

Quantificação dos Benefícios Ambientais e Compensações Financeiras do “Programa do Produtor de Água” (ANA): I. Teoria

Henrique Marinho Leite Chaves, Benedito Braga, Antônio Félix Domingues, Devanir Garcia dos Santos

Agência Nacional de Águas-ANA - Brasília, DF

hchaves@ana.gov.br, benbraga@ana.gov.br, felix@ana.gov.br, devanir@ana.gov.br

Recebido: 06/11/03 - revisado: 13/05/04 – aceito: 20/08/04

RESUMO

Apesar do relativo sucesso de alguns programas de conservação de água e solo no Brasil nos últimos 20 anos, eles não consideraram explicitamente, em seu dimensionamento, os benefícios “off-site” relativos ao controle da poluição difusa, nem sua compensação, por parte dos beneficiários. Partindo deste fato, bem como das novas tendências mundiais em programas agro-ambientais, a Agência Nacional de Águas-ANA desenvolveu um projeto de conservação de mananciais estratégicos, onde incentivos financeiros, proporcionais aos benefícios relativos ao abatimento da sedimentação, são propostos. Uma vez que a estimativa do abatimento da sedimentação não é um processo trivial, ele foi emulado através de uma simplificação da Equação Universal de Perda de Solo-USLE, em nível de propriedade. De forma a não caracterizar os incentivos como uma forma de subsídio, esses consideraram os custos de implantação das práticas conservacionistas. A simplicidade e robustez da metodologia proposta, bem como a facilidade de sua certificação em nível de campo, permitem que ela seja aplicada de forma descentralizada, por comitês de bacia ou associações de usuários de água e produtores rurais. Assim, uma vez atingidos os critérios técnicos e operacionais do Programa, os produtores participantes seriam certificados com um selo ambiental, o qual poderia ser usado para o recebimento do bônus correspondente. Os aspectos teóricos e metodológicos deste programa, intitulado “Produtor de Água”, são apresentados neste trabalho. Em um outro artigo, companheiro deste (Chaves et al., 2004), um exemplo da aplicação do método proposto a uma bacia rural é apresentado.

Palavras-chave: Programa “Produtor de Água”.

“É inútil fazer com mais o que pode ser feito com menos.”

Guilherme de Ockham (1300-1349)

INTRODUÇÃO

A poluição de origem difusa, como é caso da sedimentação, ocorre em níveis inaceitáveis em bacias rurais quando os produtores, ao tomarem suas decisões sobre o tipo de uso e manejo do solo, desconsideram os impactos que esses processos impõem aos outros usuários e ao meio ambiente (Baumol & Oates, 1979). Além disso, a poluição difusa é um problema mais complexo e elusivo do que a poluição pontual, e os instrumentos desenvolvidos para o controle de uma não necessariamente se aplicam à outra (Ribaud et al., 1999).

Entretanto, a experiência recente tem demonstrado que o controle da poluição difusa é mais eficaz quando políticas de incentivo, como aquela do “provedor-recebedor”, são usadas no lugar de instrumentos coercitivos, tais como o “poluidor-pagador” (Claassen et al., 2001).

Além disso, a proteção de mananciais tem ultimamente sido preferida ao tratamento intensivo de

água, principalmente em resposta à legislações mais restritivas. Exemplo disso foi a cidade Nova York. Esta, tendo que atender aos padrões do *Safe Drinking Water Act* de 1986, optou por adquirir e recuperar áreas da bacia de Catskill, um manancial ao norte da cidade, ao invés de construir uma imensa estação de filtração. A economia no processo foi de mais de US\$ 3 bilhões (The Catskill Center, 2004).

No caso do Brasil, apesar de programas exitosos de conservação do solo terem sido implementados nos últimos anos (Roloff & Bragagnolo, 1997), eles foram concebidos sem considerar, de forma explícita, os benefícios fora da propriedade, tais como a redução da sedimentação (Boerma, 2000).

Apesar da atual legislação sobre recursos hídricos incentivar a gestão descentralizada da água, bem como a articulação da gestão de recursos hídricos com a do uso do solo, não há, nessa Lei, um tratamento específico para a poluição difusa de origem rural (Martini & Lanna, 2003).

Entretanto, considerando que os prejuízos anuais

da sedimentação no Brasil, referentes à perda de vida útil de reservatórios e à custos adicionais de tratamento de água, somam mais de US\$ 1 bilhão (Hernani et al., 2002), bem como a alta relação benefício/custo de projetos baseados em performance (Claassen et al., 2001), programas incentivados de controle da poluição difusa teriam um grande potencial de aplicação no país.

Por outro lado, se indicadores tradicionais de performance ambiental usados nesses programas, tais como a quantificação da erosão e da sedimentação, apresentam impecilhos operacionais, o mesmo não ocorre com instrumentos baseados em projeto, os quais são mais facilmente mensuráveis. Dentre estes estão a classificação do tipo de uso e manejo do solo, tecnologia e insumos usados (Ribaud et al., 1999).

Considerando os aspectos acima, o presente trabalho teve como objetivo o desenvolvimento de uma metodologia de estimativa dos benefícios ambientais e compensações financeiras relativos a programas conservacionistas, que incorporasse, ao mesmo tempo, as vantagens dos instrumentos baseados em performance e a facilidade e praticidade daqueles baseados em projeto, no que diz respeito ao seu monitoramento.

No presente trabalho, é apresentado o desenvolvimento desta metodologia, que é parte integrante do *Programa do Produtor de Água* (ANA, 2003).

DESENVOLVIMENTO DO MÉTODO PROPOSTO

Seguindo as tendências agro-ambientais mais recentes, o “*Produtor de Água*” foi concebido como um programa voluntário, flexível, de implantação descentralizada, que visa o controle da poluição difusa em mananciais estratégicos (ANA, 2003). Ele parte da premissa que a melhoria ambiental auferida fora da propriedade pelo produtor participante é proporcional ao abatimento da erosão e, conseqüentemente da sedimentação, em função das modificações no uso e manejo do solo e dos custos de sua implantação por parte do participante.

Os fundamentos do Programa, no que diz respeito aos seus indicadores ambientais e econômicos, são descritos a seguir.

Estimativa do Abatimento da Erosão e Sedimentação

A avaliação parte de um estágio inicial, onde o nível de erosão A_0 (ton/ha.ano) é estimado na gleba ou propriedade, antes da implantação do Programa. A mesma estimativa é feita para a condição após a implantação do projeto conservacionista (A_1).

Assim, o percentual de abatimento de erosão e de sedimentação (P.A.E.), obtido com a implantação do projeto proposto, por um produtor participante, é dado pela seguinte equação:

$$P.A.E. (\%) = 100 (1 - A_1/A_0) \quad [1]$$

A quantificação dos valores de erosão média nas condições atuais e propostas (A_0 e A_1) requer, por sua vez, a aplicação de modelos de predição de erosão.

Considerando-se os critérios necessários para a seleção adequada do modelo, tais como a disponibilidade de dados e parâmetros locais, a precisão das predições, a robustez do modelo e a sua facilidade de uso (Heathcote, 1998; James & Burges, 1982; Risse et al., 1993), a Equação Universal de Perda de Solo-USLE apareceu como a candidata natural para a tarefa.

A USLE, por sua vez, é dada pela seguinte equação (Wischmeier & Smith, 1978):

$$A = R K L S C P \quad [2]$$

Onde A (ton/ha.ano) é a perda de solo média anual na gleba de interesse, R (MJ mm/ha h) é a erosividade da chuva e da enxurrada, K (t.ha.h/ha.MJ.mm) é a erodibilidade do solo, L (adimensional) é o fator de comprimento de rampa, S (adimensional) é o fator de declividade da rampa, C (adimensional) é o fator de uso e manejo do solo, e P (adimensional) é o fator de práticas conservacionistas.

Entretanto, mesmo sendo a USLE um modelo relativamente simples, usado na previsão da erosão laminar e em sulcos de vertentes, sua aplicação é dificultada nas condições brasileiras, quer pela inexperiência dos agentes extensionistas com o modelo, quer pela dificuldade de obtenção de parâmetros locais (Chaves, 1996a).

Por outro lado, considerando que se trata da mesma área (gleba de interesse), vários dos parâmetros da USLE são constantes antes e depois da implantação do projeto. Chamando de Z o produto $C*P$ da equação [2], teríamos, após dividirmos a perda de solo sob a condição proposta (A_1) pela perda na condição inicial (A_0), e cancelarmos os termos comuns na equação [2]:

$$A_1/A_0 = Z_1/Z_0 \quad [3]$$

Substituindo-se a equação [3] na equação [1], temos finalmente:

$$P.A.E. (\%) = 100 (1 - Z_1/Z_0) \quad [4]$$

A vantagem desta simplificação é que, conhecendo-se apenas dois dos seis fatores originais (C e P) da USLE, é possível calcular a redução da perda de solo, relativamente à situação inicial, sem perda de generalidade ou de robustez do modelo.

Uma possível complicação dessa simplificação da USLE seria a introdução do terraceamento em nível. Esta prática conservacionista reduz o comprimento de rampa da vertente e, conseqüentemente, o fator L da USLE. Entretanto, pode-se demonstrar que a redução na erosão é uma função linear do comprimento de rampa. Assim, esta redução poderá ser contabilizada pela introdução de um outro fator ao valor de Z (vide demonstração no *Apêndice A*).

Valores são disponíveis para os parâmetros C e P (e, portanto, de Z) para agricultura (Derpsch, 2002; De Maria & Lombardi Neto, 1997, Margolis et al., 1985; Bertoni & Lombardi Neto, 1990; Leprun, 1983) e para florestas (Paula Lima, 2003, comunicação pessoal). Uma lista de valores de Z para diferentes usos e manejos, convencionais e conservacionistas, é apresentada na Tabela 1.

Assim, para a estimativa do abatimento da erosão no campo, seria necessário conhecer-se apenas os valores tabelados de Z para os usos, manejos e práticas das situações inicial e proposta, num processo bem mais simples e barato que o monitoramento direto, a campo. Dessa forma, agentes certificadores poderiam facilmente atestar o cumprimento da meta ambiental proposta, simplesmente através da verificação, a campo, da implementação do projeto, e obter os respectivos valores de Z da Tabela 1. Para tanto, fichas-padrão, descrevendo as condições para cada uma das condições de uso, manejo e práticas conservacionistas da Tabela 1, foram confeccionadas especialmente para o acompanhamento do Programa (ANA, 2003).

Apesar de os usos, manejos e práticas da Tabela 1 não cobrirem todas as possíveis situações de uso e manejo do solo do país, elas englobam aquelas mais comuns, as quais serão usadas na ausência de dados mais definitivos, resultados de pesquisa local.

Uma vez atendidos os critérios técnicos e operacionais do Programa, os produtores participantes receberiam um certificado de conformidade (*Selo Azul de Produtor de Água-ANA*), o qual poderá ser usado para recebimento do respectivo bônus financeiro.

Considerando que grande parte dos poluentes responsáveis pela poluição difusa rural são transportados adsorvidos no sedimento (Novotny & Chesters, 1981), e uma vez que seu monitoramento e modelagem não é trivial (Knisel, 1978), a presente metodologia permite também que o abatimento deste tipo de poluição seja estimado. Este, por sua vez, foi suposto como sendo proporcional ao abatimento da sedimentação na bacia.

Tabela 1 - Valores de Z* para usos e manejos convencional (Z₀) e conservacionista (Z₁)

Manejo Convencional	Z ₀
Grãos	0,25
Algodão	0,62
Mandioca	0,62
Cana-de-açúcar	0,10
Batata	0,75
Café	0,37
Hortaliças	0,50
Pastagem degradada	0,25
Capoeira degradada	0,15
Cascalheira/ solo nú	1,00
Manejo Conservacionista	Z ₁
Grãos, rotação	0,20
Grãos, em nível	0,13
Grãos, rotação, em nível	0,10
Grãos, faixas vegetadas	0,08
Grãos, cordões vegetação	0,05
Grãos, plantio direto	0,03
Algodão/Mandioca, rotação	0,40
Algodão/Mandioca, nível	0,31
Algodão/Mandioca, plantio direto	0,04
Cana, em nível	0,05
Cana, em faixas	0,03
Batata, em nível	0,38
Batata, em faixas	0,22
Café, em nível	0,19
Café, em faixas	0,11
Hortaliças, em nível	0,25
Pastagem recuperada	0,12
Pastagem, rotação c/ grãos	0,10
Reflorestamento denso	0,01
Reflorestamento ralo	0,03

(*) Derpsch, 2002; De Maria & Lombardi Neto, 1997, Margolis et al., 1985; Bertoni & Lombardi Neto, 1990, Leprun, 1983; Paula Lima, 2003.

Estimativa dos Valores dos Incentivos Financeiros aos Produtores Participantes

Em programas de compensação por serviços ambientais, como o “Produtor de Água”, haveria vários custos envolvidos, tais como os de mobilização e cadastramento dos produtores, os relativos à assistência técnica, os de compensação das modificações de uso e manejo do solo, e os de monitoramento e auditoria (Martini & Lanna,

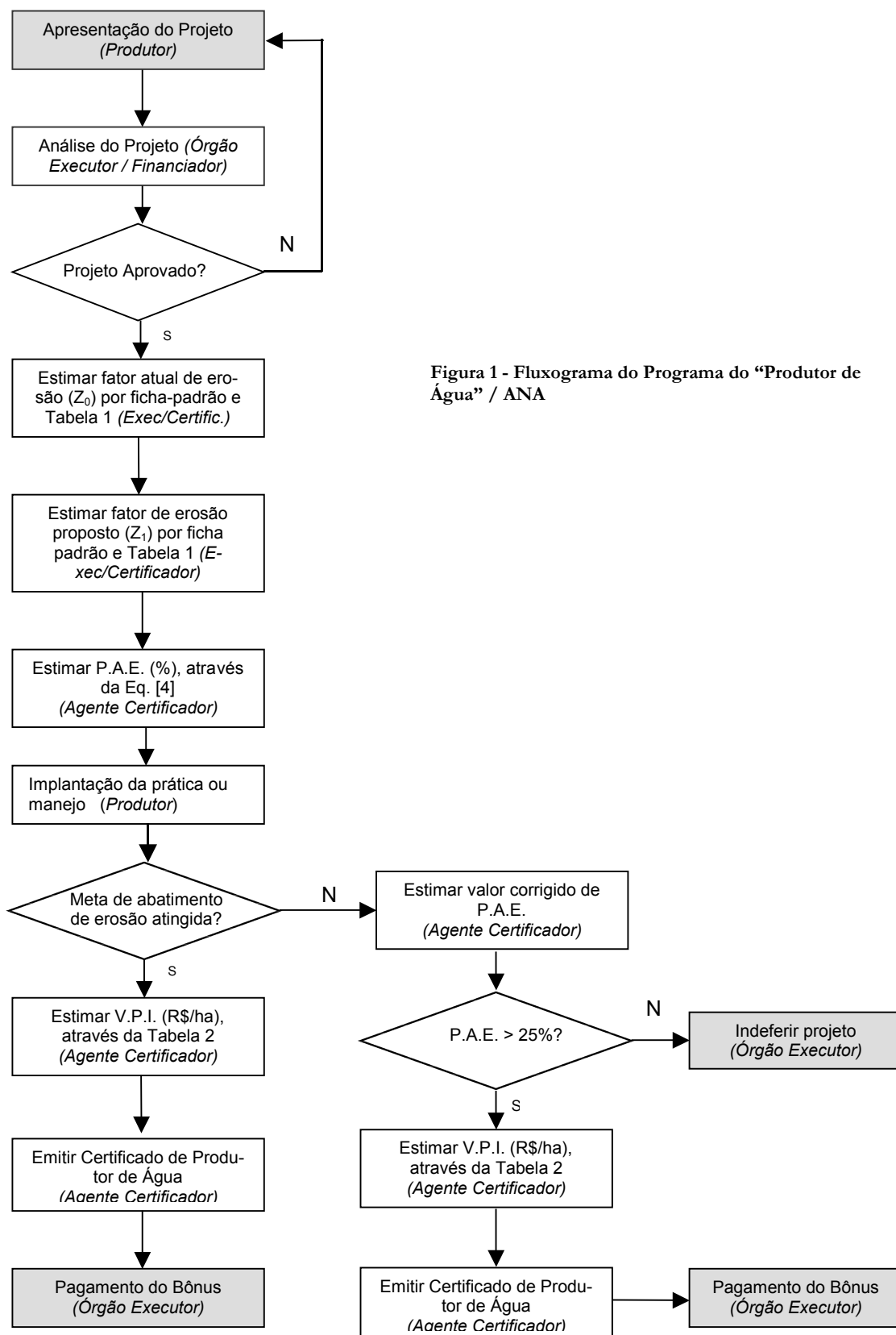


Figura 1 - Fluxograma do Programa do “Produtor de Água” / ANA

2003). Entretanto, o presente trabalho se ateve apenas àqueles custos referentes à compensação financeira aos agricultores, em função dos benefícios ambientais auferidos fora da propriedade.

Partindo-se da premissa que uma solução viável é aquela em que uma meta ambiental é atingida a um custo mínimo (Ribaud et al., 1999), buscaram-se valores financeiros que atendessem, ao mesmo tempo, aos seguintes critérios:

- A - Fossem suficientes para atingir a meta de abatimento de erosão e sedimentação pretendida;
- B - Fossem suficientes para atrair produtores para o Programa; e
- C - Fossem iguais ou inferiores ao custo de implantação e operação do manejo e/ou prática conservacionista proposta, de forma a não caracterizar subsídio agrícola.

Como cada manejo e prática conservacionista implica em custos e eficácias distintos, e tendo como pressuposto que os pagamentos devem ser proporcionais ao seu desempenho ambiental, tomou-se, como ponto de partida, uma prática conservacionista que é, ao mesmo tempo, econômica e ambientalmente eficiente e amplamente utilizada nas diferentes regiões agrícolas brasileiras: o plantio direto. Esta prática reduz cerca de 90% da erosão (e da sedimentação), relativamente ao sistema convencional (Derpsch, 2002), com um custo de implantação médio de R\$ 100/ha (Melo Filho & Mendes, 1999).

À partir desse critério, valores de pagamento incentivado (V.P.I.) foram definidos para outros manejos e práticas, de acordo com as faixas da Tabela 2.

Tabela 2 - Valores sugeridos para pagamentos incentivados (VPI), em função do abatimento de erosão (PAE) proporcionado

P.A.E. (%)	25-50%	51-75%	75-100%
V.P.I. (R\$/ha)	50	75	100

Assim, na passagem de uma pastagem degradada ($Z_0=0,25$), para pastagem recuperada ($Z_1=0,12$) teríamos, pela equação [4], um percentual de abatimento de sedimentação de 52%. Da Tabela 2, obteríamos um valor correspondente de V.P.I. de R\$ 75/ha.

Os valores de VPI da Tabela 2 são apenas sugestivos, e podem variar de uma bacia hidrográfica para outra, dependendo do nível de poluição difusa existente, bem como das condições sócio-econômicas regionais.

De forma que o Programa tenha uma eficiência ambiental mínima, estipulou-se, para fins de compensação

financeira, um abatimento de erosão mínimo de 25%. Além disso, visando permitir o acesso do maior número possível de participantes no Programa, sugere-se um limite máximo de 250 ha para cada produtor participante.

As etapas do *Programa do Produtor de Água*, incluindo os processos de auditoria e certificação, são apresentadas na Figura 1.

De forma a validar a metodologia proposta, incluindo o cumprimento das metas ambientais previstas pelo Programa e os valores do fator Z, seu órgão executor (Estado, Comitê de Bacia etc.) deverá implantar um sistema adequado de monitoramento hidro-sedimentológico, em pontos estratégicos da bacia (p. ex., Walling, 1988).

DISCUSSÃO

Apesar de simples e robusta, a metodologia proposta requereu algumas suposições e simplificações, de forma a facilitar sua aplicação às condições brasileiras. Portanto, uma discussão sobre as mesmas se faz necessária, e é apresentada a seguir.

A primeira delas diz respeito à suposição que o percentual de abatimento da sedimentação (benefício fora da propriedade), proporcionado por um certo manejo ou prática conservacionista, equivale ao abatimento de erosão dentro da propriedade, conforme dado pela equação [4]. A segunda suposição é relativa à “universalização” dos valores de Z para diferentes regiões agrícolas brasileiras, independentemente de suas diferenças climáticas. A terceira, por sua vez, é a justificativa econômica de que o valor do pagamento incentivado (VPI) deve considerar o custo de implantação do uso, prática ou manejo conservacionista, por parte do produtor participante. A quarta e última delas foi a de que o abatimento da poluição difusa na bacia é proporcional ao abatimento da sedimentação e, conseqüentemente, do abatimento da erosão.

Suposição Relativa ao Abatimento da Sedimentação na Bacia

Uma das vantagens de se usar o abatimento da erosão dentro da propriedade como indicador do abatimento da sedimentação na bacia é que apenas parâmetros relativos aos usos e manejos inicial e proposto são necessários, facilitando significativamente a estimativa do benefício ambiental gerado, por agentes certificadores.

Para tanto, deve-se demonstrar que, para cada tonelada de erosão abatida dentro da propriedade, uma tonelada correspondente será abatida no processo de sedimentação, a jusante.

Partindo-se da relação de aporte de sedimento, R.A.S. (adimensional), considerada constante para uma dada bacia (Walling, 1988; Renfro, 1975), temos:

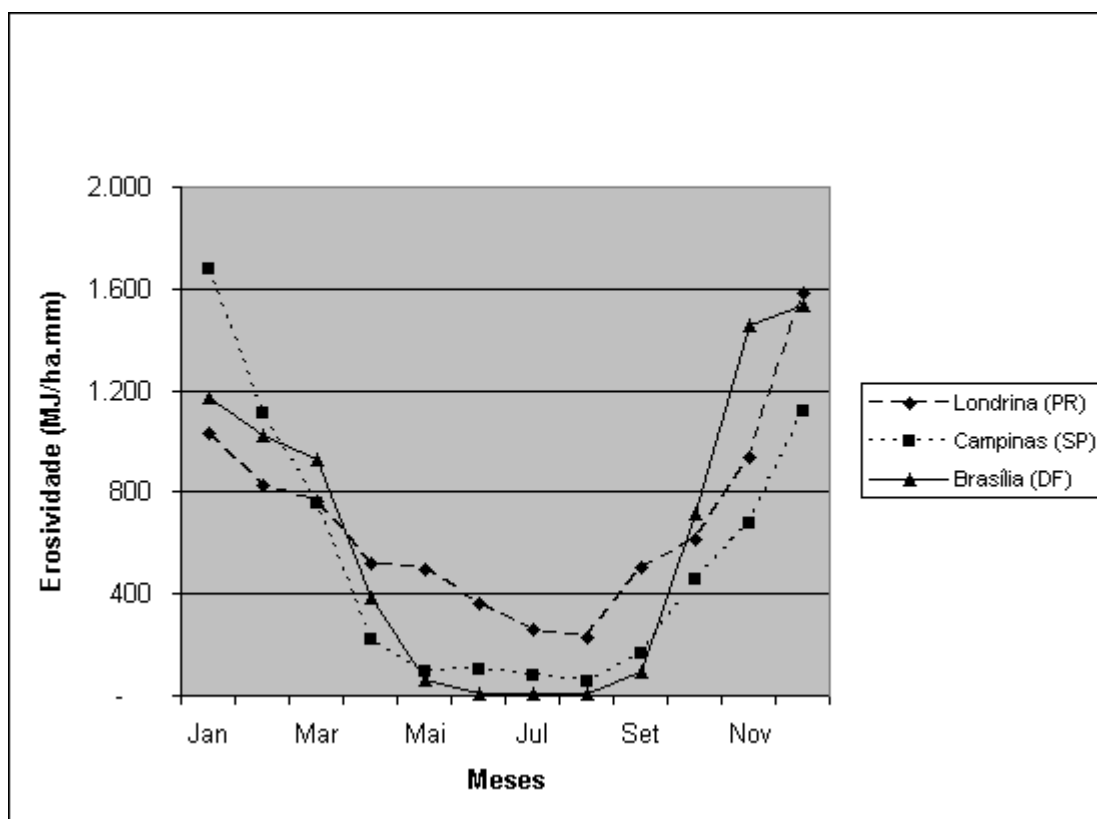


Figura 2 – Erosividade da chuva de 3 localidades brasileiras

(Fontes: SEPLAN-PR, 2003; Bertoni & Lombardi Neto, 1990; Silva, 2001)

$$R.A.S. = (Y / A_b) \quad [5]$$

Onde Y (t/ano) é o aporte de sedimento anual no exutório da bacia, cuja erosão total anual é A_b (t/ano). A relação de aporte de sedimento varia de 0 a 1, sendo inversamente proporcional à área da bacia (Roehl, 1962; USDA-NRCS, 1983).

Assim, se o abatimento da erosão gerado em uma certa propriedade, de área α , participante do Programa, representar 1% do valor total da erosão na bacia, ou seja, $(A_1 - A_0) \cdot \alpha = 0,01 A_b$, temos que, para que a R.A.S. permaneça constante na equação [5], um valor correspondente a 1% também deve ser reduzido na produção de sedimento, Y , no exutório de interesse da bacia. Isto demonstra a possibilidade de se utilizar a erosão média na propriedade como indicador do aporte de sedimento médio no exutório da bacia, conforme proposto anteriormente.

Suposição relativa aos valores do parâmetro Z

Uma vez que os valores de Z_0 e Z_1 , dados pela Tabela 1, foram considerados constantes para diferentes regiões agrícolas e considerando que este parâmetro depende da distribuição da erosividade da chuva (R) e das

épocas de cultivo e manejo do solo (Wischmeier, 1976), a utilização generalizada dos valores da Tabela 1, bem como a simplificação do fator R na equação [2], só poderiam ser feitas nas seguintes condições:

- i. As características agrônômicas dos cultivos, tratos culturais e manejos do solo de regiões de interesse do projeto, mesmo climaticamente distintas, são semelhantes para uma certa cultura e ocorrem em datas mais ou menos coincidentes ao longo do ano;
- ii. A distribuição das erosividades médias mensais das chuvas ao longo do ano é semelhante nas regiões agrícolas de interesse do Projeto, independentemente de seu clima.

Estas duas condições decorrem da definição física do fator Z (Foster & Lane, 1987), ou seja:

$$Z = \sum_{i=1}^{12} (\rho_i \zeta_i) \quad [6]$$

Onde ρ_i (adimensional) é o percentual da erosividade da chuva do mês i em relação à erosividade média

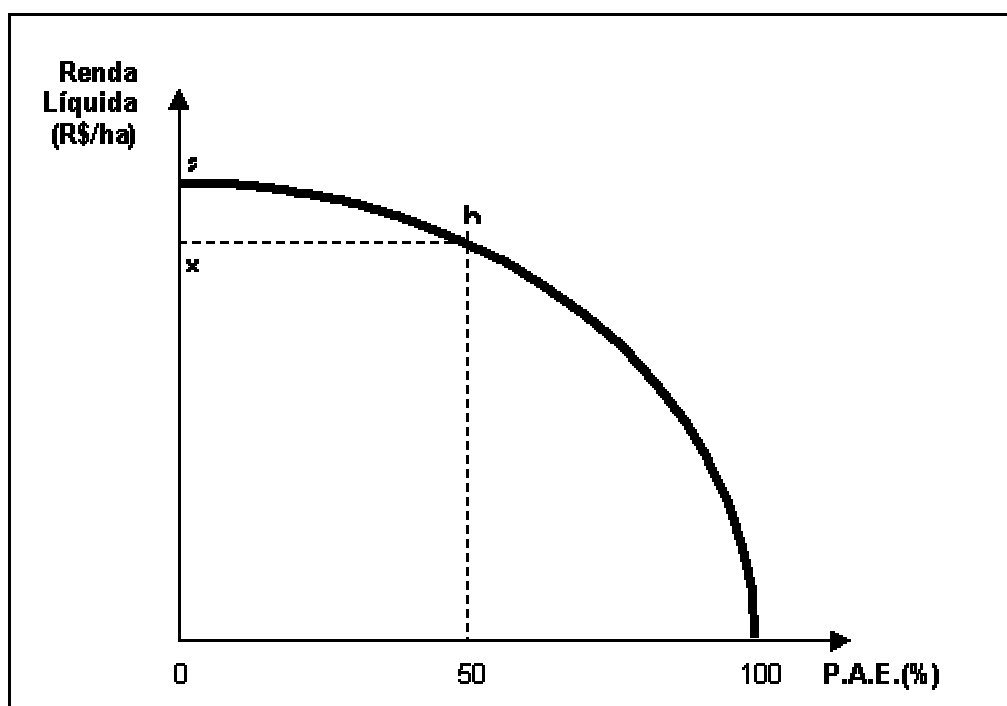


Figura 3 - Trade-off entre a receita líquida e os benefícios ambientais, dados pelo abatimento de erosão (PAE), gerado pela adoção de uma certa prática conservacionista (adaptado de Ribaud et al., 1999).

anual e ζ_i (adimensional) é a razão de perda de solo do mês i em relação à perda média anual, entre uma parcela descoberta (padrão) e a parcela com um certo uso e manejo do solo.

Portanto, para que os valores de Z sejam considerados constantes nas principais regiões agrícolas brasileiras, para as quais o Programa foi desenhado (Sul, Sudeste e Centro-Oeste), é necessário que os parâmetros ρ e ζ da Equação [6] sejam semelhantes entre si.

Com relação à primeira hipótese, e considerando-se o período de verão, onde se concentram as perdas de solo, os tipos e as épocas dos cultivos e manejos do solo são praticamente os mesmos nas regiões de interesse. Eventuais variabilidades espaciais são insuficientes para influenciar ζ de forma significativa, mesmo porque essas poderão ser excedidas pelas variações temporais (Risse et al., 1993).

No caso da segunda suposição, relativa às distribuições das erosividades, testou-se a hipótese de que elas são espacialmente correlacionadas entre si. Para tanto, foram comparadas as erosividades de localidades representativas de áreas agrícolas das três regiões: Londrina (Região Sul), Campinas (Região Sudeste) e Distrito Federal (Região Centro-Oeste). A Figura 2 apresenta as distribuições das erosividades mensais médias destas localidades, ao longo do ano.

Graficamente, por esta Figura, observa-se que as distribuições das erosividades são semelhantes. Além disso, uma análise de correlação entre elas foi realizada, e os resultados são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Coeficientes de correlação (Pearson) entre as distribuições das erosividades das 3 localidades analisadas.

$r_{Lond/Camp}$	$r_{Camp/DF}$	$r_{Lond/DF}$
0,81	0,85	0,91

Todos os valores de r da Tabela 3 são superiores a 0,80, indicando alta correlação entre as erosividades mensais das três localidades, ou seja, de que há uma dependência estocástica entre elas (Haan, 1977). Além disso, um teste de independência (*Student*), realizado entre distribuições das erosividades mensais das 3 localidades, foi rejeitado, a um nível de 99%. Esses resultados reforçam a hipótese inicial de similaridade entre as erosividades, o que permite sua simplificação na Equação [2].

Mesmo que persistam eventuais variações regionais nos dois parâmetros da equação [6], elas tenderiam a ser auto-compensadas, em função da sua estrutura fatorial (Chaves, 1996a; Troutman, 1985).

Justificativa para os valores de VPI do Programa

Conceitualmente, as faixas de valores de pagamento incentivado (VPI) do Programa do Produtor de Água foram definidas em função do custo-base de adoção das práticas e manejos elegíveis, ou seja, aquele suficiente para “cobrir” os custos adicionais de produção do produtor participante, relativos à implantação da tecnologia.

Graficamente, esta compensação seria aquela que permitisse que o participante passasse de uma situação atual a (sem abatimento de erosão), para uma situação b , com abatimento de erosão (Figura 3). Neste caso, haveria uma redução da sua renda líquida, relativa ao custo de implantação da prática (dada pelo segmento ax , na Figura 3). Este valor, por sua vez, seria exatamente o valor de pagamento incentivado (VPI) para a prática tomada como padrão (plantio direto).

De forma a atender aos critérios A , B e C , citados anteriormente, e considerando que os custos relativos à implantação do plantio direto correspondem aos custos fixos de aquisição do implemento necessário, ou seja, a depreciação mais os juros sobre o capital fixo, este valor seria de R\$ 100/ha (Melo Filho & Mendes, 1999; SEPLAN-PR, 2003).

É possível que os valores da Tabela 2 sejam insuficientes para cobrir os custos de implantação de algumas práticas elegíveis do Programa. Por exemplo, um produtor que proponha reflorestar uma pastagem degradada, obterá, através da equação [4] e da Tabela 2, um VPI de R\$ 100/ha, o que representaria cerca de 1/3 dos custos totais de implantação do projeto (SEPLAN-PR, 1999). Entretanto, considerando que o plantio direto e o reflorestamento apresentariam desempenhos semelhantes no que diz respeito ao abatimento da sedimentação (Tabela 1), os valores de VPI de ambos deveriam ser equivalentes. Isto garante, ao mesmo tempo, a eficácia econômico-ambiental do Programa, sem, entretanto, reduzir a flexibilidade no que diz respeito à escolha da prática, por parte do participante.

Por outro lado, há a possibilidade que a prática ou o manejo proposto apresente um custo inferior ao valor de pagamento incentivado estimado, em função da alta eficiência técnica e econômica do participante. Neste caso, não haverá problema, pois esta é exatamente a filosofia do Programa, ou seja, premiar os melhores desempenhos, sejam eles ambientais ou econômicos.

Suposição relativa ao abatimento da poluição difusa na bacia

Uma vez que o processo de modelagem do transporte poluentes não é trivial (Knisel, 1978), e como sua quantificação seria inviável para um programa como o proposto, em função do grande número de variáveis envolvidas no processo, supôs-se que o abatimento da polui-

ção difusa seria proporcional ao abatimento da sedimentação na bacia.

Apesar de alguns tipos de poluentes serem transportados em solução, pela enxurrada, a maior parte deles chega aos corpos d'água adsorvidos no sedimento (Novotny & Chesters, 1981).

Dessa forma, e uma vez que o transporte de poluentes adsorvidos é função do movimento do sedimento na bacia, aquele pode ser expresso por (Donigian & Crawford, 1976; McElroy et al., 1976):

$$Y_i = C_{is} E_i Y \quad [7]$$

Onde Y_i (kg/ha) é a carga do poluente i no exutório da bacia, C_{is} (kg/kg solo) é a concentração do poluente i no solo, E_i (adimensional) é a relação de enriquecimento do poluente i entre a fonte e o exutório da bacia, e Y (kg/ha) é a carga de sedimento no exutório.

Considerando que, para um certo poluente i , em uma certa bacia, os fatores C_{is} e E_i são constantes, uma redução de, digamos, 50% na carga de sedimento Y resultaria, pela equação [7], em uma mesma redução na carga do poluente i . Isto demonstra que a suposição inicial é válida.

CONCLUSÕES

Uma metodologia foi desenvolvida para a estimativa dos benefícios ambientais gerados à partir da adoção de práticas e manejos conservacionistas, no âmbito do *Programa do Produtor de Água*, da ANA.

Na metodologia proposta, o abatimento de sedimentação na bacia, de complexa obtenção, foi emulado pelo abatimento de erosão na propriedade. Este, por sua vez, foi obtido através de uma simplificação da Equação Universal de Perda de Solo-USLE (Wischmeier & Smith, 1978).

As vantagens deste enfoque são múltiplas. A primeira diz respeito à necessidade mínima de dados de campo, o que favorece sua aplicação para as condições brasileiras. A segunda é relativa à possibilidade de estimar, através do método proposto, o abatimento da poluição difusa na bacia. A terceira, por sua vez, diz respeito à facilidade de monitoramento da implementação dos projetos propostos, por parte de certificadores independentes, através de fichas padronizadas, especialmente desenvolvidas para o Programa. Por último, o Programa estimula a eficiência econômico-ambiental dos participantes, uma vez que a compensação financeira é proporcional ao benefício ambiental auferido e ao custo de implantação da prática.

Além disso, o aspecto descentralizado e flexível do Programa permite que o mesmo seja implantado em bacias estratégicas (mananciais), como resultado de acordos entre usuários de água, gestores e agricultores (Martini & Lanna, 2003). Mesmo que não haja no País legislação

específica relativa à este tipo de compensação financeira, principalmente quando os setores público (usuários de água) e privado (produtor rural) são envolvidos, um dos princípios basilares do Direito Administrativo, o da repartição das cargas públicas, respalda sua aplicação. Este princípio estipula que todo sacrifício individual instituído em prol do bem comum deve ser compensado (Chaves, 1996b).

Finalmente, visando justificar as suposições e simplificações usadas na metodologia proposta, tanto nos aspectos ambientais como econômicos, foram apresentadas considerações usando dados, conceitos e relações disponíveis na literatura.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. *Manual Operativo do Programa "Produtor de Água"*. Brasília, 65 p., 2003.
- BERTONI, J. & LOMBARDI NETO, F. *Conservação do solo*. Ícone, SP, 355 p., 1990.
- BAUMOL, W.J. & OATES, W.E. *Economics, environmental policy, and the quality of life*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, 1979.
- BOERMA, P. *Watershed management: A review of the World Bank Portfolio (1990-1999)*. World Bank, Rural Development Department, Washington, 40 p., 2000.
- CHAVES, H.M.L.; BRAGA JR. B.; DOMINGUES, A.F. & SANTOS, D.G. *Quantificação dos benefícios ambientais e compensações financeiras do "Programa do Produtor de Água" (ANA): II. Aplicação da Metodologia*. Revista Bras. Rec. Hídricos, Vol. 9N3 2004.
- CHAVES, H.M.L. *Modelagem matemática da erosão hídrica: Passado, presente e futuro*. Anais das Conferências Convidadas do XXV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Viçosa, p. 731-750, 1996a.
- CHAVES, R.M.L. *Consequências da epidemia na Grã-Bratânia*. Caderno de Direito e Justiça, Correio Braziliense (22/4/96), Brasília, p. 4, 1996b.
- CLAASSEN, R., HANSEN, L., PETERS, M., BRENE-MAN, V., WEINBERG, M., CATTANEO, A., FEATHER, P., GASBY, D., HELLERSTEIN, D., HOPKINS, J., JOHNSTON, P., MOREHART, M., & SMITH, M. *Agri-environmental policy at the crossroads: Guideposts on a changing landscape*. USDA-ERS Report No. 794, Washington, 67 p., 2001.
- De MARIA, I. C. & LOMBARDI NETO, F. *Razão de perdas de solo e fator C para sistemas de manejo da cultura do milho*. R. Bras. Ci. Solo, Campinas, V 21(2):263-270, 1997.
- DERPSCH, R. *Sustainable agriculture, in Saturnino & Landers* (eds.): The environment and zero tillage. APDC-FAO, Brasília, P. 31-53, 2002.
- DONIGIAN, A.S. & CRAWFORD, N.H. *Modeling non-point pollution from the land surface*. US EPA/600/3-76/083. Washington, 1976.
- FOSTER, G.R. & LANE, L.J. *Beyond the USLE: Advances in soil erosion prediction*, in L.L. Boersma (ed.): Future developments in soil science research, Madison, p. 315-326, 1987.
- HAAN, C.T. *Statistical methods in hydrology*. The Iowa St. Univ. Press, Ames, 378 p., 1977.
- HEATHCOTE, I. W. *Integrated watershed management- Principles and practice*. J. Wiley, NY, 414 p., 1998;
- HERNANI, L.C., FREITAS, P.L., PRUSKI, F.F., DE MARIA, I. C., CASTRO FILHO, C. & LANDERS, J.N. *A erosão e seu impacto*, in Manzatto et al. (ed.): *Uso agrícola dos solos brasileiros*. Embrapa, RJ, p. 47-60, 2002.
- JAMES, L.D. & BURGESS, J. *Selection, calibration, and testing of hydrologic models*, in C.T. Hann (ed.): *Hydrologic modeling of small watersheds*. ASAE Publ. St. Joseph, 1982.
- KNISEL JR., W. *A system of models for evaluating non-point-source pollution: An overview*. IIASA, Laxemburg, 17 p., 1978.
- LEPRUN, J.C. *Manejo e Conservação de solos do Nordeste*. Relatório de fim de Convênio de Manejo e Conservação do Solo do Nordeste Brasileiro (1982-83). Sudene-Orstom. Recife, 271 p., 1983.
- MARGOLIS, E., SILVA, A.B. & JAQUES, F.O. *Determinação dos fatores da EUPS para as condições de Caruaru (PE)*. R. Bras. Ci. Solo, Campinas, V. 9 (2):165-169, 1985.
- MARTINI, L.C. & LANNA, A.E. *Medidas compensatórias aplicáveis à questão da poluição hídrica de origem agrícola*. Revista da ABRH, Vol. 8 (1):111-136, 2003.
- MCELROY, A.D. CHIU, S.Y., NEBGEN, J.E., ALETI, A. & BENNETT, F.W. *Loading functions for assessment of water pollution from non-point sources*. US EPA/600/2-76/151. Washington, 1976.
- MELO FILHO, G.A. & MENDES, D.S. *Estimativa de custo de produção de milho, nos sistemas convencional e direto, safra 1999/2000*. Comunicado Técnico No. 3, Embrapa Agrop. Oeste, Dourados, MS, 3 p., 1999.
- NOVOTNY, V. & CHESTERS, G. *Handbook of non-point pollution – Sources and management*. Van Nostrand-Reinhold, N. York, 555 p., 1981.
- RENFRO, G.W. *Use of erosion equation and sediment delivery ratio for predicting sediment yield*. Proc. Sed. Yield Workshop, USDA-ARS-40, Oxford, MS, 1975.
- RIBAUDO, M.O., HORAN, R.D. & SMITH, M.E. *Economics of water quality protection from non-point sources*.

- Theory and practice. USDA –ERS Report No. 782, Washington, 1999.*
- RISSE, L.M., NEARING, M. A., NICKS, A.D. & LAFLEN, J.M. *Error assessment in the Universal Soil Loss Equation. Soil Sci. Soc. Am. Proc., Vol 57: 825-831, 1993.*
- ROEHL, J.W. *Sediment source areas, delivery ratios and influencing morphological factors. LASH Commission on Land Erosion, Publ. No, 59, p. 202-213, 1962.*
- ROLOFF, G. & BRAGAGNOLO, N. *Strategies for successful conservation programs: The case of Paraná State, Brazil. The Land, p. 171-182, 1997.*
- SEPLAN-PARANÁ. *Plano diretor para a utilização dos recursos hídricos do Estado do Paraná. Relatório Setorial, Volume “J”, Curitiba, 1999.*
- THE CATSKILL CENTER. *New York City’s Need for Water-The Watershed Agreement. www.catskillcenter.org/programs/csp/H20/Lesson4/lesson4.htm*
- TROUTMAN, B.M. *Errors and parameter estimation in precipitation-runoff modeling - I. Theory. Water Resour. Res. 21(8):1195-1213, 1985.*
- USDA-NRCS. *National Engineering Handbook – Section 3: Sedimentation (Sediment Sources, yields and delivery ratios. Washington, 1983, p. 6.1-6.14.*
- WALLING, D.E. *Measuring sediment yield from river basins, in R. Lal (ed.): Soil erosion research methods. Soil & Water Cons. Soc., Ankeny, p. 39-74, 1988.*
- WISCHMEIER, W.H. *Use and misuse of the Universal Soil Loss Equation. J. of Soil & Water Cons., 31(1):5-9, 1976.*
- WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. *Predicting rainfall erosion losses: A guide for conservation planning. USDA Handbook No. 537. Washington, 57 p., 1978.*

Estimating the environmental benefits and financial compensations of ANA’s “Water Provider Program”: I. Theory

ABSTRACT

In spite of the relative success of soil & water conservation programs in Brazil in the last 20 years, they have not explicitly considered their off-site benefits, or utilized compensation instruments. Considering these shortcomings, as well as the new trends in agri-environmental programs, the Brazilian National Water Agency-ANA developed a conservation and reclamation project aimed at strategic water supply sources, where the financial incentives for the participants are proportional to the off-site benefits provided, relative to the sedimentation abatement. Since the latter is not a trivial process, it was emulated by a simplified version of the Universal Soil Loss

Equation-USLE, at the farm level. Thus, the financial incentives for the participating farmers were estimated as a function of the erosion and sedimentation abatement provided, as well as the cost of adopting the practice. The simplicity and robustness of the proposed method, as well as the ease of the certification process in the field, allow its decentralized implementation by watershed committees or cooperatives. The theoretical and methodological aspects of this project, entitled “Water Provider Program”, are presented in this paper. An example of the application of the method to a rural watershed in Brazil is presented in a companion paper, in this same issue (Chaves et al., 2004).

Key-words: Water Provider Program

APÊNDICE A

A simplificação proposta para a USLE, dada pela equação [3] requer, no caso de introdução da prática de terraceamento em nível, uma demonstração de que a redução da erosão A , na equação [2], é uma função linear da redução do fator de comprimento de rampa, L .

Na USLE, o fator L é definido como sendo (Wischmeier & Smith, 1978):

$$L = (1 / 22,1)^M \quad [A1]$$

Onde: l (m) = comprimento de rampa da gleba, e M = coeficiente proporcional à declividade da rampa (M varia entre 0,1 a 0,5).

Como o terraceamento em nível reduz o comprimento de rampa (l) mas não a declividade da vertente, o valor de M na equação [A1] não é afetado. Assim, supondo que uma vertente agrícola de área igual a 100 ha, com comprimento igual a $l_0=200$ m seja reduzida, com a introdução do terraceamento, a 4 vertentes iguais de $l_1=50$ m (ou seja, $l_1 = l_0/4$). Teremos assim a seguinte redução relativa na perda de solo, A (t/ha ano):

$$\begin{aligned} A_1/A_0 &= L_1/L_0 = [(l_1/22,1)^M / (l_0/22,1)^M] \quad [A2] \\ &= [(50/22,1)^M / (200/22,1)^M] \\ &= 1/4 \text{ ou } 25\%, \text{ como queríamos} \end{aligned}$$

demonstrar.

Assim, no caso de terraceamento em nível, um fator adicional (L) deverá ser introduzido no fator consolidado Z , na estimativa de Z_0 e Z_1 para as equações [3] e [4]:

$$Z = C \cdot P \cdot L \quad [A3]$$

Onde C e P foram definidos anteriormente.