hídrico. O parâmetro indicador da magnitude do escoamento superficial para uma sub-bacia é o seu valor máximo, dado no pixel situado na foz da microbacia. Esse parâmetro é de grande importância na magnitude do fluxo hídrico, pois é possível saber quais microbacias serão mais afetadas pela quantidade e velocidade do escoamento, provocado principalmente por chuvas intensas. Essas bacias precisam de estratégias que vão além da conservação ambiental, pensando em armazenamento de águas pluviais e medidas de prevenção de enchentes, principalmente próximas de áreas urbanas. Um exemplo de *runoff* é dado para o Estado do Rio de Janeiro na Figura 3.

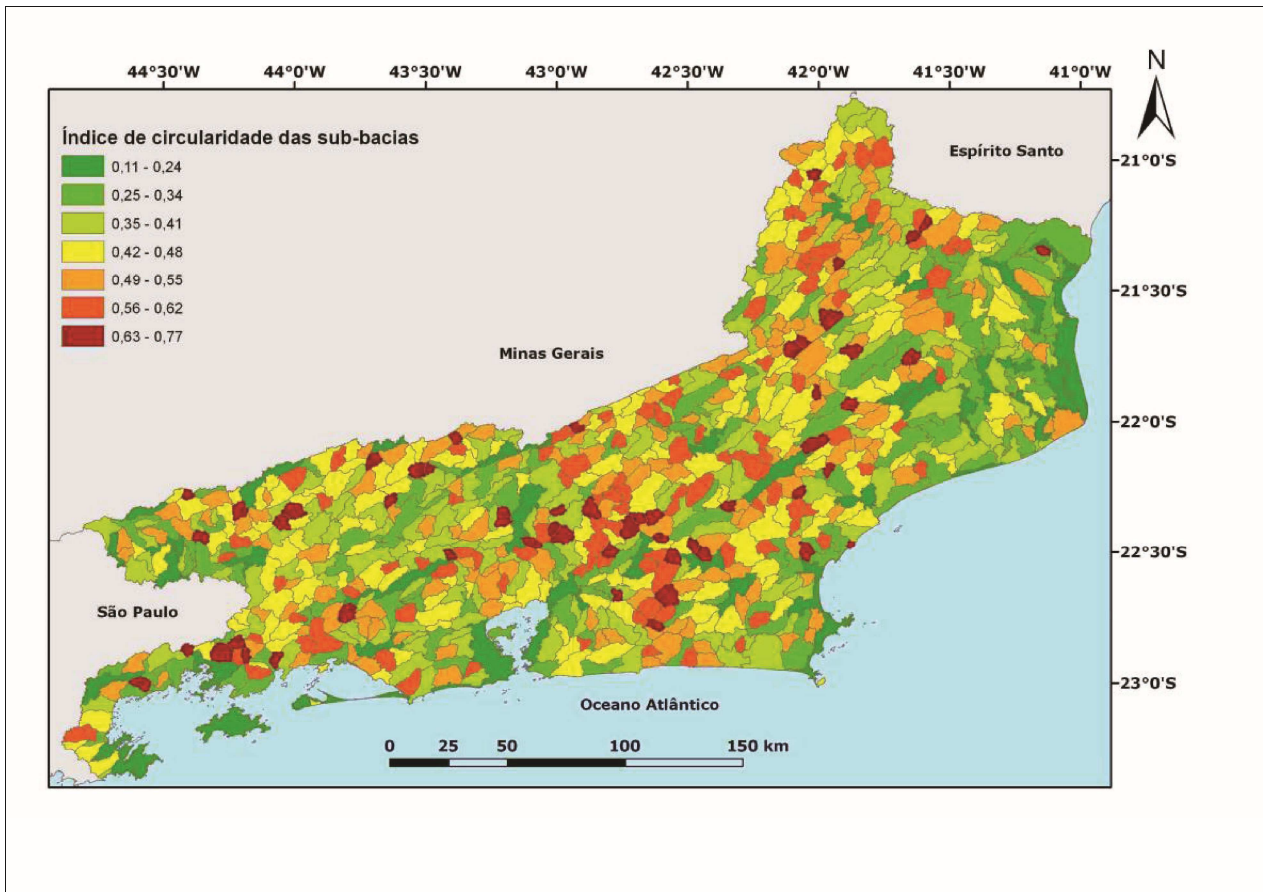


Figura 2. Fonte: Costa et al. (2009)

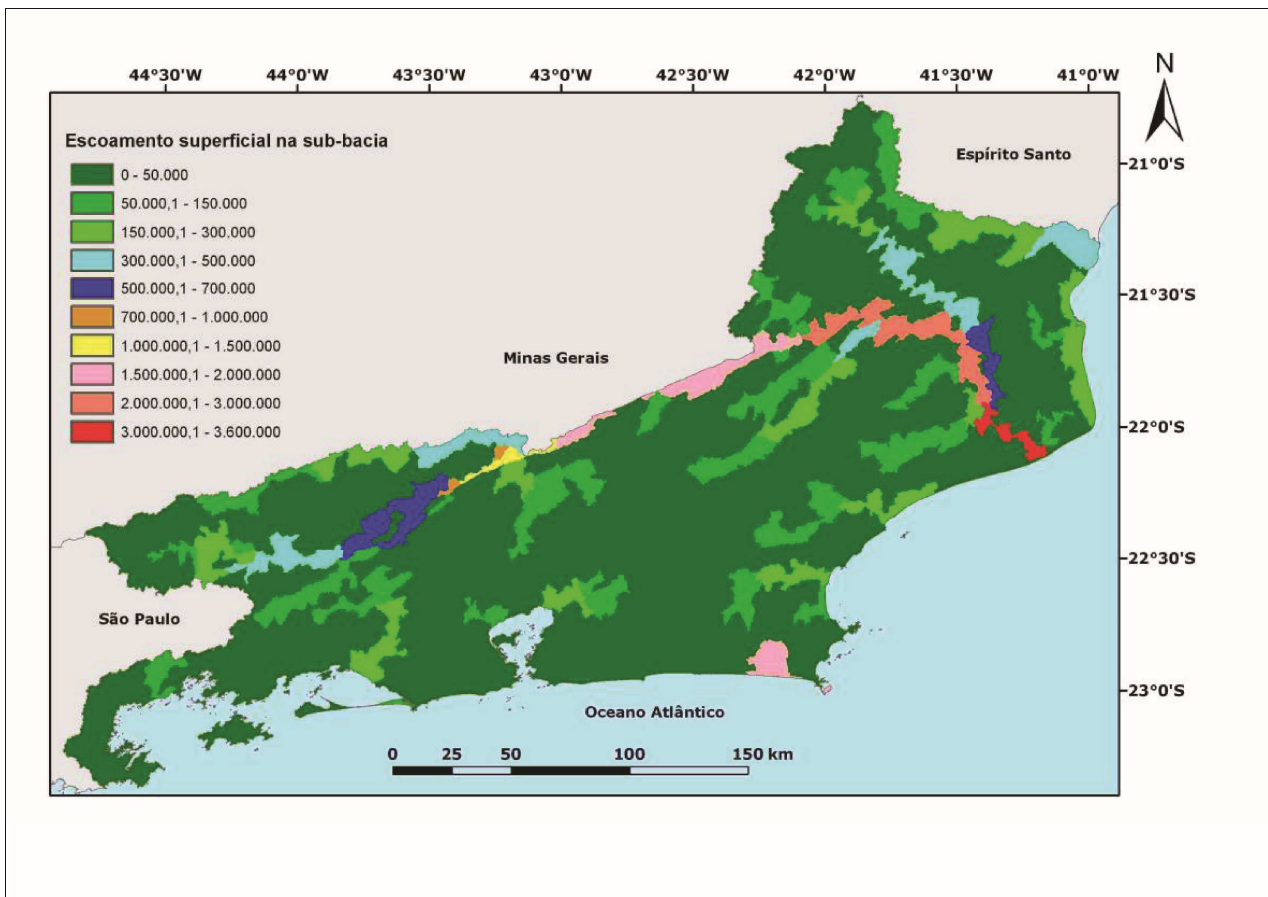
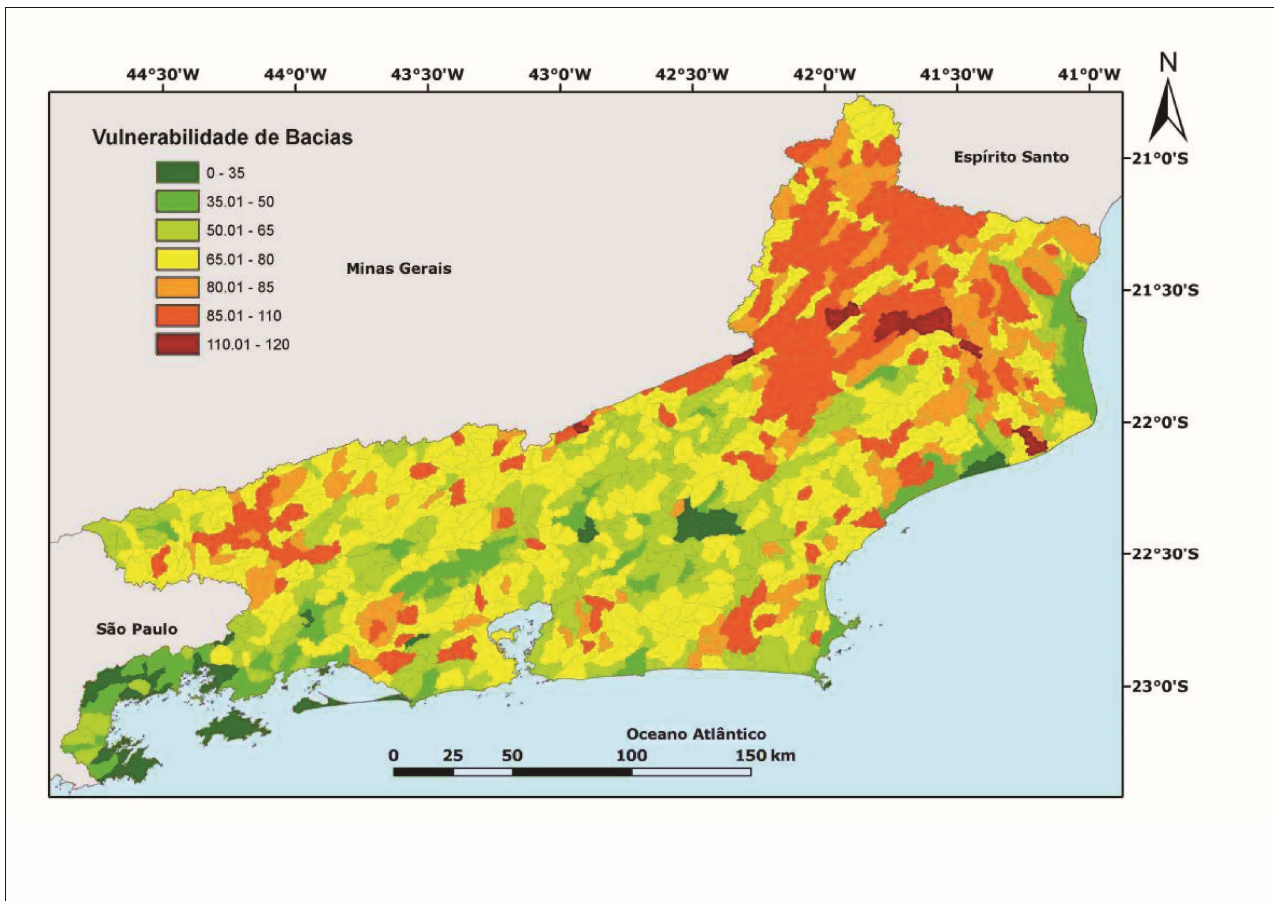


Figura 3. Fonte: Costa et al. (2009)

Além destes indicadores, tem-se ainda a Declividade média da microbacia (DECL), o desvio padrão da altitude (DPALT), e as proporções de cobertura vegetal (COBVEG), área agrícola (AGRIC), de pastagem (PAST) e urbana (URBAN), que podem ser avaliados individualmente, ou agregados na forma de um indicador de vulnerabilidade, conforme expressão abaixo. Um exemplo é dado para o Estado do Rio de Janeiro, na Figura a seguir.

IVB função (DD x DECL x DPALT, IC, RUNOFF, COBVEG, AGRIC, PAST, URBAN)



**Figura 4.** Fonte: Costa et al. (2009)

Os resultados dos indicadores fatiados em classes podem ser uma informação de suporte ao planejamento de uma política de serviços ambientais de acordo com o grau de vulnerabilidade de microbacias, por exemplo. Bacias com indicadores favoráveis seriam beneficiadas por pagamentos por serviços ambientais, enquanto bacias muito vulneráveis receberiam suporte para melhorar a conservação ambiental que, com o progresso destas medidas, teriam um acordo futuro para pagamento por serviços ambientais.

### **Indicador clássico de potencial erosivo, a Equação Universal de Perda de Solo (USLE)**

Existem outras metodologias e parâmetros importantes que podem ser avaliados por microbacias. Para quantificar a perda de solo por erosão laminar, por exemplo, a equação empírica USLE (Universal Soil Loss Equation) (Wischmeier; Smith, 1978) estima perda de solo em tonelada por ha.ano<sup>-1</sup>. Este modelo, desenvolvido experimentalmente, é aplicado em escalas maiores, como uma gleba de terra, não em larga escala, quando existe conectividade entre feições, com bacias a montante e a jusante, ou quando a erosão de uma área pode contribuir com o assoreamento de outras áreas. De qualquer forma, a USLE tem parâmetros fundamentais para medir vulnerabilidade,

como erosividade da chuva (R) e erodibilidade do solo (K). Outros parâmetros, que são a combinação do comprimento de rampa com classes de declividade (Fator LS) e o parâmetro de proteção de solo (C), têm correlações com indicadores de bacias, apresentados anteriormente (Correlações apresentadas na Tabela 1 a seguir). O fator P, de manejo do solo, é de difícil atribuição, com risco de inserir subjetividade no resultado final. No resultado apresentado, seu valor foi 1. A seguir tem-se a função da USLE e o seu resultado para o Estado do Rio de Janeiro na Figura 5.

PS (ton/ha/ano) função (R x K x LS x C x P)

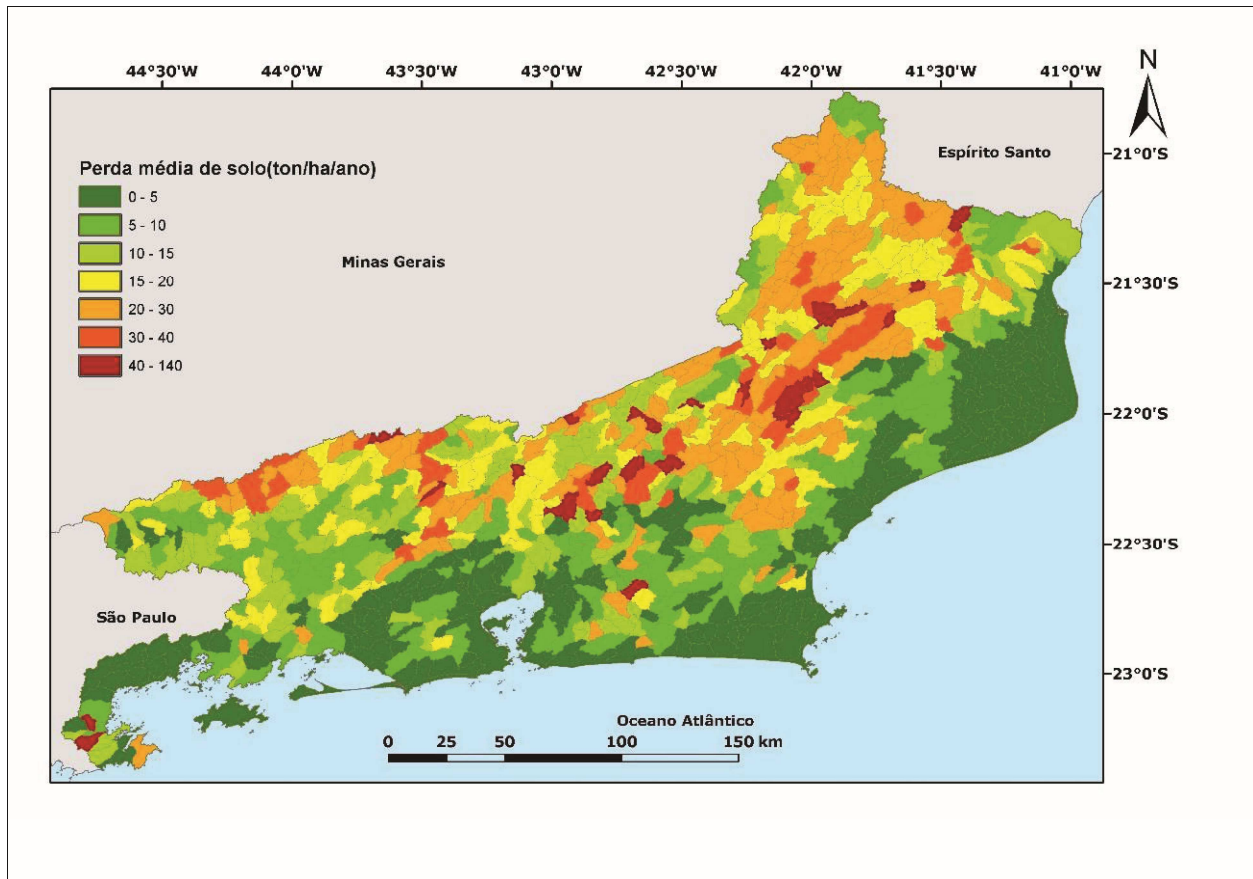


Figura 5. Fonte: Costa et al. (2009)

Tabela 1. Correlações entre os parâmetros da equação universal de perda de solo e a de vulnerabilidade de sub-bacias.

| Parâmetros USLE | Parâmetros Vulnerabilidade Sub-bacia | Correlação Sperman |
|-----------------|--------------------------------------|--------------------|
| R               | -                                    |                    |
| K               | -                                    |                    |
| LS              | DECL                                 | 0,99               |
| LS              | DPALT                                | 0,90               |
| C               | COBVEG                               | -0,64              |
| C               | AGRIC                                | 0,61               |
| C               | PAST                                 | 0,26               |
| C               | URBAN                                | -0,09              |
| -               | DD                                   |                    |
| -               | IC                                   |                    |
| -               | RUNOFF                               |                    |

Fonte: Costa et al. (2009)

## Serviços Ambientais não convencionais prestados pela cobertura vegetal

O processo ecológico “brotação de folhas/caducifolia”, que ocorre com maior regularidade em Florestas Estacionais, integra o processo da ciclagem de nutrientes, um importante SA. Sua quantificação pode ser obtida por modelagem, podendo ser estimada periodicamente (Costa, 2017; Costa et al. 2014). E sua estimativa em unidade de área pode ser extrapolada facilmente, conhecendo-se a proporção de cobertura vegetal na microbacia (COBVEG).

Na Tabela 2 são apresentados a média e o desvio padrão da deposição de folhas, a captura de CO<sub>2</sub> referente a sua produção, e o carbono depositado no piso da floresta, no período de um ano. Considerando-se a área de 550 ha com florestas estacionais na fazenda da Embrapa, região central de Minas Gerais, onde o estudo foi conduzido, estas florestas capturam aproximadamente 3.135 toneladas por ano, apenas com o fenômeno da brotação e caducifolia. O quanto isso poderia representar em créditos de carbono em uma fazenda de 2.000 ha?

**Tabela 2.** Média e desvio padrão da captura de CO<sub>2</sub> anual e carbono depositado, proporcionados pela caducifolia, em florestas estacionais na fazenda da Embrapa no período 2011/2012.

|       | Peso Seco de Folhas<br>(kg.ha <sup>-1</sup> .ano <sup>-1</sup> ) | CO <sub>2</sub> capturado<br>(Mg.ha <sup>-1</sup> .ano <sup>-1</sup> ) | Carbono depositado<br>(kg.ha <sup>-1</sup> .ano <sup>-1</sup> ) |
|-------|--|--|---|
| média | 3.689  | 5.7  | 1.561   |
| DP    | 741  | 1.2  | 338   |

Fonte: Costa (2017) e Costa et al. (2014)

Outro SA prestado pelo mesmo fenômeno é referente à deriva de material vegetal, principalmente folhas, para as áreas do entorno de florestas estacionais. A Tabela 3 mostra quantidades médias de nutrientes contidos nas folhas, em kg/ha/ano, depositados a determinadas distâncias da floresta, medidos em dois ambientes diferentes.

**Tabela 3.** Média da quantidade de nutrientes (kg/ha/ano) depositados pela deriva da caducifolia no interior e no entorno de florestas estacionais na fazenda da Embrapa.

| Posição            | N     | P    | K     | Ca     | Mg    | Zn   | Fe   | Mn   | Cu   |
|--------------------|-------|------|-------|--------|-------|------|------|------|------|
| Dentro da Floresta | 60.73 | 5.18 | 35.42 | 112.88 | 17.85 | 0.13 | 1.84 | 1.11 | 0.05 |
| Na borda           | 15.58 | 1.44 | 8.65  | 27.52  | 3.96  | 0.04 | 0.54 | 0.21 | 0.01 |
| Dist. 5 m da borda | 6.14  | 0.59 | 3.34  | 10.63  | 1.47  | 0.02 | 0.22 | 0.07 | 0.01 |
| 10 m da borda      | 2.75  | 0.26 | 1.49  | 4.74   | 0.65  | 0.01 | 0.10 | 0.03 | 0.00 |
| 15 m               | 1.26  | 0.12 | 0.68  | 2.18   | 0.30  | 0.01 | 0.05 | 0.02 | 0.00 |
| 20 m               | 0.58  | 0.06 | 0.32  | 1.01   | 0.14  | 0.00 | 0.02 | 0.01 | 0.00 |

Fonte: Costa et al. (2017) e Costa e Miranda (2014)

Em um estudo comparativo para a cultura de milho com baixo nível tecnológico, foram obtidas percentagens de reposição de nutrientes no solo de até 22% aos 15 metros de distância, no caso do Ca, somente por via aérea (Tabela 4). Outras fontes via escoamento superficial e subsuperficial também abastecem as áreas de entorno. Este SA pode ser extrapolado, inclusive por microbacias, informando qual seria a economia de fertilizantes em faixas de distância de florestas, embora esta deposição seja um valor bruto, considerando 100% da decomposição, mantida livre no solo.

**Tabela 4.** Reposição percentual de macro e micronutrientes pelas florestas estacionais da Embrapa, por deriva, considerando a exigência nutricional (kg/ha) da cultura do milho para uma produtividade de 3.65 t/ha.

| Posição                       | N  | P  | K  | Ca   | Mg  | Zn   | Fe   | Mn   | Cu   |
|-------------------------------|----|----|----|------|-----|------|------|------|------|
| Exigencia Nutricional (kg/ha) | 77 | 9  | 83 | 10   | 10  | 0.16 | 0.84 | 0.14 | 0.04 |
| % Dentro da Floresta          | 79 | 58 | 43 | 1129 | 178 | 83   | 221  | 822  | 113  |
| Na borda                      | 20 | 16 | 10 | 275  | 40  | 22   | 64   | 153  | 30   |
| Distancia de 5 m da borda     | 8  | 6  | 4  | 106  | 15  | 9    | 26   | 52   | 12   |
| 10 m da borda                 | 4  | 3  | 2  | 47   | 6   | 4    | 12   | 22   | 5    |
| 15 m                          | 2  | 1  | 1  | 22   | 3   | 2    | 5    | 10   | 2    |
| 20 m                          | 1  | 1  | 0  | 10   | 1   | 1    | 3    | 5    | 1    |

Fonte: Costa et al. (2017) e Costa e Miranda (2014)

Por fim, assim como estes SAs mencionados, existem outros SAs que podem ser valorados e totalizados por propriedades rurais ou microbacias, para facilitar o monitoramento e o gerenciamento. Alguns são passíveis de modelagem, com obtenções de estimativas com menor custo, outros exigem maior complexidade para obter valores de parâmetros.

## Referências

COSTA, T. C. e C. da; GUIMARÃES, S. P. **Delineamento e parametrização ambiental de sub-bacias hidrográficas para o Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2005. 40 p. il. color. (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 84).

COSTA, T.; COSTA, L.; ALMEIDA, L. Nutritional contribution model of litterfall for adjacent areas according to the distance of forest. **Journal of Environmental Science and Engineering A**, v. 6, p. 346-362, 2017.

COSTA, T.; FIDALGO, E.; NAIME, U. J.; GUIMARÃES, S. P.; ZARONI, M. J.; UZEDA, M. Vulnerability of the watersheds by universal equation of soil loss and thematic integration of morphometric, topographical, hydrological and land use/land cover parameters in Rio de Janeiro State, Brazil. **Ambi-Água**, v. 4, n. 1, p. 93-116, 2009.

COSTA, T. C. C. Improved Model for Semideciduous Seasonal Forest Production of Leaves and Deciduousness. **Journal of Environmental Science and Engineering A**, v. 6, p. 594-605, 2017.

COSTA, T. C. e C.; MIRANDA, G. A. Nutritional contribution of litterfall for a surrounding forest area according to the distance of a forest fragment. **Journal of Environment and Ecology**, v. 5, n. 2, p. 144-158, 2014.

COSTA, T. C. e C. da; VIANA, J. H. M.; RIBEIRO, J. L. Semideciduous seasonal forest production of leaves and deciduousness in function of the water balance, LAI and NDVI. **International Journal of Ecology**, v. 2014, p. 1-15, 2014.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington, DC: USDA, 1978. 58 p. (USDA. Agriculture Handbook Number, 537).

## **Aperfeiçoamento do Pagamento por Serviços Ambientais Hídricos como instrumento de gestão de bacias hidrográficas rurais**

*Rachel Bardy Prado*

### **Abordagem de serviços ecossistêmicos**

Segundo Hermann et al. (2011), o conceito de Serviços Ecossistêmicos (SE) remonta ao final dos anos 1960 e 1970. Contudo, a abordagem de SE veio à tona a partir do projeto Milênio. Solicitado pelo então Secretário Geral das Nações Unidas (ONU) Kofi Annan, em 2000, este foi conduzido de 2001 a 2005, envolvendo mais de 1.300 cientistas e 95 países. Teve por objetivo avaliar as consequências que as mudanças nos ecossistemas trazem para o bem-estar humano e as bases científicas para subsidiar ações necessárias para melhorar a preservação e o uso sustentável desses ecossistemas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Kumar, 2010).

Algumas variações no conceito de SE têm sido encontradas na literatura, mas um dos conceitos mais aceitos e utilizados é o do projeto Milênio, sendo definidos como os benefícios que o ser humano obtém dos ecossistemas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Alguns autores e também as políticas públicas mencionam o termo Serviços Ambientais. Este foi utilizado pela FAO (Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura), em seu relatório *State of Food and Agriculture* (FAO, 2007), como um “subconjunto de serviços ecossistêmicos que podem ser gerados como externalidades positivas de atividades humanas”. Segundo o relatório, isto ocorre, por exemplo, quando sistemas de produção agropecuária, além de gerar alimentos, fibras ou energia, contribuem para a manutenção da qualidade da água e do solo, a beleza cênica ou a preservação de espécies. Na presente publicação ambos os termos, serviços ecossistêmicos e ambientais, serão utilizados como sinônimos.

A abordagem dos SE tem algumas vantagens que podem ser destacadas: trabalho em múltiplas escalas, conexão entre a ciência e a política, ressalta além dos aspectos ambientais os sociais e econômicos relacionados ao bem-estar humano, visa promover a multifuncionalidade dos SE, prevê compensação financeira ou não aos que atuam em prol dos serviços ecossistêmicos, dentre outros aspectos.

Existem diversas iniciativas globais visando promover pesquisas, desenvolvimento e políticas públicas voltadas à provisão de serviços ecossistêmicos, com destaque para: The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), The Natural Capital Project, Intergovernmental Platform on Biodiversity & Ecosystem Services (IPBES), Ecosystem Services Partnership (ESP), Knowledge & Learning Mechanism on Biodiversity & Ecosystem Services (EKLIPSE), Europe Ecosystem Research Network (Alter-Net) e Water Funds.

No Brasil, muitos foram e continuam sendo realizados estudos voltados à preservação da biodiversidade e à conservação ambiental nos diferentes biomas, em razão da riqueza de biodiversidade e recursos naturais do país e dos processos de degradação por diferentes pressões