

ESTIMATIVAS DE EROÇÃO E TRANSPORTE DE SEDIMENTOS PARA CORPOS D'ÁGUA COMO INDICADORES PARA PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS

Wilson Cabral de Sousa Júnior¹; Bruna Fatiche Pavani¹; Demerval Aparecido Gonçalves¹;

RESUMO – O presente trabalho discute a adoção de parâmetros físicos de bacias hidrográficas como indicadores para pagamento por serviços ambientais e apresenta resultados de estimativas realizadas para a microbacia do rio Encruzilhada, na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. A estimativa de erosão foi obtida a partir da Equação Universal de Perdas de Solo. Foram utilizadas equações empíricas para estimar: i) a taxa de produção de sedimentos com base no comprimento do principal corpo d'água e a amplitude entre a maior e menor altitudes na bacia; ii) a turbidez associada à quantidade de sedimentos em suspensão no corpo hídrico em estudo; e iii) o custo de redução da turbidez no tratamento da água para fins de abastecimento doméstico. A microbacia em estudo possui 859 hectares em Área de Preservação Permanente (APP), dos quais apenas 38% encontra-se com cobertura natural (vegetação nativa). Os resultados indicam que a recuperação da área de APP teria o potencial de redução de perdas de 2.654 t/ano de sedimentos, reduzindo o aporte da ordem de 33,87 mg/L no corpo d'água principal. Os valores encontrados poderiam subsidiar um programa de ciclo fechado de Pagamento por Serviços Ambientais, em que a empresa de abastecimento pagaria à produtores rurais à montante o equivalente a seus custos evitados.

ABSTRACT – This paper discusses the role of watershed's parameters as indicators in an environmental services payment program. Some estimates obtained to Encruzilhada river basin (Paraíba do Sul watershed) are presented. The total erosion was obtained from the Universal Soil Loss Equation. Some empirical equations were used to estimate: i) the sediments delivery ratio, based on the length of the main stream and the difference between the higher and lower watershed's altitude; ii) the turbidity related to the amount of suspended sediments on the main stream; and iii) the costs of the turbidity reduction on the water treatment. The studied watershed has 859 hectares as Alegal conservation area (APP), and just 38% of it in natural coverage. The results has pointed out that the APP's recovery would have the potential in reducing sediment losses around 2.654 t/year, which could reduce the suspended sediments on water around 33,87 mg/L. Theses found values could subsidize a close cycle program of Environmental Services Payment, in what the water company would pay to the rural producers upstream the amount related to its avoided costs.

Palavras-chave: erosão, transporte de sedimentos, pagamento por serviços ambientais

¹ Instituto Tecnológico de Aeronáutica – Depto de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. E-mail: wilson@ita.br.

1. INTRODUÇÃO

Os recursos naturais geram diversos bens e serviços que são refletidos no bem-estar dos indivíduos (PEARCE, 1993). Alguns desses bens e serviços, por serem bens públicos, não se enquadram em mercados privados e, portanto, seus custos e seus benefícios não se expressam em valores de mercado, sendo extremamente difíceis de serem mensurados monetariamente através da teoria econômica tradicional, gerando as chamadas “externalidades” (AMAZONAS, 2004).

A interiorização das externalidades é, do ponto de vista da economia tradicional, portanto, uma solução para suprir tal desequilíbrio, ou seja, fazer com que os agentes que usufruem tais benefícios ou aqueles que provoquem tais custos, paguem por isso. Para isso, segundo Merico (1996), é necessário reconhecer as externalidades ambientais do processo produtivo e a exigência da interiorização econômica dos seus efeitos, contrapondo a ausência do orçamento da degradação ambiental e do consumo dos recursos naturais.

Diversos serviços ecossistêmicos essenciais aos bem estar humano são providos por interações entre os meios físico, químico e biológico. Neste contexto, um dos mecanismos de interiorização das externalidades, no caso aquelas que resultem em benefícios, é o sistema de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA). Wunder (2005) define o pagamento por serviços ambientais como uma transação voluntária através da qual um serviço ecológico específico é “adquirido” por um (ou mais) adquirente de um (ou mais) provedor do serviço ecológico se, e somente se, o provedor do serviço ecológico assegurar sua provisão. O conceito de transação voluntária remete a um acordo entre as partes, o que se concretiza através de um contrato. O segundo requisito concerne à definição do serviço ambiental pelo qual se está pagando, de modo que não paire dúvidas sobre o objeto da remuneração. O termo adquirente de serviços ambientais refere-se aos usuários dos serviços ambientais ou beneficiários. Verifica-se que nem todos aqueles que pagam pelos serviços ambientais necessariamente adquirem tais serviços, mas sim financiam sua manutenção.

Segundo Bernardes e Sousa Júnior (2010), a efetividade do instrumento de PSA depende do fechamento do ciclo que envolve a execução do serviço ambiental, a geração e ou manutenção do serviço ecossistêmico, e, conseqüentemente, a definição do agente de conservação (produtor rural e suas práticas, no caso em estudo), e dos beneficiários (em última instância, os que farão o aporte de recursos para o sistema). No entanto, a dificuldade para se identificar e mensurar as nuances envolvidas neste ciclo é um dos principais empecilhos para a universalização do mecanismo.

Assim, os programas de PSA em desenvolvimento no Brasil lançam mão de premissas simplificadoras, de forma a tornar exequível sua implantação.

No caso de PSA associado à água, preliminarmente poder-se-ia levantar uma série de usos e beneficiários à jusante dos locais onde se aplicam os esforços de conservação. No entanto, quando se elege um único parâmetro de qualidade (no caso, a quantidade de sedimentos em suspensão, estimada pela turbidez), reduz-se substancialmente o rol de beneficiários com sensibilidade a este parâmetro e ou os usos em que seja possível mensurar esta sensibilidade.

O controle mais efetivo da sedimentação em bacias hidrográficas está na redução do processo erosivo nas vertentes das bacias. Entretanto, apesar de os gestores e usuários de água reconhecerem a ligação existente entre a sedimentação a jusante com o processo de erosão a montante, e apesar de existirem instrumentos de auto-financiamento para esse tipo de programa (como a cobrança pelo uso dos recursos hídricos), ainda não existem mecanismos eficazes que demonstrem aos tomadores de decisão a viabilidade econômica e social de investimentos na conservação do solo ou a contribuição da manutenção e recuperação da cobertura nativa como instrumento de controle da erosão.

No presente trabalho, pretende-se definir critérios para um mecanismo de PSA que, a partir da contribuição de beneficiários (usuários de água), estimule a manutenção de matas ciliares e práticas conservacionistas de uso do solo à montante, em microbacias hidrográficas pré-definidas.

1.1 Aspectos Legais

A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída em 1997, pela Lei Federal 9433, apresenta como um dos princípios de gestão a valoração da água, seja para fins de incentivo à racionalização, seja para a percepção pelos usuários do que seria o “real valor” da água. Tal fato representou uma mudança significativa, referendada pela regulamentação posterior, que instituiu a cobrança pelo uso da água como instrumento de gestão. Esta cobrança se norteia pelo princípio do usuário/poluidor pagador.

Na mesma direção, o Projeto de Lei n. 5.487, enviado ao Congresso Nacional em 05 de junho de 2009, tem por finalidade instituir a Política Nacional dos Serviços Ambientais e o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais, bem como estabelecer formas de controle e financiamento desse programa. Segundo Altmann (2010), o mérito do PL n. 5.487/2009 é a

valorização dos serviços ambientais – expressa através de uma Política Nacional própria – que indica ao Poder Público e à sociedade como traçar novas estratégias de preservação e recuperação do meio ambiente.

Na outra ponta, em termos do beneficiário ou usuário dos serviços ecossistêmicos providos a partir de uma mudança no uso do solo – e conseqüente redução da turbidez da água - a Portaria 518/04 do Ministério da Saúde estabelece que a água produzida e distribuída para o consumo humano deve ser controlada. A legislação define também a quantidade mínima, a frequência em que as amostras de água devem ser coletadas e os limites permitidos. O valor máximo permitido de turbidez na água distribuída é de 5,0 NTU², critério que pode balizar os limites inferiores de metas de qualidade de corpos hídricos junto ao exutório da microbacia estudada.

2. Referencial teórico e dados secundários

2.1 Relações entre erosão e produção de sedimentos

Roehl (1962) discute a relação entre produção de sedimentos e erosão nas bacias hidrográficas. O autor procurou correlacionar diversos parâmetros de influência na quantidade de sedimentos em suspensão a partir de quantidades conhecidas de erosão laminar e linear de solos em bacias hidrográficas, dentre eles a área de drenagem à montante do exutório da bacia (A), a extensão do corpo hídrico principal (C), a diferença entre a maior e menor altitude na bacia (H) e a relação entre “C” e “H”. A Tabela 1 apresenta estes dados para 15 microbacias nos EUA, pesquisadas pelo autor.

Walling (1983) apresenta uma ampla dissertação sobre a relação entre processos erosivos e as taxas de sedimentação nas bacias. O autor afirma, com base em trabalhos empíricos, que as taxas de produção de sedimentos em exutórios variam geralmente entre 10% e 40% da perda total por erosão nas bacias. Os estudos também apontam uma relação inversa entre a quantidade de sedimentos no exutório e a área da bacia, ou seja, quanto maior a área, menor a produção de sedimentos para jusante. Embora seja uma relação de certa forma esperada, o autor alerta para as diferenças significativas entre os vários contextos de bacias hidrográficas, apontando a necessidade de estudos empíricos das características locais para esta definição.

² NTU: unidade nefelométrica de turbidez.

A taxa de aporte de sedimentos é uma razão entre a quantidade de sedimentos verificada no exutório da bacia e a estimativa de erosão para toda a área da bacia, conforme descrito por Waling (1983), apresentado na Equação 1.

$$TAS = Y/E \quad \text{Eq. (1)}$$

Em que:

TAS = Taxa de aporte de sedimento;

Y = produção de sedimento no exutório da bacia; e

E = erosão total na bacia.

Tabela 1 – Parâmetros de influência na liberação de sedimentos em microbacias nos EUA

Reservatório	Área de drenagem (km ²)	Extensão do rio (km)	Altura*/extensão	TAS (%)
Apex	5,7	3,2	0,00572	17
High Point	161,3	18,1	0,00417	12
University (N. C.)	78,5	6,7	0,01451	21
Roxboro	19,5	6,3	0,01116	13
Burlington	271,9	21,2	0,00302	4
Chester	41,2	9,4	0,00926	13
Lancaster	24,2	9,1	0,00669	10
Cannon	45,8	4,1	0,01568	18
Concord	11,8	2,2	0,02446	29
Lexington (N. C.)	17,2	11,4	0,00601	13
Issaqueena	35,9	10,2	0,01238	15
Michie	431,7	35,6	0,0044	9
Carroll Lake	17,9	3,9	0,01838	59
Temple Reservoir	1,6	1,6	0,0358	55
Lake Brandt	190,1	18,9	0,00396	9

* Amplitude da altitude da bacia

Fonte: adaptado de Roehl (1962).

Chaves (2010), ao fazer uma análise do uso de equações empíricas relacionando características da bacia a aportes de sedimentos nos corpos d'água, encontrou relações diversas para a mesma bacia, a partir de equações diferentes. Os resultados de Taxas de Aporte de Sedimentos (TAS) obtidos pelo autor, que testou 8 equações diferentes, variaram entre 0,12 e 0,52. Com base nestes resultados, o autor refutou a utilização deste tipo de equação empírica para fins de avaliação e definição de valores para PSA. O argumento central seria a baixa precisão dos modelos para esta finalidade.

Entretanto, o trabalho de Chaves (2010) analisou equações de origens muito diversas, algumas delas com o uso de apenas um parâmetro associativo: a área da bacia. O mesmo trabalho, se desconsideradas as equações mais simples, que compreendem apenas um parâmetro - caso das equações de Willians e Berndt (1972), Renfro (1975), Vanoni (1975) e NRCS (1979), citadas pelo autor, que consideram apenas o gradiente ou a área – teria uma variação entre os resultados bem menor: entre 0,12 e 0,15 e média de 0,13.

Portanto, em contextos de carência de dados, o uso de equações empíricas estimativas é justificável para modelos de PSA, embora o desenvolvimento de modelos empíricos com uma farta quantidade de dados locais certamente tornará os resultados mais precisos.

2.2 Relação entre sedimentos em suspensão e turbidez da água

A relação entre medidas de turbidez e sedimentos em suspensão na água é particularmente interessante dada a facilidade na obtenção do primeiro parâmetro. O conhecimento do relacionamento entre estes parâmetros poderia, portanto, facilitar sobremaneira as inferências sobre diversos processos envolvendo a dinâmica de sedimentos na água, dentre eles os processos de sedimentação e assoreamento.

Teixeira e Senhorelo (2000) apontam a necessidade de campanhas de campo para a calibração de modelos de aporte de sedimentos, embora concordem que, dado o alto custo das medições gravimétricas de sedimentos em suspensão, a turbidez é um bom parâmetro estimativo indireto.

Corso (1989) aponta que as correlações com sedimentos em suspensão e turbidez são menos suscetíveis a variações por parâmetros exógenos do que aquelas obtidas da associação entre descarga líquida e sedimentos em suspensão. Entretanto, estas correlações podem variar significativamente entre diferentes corpos d'água, em função da velocidade e variações temporais do fluxo d'água e granulometria dos sedimentos.

Carvalho et al (2004) obtiveram boas correlações entre a quantidade de sedimentos em suspensão e os valores de turbidez em pequenas bacias no Rio Grande do Sul, com coeficientes de correlação (R^2) de 84 e 89%. Paiva et al (2002) apresentam dados da relação turbidez e sedimentos em suspensão para uma pequena bacia urbana no município de Santa Maria, RS. Teixeira e Senhorelo (2000) encontraram coeficiente de correlação de 92% em medições de pequena bacia – rio Jucu – no estado do Espírito Santo para situações em que não havia dados de chuva disponíveis

(os dados de precipitação auxiliam a calibração dos modelos, neste caso). A Equação 2 expressa a relação encontrada pelos autores.

$$SS = 4,8 e^{0,1 T} \quad \text{Eq. (2)}$$

Em que: SS = sólidos suspensos (mg/L) e T = turbidez (NTU). Esta equação pode ser reescrita na forma da Equação 3.

$$T = (\ln SS - 1,57)/0,1 \quad \text{Eq. (3)}$$

A Equação 3 foi obtida para localidade com características mais aproximadas à da microbacia em estudo no presente trabalho, em relação às demais equações apresentadas.

2.3 Tratamento da água e sensibilidade à turbidez

Dos principais usos da água, o abastecimento doméstico é o que apresenta uma relação direta com a turbidez, parâmetro este que está associado ao processo de erosão e transporte de sedimentos pelos cursos d'água. A quantidade de sedimentos em suspensão na água é refletida nos valores de turbidez e, conseqüentemente, na percepção de qualidade pelos consumidores.

De acordo com a SABESP (2010), a turbidez é considerada a medição da resistência da água à passagem de luz, provocada pela presença de partículas flutuando na água. A turbidez é um parâmetro de aspecto estético de aceitação ou rejeição do produto e é um dos principais parâmetros balizadores da atividade de tratamento de água.

No Brasil, os coagulantes inorgânicos mais utilizados para o decaimento da turbidez, em estações de tratamento de água, são o Sulfato de Alumínio e o Cloreto Férrico, embora seja crescente o uso de polímeros como o Policloreto de Alumínio (PAC). O Sulfato de Alumínio tem menor custo absoluto e, por ser produzido em diversas regiões do país, tem menor custo de transporte. Em termos genéricos, pode-se afirmar que o Sulfato de Alumínio e o Cloreto Férrico possuem capacidade de operar com uma faixa de pH mais ampla, de 5 a 11, sendo que o primeiro tem melhor desempenho em águas de turbidez elevada ou ácidas. Por outro lado, o Cloreto Férrico, apesar do custo menor, apresenta problemas com corrosividade, o que pode comprometer as instalações de tratamento. Já as vantagens do PAC são, principalmente, o maior rendimento e a menor geração de resíduos.

No estado de São Paulo, a empresa SABESP opera a maior parte das estações de tratamento de água. A relação entre a turbidez e seus custos de redução (aplicação de coagulante inorgânico, no caso o Sulfato de Alumínio) obtida para uma planta padrão da empresa é apresentada na Tabela 2.

Tabela 2 – Turbidez e custos de coagulante (Sulfato de Alumínio)

Turbidez (NTU)	Dosagem Mínima (ppm)	Dosagem Máxima (ppm)	Dosagem Média (ppm)	Custo (R\$/m³)
10	5	17	11	0,001414
15	8	20	14	0,001799
20	11	22	17	0,002120
40	13	25	19	0,002442
60	14	28	21	0,002699
80	15	30	23	0,002891
100	16	32	24	0,003084
150	18	37	28	0,003534
200	19	42	31	0,003919
300	21	51	36	0,004626
400	22	62	42	0,005397
500	23	70	47	0,005975

Fonte: adaptado de Oliveira (2011)

A Figura 1 apresenta a equação da curva com ajuste logarítmico para a associação entre a turbidez e seus custos de redução. O valor utilizado para o Sulfato de Alumínio foi de R\$0,1285/kg, conforme Schmidt (2011). A relação ajustada – logarítmica – é representada na Equação 4.

$$y = 0,011 \ln(T) - 0,0013 \quad \text{Eq. (4)}$$

Em que a variável “y” representa os custos e “T” a turbidez.

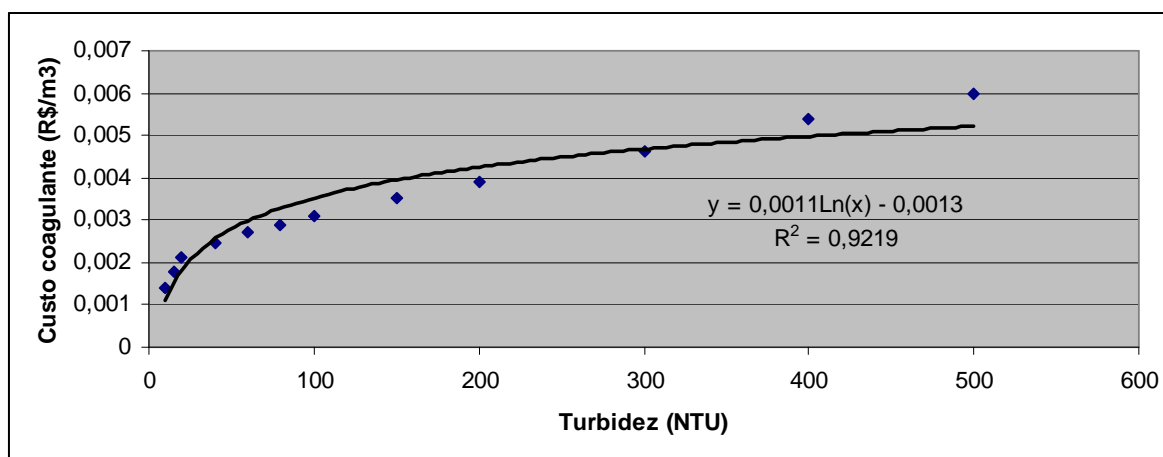


Figura 1 – Curva ajustada: turbidez e custos de tratamento com sulfato de alumínio.

3. METODOLOGIA

A microbacia em estudo, do córrego Encruzilhada, está localizada integralmente no município de Cunha/SP em regiões de domínio geomorfológico da Serra do Mar. Trata-se, portanto, de região alta, montanhosa, com predomínio de atividades rurais de pequenos e médios proprietários. As propriedades são geralmente familiares e sua exploração envolve atividades tradicionais (pecuária e agricultura) de pequena expressão. Há uma atividade turística associada ao meio rural e à cultura de ceramistas, fato que tem atraído um fluxo não regular de migrantes que investem em áreas rurais e em conservação ambiental.

De modo geral, registra-se um crescimento da atividade conservacionista, embora insuficiente para regredir os impactos de processos erosivos, geralmente associados ao uso do solo em pastagens degradadas e à alta declividade. Boa parte das áreas de mata são de florestas secundárias recentes (cerca de 30 a 40 anos).

O córrego Encruzilhada recebe grande quantidade de sedimentos oriunda destes processos erosivos à montante. O corpo d'água é de cor límpida durante boa parte da estação seca e bastante turvo durante a estação chuvosa.

Os usos da água com sensibilidade variável à turbidez, a jusante da bacia, são predominantemente o abastecimento doméstico, a captação para atividades rurais de pequeno porte e o reservatório hidrelétrico.

Como se trata de afluente do rio Paraíba do Sul, à montante do reservatório da Usina Hidrelétrica de Paraibuna, os usos a serem analisados devem estar relacionados ao trecho entre o exutório da bacia e o reservatório.

A partir dos dados obtidos pela aplicação da Equação Universal de Perda de Solos (EUPS), e das equações empíricas apresentadas no capítulo 2, foram levantados os custos evitados em cenários de uso do solo nas Áreas de Preservação Permanentes (APPs) para a microbacia em análise.

A Figura 2 apresenta ilustração da microbacia em estudo. O curso d'água principal é salientado em vermelho.

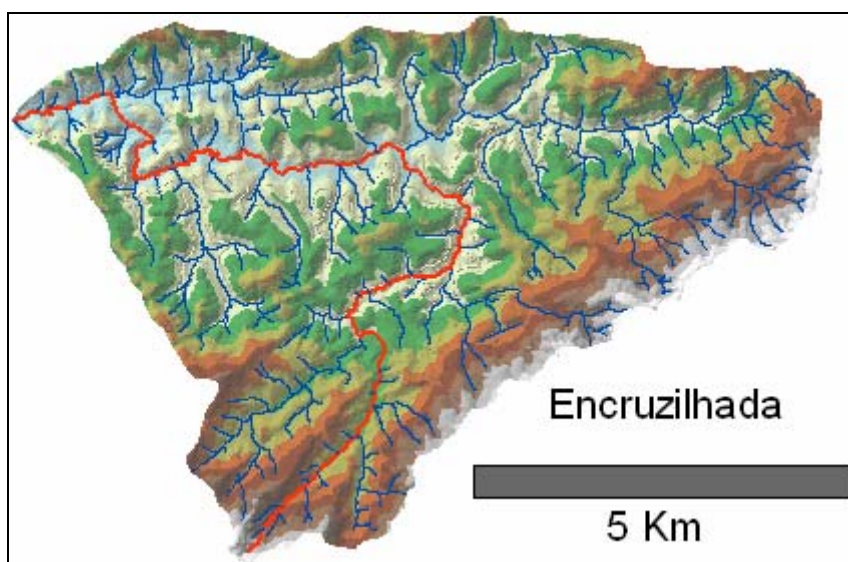


Figura 2 – Microbacia do rio Encruzilhada: topografia e drenagem.

A Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS), e suas diversas adaptações, é um dos instrumentos mais utilizados para a quantificação estimativa das perdas de solo em uma bacia. O presente estudo utiliza os resultados obtidos por Tundisi (2011), no âmbito do Projeto para Recuperação de Matas Ciliares (SMA/SP) para a microbacia em estudo.

Para a estimativa do volume de sedimentos aportados à jusante das bacias, é necessária a inserção de dados de vazão nos exutórios, para o qual foram consultadas as bases da Agência Nacional de Águas (ANA) e do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE).

Para este trabalho, tendo em vista a ausência dos valores de produção de sedimentos nos exutórios das microbacias estudadas, a taxa de aporte de sedimentos foi obtida por equações empíricas. Tendo em vista os problemas com a estimativa a partir de equações com apenas uma variável, conforme discutido por Chaves (2010), optou-se por estimar a partir da equação de Roehl (1962), a qual considera o comprimento do principal fluxo d'água da bacia (L) e a amplitude entre a maior e menor altitudes na bacia (R) (Equação 5).

$$\log \text{TAS}_e = 2,88753 - 0,83291 \log R/L \quad \text{Eq. (5)}$$

Conhecido o aporte de sedimento nos exutórios das microbacias, é possível estimar diretamente os valores de pagamento por serviços ecossistêmicos associados aos custos evitados do tratamento da água para abastecimento à jusante, a partir da Equação 3 – que associa a turbidez às estimativas de sólidos em suspensão – e da Equação 4 – que aponta os custos de tratamento em relação à estimativas de turbidez.

De posse dos termos da EUPS, das taxas de aporte de sedimento e dos valores encontrados como mitigação do assoreamento e de tratamento de água, é possível, ao variar estimativamente o efeito das variáveis adimensionais “uso e manejo do solo” e “práticas conservacionistas”, elaborar cenários meta para fins de pagamento por serviços ambientais na bacia.

A Figura 4 apresenta um diagrama esquemático do desenvolvimento do trabalho, ilustrando os passos e salientando as equações utilizadas.

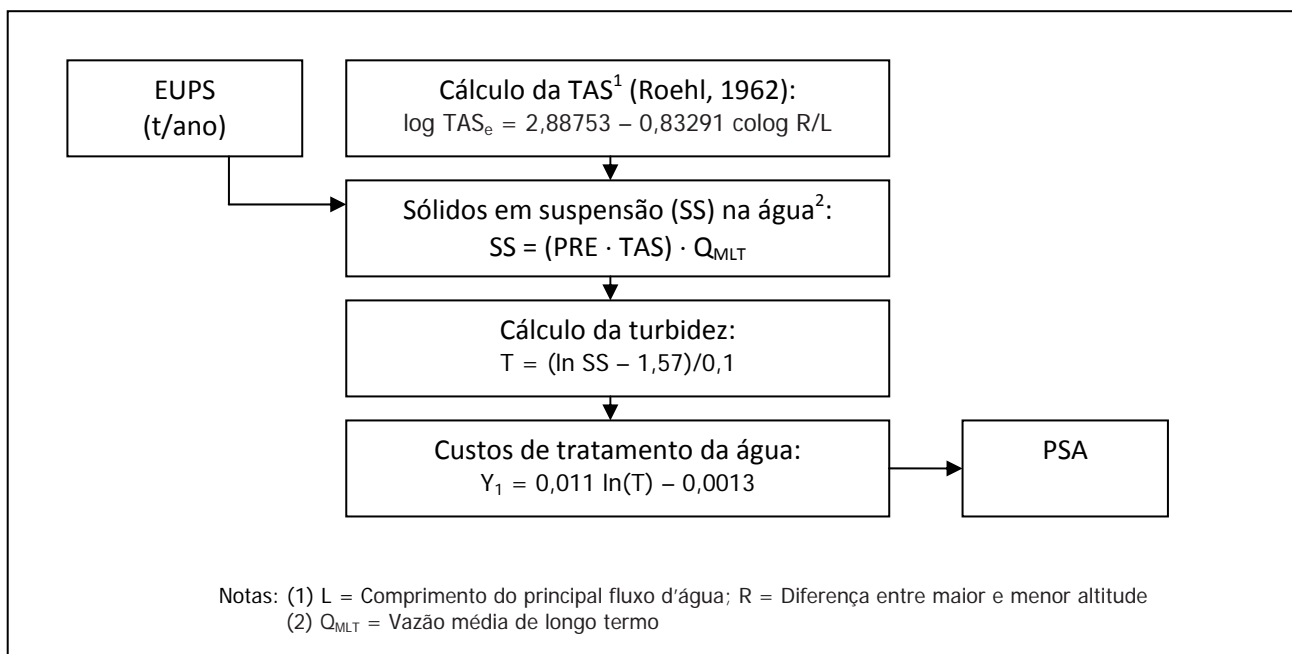


Figura 4 – Desenho esquemático da metodologia de cálculo do PSA

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 3 apresenta os resultados consolidados da Taxa de Aporte de Sedimentos (TAS).

Tabela 3 – Valores de Taxas de Aporte de Sedimentos (TAS) para a microbacia

Microbacia	Área (km ²)	Extensão do rio (km)	Amplitude do relevo (m)	Menor altitude (m)	Maior altitude (m)	TAS
Encruzilhada	44,08	16,87	465	860	1325	0,402462848

A Tabela 4 apresenta os resultados de aporte de sedimentos e turbidez associada.

Tabela 4 – Aporte de sedimentos e turbidez associada

Microbacia	Aporte sedimentos (mg/L)	Turbidez estimada (NTU)
Encruzilhada	1.036	46,80

A Tabela 5 apresenta os valores potenciais de custos associados ao tratamento da água, em relação ao parâmetro turbidez, para a microbacia analisada. Para a estimativa, considerou-se que 1/3 da vazão em cada bacia seria utilizada para fins de abastecimento doméstico.

Tabela 5 – Custos de tratamento de água (turbidez) para a carga sedimentar adicional

Microbacia	Aporte sedimentos (mg/L)	Turbidez estimada (NTU)	Custo tratamento (R\$/m³)	Estimativa arrecadação (R\$/ano)
Encruzilhada	1.036	46,795	0,04100	387.927,13

Os valores encontrados apontam um potencial de arrecadação da ordem de R\$390 mil/ano, para a bacia. Este potencial, é importante salientar, está relacionado ao aporte total estimado de sedimentos da bacia na situação atual, ou seja, equivaleria aos custos evitados dos impactos diretos causados pela erosão laminar no abastecimento público e operação de reservatórios caso toda a erosão laminar seja controlada. A estimativa do ganho ambiental oriundo da recuperação de APPs e da conversão de usos do solo é apresentada adiante, na discussão dos cenários propostos pelo estudo.

5. CENÁRIOS: USOS DO SOLO E PSA

A reconversão da parcela das APPs atualmente utilizadas para outras finalidades é objeto de análise dos cenários prospectivos estudados, associando resultados de potencial de PSA – situação atual – e possibilidades futuras de arranjos de usos do solo. Foram estabelecidos 2 cenários bem como apontadas as estimativas de aporte de sedimentos em cada um deles. Para o estabelecimento de todos os cenários, o ponto de partida foi o mapeamento do Potencial de Erosão dos Solos (PRE) apresentada por Tundisi (2011). A Tabela 6 traz a descrição destes cenários.

Tabela 6 – Descrição dos cenários analisados na microbacia em estudo

Cenários	Características
Mata Ciliar 30 s/ práticas conservacionistas na bacia	Considera a recuperação de todas as APPs de margens de rios – adotando a largura única de faixa de 30 metros. As áreas de cultura não teriam o emprego de práticas conservacionistas. Analisa-se o balanço de perdas econômicas relativas e a capacidade de pagamento pelo mecanismo de PSA.
Mata Ciliar 50 c/ práticas conservacionistas na bacia	Considera a recuperação de todas as APPs de margens de rios – adotando a largura única de faixa de 50 metros. Trata-se de uma projeção de ampliação dos serviços ambientais (e ecossistêmicos) além dos limites legais. As áreas de cultura teriam o emprego de curvas de nível, como prática conservacionista. Analisa-se o balanço de perdas econômicas relativas e a capacidade de pagamento pelo mecanismo de PSA.

As classes oriundas da classificação de Tundisi (2011) foram reagrupadas da seguinte maneira:

- As classes “mata nativa”, “vegetação de várzea”, “cerrado” e “água”, foram reagrupadas em uma única classe chamada “Cobertura Natural”;
- A classe “solo exposto” foi classificada como “cana de açúcar”, que é a única cultura não perene na classificação original;
- A classe “reflorestamento” foi renomeada para “eucalipto”, por fidelidade à cultura observada.

A Tabela 7 apresenta os resultados dos dois cenários analisados.

Tabela 7 – Redução de aporte de sedimentos – Cenários 1 e 2

Cenário	Redução PRE(*) (t/ano)	Redução estimada no aporte sedimentos (mg/L)	Redução do custo de mitigação do assoreamento (R\$/ano)	Redução do custo de tratamento da água (R\$/ano)	Estimativa arrecadação (R\$/ano)
Cenário 1	2.654	33,87	8.901,83	742,25	9.644,08
Cenário 2	11.997	153,10	40.235,03	3.620,24	43.855,27

Obs.: (*) Tundisi (2011).

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Neste trabalho é proposto um modelo de PSA para a conservação ambiental em microbacias a partir do estabelecimento de relações dose-resposta associadas ao custo de tratamento/mitigação da degradação do meio hídrico, tendo como parâmetro balizador a turbidez da água. No modelo mencionado, os pagadores seriam os usuários de água beneficiados pela manutenção da quantidade e qualidade de água à jusante da unidade de conservação, sensíveis a variações de sedimentos em suspensão na água. Para este estudo, o uso considerado foi o abastecimento doméstico, cujo tratamento reflete os custos de mitigação da turbidez.

Embora se tenha buscado suprir lacunas de dados primários para a elaboração do modelo, especialmente àqueles relacionados diretamente à função dose-resposta central, ou seja a taxa de aporte de sedimentos das microbacias, a carência de medições *in situ* de vazão, transporte de sedimentos pelos exutórios das bacias e estudos de granulometria – que pudessem prover inferências sobre a tendência, maior ou menor, à sedimentação –, compromete sobremaneira seus resultados.

Somando-se a isso a ocorrência de erros sistemáticos nas informações especialmente explícitas (dados secundários), em especial nos dados de usos do solo e mapas de erodibilidade, fica

reduzida a possibilidade de aplicação direta dos resultados deste trabalho, e, portanto, estes dados devem ser analisados com cautela. De qualquer forma, o trabalho mostrou a viabilidade da associação da proteção ambiental de áreas de mananciais com o serviço ecossistêmico da qualidade da água, a partir de um único parâmetro agregador, no caso a turbidez ou a quantidade de sedimentos em suspensão.

Há que se ressaltar os efeitos de adicionalidade não contemplados e que podem gerar demandas por compensação ambiental ou pela implementação de outros fatores no sistema de PSA. Um exemplo disso está relacionado aos fluxos de carbono, alterados quando da recuperação de áreas degradadas, objeto do PSA.

Uma vez que o modelo utilizou dados reais e ou equações empíricas consolidadas, é de se esperar que uma posterior calibração não trará diferenças significativas nos resultados finais. Assumindo esta premissa, pode-se concluir que:

- Há um potencial considerável de recursos, oriundos de uma grande quantidade de beneficiários, considerando os usos para abastecimento público, que poderia alimentar o PSA;
- Há que se discutir o aporte financeiro para a alteração da situação atual, até o momento em que se possa comprovar o benefício da conservação ambiental. Este aporte pode ser obtido a partir do potencial apresentado – e cobrado de forma antecipada – ou custeado pelo poder público, como boa parte dos mecanismos de PSA vigentes;
- Uma vez alterada a situação inicial para uma situação meta, o custo de manutenção destas APPs é passível de ser provido pela arrecadação do mecanismo de PSA;
- Dada a atual conjuntura macroeconômica (e os preços relativos no mercado agropecuário), a instalação do mecanismo de PSA nos moldes modelados aqui, indicam a possibilidade de conversão imediata de áreas de pastagens degradadas para vegetação nativa no conjunto das microbacias estudadas, em função dos valores potenciais de PSA;

Recomenda-se, portanto, como trabalhos complementares, o estudo específico do aporte de sedimentos ao meio hídrico e o transporte destes pelos corpos d'água principais nas microbacias em análise, de forma a referendar as estimativas obtidas a partir de referências secundárias.

Embora possa ser calculada uma tarifa para o PSA/Água, existem diversos outros impactos aos serviços que não foram considerados. Uma questão a ser considerada, por exemplo, é o caráter de dupla cobrança quando beneficiários dos serviços ecossistêmicos serão também submetidos à cobrança pelo uso da água. Ainda que os princípios, instrumentos e a legislação de origem sejam diferentes, não é trivial o processo de esclarecimento e adesão dos eventuais envolvidos nos dois mecanismos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALTMANN, A. 2010. Pagamento por serviços ambientais: aspectos jurídicos para a sua aplicação no Brasil. 14º Congresso Internacional de Direito Ambiental, Florestas, mudanças climáticas e serviços ecológicos. *Anais*. São Paulo: Imprensa Oficial: 2010.
- AMAZONAS, M.C. 2004. Análise econômico-ambiental no espaço da orla marítima. In: BRASIL, MMA-SQA e MPOG-SPU. (Org.). *Projeto Orla - Subsídios para um Projeto de Gestão*. 1 ed. Brasília: MMA-MPOG. 87-103p.
- BERNARDES, C. ; SOUSA JÚNIOR, W. C. . Pagamento por serviços ambientais: experiências brasileiras relacionadas à água. V Encontro Nacional da ANPPAS, 2010, Florianópolis. V ENANPPAS. *Anais*. São Paulo : ANPPAS, 2010. v. 1.
- BOUMANN, R.; AMBROSIO, L. A.; ROMEIRO, A. R.; CAMPOS, E. M. G.; FASIABEN, M. C. R.; ANDRADE, D. C.; TOSTO, S. G.; MORAES, J. F. L.; CAMARGO, L. A. S.; SINISGALLI, P.; SOUSA JUNIOR, W. C. 2010. Modelagem dinâmica do uso e cobertura das terras para o controle da erosão na bacia hidrográfica do rio Mogi-Guaçu e Pardo, São Paulo, Brasil. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, v. 14: 1-12.
- CARVALHO, N. O. *Hidrossedimentologia prática*. Rio de Janeiro: CPRM, 1994. 472p.
- CARVALHO, K. S.; PARANHOS, R. M.; PAIVA, J. B. D. Limitações ao uso da relação entre turbidez e concentração de sedimento em suspensão em duas pequenas bacias em Santa Maria, RS. XXI Congresso Latinoamericano de Hidráulica. *Anais*. São Pedro, SP, Outubro 2004.
- CHAVES, H. M. L. Relações de aporte de sedimento e implicações de sua utilização no pagamento por serviço ambiental em bacias hidrográficas. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v. 34: 1469-1477, 2010.
- CHAVES, H. M. L.; BRAGA, B.; DOMINGUES, A. F.; SANTOS, D. G. Quantificação dos benefícios ambientais e compensações financeiras do Programa do Produtor de Água/ANA: I. Teoria. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 9: 5-14, 2004.
- DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. 1996. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: DORAN, J. W.; JONES, A. J. (eds). *Methods for assessing soil quality*. Madison: Soil Science Society of America.
- GUERRA, A.J.T. 1995. Processos Erosivos nas Encostas. Cap. 4. In: GUERRA, A.J.T.; CUNHA, S.B. (org.). *Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos*. 2.ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 472 p.
- MANZATTO, C. V.; RAMALHO, F. A.; DA COSTA, T. C. C. Potencial de uso e uso atual das terras. In: *Uso agrícola dos solos brasileiros*. Rio de Janeiro: Embrapa, 2002. 174p.
- MERICO, L.F.K. 1996. *Introdução à Economia Ecológica*. Blumenau: Ed. da FURB.

- OLIVEIRA, F. L. *Turbidez e custos de tratamento de água*. Comunicação pessoal. SABESP, São José dos Campos, 02 fev 2011.
- PAIVA, E. M. C. D.; FORGIARINI, F. R.; SANTOS, F. A. Estudo sedimentológico em pequena bacia urbana. II Simpósio de Recursos Hídricos do Centro-Oeste. *Anais*. Campo Grande: ABRH, 2002.
- PEARCE, D.W., TURNER, R.K. *Economics of natural resources and the environment*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1991.
- PEARCE, D. W. *Economic values and the natural World*. London The MIT Press, 1993. 129p.
- REIS, L. V. S. Cobertura florestal e custo do tratamento de água em bacias hidrográficas de abastecimento público: caso do manancial do município de Piracicaba. *Tese de Doutorado*. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba: USP/ESALQ, 2004. 219 p.
- ROEHL, J. W. Sediment source areas, delivery ratios and influencing morphological factors. *International Association of Hydrological Sciences*, Public. 59, p. 202-213, 1962.
- SABESP. *Tratamento de Água*. Disponível em: <http://site.sabesp.com.br/site/interna>. Acesso em: 05 de dezembro de 2010.
- SCHMIDT, M. *Apresentação SABESP*. Convenção de TPM (Manutenção Produtiva Total) 2010. Belo Horizonte, 08/11/2010. Disponível em <http://www.slideshare.net/ubqmg/apresentao-sabesp-conveno-tpm-ubq-2010>. Consultada em 20/03/2011.
- SILVA, D. T. L. *Sistema Cantareira: caracterização e principais aspectos*. Joanópolis: ONG Pró-Joá, 2010. 35p.
- TUNDISI, J. G. *Determinação do potencial de erosão do solo em pequenas bacias hidrográficas do Estado de São Paulo*. Relatório Executivo – PRMC. São Paulo: SMA/SP, 2011.
- VEIGA, J.E.; EHLERS, E. Diversidade Biológica e Dinamismo Econômico no Meio Rural. In.: May, P. H., Lustosa, M. C., Vinha, V. (Org). *Economia do Meio Ambiente*. Rio de Janeiro: Campus, 2003.
- WALLING, D.E. The sediment delivery problem. *Journal of Hydrology*, 65:209-237, 1983.
- WUNDER, S. *Payments for environmental services: some nuts and bolts*. Jacarta: Center for International Forestry Research, 2005.