

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ



**ESTIMATIVA DO POTENCIAL DE SEDIMENTO EVITADO COM
A IMPLEMENTAÇÃO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS EM
ANTONINA - PR**

CURITIBA

2017

LUCIANO AUGUSTO MYSCZAK

**ESTIMATIVA DO POTENCIAL DE SEDIMENTO EVITADO COM
A IMPLEMENTAÇÃO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS EM
ANTONINA - PR**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao programa de Pós-Graduação em Geografia, Curso de Especialização em Análise Ambiental, Setor Ciências da Terra da Universidade Federal do Paraná como requisito parcial à obtenção do grau de Especialista em Geografia.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Eduardo Vedor de Paula

CURITIBA

2017

ESTIMATIVA DO POTENCIAL DE SEDIMENTO EVITADO COM A IMPLEMENTAÇÃO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS EM ANTONINA - PR

Estimation of Sediments Avoided with Agroforestry System Implementation in Antonina – PR

Luciano Augusto Mysczak¹
Dr. Eduardo Vedor de Paula²

¹ **Departamento de Geografia – UFPR**
CEP 81531-990 – Caixa Postal 19001. Curitiba – PR. Brasil
lucianomm84@gmail.com

² **Departamento de Geografia – UFPR**
CEP 81531-990 – Caixa Postal 19001. Curitiba – PR. Brasil
eduardovedordepaula@yahoo.com.br

RESUMO

Em detrimento da manutenção dos canais de navegação portuária e da preservação de ecossistemas aquáticos, ocorre na baía de Antonina/PR, localizada no litoral da região sul-brasileira, o aumento da disponibilização de sedimentos que causam o assoreamento. Este aumento é associado, dentre outros fatores, às práticas não conservacionistas no uso da terra. A valoração dos serviços ecossistêmicos provenientes dos sedimentos evitados na baía perpassa pela estimativa de volumes e dimensionamento de impactos. Neste sentido, e de forma análoga ao conceito de carbono evitado, este estudo tem por objetivo estimar o volume potencial de sedimentos que pode ser evitado com a implantação de Sistemas Agroflorestais (SAF) em bacias hidrográficas que drenam para a baía de Antonina. A estimativa foi realizada a partir da análise de multicritérios, álgebra de mapas e intersecção da carta de suscetibilidade geopedológica com o mapa cobertura vegetal e uso da terra. Foram simulados dois cenários: um atual (2017) e outro com a implementação se SAF em áreas antropizadas. Os resultados demonstram que 4,6% da área estudada encontra-se degradada, contribuindo com 21% do volume total de materiais disponibilizados anualmente. De acordo com as simulações de implementação de SAF, revelou-se o potencial de até 6.735 toneladas anuais de sedimento evitado à rede de drenagem e ao estuário.

Palavras-chave: Erosão; Assoreamento; Agrofloresta; Serviços Ecossistêmicos; Atividade Portuária.

ABSTRACT

In detriment of the maintenance of port navigation channels and aquatic ecosystems preservation, there is an increase of sediments availability in Antonina Bay, located on the South-Brazilian coast region, which leads to its silting. In addition to other factors, this increasing is associated with non-conservationist land use practices. The valuation of ecosystem services for avoided sediments in bay goes through volume estimation and the dimensioning of impacts. In this sense, and analogously to avoided carbon concept, this paper aims to estimate the potential volume of sediments that can be avoided with Agroforestry Systems (AFS) implementation in watersheds that drain to Antonina Bay. Estimations were performed with multicriteria analysis, map algebra and the intersection of geopedological susceptibility map and the vegetation cover and land use map. Two scenarios were simulated: current (2017) and AFS implementation in anthropic areas. Results show that 4.6% of the studied area is degraded, contributing with 21% of the total volume of materials available annually in Antonina Bay. According to the second scenario simulation, the potential of up to 6,735 tons per year of avoided sediment in the estuary has been revealed.

Key words: Erosion; Siltation; Agroforestry; Ecosystem Services; Port Activity.

INTRODUÇÃO

O sedimento é o material originado pela decomposição de rochas pré-existentes, passível de ser transportado e depositado, sendo constituído basicamente de misturas de argila, silte, areia e cascalhos (GUERRA, 2008). Segundo o Plano Nacional de Ação Ambiente e Saúde de Portugal (PNAAS, 2012), os sedimentos detêm importância e funções únicas nos ecossistemas. Os resultados da conjugação de características geomorfológicas, ecológicas e de ocupação humana que, associados aos usos e às atividades econômicas que proporcionam, reforçam o elevado valor deste recurso natural. Em função disso, o planejamento e gerenciamento adequado de áreas *onside* e *offside* são essenciais para a promoção do desenvolvimento sustentável.

Erosão e assoreamento são processos geomorfológicos naturais (GUERRA, 2008). Angulo *et al.* (2006) afirmam que o acentuado desnível e a curta distância existente entre o planalto e o nível do mar conferem aos rios das bacias litorâneas paranaenses um alto potencial erosivo. Segundo Leopold (1996), os rios são os meios pelos quais os produtos de intemperismo continental são transportados para os oceanos. Os estuários, por sua vez, atuam como filtros de materiais na transição entre o continente e o oceano (PENA, 2016).

A região estuarina de Antonina e Paranaguá é formada por uma densa quantidade de rios que drenam a Serra do Mar. A área contém um dos principais remanescentes de Floresta Atlântica no mundo (SEZERINO E TIEPOLO, 2016). Abriga, além de áreas urbanas, duas atividades que merecem destaque por sua importância socioeconômica e que refletem sobre as questões ambientais: atividade portuária na baía e agricultura nas adjacências dos rios que drenam para o estuário. Frente a este contexto, Maehe (2006) comenta que preservação das regiões litorâneas se encontra em um cenário complexo, onde interesses dos campos econômico e ambiental divergem entre si.

Segundo Odreski, *et al.* (2003), a navegabilidade de embarcações de grande porte está sujeita à manutenção do canal de navegação, o qual sofre constante assoreamento. Para tanto, são realizadas frequentes obras de dragagem, que, por sua vez, são onerosas para o Estado, além de serem impactantes ao meio ambiente

Com base nos trabalhos que discutem a produção de sedimentos no CEP: ODRESKI, *et al.* (2003); GIBERTONI, *et al.* (2008); PAULA (2016); WROBLEWSKI e PAULA (2016), GOLDBACH (2018) e RUTYNA (2018) destaca-se que, em detrimento da manutenção dos canais de navegação portuária, ocorre uma intensificação

do assoreamento, causada por obras de engenharia convencional, estradas inadequadas e, sobretudo, pelo mal uso da terra. Vale ressaltar que, além do aumento da disponibilização de sedimentos causada pela agricultura e pecuária, segundo Odreski *et al.* (2003), Gibertoni *et al.* (2008), Paula (2010) e Paraná (2018), a construção da Usina Parigot de Souza, no planalto de Curitiba, com a transposição do rio Capivari para o rio Cachoeira acentua significativamente o volume de sedimentos depositados na baía de Antonina.

Paula (2010) analisou o impacto das mudanças do padrão de uso da terra nas bacias hidrográficas que drenam para a baía de Antonina. Segundo o autor, as práticas adotadas por atividades agrícolas na região geralmente não são conservacionistas, pois a proteção do solo é reduzida, e que culmina na perda de camadas férteis e no aumento da disponibilização de sedimentos para os corpos hídricos, acentuando, portanto, o assoreamento na baía. Fato este fica evidenciado com o aumento da frequência e do volume de materiais dragados (RUTYNA, 2018).

Os danos ambientais associados à intensificação dos processos de disponibilização e deposição de sedimentos em estuários são discutidos em diversos trabalhos, tais como Odreski *et al.* (2002); Paula, *et al.* (2006); Castro e Almeida (2012), Paula (2016). Entre transporte e sedimentação, há na natureza uma frequente e contínua combinação dos processos. Além do transporte mecânico de sedimentos, há que se considerar o transporte químico de substâncias (PENA *et al.*, 2016) como os resíduos agroquímicos das lavouras, de onde partículas contaminadas são transportadas através de *runoff* até os rios e então para o estuário.

Os sedimentos têm a capacidade de absorver, reter e liberar minerais e microrganismos (PNAAS, 2012). A existência deste processo na filtragem de contaminantes e armazenando microrganismos contribui para a manutenção de ecossistemas aquáticos. Na água, à medida que o ambiente lótico dos rios dá lugar ao lêntico, ocorre o processo de floculação de sedimentos finos e matéria orgânica, bem como a decantação e a concentração de contaminantes no fundo. A matéria orgânica sedimentada serve de alimento para a fauna bentônica, esta que é base da alimentação na cadeia trófica. Ou seja, a qualidade do sedimento pode apontar à saúde do ambiente. Por este motivo, os sedimentos têm sido amplamente utilizados como indicadores ambientais, em função de sua grande capacidade de incorporar e acumular elementos contaminantes (HORTELLANI *et al.*, 2007).

Frente à contaminação dos sedimentos, muitas áreas são impactadas e serviços ecossistêmicos são comprometidos, prejudicando a qualidade de vida da população, a economia e habitats naturais. Evidencia-se, portanto, que o equilíbrio na dinâmica sedimentar provém benefícios à sociedade (PENA, 2016).

Smith (2008) destaca que as áreas de contribuição de sedimentos devem estar em equilíbrio quanto à cobertura vegetal e uso da terra para que não haja intensificação dos processos erosivos e de sedimentação. Tricart (1977) sinaliza que os sistemas de uso da terra empregados no desenvolvimento econômico brasileiro, além de empobrecerem o solo, intensificam os processos erosivos, alteram o regime dos rios e podem reduzir o tempo de vida útil de reservatórios.

Tendo em vista as questões associadas ao assoreamento da baía e concordando com Paula (2010), urge a necessidade da adoção de medidas que visem o controle da disponibilização de sedimentos nos corpos hídricos. Contudo, evitar que o sedimento chegue até a baía representa um desafio técnico e metodológico. Neste sentido, Roderjan *et al.* (2002) corroboram apontando que os processos erosivos podem ser contidos pela vegetação bem desenvolvida, que atua como uma cobertura de proteção aos solos, isto é, a manutenção e reprodução do extrato arbóreo que recobre o solo exerce uma proteção contra os agentes erosivos, como a chuva e o escoamento superficial.

Rodrigues *et al.* (2003), destaca que, historicamente a floresta atlântica na região norte da bacia litorânea paranaense, não sofreu os impactos associados a agricultura mecanizada ao ponto de transformar na raiz as condições naturais do ambiente. O referido autor aponta que não se pode desconsiderar os níveis dos subsistemas da região, pois, segundo ele, os aspectos sociais determinam os ambientais.

Tendo isto, discute-se uma solução compatível à vocação agrícola da população local (RODRIGUES *at al.*, 2003), bem como à necessidade de aliar produção econômica e conservação ambiental.

Assim, alude-se a recuperação de áreas degradadas e ao mesmo tempo uma alternativa econômica através do emprego de Sistemas Agroflorestais (SAF). Estes sistemas se referem a modelos de uso da terra em que árvores ou arbustos são cultivados em associação com culturas agrícolas, pastagens ou animais, de forma que possa ocorrer a interação ecológica e econômica da produção (YOUNG, 1990).

Trata-se de um sistema de produção mais sustentável, baseado no fortalecimento dos serviços ecossistêmicos e na diversidade biológica como um

componente conceitual (MORAES *et al.*, 2011). Nos SAF, há uma interação contínua entre os componentes biológicos do solo, resultado em uma otimização dos processos considerados serviços ecossistêmicos, tais como: sequestro de carbono, conservação da biodiversidade, enriquecimento do solo e qualidade do ar e da água (JOSE, 2009). Young (1990), destaca que estes sistemas auxiliam no controle da erosão, mantendo no solo as propriedades físicas, matéria orgânica e ainda promovem uma eficiente ciclagem e nutrientes.

Moraes *et al.* (2011) destacam os benefícios sociais e econômicos que podem ser alcançados a partir dos serviços provindos dos SAF, como: promoção da segurança alimentar, geração de renda para pequenos produtores, incremento na produção agropecuária, prática da agricultura orgânica. Moraes *et al.* (2011) e Jose (2009) também destacam que os serviços de regulação do regime hídrico, regulação de microclima e sequestro e estoque de carbono resultam em benefícios que extrapolam as áreas plantadas dos SAF.

A discussão em torno do aumento das emissões de gases do efeito estufa é bem difundida e fomentou importantes debates sobre mudanças climáticas, como os encontros em Montreal no ano de 1987 e Kyoto em 1997 (CONTI, 2011), onde foram acordadas diretrizes baseadas na sustentabilidade para redução das emissões e no âmbito dessas discussões, foi cunhado o conceito de carbono evitado.

Com base no exposto acima, este trabalho objetiva apresentar, de forma análoga ao conceito de carbono evitado, uma estimativa do potencial de sedimento evitado com a implementação de Sistemas Agroflorestais nas bacias hidrográficas estudadas no Programa de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD, 2018), elaborado como ação compensatória da obra de dragagem de aprofundamento realizada para operação do porto de Paranaguá.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

A área de estudo encontra-se no município de Antonina e em uma pequena parcela do município de Guaraqueçaba. Contempla as bacias hidrográficas dos rios Cachoeira, Pequeno, Cacatu e Faisqueira, correspondendo a uma área de 667 km² (Figura 1).

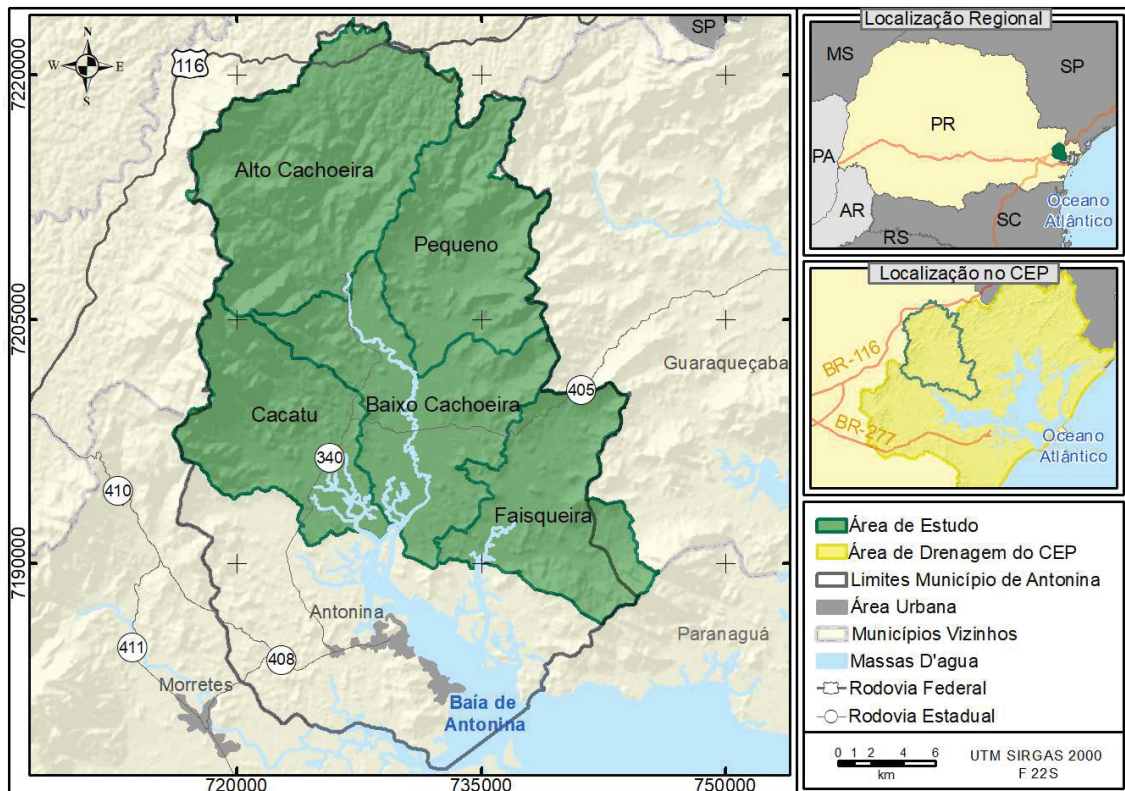


Figura 1 - Localização e limites da Área de Estudo

A metodologia desta pesquisa incide sobre as bacias hidrográficas selecionadas no âmbito do PRAD da Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaraqueçaba. O referido programa teve sua área de estudo delimitada conforme as condicionantes interpostas para obtenção do licenciamento ambiental da dragagem de aprofundamento dos canais portuários em Antonina e Paranaguá. A condicionante prevê a mitigação dos processos erosivos que resultam na produção de sedimentos para a baía, bem como indica a recuperação das Áreas de Preservação Permanente (APP) degradadas das bacias hidrográficas que integram ou que drenam a APA de Guaraqueçaba, a qual se refere a unidade de conservação diretamente afetada pelas obras de dragagem de aprofundamento realizadas nos anos de 2017 e 2018.

Em face da análise espacial dos limites das Unidades de Conservação e áreas de proteção legal¹, destaca-se que 98,4% da área de estudo possui algum tipo de restrição de uso da terra. Este fato fomenta as demandas por estudos ambientais na região, o que também motivou a definição das referidas bacias hidrográficas para o presente estudo.

1 APA Guaraqueçaba (Dec. nº 90.833, de 31 de janeiro de 1985); Reserva Biológica Bom Jesus (criação em 5 de junho de 2012); Tombamento da Serra do Mar (inscrição 17-I, de 13 de agosto de 1986); Área Especial de Interesse Turístico (AEIT) do Marumbi (Lei Est. nº 1.895, de 24 de outubro de 1984); Lei da Mata Atlântica (Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006).

Em função das características geomorfológicas, altitudes de até 1.877 metros e declividades acentuadas, associadas à predominância de solos pouco desenvolvidos e índices pluviométricos de até 3.500 mm (PAULA, 2010), a região apresenta naturalmente elevada suscetibilidade de processos erosivos. Fato este, que pode ser constatado pelos frequentes movimentos de massa que ocorrem diante eventos pluviométricos extremos. Contudo, segundo Paula *et al.* (2010), o substrato rochoso da Serra do Mar é composto predominantemente por granitos, gnaisses, granulitos e migmatitos, o que denota maior resistência frente aos processos erosivos.

Segundo Paula (2010), na planície litorânea os índices pluviométricos são de cerca de 2.000 mm, o que também contribui de forma substancial para os processos erosivos associados ao escoamento superficial. Vale destacar que vários rios da planície sofrem frequentemente com o assoreamento causado pelos sedimentos advindos das porções mais altas (PAULA, 2016). Não obstante, são dragados e desencadeiam novos processos erosivos remontantes.

Ressalta-se ainda que a área de estudo possui grande número de pequenas propriedades rurais, nas quais se destacam os cultivos de pupunha, banana, arroz, maracujá e mandioca, além da criação de bubalinos (IPARDES, 2019).

Materiais

Para a confecção da carta de Suscetibilidade Geopedológica foram utilizadas as bases cartográficas de Geologia, com escala de 1:250.000 (MINEROPAR, 2002), Pedologia com 1:25.000 (GOLDBACH, 2018), sendo que o tema geomorfologia fora representado por índices morfométricos do terreno: declividade e forma das vertentes, os quais foram obtidos através do MDT de resolução 20 metros (LAGEO, 2016).

Valendo-se do Banco de Dados Geográfico (BDG) construído no âmbito do projeto PRAD (2018) pelo Laboratório de Biogeografia e Solos (LABS) da UFPR, foi empregada para a estimativa da produção de sedimentos o mapeamento de Cobertura Vegetal e Uso da Terra. Este que fora produzido a partir de cenas de satélite de abril de 2016 (*TripletSat*) e outubro de 2017 (*Gaofen*), obtidas a partir da fusão de imagens pancromáticas e multiespectrais com resolução espacial de 0,80 m e 3,20 m, respectivamente. Tal resolução espacial possibilitou o inédito mapeamento da área com precisão cartográfica de 2 metros e escala de 1:10.000.

Para ponderação da distribuição de chuvas na bacia litorânea foi utilizado como referência o trabalho apresentado por Goudard e Paula (2016). As operações dos dados

geoespaciais foram realizadas em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), através da licença do *software* de geoprocessamento ArcGIS 10.4 e da extensão *Spatial Analysis Tools*.

Procedimentos

O roteiro metodológico apresenta duas etapas principais: a confecção da carta de Suscetibilidade Geopedológica e a estimativa da produção de sedimentos. Na Figura 2, tem-se o fluxograma da síntese dos procedimentos metodológicos adotados.

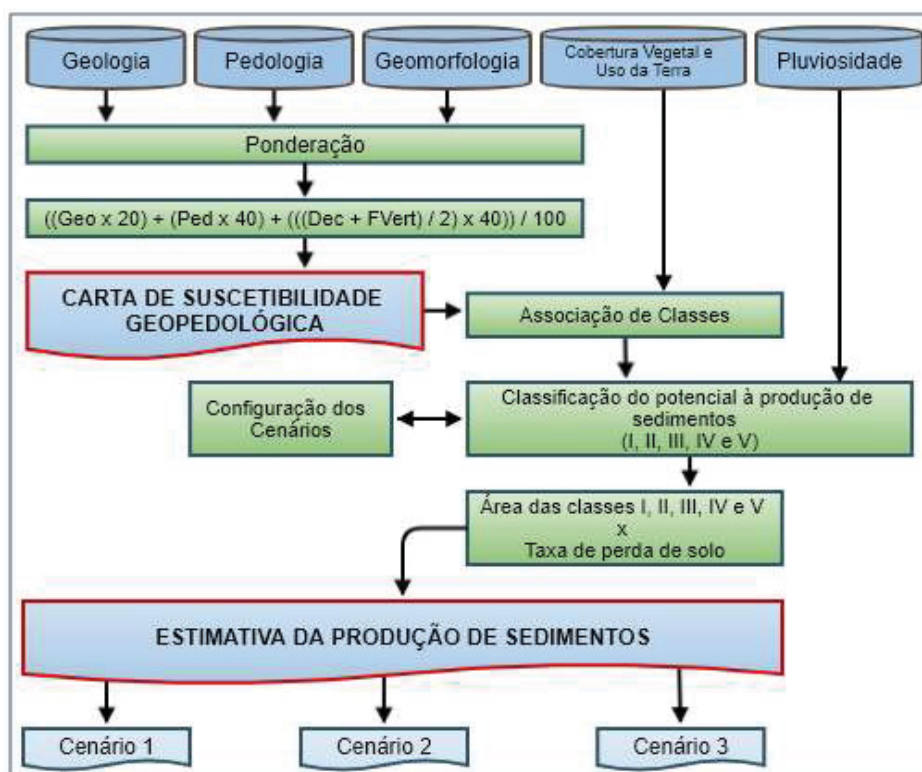


Figura 2 Fluxograma metodológico

Carta de Suscetibilidade Geopedológica

A confecção da carta de suscetibilidade geopedológica possibilita a identificação de áreas com maior suscetibilidade à erosão e disponibilização de sedimentos. Esta etapa, consiste em uma análise de multicritérios e considera a relação existente entre substrato geológico, forma do relevo, estrutura dos solos e ação da água.

Crepani *et al.* (2001) e Paula *et al.* (2010) discutem a existência de uma relação inversa entre o grau de suscetibilidade e o potencial erosivo. Fundamentados nisto, e a fim de classificar o grau de suscetibilidade, cada classe dos temas de Geologia, Pedologia e Geomorfologia foram ponderados e hierarquizados conforme Tabela 1.

Tabela 1 Escala de suscetibilidade geopedológica à produção de sedimentos

Valor Ponderação	Grau de Suscetibilidade
2,7 até 3	Muito Alta
2,3 até 2,6	Alta
1,8 até 2,2	Mediana
1,4 até 1,7	Baixa
1 até 1,3	Muito baixa

Fonte: Adaptado de Crepani *et al.* (2010)

As classes que possuem maior resistência frente aos processos erosivos receberam os valores correspondentes a classe de suscetibilidade Muito Baixa. As classes com menor resistência foram classificadas com a suscetibilidade Muito Alta. Os critérios adotados para a ponderação foram baseados nas considerações de Paula *et al.* (2010), aqui resumidos no Quadro 1.

Quadro 1 Critérios adotados para ponderação do grau de suscetibilidade geopedológica

Tema	Critério
Geologia	Quanto menor o grau de coesão das rochas, maior será a suscetibilidade aos processos intempéricos e, conseqüentemente, a disponibilização de sedimentos
Declividade	Quando maior a declividade, maior é a energia potencial e velocidade de água, bem como a capacidade de transporte de sedimentos
Forma das vertentes	A concentração de escoamento das vertentes côncavas e convergentes possui maior suscetibilidade, enquanto o escoamento difuso das vertentes convexas e divergentes detêm menor suscetibilidade
Pedologia	Maior ou menor predisposição aos processos erosivos se baseia nas características morfológicas, sobretudo na análise da textura, estrutura e profundidade dos solos

Fonte: Adaptado de Paula *et al.* (2010)

Os *shapefiles* que representam os elementos geopedológicos foram convertidas para o formato *raster*, os quais foram padronizados com pixel de tamanho 20 metros. Na sequência, por meio da ferramenta *raster calculator* do ArcGIS, efetuou-se a álgebra de mapas², por onde se obteve um novo arquivo *raster*, que exprime a média ponderada dos elementos geopedológicos selecionados, conforme a seguinte expressão:

$$\frac{(Geologia \times 20) + (Pedologia \times 40) + \left(\left(\frac{Declividade + Forma das Vertentes}{2} \right) \times 40 \right)}{100}$$

² Conjunto de procedimentos de análise espacial em Geoprocessamento que produz novos dados a partir de operações matemáticas sobre mapas (PAULA *et al.*, 2010).

Onde, a variável Geologia recebeu um peso equivalente à 20%, Pedologia 40% e Geomorfologia 40%. Esta, representada pela média aritmética das variáveis morfométricas (Declividade e Forma das Vertentes).

Estimativa da Produção de Sedimentos

A estimativa da produção de sedimentos foi realizada em ambiente SIG, por meio da associação das classes de suscetibilidade geopedológica às classes de cobertura vegetal e uso da terra, conforme apresentado no Quadro 2.

Quadro 2 Definição das classes de potencial à produção de sedimentos

Cobertura Vegetal e Uso da Terra	Classes de Suscetibilidade Geopedológica				
	M Baixa	Baixa	Moderada	Alta	M Alta
Floresta Estágio Médio ou Avançado	I	I	I	II	II
Manguezal	I	I	II	II	III
Floresta Estágio Inicial	I	II	II	III	III
Campo Alto-montano	II	II	III	III	IV
Pastagem	II	II	III	IV	IV
Silvicultura	II	II	III	IV	IV
Agricultura	II	III	IV	V	V
Área Edificada	II	III	IV	V	V
Estradas	II	III	IV	V	V
Solo Exposto	III	IV	V	V	V

As porções elevadas da Serra do Mar, onde a pluviosidade é mais intensa se comparada aos trechos de planície, tiveram a classe de potencial à produção de sedimentos elevada em um nível, exceto quando estas já se enquadravam na classe V.

O volume total de sedimentos produzidos pela área de estudo, bem como das respectivas bacias hidrográficas que a compõem, foram obtidos através da soma das multiplicações das áreas (km²) das respectivas classes pela taxa de produção de sedimentos, a exemplo de Campagnoli (2006) e Paula (2016), conforme expresso na equação a seguir:

$$PS = (AcI * 5) + (AcII * 35) + (AcIII * 135) + (AcIV * 300) + (AcV * 450)$$

Onde PS é a produção de sedimentos, AcI é a área da classe de potencial muito baixo, AcII é a área da classe de potencial baixo, AcIII é a área da classe de potencial moderado, AcIV é a área da classe de potencial alto, AcV é a área da classe de potencial muito alto, e os valores 5, 35, 135, 300 e 450 são as taxas de produção de sedimentos discutidas e validadas por Campagnoli (2006).

Enfatiza-se que a estimativa da produção de sedimentos contemplou apenas a cobertura vegetal e uso da terra, desconsiderando, portanto, a influência de outros elementos antrópicos, tais como as obras ao longo dos rios e a transposição do rio Capivari-Cachoeira, que segundo Odreski *et al.* (2002) e Paula (2016) seguramente ampliam a produção de sedimentos para o estuário.

A estimativa do volume potencial de sedimento evitado foi obtida a partir da diferença entre os resultados do cenário atual, com os cenários 2 e 3.

Configuração dos Cenários

A configuração de cenários teve por finalidade possibilitar a estimativa do volume potencial de sedimentos que podem ser evitados com a implementação de SAF em áreas antropizadas com agricultura (convencional), pastagem e solo exposto.

Foram definidos três cenários: o primeiro, representando a condição atual, utiliza o mapeamento de cobertura vegetal e uso da terra (2017) produzido no âmbito do PRAD. Neste cenário, em cada classe, foram empregados os parâmetros do potencial à produção de sedimentos conforme Paula (2016).

Os cenários dois e três simulam a conversão das classes de uso mais suscetíveis aos processos erosivos (agricultura, pastagem e solo exposto). Para tanto, no mapa de cobertura vegetal e uso da terra, foi realizada a substituição de tais classes por uma baseada em SAF.

Elucida-se, no entanto, que frente à variabilidade de espécies vegetais e arbóreas que podem compor um SAF, bem como o estágio de desenvolvimento em que se encontram as plantas, o grau de proteção do solo pode apresentar variações. Diante da ausência de parâmetros estatísticos e trabalhos experimentais na região, capazes de representar especificamente a taxa de perda de solo e o potencial à produção de sedimentos em um SAF, no exercício da presente modelagem foram empregados parâmetros equivalentes à vegetação com extrato arbóreo natural. Esta decisão se baseia nas características presentes em um SAF existente na região (FIGURA 3), cuja implantação ocorreu há 15 anos.

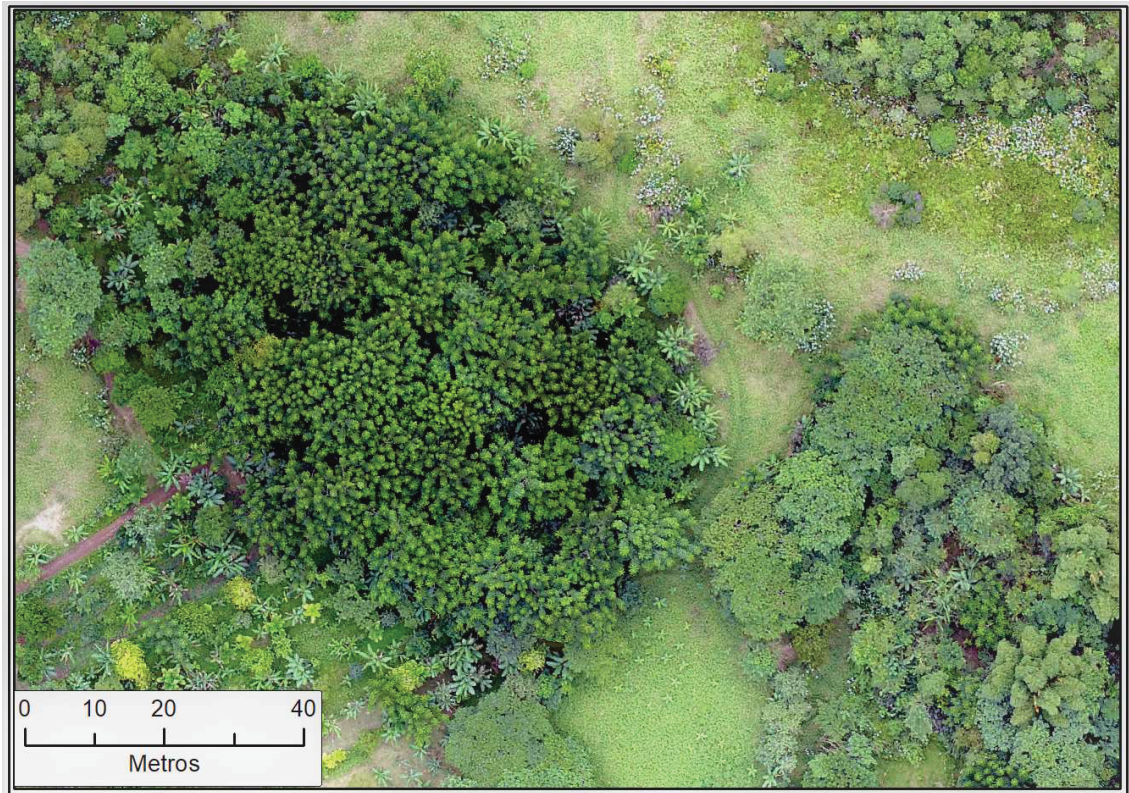


Figura 3 Foto aérea de um SAF em Antonina-PR. Lat. 25°13'44.34"S, Long. 48°41'5.03"O.
Fonte: Luciano Augusto Mysczak.

No cenário dois, foram empregados os parâmetros de potencial à produção de sedimentos e taxa de perda de solos equivalentes à vegetação em estágio inicial de regeneração, correspondendo, portanto, a fase jovem de um SAF (cerca de cinco anos de sua implantação)

No cenário três, foram utilizados os parâmetros equivalentes à vegetação em estágios médio ou avançado. Este, portanto, corresponde a fase madura do SAF (cerca de 15 anos após sua implantação). A configuração dos cenários foi sintetizada no Quadro 3.

Quadro 3 Cenários utilizados no exercício de modelagem

Cenário 1	Baseado nos padrões atuais (2017) de cobertura vegetal e uso da Terra.	
Cenário 2	Simulação da conversão de Agricultura, Pastagem e Solo Exposto em SAF semelhante a:	Vegetação em Estágio Inicial de Regeneração.
Cenário 3		Vegetação em Estágio Médio ou Avançado de Regeneração.

Resultados e Discussões

A Carta de Suscetibilidade Geopedológica revela que 39,8% da área de estudo apresenta suscetibilidade mediana e 27,5% alta ou muito alta, estas, concentram-se nas

áreas com relevo montanhoso. Enquanto, as áreas de suscetibilidade baixa ou muito baixa, estão concentradas, em sua maioria, nas planícies e manguezais e correspondem a 28,1% da área de estudo. Tais resultados demonstraram a elevada suscetibilidade geopedológica natural das bacias hidrográficas presentes na área de estudo (FIGURA 4).

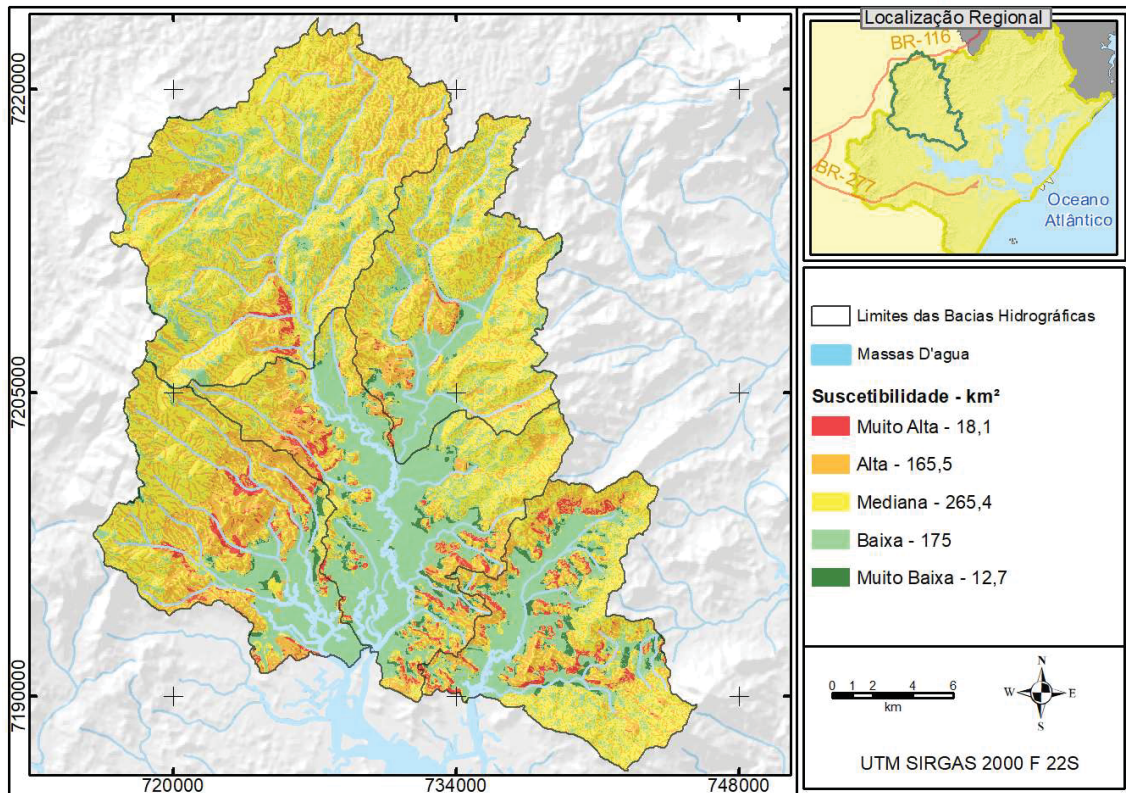


Figura 4 - Carta de Suscetibilidade Geopedológica

O mapeamento de cobertura vegetal e uso da terra, revela que 30,43 km² são classificados como uso antrópico (FIGURA 5). Estes usos coincidem, em grande parte, com as áreas de suscetibilidade baixa ou muito baixa e se concentram nas áreas cujo acesso é facilitado pelas características do relevo e a densidade de estradas.

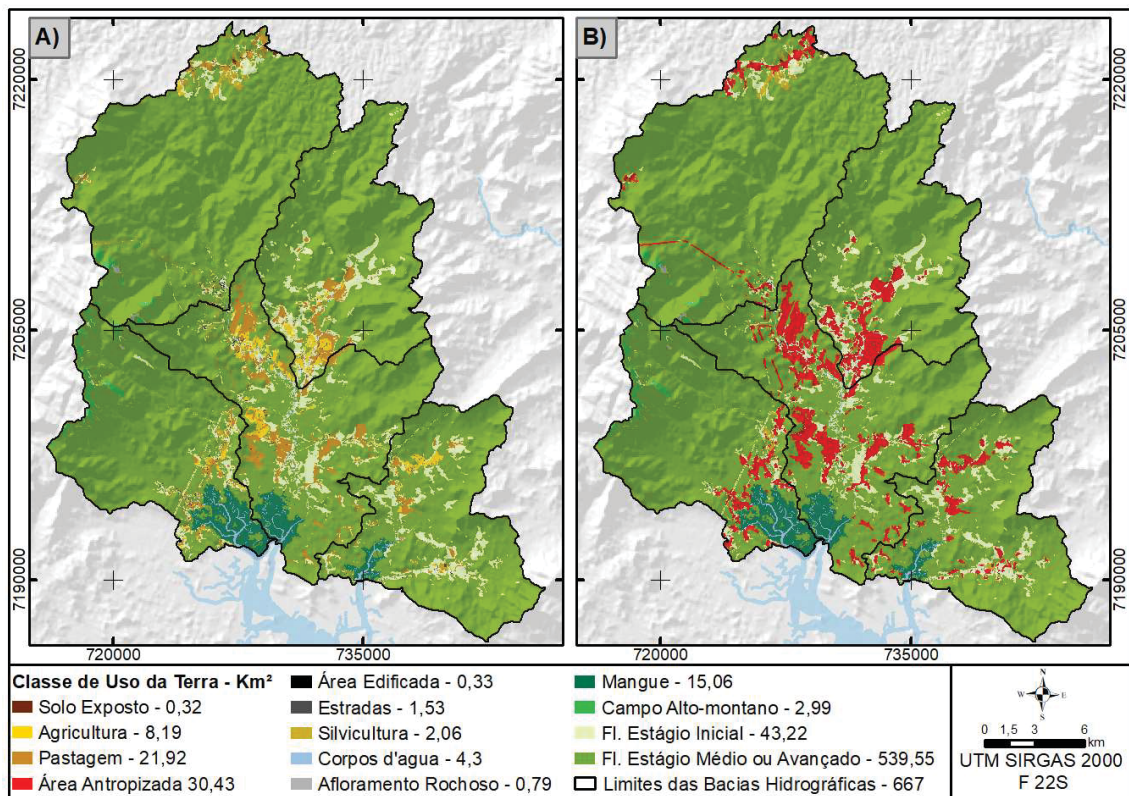


Figura 5 – A) Mapeamento de Uso da Terra e Cobertura Vegetal do Solo. B) Áreas Antropizadas selecionadas na modelagem.

O segundo produto se refere a estimativa da produção de sedimentos nos três cenários, conforme valores representados na Tabela 2. No cenário atual, estima-se uma produção anual de sedimentos em 32.593 ton/ano. O cenário (2), por sua vez, com SAF inicial, estima a produção de 27.722 ton/ano. Por fim, o cenário (3), baseado na condição avançada de desenvolvimento do SAF, apresenta estimativa de 25.858 ton/ano. Com base nesses valores estimados, o volume potencial de sedimento evitado no cenário 2 é de 4.871 ton/ano e no cenário 3 é de 6.735 ton/ano.

Tabela 2 Volume de Sedimentos (ton/ano)

Área	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
Bacia Hidrográfica do Alto Rio Cachoeira	12.535	12.088	11.450
Bacia Hidrográfica do Baixo Rio Cachoeira	5.803	3.589	2.936
Bacia Hidrográfica do Rio Cacatu	5.301	4.807	4.645
Bacia Hidrográfica do Rio Faisqueira	3.345	2.699	2.538
Bacia Hidrográfica do Rio Pequeno	5.609	4.540	4.289
Total	32.593	27.722	25.858
Sedimento Evitado	-	4.871 (15%)	6.735 (20,7%)

Com base em tais resultados, a presente pesquisa evidencia a alta produção de sedimentos e suscetibilidade geopedológica na área de estudo. Nas regiões com maiores

altitudes e grandes declividades, a disponibilização de sedimentos é naturalmente acentuada pelas características geopedológicas. Mesmo nas áreas com menor suscetibilidade, a produção de sedimentos é intensificada em função da presença de diversas áreas com predomínio de uso antrópico da terra.

A estimativa baseada na composição do cenário atual (cenário 1), revela que a bacia hidrográfica do Alto Cachoeira oferece a maior contribuição (38%) e a bacia hidrográfica do rio Faisqueira a menor (10%). Entretanto, destaca-se que a bacia do Alto Cachoeira apresenta a menor proporção de áreas antropizadas, porém, nesta bacia, se destacam as altitudes e declividades acentuadas, o que favorece à suscetibilidade natural à disponibilização de sedimentos. Devido à concentração de áreas antropizadas, a bacia hidrográfica do Baixo Cachoeira apresentou maior potencial para redução do volume de sedimentos.

Ressalta-se que as estimativas dos resultados provindos da implementação de SAF estão sujeitos a composição florística e ao tempo de desenvolvimento das plantas utilizadas, onde a efetiva mitigação na produção de sedimentos seria alçada a partir de um período mínimo para crescimento das plantas. Portanto, os valores estimados, correspondem a simulação do SAF em duas condições únicas: parcialmente e totalmente desenvolvido.

Nos resultados da simulação do Cenário 2, estimou-se uma redução de 15% na produção anual de sedimentos em relação ao volume atual. Neste cenário, a capacidade de retenção de sedimentos tende a aumentar a medida do desenvolvimento das plantas, até atingir a maturidade.

Com base no Cenário 3, estimou-se uma redução de 20,7% na produção anual de sedimentos na área de estudo. Todavia, o resultado deste cenário tende a ser obtido em um prazo mais longo que o Cenário 2, pois depende de um extrato arbóreo totalmente desenvolvido, ao ponto de promover a proteção do solo aos níveis de uma floresta com estágio médio ou avançado de sucessão.

Com o objetivo de recuperar condições pretéritas dos canais de navegação assoreados, ocorre com frequência o emprego de novas intervenções baseadas em obras engenharia convencional, como as dragagens e desassoreamentos. A remobilização de sedimentos durante operações de dragagem e descarte de rejeitos causa turbidez da água e dispersão de poluentes, bem como sucção e soterramento de comunidades aquáticas (CASTRO e ALMEIDA, 2012).

Embora as dragagens sejam essenciais para a navegabilidade, este processo, ou quaisquer intervenções causadoras de mudanças de fluxo hidrodinâmico e sedimentológico, podem agravar os níveis de contaminação, pois quando os sedimentos são dispersos no meio aquoso, os contaminantes também o são (PENA, 2016). Frente a isso, um elevado custo ambiental e financeiro é despendido para a remoção dos sedimentos que poderiam ser evitados.

Posto que ocorram discussões sobre a origem e impactos decorrentes do aumento produção de sedimentos, há ainda uma lacuna teórico-metodológica no que se refere à mensuração e valoração dos benefícios inerentes ao sedimento não produzido. WRI (2018) aponta que as maiores incertezas, no que se refere modelagem de custos evitados frente a investimentos em infraestrutura natural (Soluções Baseadas na Natureza - SBN), está relacionada ao nível de redução de sedimentos, incluindo variação de custos para restauração.

Os resultados desta pesquisa corroboram para a mitigação de tais incertezas, uma vez que a estimativa aponta para o nível de redução de sedimentos e sugere a alternativa de restauração baseada em SAF, esta que exige baixo custo de implementação, e que, segundo Engel (1999), surge como um novo paradigma do desenvolvimento sustentável. Este sistema não se constitui, por si só, como a melhor forma de uso da terra, mas mostra-se como uma forma bastante eficiente em situações onde se busca aliar produção agrícola com conservação ambiental.

Estimar o volume de sedimentos representa uma etapa fundamental para a mensuração dos potenciais benefícios em função dos impactos evitados. A estimativa também se mostra relevante à elaboração de estudos ambientais voltados à avaliação da viabilidade de implementação de programas voltados a Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA), como projetos desenvolvidos em São Paulo (2013) e PRO-PSA (2013).

Considerações Finais

O objetivo da pesquisa correspondente à estimativa do potencial de sedimento evitado, a partir da implementação de Sistemas Agroflorestais, foi devidamente atingido. Embora tenham sido constituídos cenários hipotéticos, onde fora estimada a recuperação de 100% das áreas antropizadas com agricultura, pastagem e solo exposto, a metodologia aqui empregada destaca as potencialidades e fragilidades da área no que se refere à produção e retenção de sedimentos. Contudo, tratando todas áreas com

agricultura, pastagem e solo exposto como áreas potenciais à implementação de SAF, faz-se importante a utilização de critérios para definição das áreas prioritárias para a recuperação.

Os resultados evidenciam que a baixa proteção do solo conferido às atividades antrópicas atuais, desempenham uma grande contribuição para a disponibilização de sedimentos à rede de drenagem e ao estuário. Esta condição pode ser revertida a partir da implementação de SAF em áreas com agricultura convencional, pastagem ou solo exposto. Pode-se dizer, portanto, que o SAF se constitui como uma alternativa eficiente para a mitigação dos processos erosivos e disponibilização de sedimentos.

A variabilidade de espécies e dos estágios de desenvolvimento de um SAF torna mais difícil a mensuração de uma taxa de perda do solo e do potencial à produção de sedimentos, como ocorre para outros usos. Neste sentido, as simulações apresentadas no presente trabalho são iniciais, não dispensando a necessidade de estudos complementares para a adequação de parâmetros, tal como medições em campo.

Sabe-se que além do solo desprotegido, e da vulnerabilidade natural aos movimentos de massa (PAULA, 2016), existem na região outros elementos impulsionadores de disponibilização de sedimentos, tais como, estradas rurais mal implantadas, obras mal planejadas, dragagens e mineração. Sendo assim, para novas investigações sobre métodos de minimização das cargas de sedimentos que aportam no estuário, é fundamental que tais elementos sejam analisados.

A mensuração dos volumes de sedimentos que podem ser evitados pode ser utilizada como subsídio para a valoração dos serviços ecossistêmicos e dos ganhos ambientais e socioeconômicos. Esta análise também fornece subsídios para o desenvolvimento de políticas públicas e ações privadas em torno de Soluções Baseadas na Natureza (SBN) e Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA). Destaca-se, contudo, o baixo custo para a aplicação desta metodologia, visto que outros métodos requerem maior volume de recursos e equipamentos sedimentométricos para monitoramento.

Assim como sagrou-se o conceito de carbono evitado, espera-se que o conceito de sedimento evitado, associado a implementação de SAF, induza novas formas de planejamento. Nestas áreas é necessário que ocorra o fomento de estratégias de conservação e promoção do uso sustentável das florestas e sua biodiversidade, bem como desenvolvimento econômico compatível com a preservação ambiental.

Referências

ANGULO, J.R; SOARES, C.R; MARONE, E; SOUZA, M.C; ODRRESKI, L.L.R; NOERNBERG, M.A (1996). Paraná, in: MUEHE, D. *Erosão e progradação no litoral brasileiro*. Progr. de Geologia e Geofísica Marinha, SECIRM. Brasília: MMA, 476 p. 2006.

ANGULO, R. J. (1992) *Geologia da planície costeira do Estado do Paraná*. São Paulo, 1992. 334 f. Tese (Doutorado em Geociências) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõem sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Diário Oficial da União da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 26 dez. 2006. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato20042006/2006/lei/111428.htm>. Acesso em: 22 jul. 2018.

CAMPAGNOLI, F. (2006) The production of the sediment from South American: propose of mapping of the erosion rates based on geological and geomorphological aspects. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, Uberlândia, V. 7, n.1, p. 3-8.

CASTRO, S. M; ALMEIDA, J. R. (2012) Dragagem e conflitos ambientais em portos clássicos e modernos: uma revisão. *Sociedade & Natureza*. Uberlandia, vol.24, n.3, p. 519-533.

CONTI, J. B. (2005) Considerações sobre as mudanças climáticas globais. *Revista do Departamento de Geografia*, São Paulo – SP, Vol. 16, p. 70-75.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S.; HERNANDES FILHO, P.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V.; BARBOSA, C. C. F. (2001) *Sensoriamento Remoto e geoprocessamento aplicados ao Zoneamento Ecológico-Econômico e ao ordenamento territorial*. São José dos Campos: INPE. 2001.

ENGEL, V. L.; (1999) *Introdução aos Sistemas Agroflorestais*. Botucatu: FEPAF, 1999. 70 p. Disponível em: <<http://saf.cnpqg.embrapa.br/publicacoes/01.pdf>>. Acesso: 27 de abr. de 2019.

GIBERTONI, R. C.; SANTOS, I.; PAIVA, R. D. C.; POVH, P. H.; FRIEDRICH, M. F.; GONÇALVEZ, J. E. (2008) Estudo da influência da Usina Governador Parigot de Souza no processo de assoreamento da Baía de Antonina. Curitiba: LACTEC. *Relatório Final Companhia Paranaense de Energia Elétrica*.

GOLDBACH, J. (2018) *Análise da produção de sedimentos na área de drenagem do complexo estuarino de Paranaguá/PR*. Curitiba, 70 f. Monografia (Graduação em Geografia) Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

GOUDARD, G.; PAULA, E. V (2016) Clima no Litoral Paranaense: Variabilidades, Mudanças Climáticas, Tendências e Desafios. In: Boldrini, E. B; Paes, L. S. O. P; Pinheiro, F. *Clima: Boas Práticas de Adaptação*. Antonina, ADEMADAN, v1. p. 13-29.

GUERRA, A. J. T. (2008) *Novo Dicionário Geológico - Geomorfológico*. 6a ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (2013) *Geomorfologia: Uma Atualização de Bases e Conceitos*. 12ª ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.

HORTELLANI, M. A.; SARKIS, J. E. S.; ABESSA, D. M. S.; SOUZA, E. C. P. M. (2007). Avaliação da contaminação por elementos metálicos dos sedimentos do Estuário Santos – São Vicente. *Química Nova*, São Paulo - SP, Vol. 31, n.1, 10-19.

IPARDES (Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social). *Caderno Estatístico Município de Antonina-PR*. Ed. 2019. Curitiba-PR. Disponível em: <<http://www.ipardes.gov.br/cadernos/MontaCadPdf1.php?Municipio=83370&btOk=ok>>. Acesso em 14 de fev de 2019.

JOSE, S.; (2009) *Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview*. Agroforestry Systems. Springer Netherlands. Maio de 2009, V. 76, ed 1, 10 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10457-009-9229-7>>. Acesso: 24 de abr. De 2019.

LAGEO (2016). *Modelo Digital do Terreno*. Laboratório de Pesquisas Aplicadas em Geomorfologia e Geotecnologias. UFPR.

LEOPOLD, L.B. (1996). *A view of the river*. 4th. ed. Cambridge: Harvard University Press.

MAEHE, D. (2006) *Erosão e progradação no litoral brasileiro*. Programa de Geologia e Geofísica Marinha SECIRM. 476 p. Brasília: MMA.

MORAES, L. F. D.; AMÂNCIO, C. O. G.; RESENDE, A. S. (2011) Sistemas agroflorestais para o uso sustentável do solo: considerações agroecológicas e socioeconômicas. *EMBRAPA Agrobiologia*. Seropédica – SP. Documento 281/2011. 28f.

ODRESKI, L. L. R.; SOARES, C. R.; ANGULO, R. J.; ZEM, R. C. (2003) Taxas de Assoreamento e a Influência Antrópica no Controle da Sedimentação da Baía de Antonina (Antonina/PR). *Boletim Paranaense de Geociências*, Curitiba - PR, n. 53, p. 7-12.

ODRESKI, L.L.R. (2002) *Evolução sedimentar e batimétrica da baía de Antonina - PR*. Curitiba, 2002. 79 f. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

PARANÁ. (Estado). Instituto das Águas Paraná. Águas Paraná. Análise da Transposição Capivari Cachoeira, in: *Revisão do Plano de Bacia Hidrográfica Litorânea*. Paraná. V 1. 27 p. Abril, 2018. Disponível em: http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/-File/LITORANEA/Plano_de_bacia/P14_Analise_da_Transposicao_CapivariCachoeira_Rev01_LR.pdf. Acessado em: 30 mar. 2019.

PAULA, E. V. (2010) *Análise da Produção de Sedimentos na Área de Drenagem da Baía de Antonina/PR: Uma abordagem Geopedológica*. 2010. 155 f. Tese (Doutorado) - Curso de Geografia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

PAULA, E. V. (2016) Análise da Produção de Sedimentos na Área de Drenagem da Baía de Antonina, Paraná: Contribuições ao planejamento do território. In: Reis, R. A; Abrahão, C. M. S; Tiepolo, L. M; Chemin, M. *Litoral do Paraná: Território e Perspectivas*. Curitiba, PR: Sociedade, Ambiente e Gestão, 2016, v 1 p. 11-35

PAULA, E. V.; CUNICO, C.; BOLDRINI, E. B. (2006) Controle do assoreamento e dos contaminantes por meio da gestão de bacias hidrográficas para o planejamento das dragagens portuárias na Baía de Antonina/Paraná/Brasil. *RAE'GA*. Curitiba, n.12. p.195-210.

PENA, A. L. (2016) *Caracterização Granulométrica, Mineralógica e Geoquímica dos Sedimentos da Embocadura do Porto da Figueira de Foz*. Aveiro, Pt. 2016. 182 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Geológica) – Setor de Recursos Geológicos, Departamento de Geociências. Universidade de Aveiro – Portugal.

PORTUGAL (Pais). PNAAS. *Plano Nacional de Ação Ambiente e Saúde*. 2012. Lisboa, DGS. Disponível em <https://www.dgs.pt/documentos-e-publicacoes/relatorio-de-atividades-da-ep-solo-e-sedimentos-20092011.aspx>. Acesso em 06 de fev de 2019.

PRAD (2018). Programa de Recuperação de Áreas Degradadas. *Desenvolvimento de metodologia para o PRAD das APP dentro da APA de Guaraqueçaba*. Convênio Universidade Federal Fluminense e Universidade Federal do Paraná. 2018.

PRO-PSA. (2013) *Estudo de Viabilidade de Implantação do Programa PRO-PSA na Região Hidrográfica do Guandu* – The Nature Conservancy . Rio de Janeiro. 2013. 68p.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G. (2002) As unidades fitogeográficas do estado do Paraná. *Ciência e Ambiente*. Santa Maria, n.24. p.75-92.

RODRIGUES, A., TOMMASINO, H., FOLADORI, G., & GREGORCZUK, A. (2003). É correto pensar a sustentabilidade em nível local? Uma análise metodológica de um estudo de caso em uma Área de Proteção Ambiental no litoral sul do Brasil. *Ambiente & Sociedade*. Vol. VI, ed. 1 – jan. 19 p. 2003.

RUTYNA, B. B. (2018) *Assoreamento nas baías de Antonina e de Paranaguá/PR, análise integrada das áreas fontes de sedimentação e obras de dragagem*. Pontal do Paraná, 70 f. Monografia (Graduação em Oceanografia) Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. *Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil*. Organização Stefano Pagiola; Helena Carrascosa von Glehn; Denise Taffarello. São Paulo : SMA/CBRN, 2013. 336p.

SEZERINO, F. S.; TIEPOLO, L. M.; A flexibilização da legislação ambiental na implantação de programas habitacionais em Paranaguá: Impactos e conflitos sobre áreas naturais protegidas. In: Reis, R. A; Abrahão, C. M. S; Tiepolo, L. M; Chemin, M. *Litoral do Paraná: Território e Perspectivas*. Curitiba, PR: Sociedade, Ambiente e Gestão, 2016, v 1 p. 175-199.

SMITH, M.P.; SCHIFF, R.; OLIVERO, A.; MACBROOM, J. (2008) *The Active River Area: A Conservation Framework for Protecting Rivers and Streams*. Boston: The Nature Conservancy.

TRICART, J. (1977) *Ecodinâmica*. Superintendência de Recursos Naturais e Meio Ambiente. Rio de Janeiro: SUPREN/ IBGE.

WROBLEWSKI, C. A. (2016) *Análise da Produção de sedimentos na área de abrangência da APA de Guaraqueçaba*. Curitiba. 67 f. Monografia (Graduação em Geografia) Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

WROBLEWSKI, C. A.; PAULA, E. V. (2016) *Estimativa da Produção de Sedimentos na Área de Abrangência a APA de Guaraqueçaba: Subsídio ao Planejamento e Gestão Ambiental*. In: Simpósio Nacional de Geomorfologia. XI SINAGEO. Set/2016. Maringá. Disponível em: < <http://www.sinageo.org.br/2016/index.html> >. Acesso: 28 de fev.

YOUNG, A. (1990) *Agroforestry for Soil Conservation*. International Council for Research in Agroforestry. CAB International. Ano: 1990. 318 p.