

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO
AMBIENTAL

LUANA PANDOLFO

VALORAÇÃO AMBIENTAL DA PERDA DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS EM CA-
SOS DE ROMPIMENTO DE BARRAGENS

PORTO ALEGRE

2020

LUANA PANDOLFO

VALORAÇÃO AMBIENTAL DA PERDA DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS EM CASOS DE ROMPIMENTO DE BARRAGENS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do grau de mestre.

Orientador: Fernando Mainardi Fan

Coorientador: Guilherme Fernandes Marques

PORTO ALEGRE

2020

CIP - Catalogação na Publicação

Pandolfo, Luana
Valoração Ambiental da Perda de Serviços
Ecosistêmicos em Casos de Rompimento de Barragens /
Luana Pandolfo. -- 2020.
130 f.
Orientador: Fernando Mainardi Fan.

Coorientador: Guilherme Fernandes Marques.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do
Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas,
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e
Saneamento Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2020.

1. Valoração Ambiental. 2. Serviços Ecosistêmicos.
3. Rompimento de Barragens. I. Mainardi Fan, Fernando,
orient. II. Fernandes Marques, Guilherme, coorient.
III. Título.

LUANA PANDOLFO

VALORAÇÃO AMBIENTAL DA PERDA DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS EM CASOS DE ROMPIMENTO DE BARRAGENS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do grau de mestre.

Aprovado em: Porto Alegre, 21 de fevereiro de 2020.

Prof^o. Dr Fernando Mainardi Fan – UFRGS
Orientador

Prof^a. Dr^a. Lúcia Helena Ribeiro Rodrigues – UFRGS
Examinadora

Prof^o. Dr. Fernando Setembrino Cruz Meirelles – UFRGS
Examinador

Prof^a. Dr^a. Daniela Muller de Quevedo – FEEVALE
Examinadora

Dedico esta dissertação ao meu marido Heinrich
que foi capaz de suportar todos os meus
momentos de estresse durante o processo.
Sem ele por perto os resultados não seriam os mesmos.
Grata pela sua compreensão e presença.

Non siamo angeli in volo venuti dal cielo
Ma gente comune che ama davvero
Gente che vuole un mondo più vero
La gente che insieme lo cambierà

Renato Russo (Gente)

RESUMO

A valoração ambiental é uma ferramenta utilizada para avaliar a contribuição dos ecossistemas ao bem-estar humano, de forma a traduzir informações biofísicas em uma unidade monetária padrão. O objetivo do presente trabalho foi analisar cenários de valoração ambiental de serviços ecossistêmicos afetados por possível rompimento de barragem, tendo como estudo de caso a barragem da Usina Hidrelétrica de Canastra (Canela/RS). Foram selecionados cinco serviços mais relevantes para a área de estudo, sendo eles: Regulação Climática, Interceptação da Água da Chuva, Purificação da Água, Provisão de Matérias-Primas e Formação do Solo. Para cada benefício gerado por esses serviços, utilizou-se métodos de valoração que conseguissem capturar todo o seu valor ambiental sem que ocorresse uma sobreposição com o valor dos serviços intermediários. No entanto, cada metodologia utilizada apresenta um grau de precisão no resultado obtido, por isso foram ainda discutidas as premissas e as limitações aqui adotadas. Ainda, comparou-se diferentes cenários de intensidade de impactos que o evento do rompimento da barragem pudesse ocasionar. O valor final destes cenários variou entre 330 mil a 397 milhões de reais, dependendo do tipo de benefício afetado pelo rompimento da barragem. Por fim, estes resultados foram comparados com as metodologias de Costanza *et al.* (1997) e De Groot *et al.* (2012) a fim de compreender se estas metodologias tradicionais são eficientes em avaliar os serviços ecossistêmicos da área de estudo. Em uma análise mais geral e rápida, esses métodos poderiam ser utilizados como um limiar, no entanto estudos mais aprofundados trarão respostas mais precisas para cada caso.

Palavras-chave: Valoração Ambiental. Serviços Ecossistêmicos. Rompimento de Barragem.

ABSTRACT

Environmental valuation is a tool used to assess the contribution of ecosystems to human well-being, in order to translate biophysical variable into a standard monetary unit. The objective of the present study was to assay scenarios of environmental valuation of ecosystem services affected by possible dam rupture, taking as a case study the dam of the Canastra Hydroelectric (Canela / RS). Five most relevant services for the study area were selected, namely: Climate Regulation, Rainwater Interception, Water Purification, Raw Material Provision and Soil Formation. For each benefit generated by these services, valuation methods were used that it possible to capture all their environmental value without double counting the value of the intermediary services. However, each methodology used presents a degree of precision in the final result, which is why the premises and limitations adopted here were also discussed. Still, different scenarios of intensity of impacts were compared that the event of the rupture of the dam could cause. The final value of these scenarios varies from 330 thousand to 397 million reais, depending on the type of the benefit affected by the dam break. Finally, these results were compared with the methodologies of Costanza (1997) and De Groot (2012) in order to understand whether these traditional methodologies are efficient in evaluating the ecosystem services of the study area. In a more general and quick analysis, these methods could be used as a threshold, however more in-depth studies will bring more accurate answers for each case.

Keywords: Environmental Valuation. Ecosystem Services. Dam Break.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Interação entre os capitais natural, humano, construído e social capaz de fornecer bem-estar humano (Adaptado de COSTANZA et al., 2014).	22
Figura 2: Exemplo da Estrutura de Serviço Ecosistêmico em Cascata. (Adaptado de: HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010).	25
Figura 3: Estrutura de Avaliação Integrada para analisar a conexão entre as Pressões e as alterações nos Serviços Ecosistêmicos. As pressões e as setas que descrevem as reações são adaptáveis para cada estudo de caso (Adaptado de GRIZZETTI et al., 2016).	28
Figura 4: Abordagens metodológicas da valoração dos serviços ecosistêmicos.	34
Figura 5: Consequências na localidade atingida pelo rompimento da barragem de Laos. Fonte: (BBC NEWS, 2018)	41
Figura 6: Vista aérea da área inundada pelo rompimento da barragem de Laos. Fonte:(BBC NEWS, 2018)	41
Figura 7: Registro de Acidentes e Incidentes em Barragens Brasileiras. Fonte: BRASIL (2017).	42
Figura 8: Abrangência do impacto do rompimento da barragem de Feijão, Brumadinho (G1, 2019).	42
Figura 9: Antes e depois do rompimento da barragem de Feijão, Brumadinho (G1, 2019).	42
Figura 10: Bloqueio da estrada próximo a Brumadinho em decorrência do rompimento da Barragem 1 do Córrego do Feijão (G1, 2019).	43
Figura 11: Fluxograma das atividades do projeto.	46
Figura 12: Mapa de Uso e Cobertura do Solo na Bacia do Rio Paranhana.	50
Figura 13: Barragem da UHE Canastra.	52
Figura 14: Vista Aérea da Barragem da UHE Canastra.	52
Figura 15: Vista lateral da Barragem da UHE Canastra.	53
Figura 16: Vertedouro do tipo Tulipa.	53
Figura 17: Vistas Aéreas da Vegetação do Entorno do Reservatório.	54
Figura 18: Vistas Aéreas da Vegetação do Entorno do Reservatório.	54
Figura 19: Vista Aérea da Barragem da UHE Canastra.	55
Figura 20: Usina Hidroelétrica de Canastra e adutora.	55
Figura 21: Localização da Área de Estudo.	56
Figura 22: Serviços Ecosistêmicos da área de estudo e seus Benefícios.	78
Figura 23: Total de Renda Sacrificada em um ano por tipo de produção para a área afetada.	93
Figura 24: Composição da Valoração dos Cenários	115

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Benefícios provenientes dos Serviços de Sistemas de Água Doce (DAILY, 1997).....	27
Tabela 2: Valor Econômico Total dos Serviços Ecosistêmicos.	32
Tabela 3: Síntese dos principais métodos de valoração econômica dos serviços ecosistêmicos e alguns exemplos de aplicação.	35
Tabela 4: Relação entre as Funções Ecosistêmicas e os Métodos de Valoração mais utilizados. Adaptado de De Groot, Wilson e Boumans (2002).	37
Tabela 5: Resumo dos indicadores socioeconômicos dos municípios pertencentes a bacia do Rio Paranhana e do Rio Grande do Sul (Censo 2010). Fonte: IPEA (2013). ..	51
Tabela 6: Coeficientes dos Serviços Ecosistêmicos para o Bioma Floresta Tropical e Áreas de Lavoura (Adaptado de: COSTANZA et al., 1997).	60
Tabela 7: Coeficientes dos Serviços Ecosistêmicos para o Bioma Floresta Tropical (Adaptado de: DE GROOT et al., 2012)	61
Tabela 8: Modelos de recuperação da vegetação (Adaptado de INSTITUTO ESCOLHAS, 2019).	69
Tabela 9: Relação entre os Benefícios da bacia e os Serviços Ecosistêmicos de Costanza et al. (1997).	74
Tabela 10: Relação entre os Benefícios da bacia e os Serviços Ecosistêmicos de De Groot et al. (2012).	75
Tabela 11: Valores utilizados para o cálculo da perda de solo.....	81
Tabela 12: Distribuição dos usos do solo na área de estudo e seus valores para o fator C do MUSLE.....	81
Tabela 13: Valores utilizados para o cálculo da altura média de solo perdido.	82
Tabela 14: Valor Total Estimado dos Serviços Ecosistêmicos fornecidos pela área afetada a partir da tabela de coeficientes de Costanza et al. (1997).	83
Tabela 15: Valor Total Estimado dos Serviços Ecosistêmicos fornecidos pela área afetada a partir da tabela de coeficientes de De Groot et al. (2012).	84
Tabela 16: Comparação entre Funções Ecosistêmicas.	85
Tabela 17: Concentração de nutrientes em Neossolos Litólicos, adaptado de Moterle et al. (2007) e Espanhol et al. (2007), e estimativa da quantidade de cada nutriente perdido no evento.	86
Tabela 18: Estimativa da quantidade necessária de fertilizantes para reposição dos nutrientes perdidos, preço médio dos fertilizantes e custos monetários de aquisição destes fertilizantes.....	87
Tabela 19: Estimativa do Custo de Aplicação de Fertilizantes baseado em sistema de produção de Pêssego na Serra Gaúcha (adaptado de Embrapa, 2003).	87
Tabela 20: Quantidade Disponível de nutrientes (QDi) para a quantidade de adubo orgânico aplicado na área.	89
Tabela 21: Estimativa da quantidade necessária de fertilizantes para reposição dos nutrientes perdidos após adubação orgânica, preço médio dos fertilizantes e custos monetários de aquisição destes fertilizantes.	89
Tabela 22: Densidade de semeadura das espécies, preço médio das sementes e custos monetários de aquisição destas sementes.	90

Tabela 23: Estimativa do Custo de Mão-de-Obra e equipamentos baseado em sistema de produção de Pêssego na Serra Gaúcha (adaptado de Embrapa, 2003).	91
Tabela 24: Principais tipos de lavouras da região, com seu valor de produção por hectare (V_P) e número de safras (S_P)	92
Tabela 25: Renda Sacrificada anual para 5 anos dos produtos de maior e menor valor agregado.....	93
Tabela 26: Receita da Exploração de Recursos Madeireiros (RERM) na área afetada pelo rompimento.....	94
Tabela 27: Coeficiente Técnico e Estimativa de Custo do 1º Ano de Formação de Mata Ciliar com Espécies Nativas, Preparo do Solo com Gradagem, Cercamento e 1ª Manutenção, para um (01) hectare (Adaptado de CHABARIBERY et al., 2008).....	95
Tabela 28: Estimativas de Investimento, Receitas e Valor final para diferentes modelos da plataforma do Quanto é? Plantar Floresta.....	97
Tabela 29: Demanda suprida pelo rio Paranhana. Fonte: BRASIL, (2010).....	98
Tabela 30: Parâmetros para o cálculo do Custo Diário de Fornecimento de Água.....	98
Tabela 31: Dosagem média dos produtos químicos por faixa de turbidez. Fonte: COMUSA, 2019.	99
Tabela 32: Custo médio dos produtos químicos. Fonte: COMUSA, 2019.	99
Tabela 33: Custo Diário de Tratamento de Água.....	100
Tabela 34: Custo Diário do Serviço de Purificação da Água.....	100
Tabela 35: Dados de vazão para produtividade máxima de batata-doce e milho e preço de venda.....	101
Tabela 36: Comparação entre cenários para irrigação.	102
Tabela 37: Estimativa da Perda Anual de Geração de Energia (PGE).....	102
Tabela 38: Relação entre os Benefícios da bacia e os Serviços Ecosistêmicos de Costanza et al (1997).	110
Tabela 39: Relação entre os Benefícios da bacia e os Serviços Ecosistêmicos de De Groot et al. (2012).	111
Tabela 40: Valor Econômico dos Serviços Ecosistêmicos afetados segundo o cenário 5.	113
Tabela 41: Valor Econômico dos Serviços Ecosistêmicos afetados segundo o cenário 6.	113
Tabela 42: Valor Econômico dos Serviços Ecosistêmicos afetados segundo os cenários 7a e 7b.	114
Tabela 43: Valor Econômico dos Serviços Ecosistêmicos afetados segundo os cenários 8a e 8b.	114

LISTA DE ABREVEATURAS E SIGLAS

- ANA – Agência Nacional de Águas
- APP – Área de Proteção Permanente
- AT – Acréscimo no Custo Diário do Tratamento de Água
- CBD – Convenção sobre a Diversidade Biológica
- CF – Custo Diário de Fornecimento de Água
- CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento
- COMUSA – Companhia Municipal de Saneamento – Serviços de Água e Esgoto de Novo Hamburgo
- COT – Custo Operacional Total
- CRI – Categoria de Risco
- CRV – Custo de Recomposição da Vegetação
- CSPA – Custo do Serviço de Purificação de Água
- DAP – Dano Potencial Associado
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias
- FUNASA – Fundação Nacional de Saúde
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- IDH – Índice de Desenvolvimento Humano
- MDE – Modelo Digital de Elevação
- MEA – Avaliação Ecosistêmica do Milênio (*Millenium Ecosystem Assessment*)
- MUSLE – Equação Universal de Perda de Solo Modificada (*Modified Universal Soil Loss Equation*)
- PGE – Perda de Geração de Energia
- PPA – Perda Potencial de Produção Agrícola
- RERM – Receita gerada pela Exploração dos Recursos Madeireiros
- RF – Fluxo de caixa de Recuperação Florestal
- RS – Renda Sacrificada
- SE – Serviço Ecosistêmico
- SNIRH – Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos
- SRTM – *Shuttle Radar Topography Mission*

TEEB – Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade (*The Economics of Ecosystem and Biodiversity*)

UHE – Usina Hidrelétrica

VE – Valor de Existência

VERN – Valor Econômico para a Reposição dos Nutrientes

VERS – Valor Econômico para a Reconstituição do Solo

VET – Valor Econômico Total

VH – Valor de Herança ou Legado

VI – Valor Intrínseco

VNU – Valor de Não-Uso

VO – Valor de Opção

VPA – Valor de Provisão de Água

VU – Valor de Uso

VUD – Valor de Uso Direto

VUI – Valor de Uso Indireto

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. OBJETIVOS	19
2.1. OBJETIVO GERAL	19
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1. SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS	20
3.1.1. O Ecossistema e Seus Serviços	20
3.1.2. Os Serviços Ecossistêmicos e os Recursos Hídricos	27
3.1.3. Os Serviços Ecossistêmicos e o Solo	29
3.1.4. Valoração dos Serviços Ecossistêmicos	30
3.2. ROMPIMENTO DE BARRAGENS E SEUS IMPACTOS AMBIENTAIS	40
3.3. CONSIDERAÇÕES SOBRE O TEMA DE ESTUDO	44
4. METODOLOGIA	46
4.1. ESTUDO DE CASO	47
4.2. DEFINIÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS	57
4.3. CÁLCULO DA PERDA DE SOLO	57
4.4. TÉCNICAS DE VALORAÇÃO	59
4.4.1. MÉTODO 1: Valor Médio Anual dos Serviços Ecossistêmicos	59
4.4.2. MÉTODO 2: Custo de Reposição dos Nutrientes	62
4.4.3. MÉTODO 3: Custo de Reconstituição do Solo	63
4.4.4. MÉTODO 4: Custo de Oportunidade	65
4.4.4.1. <i>Produção Agrícola Perdida</i>	66
4.4.4.2. <i>Exploração de Recursos Madeireiros</i>	66
4.4.5. MÉTODO 5: Custo de Recomposição da Vegetação	67
4.4.6. MÉTODO 6: Custo de Fornecimento e Tratamento de Água	70
4.4.7. MÉTODO 7: Custo de Armazenamento da Água	72
4.5. CENÁRIOS ANALISADOS	73
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	78
5.1. SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS IDENTIFICADOS	78
5.2. CÁLCULO DA PERDA DE SOLO	80
5.3. RESULTADO DAS TÉCNICAS DE VALORAÇÃO	83
5.3.1. MÉTODO 1: Valor Médio Anual dos Serviços Ecossistêmicos	83
5.3.2. MÉTODO 2: Custo de Reposição dos Nutrientes	86

5.3.3.	MÉTODO 3: Custo de Reconstituição do Solo	88
5.3.4.	MÉTODO 4: Custo de Oportunidade	91
5.3.4.1.	<i>Produção Agrícola Perdida</i>	92
5.3.4.2.	<i>Exploração de Recursos Madeireiros</i>	93
5.3.5.	MÉTODO 5: Custo de Recomposição da Vegetação	94
5.3.6.	MÉTODO 6: Custo de Fornecimento e Tratamento de Água	97
5.3.7.	MÉTODO 7: Custo de Armazenamento da Água	101
5.4.	DISCUSSÃO SOBRE LIMITAÇÃO DAS ANÁLISES.....	104
5.5.	COMPOSIÇÃO E COMPARAÇÃO DOS CENÁRIOS	110
6.	CONCLUSÃO	117
7.	RECOMENDAÇÕES	118
8.	REFERÊNCIAS	121

Valoração Ambiental da Perda de Serviços Ecosistêmicos em Casos de Rompimento de Barragens

1. INTRODUÇÃO

A Conferência sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento das Nações Unidas, realizada em 1992 no Rio de Janeiro, foi um marco que chamou a atenção para as necessidades da busca pelo desenvolvimento sustentável, harmonizando o uso dos recursos naturais com o crescimento econômico. Neste contexto, a criação de uma conexão entre o desenvolvimento econômico e o nível de degradação da natureza requer como ponto de partida um melhor conhecimento sobre o valor econômico do meio ambiente não apenas como provedor de matéria-prima, mas também de serviços necessários ao desenvolvimento econômico, também chamada de valoração ambiental. Tais serviços ecossistêmicos incluem: provisão de alimentos, água, combustíveis, madeira, regulação do clima local e da água, polinização, manutenção da qualidade da água e do ar, ciclagem de nutrientes, fornecimento de habitats, controle biológico, serviços culturais e outros.

É possível encontrar na literatura diversos métodos de valoração, os quais conseguem correlacionar a disponibilidade dos recursos naturais com uma estimativa de seus benefícios econômicos (BARBIER, 2007; BATEMAN; TURNER, 1992; FREEMAN III; HERRIGES; KLING, 2014; PAGIOLA; RITTER; BISHOP, 2004). Por exemplo, é possível estimar o valor de um bem natural com o preço de um produto no mercado, ou ainda, criar mercados hipotéticos que auxiliam na compreensão da disposição a pagar da população pelo bem ou serviço ambiental (ROMEIRO; MAIA, 2011). Não obstante, os métodos de valoração apresentarem as mesmas premissas da racionalidade econômica, eles são ferramentas com a finalidade de estimar as preferências dos indivíduos sobre as alterações em seu ambiente, sem transformar o recurso ambiental em um produto com preço de mercado (BATEMAN *et al.*, 2011; PEARCE, 1992). Além disso, as diferentes abordagens são geralmente desenvolvidas para questões específicas, orientadas pelas necessidades locais, as quais estimam a contribuição dos serviços ecossistêmicos ao bem-estar humano (PANDEYA *et al.*, 2016).

Tavares, Ribeiro e Lanna (1999) afirmam que há um consenso entre economistas ambientais de que os recursos do meio ambiente têm valores extremamente altos e que, por sua vez, os preços de seus serviços não representam os reais custos envolvidos no

uso desse recurso. No entanto, os bens e serviços ambientais são geralmente de livre acesso e públicos, para os quais não há sistemas de mercados existentes que consigam representar seus reais valores. As consequências desses aspectos foram discutidas em Hardin (1968) em sua definição da Tragédia dos Comuns. Isto posto, a valoração desses serviços é uma das abordagens de avaliação para as tomadas de decisão para o seu gerenciamento, capaz de estimar os *trade-offs* entre os benefícios ao uso humano oferecidos pelo ecossistema e sua sustentabilidade (COSTANZA *et al.*, 2014; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

A análise econômica capaz de introduzir as interações ecológicas representa um esforço no sentido de aprimorar as informações sobre as diversas alternativas de uso dos serviços ambientais (COSTANZA *et al.*, 2014). Uma possível aplicação é estimar o valor para impactos diagnosticados em estudos de impactos ambientais a fim de ponderar se as medidas mitigatórias e compensatórias propostas são adequadas. A valoração ambiental, como ferramenta para o planejamento e gestão territorial, auxilia ainda na definição de políticas pública ambientais e de programas sociais. Assim, atribuir um valor à biodiversidade é um passo à proteção e à conservação da natureza (LONGO; RODRIGUES, 2017; WANG *et al.*, 2010).

A estimativa econômica dos serviços ecossistêmicos pode ser ainda utilizada como mecanismo para a definição de multas aplicadas em acidentes ambientais, por exemplo, rompimentos de barragens. Em seu último Relatório de Segurança de Barragens (BRASIL, 2018), a Agência Nacional das Águas afirmou que 3% (723) barragens no Brasil possuem alto risco de rompimento e alto dano potencial. Recentemente no Brasil ocorreram dois relevantes eventos de rompimento de barragem de rejeitos de mineração. O primeiro ocorreu em dezembro de 2015, a barragem de rejeitos de ferro denominada “Fundão” e controlada pela empresa Samarco Mineração S.A., no município de Mariana (G1 MINAS GERAIS, 2015); o segundo foi em janeiro de 2019, onde outra barragem de minério de ferro rompeu, esta denominada de “Barragem 1”, localizada no complexo “Mina de Córrego do Feijão” e controlada pela Vale S.A., no município de Brumadinho (G1 MINAS, 2019a), ambos no Estado de Minas Gerais. As consequências registradas foram enormes, desde a morte ou desaparecimento de centenas de pessoas, até impactos à fauna e flora local, alteração da qualidade da água, desabastecimento de cidades, alterações na operação de usinas hidrelétricas, e outras (ANDRADE *et al.*, 2019; DE FREITAS *et al.*, 2019; DIAS *et al.*, 2018; VIANA, 2017). Infelizmente, eventos como estes podem não ser os últimos.

Em razão das diversas consequências observadas em acontecimentos como no rompimento das barragens de Fundão e do complexo de Córrego Alegre, e outros rompimentos de barragens de armazenamento de água, faz-se necessário identificar e compreender o significado desses impactos sobre os serviços ecossistêmicos, uma vez que seus fluxos de material e energia serão afetados diretamente e, conseqüentemente, o bem-estar da comunidade local. Cabe destacar que barragens de rejeito e de água apresentam características diferentes e assim são tratadas de modo diferentes na legislação brasileira. Desta forma, o intuito do presente trabalho é estudar estes tipos de impactos ambientais e seus serviços ecossistêmicos afetados em rompimento de barragens de água, aplicando ferramentas de valoração capazes de transformar informações físicas em valor monetário.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

O objetivo do presente trabalho foi analisar cenários de valoração ambiental de serviços ecossistêmicos afetados por possível rompimento de barragem, tendo como estudo de caso o rompimento da barragem UHE Canastra no município de Canela/RS.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar os principais serviços ecossistêmicos impactados em rompimentos de barragens.
- Identificar o(s) serviço(s) ecossistêmico(s) mais relevante(s) para a área de estudo, segundo critérios econômicos e ambientais e determinar os métodos de valoração mais apropriados para este(s).
- Elaborar um conjunto de recomendações e critérios para a valoração ambiental, a partir dos resultados dos métodos aplicados (quais dados e informações são mais relevantes, se é possível alguma generalização).
- Comparar resultados de diferentes cenários metodológicos de valoração ambiental para estes serviços ecossistêmicos.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

No presente capítulo são apresentados conceitos e resultados de trabalhos científicos relevantes para a presente pesquisa. Primeiramente realizou-se uma revisão dos conceitos de ecossistemas e seus serviços, a fim de explicitar a relação homem *versus* ecossistema. Para isso, o mecanismo pelo qual os recursos ambientais podem fornecer benefícios aos seres humanos e interferir no seu bem-estar foi abordado. Além disso, a estrutura de serviços ecossistêmicos em cascata e seus desafios práticos de aplicação foram descritos, a fim de abordar uma forma de classificação destes serviços.

Neste mesmo capítulo são relatados os principais serviços ecossistêmicos associados aos recursos hídricos e aos solos, bem como apresentados os principais benefícios provenientes destes serviços. As pressões antrópicas que interferem no fornecimento destes benefícios são citadas e exemplificadas.

Ainda, são relatados os diferentes tipos de valores dos serviços ecossistêmicos, assim como uma sumarização das técnicas de valoração mais utilizadas na literatura. A fim de demonstrar as diferentes finalidades destas técnicas, foram apresentados alguns artigos científicos que expressam a variabilidade de aplicação destas ferramentas.

Em seguida, é apresentada a amplitude dos impactos decorrentes de rompimento de barragens a partir do registro destes episódios em todo o mundo. Um relato das condições atuais do Brasil também é exposto. E, por fim, discutiu-se sobre a importância do tema apresentando em virtude dos recentes acontecimentos e magnitude dos impactos ambientais decorrentes destes eventos.

3.1. SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Este capítulo tem por objetivo apresentar os conceitos de ecossistema e dos seus bens e serviços, e as principais abordagens de valoração, mostrando suas inter-relações e vínculos com o bem-estar humano. Além disso, discute-se os principais serviços ecossistêmicos associados a ambientes de água doce e dos solos.

3.1.1. O Ecossistema e Seus Serviços

Ainda que a percepção de ecossistema seja antiga, este conceito foi introduzido como matéria de estudo há menos de um século, sendo que o primeiro livro escrito so-

bre este contexto foi publicado em 1953 por Eugene Odum. Segundo o autor, um ecossistema consiste em:

“Qualquer unidade que inclua a totalidade dos organismos (isto é, a “comunidade”) de uma área determinada interagindo com o ambiente físico por forma a que uma corrente de energia conduza a uma estrutura trófica, a uma diversidade biótica e a ciclos de materiais (isto é, troca de materiais entre as partes vivas e não vivas) claramente definidos dentro do sistema”. (ODUM, 2001 Versão Traduzida, p. 11).

Posto isto, é primordial reconhecer que os humanos são parte integrante de muitos ecossistemas, de forma direta, dinâmica e inseparável, e que a intervenção humana nos ecossistemas afeta positiva ou negativamente sua coexistência. Remme, Schröter e Hein (2014) afirmam ainda que “os ecossistemas não são sistemas inteiramente naturais, e resultam de processos ecológicos e alterações humanas históricas, que muitas vezes são difíceis de desembaraçar”¹. Ainda, Bateman *et al* (2011) argumentam que as técnicas de valoração superestimam o real valor dos bens ecossistêmicos, uma vez que esses bens geralmente são produzidos pela associação dos serviços ecossistêmicos com outros recursos, como o capital humano e manufatura.

Por isso, para lidar com a vasta complexidade da natureza e a surpreendente dinâmica dos ecossistemas é essencial analisar esses vínculos a partir de uma estrutura sólida. Endossada pela Convenção sobre a Diversidade Biológica (CBD), a Abordagem Ecosistêmica é baseada em metodologias científicas, que englobam a estrutura, processos, funções e interações inerentes entre os organismos e seus ambientes, servindo como uma estratégia para a gestão integrada da terra, da água e dos recursos orgânicos a fim de promover o uso sustentável e a conservação (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; TEEB, 2010a). Nesta abordagem a escala espacial é relativa, visto que um ecossistema pode englobar toda a biosfera da Terra como também pode ser representada por uma bacia hidrográfica, pois em ambos os casos há interação entre os elementos do ambiente. No entanto, o objetivo é proporcionar uma visão mais integrada do sistema, capaz de colocar as necessidades humanas dentro da gestão da biodiversidade (HAINES-YOUNG; POTSCHEIN, 2010).

Com o auxílio dessa abordagem, as decisões tomadas são analisadas e avaliadas considerando as informações de todo o sistema ecológico, e não apenas de um componente do sistema. Por exemplo, a instalação de uma usina hidrelétrica pode melhorar a regulação da água, mas um parecer correto também requer informações necessárias para

¹ Tradução livre.

equacionar os custos associados às alterações nos ciclos dos nutrientes ou às mudanças culturais associadas à perda de áreas de recreação, educacionais, espirituais e/ou científicas. Analogamente, não são tomadas decisões sobre a política financeira de um país examinando apenas as condições do setor industrial, mas sim de todo o sistema econômico (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

A interação do homem com o ecossistema é constatada quando são extraídos recursos naturais, retornados resíduos e energia ao meio ambiente ou ainda quando há a alteração no uso da terra. Estas ações fornecem benefícios diretos e indiretos ao bem-estar da população, mas trazem consigo mudanças que podem ser irreversíveis. O estoque de recursos naturais ou ativos ambientais (como a água, a atmosfera, o solo) que atende a um fluxo de bens ou serviços capazes de contribuir para a melhoria do bem-estar humano, agora e no futuro, é definido como capital natural (ANDRADE, 2010; BATEMAN *et al.*, 2011; COSTANZA *et al.*, 1997; DE GROOT *et al.*, 2000; TEEB, 2010b). No entanto, o capital natural por si só não é capaz de fornecer benefícios para a humanidade, mas sim sua interação com as demais formas de capital (humano, social e construído) (Figura 1). A presença de pessoas (capital humano) e a esfera econômica (capital construído) fazem parte da sociedade (capital social), que está incorporada no resto da natureza (capital natural). Os serviços ecossistêmicos são então os mecanismos pelo qual o capital natural interage com os demais para fornecer bem-estar humano (COSTANZA *et al.*, 2014).

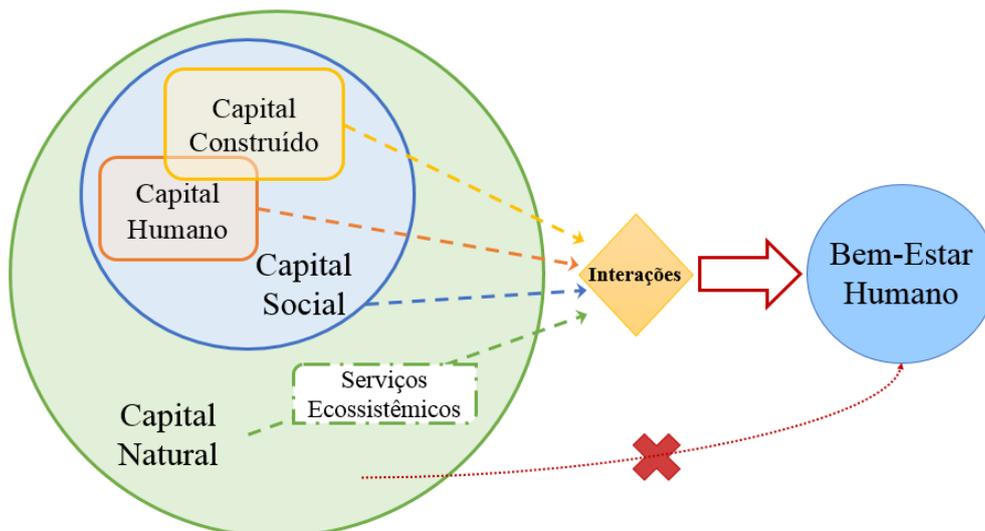


Figura 1: Interação entre os capitais natural, humano, construído e social capaz de fornecer bem-estar humano (Adaptado de COSTANZA *et al.*, 2014).

O conceito de Serviço² Ecosistêmico vem sendo definido por vários autores nas últimas décadas, com enfoques científicos diferentes, mas em concordância com a amplitude e complexidade do termo. Genericamente, Serviços Ecosistêmicos (SE) podem ser definidos como “os **processos de interação** dos ecossistemas que fornecem **benefícios** aos **seres humanos**”. Conforme pode ser observado nas definições frequentemente referidas na literatura:

“Bens ecosistêmicos (como alimentos) e serviços (como assimilação de resíduos) representam os benefícios que as populações humanas obtêm, direta ou indiretamente, das funções dos ecossistemas” (COSTANZA *et al.*, 1997, p. 253). Ou ainda: “Serviços Ecosistêmicos consistem dos fluxos de materiais, energia e informação do estoque de capital natural que combinado com capital construído e capital humano produz bem-estar humano” (COSTANZA *et al.*, 1997, p. 254).

“Serviços ecosistêmicos são as condições e processos pelos quais os ecossistemas naturais, e as espécies que fazem parte dele, sustentam e complementam a vida humana. Eles mantem a biodiversidade e a produção de *bens ecosistêmicos*, como frutos do mar, forragem, madeira, combustíveis de biomassa, fibras naturais e muitos produtos farmacêuticos, industriais e seus precursores” (DAILY, 1997, p. 3).

“Os serviços ecosistêmicos são os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas” (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005, p. 103).

“A capacidade dos processos naturais e componente em prover bens e serviços que satisfaçam as necessidades humanas, direta ou indiretamente” (DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002, p. 394).

“Os aspectos dos ecossistemas utilizados (ativa ou passivamente) para produzir bem-estar humano” (FISHER; TURNER, 2008, p. 1168).

“As contribuições que os ecossistemas fazem ao bem-estar humano e surgem da interação de processos bióticos e abióticos” (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010).

“As contribuições diretas e indiretas dos ecossistemas para o bem-estar humano” (TEEB, 2010b, p. 38). Ou ainda, “os fluxos de valor para as sociedades humanas resultantes do estado e da quantidade de capital natural” (TEEB, 2010b, p. 7).

² O uso do termo “serviços” engloba tanto o conceito propriamente de “serviços” (como regulação da água, polinização, formação do solo), assim como o conceito de “bens” (como alimentos, fibras, combustíveis) que distinguem os produtos tangíveis e intangíveis do ecossistema (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010). Embora em alguns casos esses termos são apresentados separadamente a fim de facilitar a compreensão, neste texto não será feita essa distinção. O termo “serviços culturais” também é recorrente na literatura (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Os diferentes tipos e classificações de serviços ecosistêmicos serão abordados no decorrer do texto.

Portanto, pode-se observar três elementos-chaves ao definir SE³:

- **Processos de interação:** são as interações entre os elementos ou componentes estruturais (bióticos e abióticos) dos ecossistemas que realizam processos complexos e dinâmicos (fotossíntese, ciclos biogeoquímicos, evolução genética, sucessão ecológica...), capazes de manter as funções ecossistêmicas (sistemas de regulação, de suporte, de abastecimento, de informação e cultural) que são responsáveis pelo fornecimento potencial destes serviços.
- **Benefícios:** são as alterações explícitas do bem-estar humano decorrente destes serviços, as quais podemos valorar. Elas podem ocorrer por serviços diretos (alimentos, água, madeira) ou indiretos (regulação climática), e ainda podem ser tangíveis ou intangíveis (oportunidade de recreação oferecida pela natureza).
- **Seres humanos:** Os seres humanos dependem intimamente dos processos naturais para a sua própria existência. Em alguns casos, os seres humanos são elementos estruturais importantes para a evolução acelerada de processos naturais (e.g. processos erosivos, mudanças climáticas), ou ainda eles são responsáveis por desenvolver tecnologias capazes de substituir o uso destes serviços (e.g. estação de tratamento de água).

Essa definição geral é embasada pela teoria da estrutura de serviços em cascata, elaborada por Haines-Young e Potschin (2010). Segundo os autores, existe uma “cadeia de produção” que une as extremidades entre os elementos estruturais dos ecossistemas com os benefícios que as pessoas obtêm destes. Muito embora estas ligações não sejam muito simples e lineares no cotidiano, elas são imprescindíveis para a compreensão dos serviços ecossistêmicos e para fornecer uma base sólida para a avaliação econômica destes (PANDEYA et al., 2016). Um exemplo de estrutura em cascata está ilustrado na Figura 2. Florestas e áreas úmidas são elementos estruturais do ecossistema de uma bacia hidrográfica que tem a capacidade (função) de regular a água do ciclo hidrológico a partir da sua interceptação da cobertura vegetal (serviço), reduzindo assim o seu escoamento.

³ Referências: BOYD; BANZHAF, 2007; COSTANZA *et al.*, 1997; DAILY, 1997; DE GROOT; FISHER; CHRISTIE, 2010; FEDELE; LOCATELLI; DJOUDI, 2017; FISHER; TURNER, 2008; HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010; LA NOTTE *et al.*, 2017; LONGO; RODRIGUES, 2017; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; PANDEYA *et al.*, 2016.

mento superficial. Esse serviço ecossistêmico tem o potencial de modificar a intensidade das cheias que ocorrem nessa bacia, alterando assim o bem-estar da população (benefício) a jusante devido a diminuição de eventos de enchentes e inundações. As pessoas valorizam esse serviço de maneira diferente, dependendo de suas experiências prévias, suas situações econômicas e culturais, seus valores individuais e no contexto de governo e mercado a que se encontram.

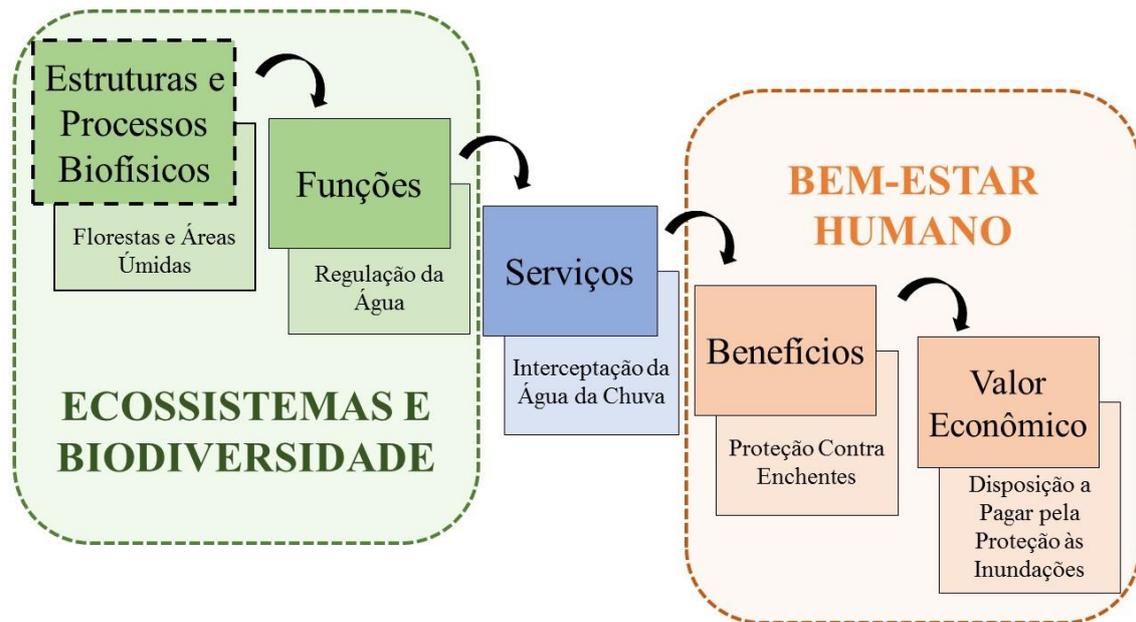


Figura 2: Exemplo da Estrutura de Serviço Ecossistêmico em Cascata. (Adaptado de: HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010).

A prerrogativa deste método de classificação dos serviços ecossistêmicos é a capacidade de transmitir de forma explícita a dependência e as relações dos seres humanos para com os ecossistemas. No entanto, surgem desafios práticos ao se aplicar este tipo de estrutura de classificação, cabendo destacar primeiramente que serviços ecossistêmicos não são os benefícios, isto é, enquanto que alguns autores consideram alimentos, recreação, água e outros tanto serviço ecossistêmico como benefício (COSTANZA *et al.*, 1997; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; WALLACE, 2007), outros consideram que estes são apenas os benefícios obtidos por serviços ecossistêmicos (BOYD; BANZHAF, 2007; HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010). Por exemplo, a recreação é um benefício que altera o bem-estar humano, e não um serviço que o ecossistema fornece. Para Boyd e Banzhaf (2007) a pesca recreativa requer múltiplas entradas como os SE de água superficial e de população de peixes, mas também outros tipos

de bens e serviços, incluindo equipamentos, barcos, tempo e acesso (conforme foi definido na Figura 1). Assim o que altera o bem-estar humano é o uso da água superficial e da população de peixe (SEs) para gerar o benefício da pesca recreativa, e não o contrário.

Essa diferenciação entre serviço e benefício deve ser bem esclarecida e consistente, pois ao aplicar esses conceitos à cenários reais de avaliação, podem surgir problemas como a dupla contagem (BOYD; BANZHAF, 2007; FISHER; TURNER, 2008; FU *et al.*, 2011; HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010; LA NOTTE *et al.*, 2017). Os serviços finais, geralmente serviços de provisão, são decorrentes de outros serviços intermediários (e.g. serviços de regulação), por exemplo a disponibilidade de água doce é resultado da interação intrínseca de vários serviços, como regulação hidrológica, de produção primária, de ciclagem de nutrientes, de tratamento de efluentes, e outros. Assim, ao valorar tanto os serviços finais como os intermediários, o valor final será superestimado (FU *et al.*, 2011).

Além disso, é preciso diferenciar os serviços ecossistêmicos dos elementos ecológicos. Enquanto Boyd e Banzhaf (2007) consideram populações de peixes, lagos, florestas como serviços ecossistêmicos, outros autores consideram estes como elementos ou componentes do ecossistema que fornecem uma base para que os processos e funções possam ocorrer e gerar serviços (FISHER; TURNER, 2008; HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010; WALLACE, 2007). É importante enfatizar essa diferença, pois um elemento ecológico pode propiciar mais de um serviço ecossistêmico (FISHER; TURNER; MORLING, 2009).

Por fim, Haines-Young e Potschin (2010) defendem que é fundamental que haja beneficiários humanos para que os serviços ecossistêmicos existam, enfatizando a conexão direta entre a natureza e o bem-estar humano, de forma a ser possível colocar um valor econômico (BOYD; BANZHAF, 2007; DAILY, 1997; FEDELE; LOCATELLI; DJOUDI, 2017; FISHER; TURNER, 2008; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Além do mais, Boyd e Banzhaf (2007) e Wallace (2007) argumentam que serviços ecossistêmicos são apenas aqueles que apresentam um caminho direto ao bem-estar humano. No entanto nem todos os serviços ecossistêmicos geram benefícios diretos ao bem-estar humano. Por exemplo, a polinização é um serviço ecossistêmico que utilizamos indiretamente, que nos proporciona o benefício dos alimentos, frutos e outros a partir do serviço intermediário da provisão de alimentos (DAILY, 1997; FISHER; TURNER, 2008; HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010).

A mensagem aqui é que apesar de vários estudos na área, ainda há dificuldades para definir o termo serviço ecossistêmico de forma consistente e aplicável para todas as possíveis situações. Normalmente essa definição será feita de acordo com a perspectiva do beneficiário, por exemplo, se ele estiver interessado no produto madeira, a produtividade primária será o serviço ecossistêmico final, mas caso ele esteja de interesse na água potável, este serviço será intermediário (FISHER; TURNER, 2008; HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010; WALLACE, 2007).

3.1.2. Os Serviços Ecossistêmicos e os Recursos Hídricos

Os sistemas naturais, como florestas, campos, zonas úmidas, bem como os sistemas antropizados, pastagens, lavouras, áreas urbanas, dependem intimamente do ciclo hidrológico e seus padrões. No sentido elementar, a água é vital para todas as formas de vida conhecidas hoje. Assim, esse capítulo tem a finalidade de apresentar os principais serviços ecossistêmicos provenientes dos sistemas de água doce, parte essencial do ciclo hidrológico de uma bacia hidrográfica. Rios, lagos, zonas úmidas e outras formações contribuem diretamente para o bem-estar das populações e podem ser quantificadas, mesmo que em alguns casos é menos evidente suas relações (serviços de regulação e manutenção) (DAILY, 1997; ELMQVIST; MALBY, 2010; GRIZZETTI *et al.*, 2016).

Tabela 1: Benefícios provenientes dos Serviços de Sistemas de Água Doce (DAILY, 1997).

Categoria	Benefícios
<i>Suprimento de Água como Produto Final</i>	Água para beber, cozinhar, lavar e outros usos domésticos Fabricação, geração de energia em termoeletrica e outros usos industriais Irrigação de plantações, parques e outros Aquicultura
<i>Fornecimento de Outros Bens</i>	Peixes Aves aquáticas Mexilhões Peles
<i>Benefícios Não Extrativos ou de Fluxos Constantes</i>	Controle de Inundações Transporte Recreação Diluição da poluição e Proteção da Qualidade da Água Geração de Hidroeletricidade Fornecimento de Habitats Fertilização do Solo Melhoria dos valores de Propriedade Valores de Não Uso

A água, como elemento estrutural do ecossistema, fornece serviços à humanidade sem mesmo sair do seu fluxo natural, assim os benefícios resultantes dos serviços de sistemas de água doce podem ser agrupados em três conjuntos, conforme Tabela 1: (1) são todos os benefícios onde a água é produto final para uso direto de uma atividade humana; (2) são outros benefícios que não a água propriamente dita, mas que necessitam da água; e (3) são os benefícios obtidos pelo uso não extrativo da água ou que fornecem fluxos constante de benefícios (DAILY, 1997).

A valoração desses benefícios requer dois conhecimentos prévios, os impulsores e as pressões humanas que causam a alteração nos serviços ecossistêmicos, bem como os parâmetros que serão mensurados a fim de identificar as alterações ocorridas nesses serviços. A Figura 3, criada por Grizzetti *et al.* (2016), apresenta as principais pressões que afetam os ecossistemas aquáticos e as possíveis ligações entre quatro atributos ecossistêmicos/hidrológicos. Assim, para cada atributo é possível determinar os parâmetros responsáveis por indicar as alterações nos ecossistêmicos. Para cada caso estudado este fluxograma deve ser readequado, no entanto a sua elaboração tem a finalidade de esclarecer os efeitos aditivos, sinérgicos e/ou antagonísticos que múltiplas pressões podem causar no sistema, e assim, ajudar na análise de cenários. Embora esses serviços sejam os mais facilmente aceitos, pois são fornecidos independente da interação humana, sua avaliação pode ser bastante complexa, visto que é preciso levar em consideração as interações intrínsecas entre água e solo.

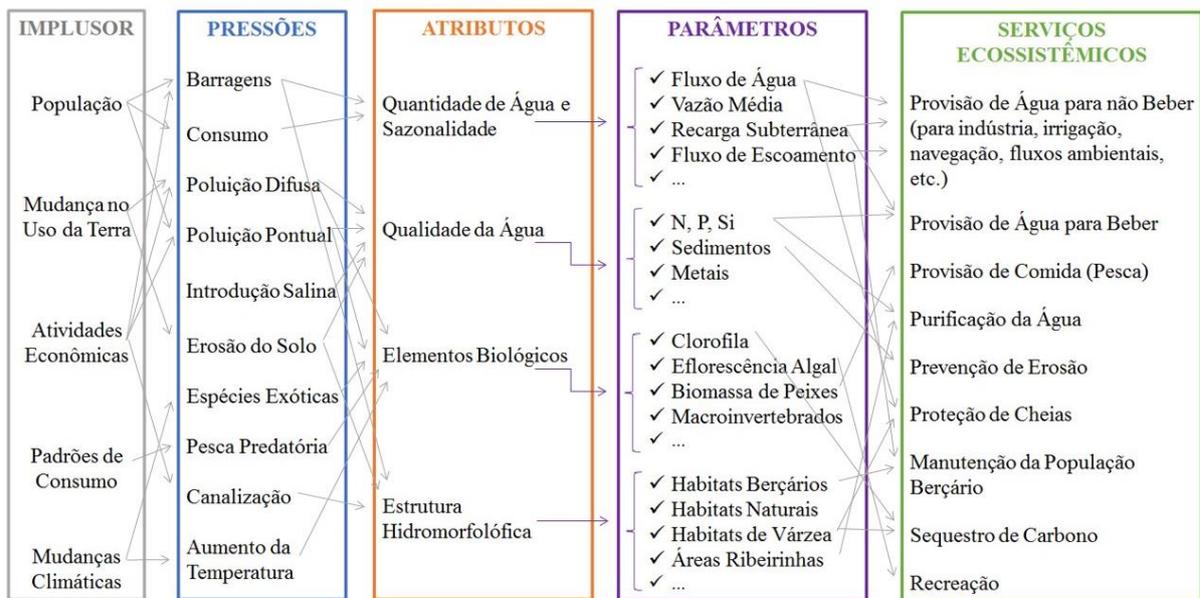


Figura 3: Estrutura de Avaliação Integrada para analisar a conexão entre as Pressões e as alterações nos Serviços Ecossistêmicos. As pressões e as setas que descrevem as reações são adaptáveis para cada estudo de caso (Adaptado de GRIZZETTI *et al.*, 2016).

A maioria dos benefícios dos serviços ecossistêmicos voltados aos sistemas hídricos é de difícil captura de seu valor total no mercado, isto pois apresentam características marcantes de *bem público*, ou seja, “não-rivais” e “não-excludentes”. Por exemplo, o uso do serviço de purificação da água por um indivíduo não diminui a disponibilidade deste serviço para outros indivíduos (não-rival), assim como não é difícil restringir o acesso a este serviço a um grupo específico de usuários, mesmo eles pagando ou não pelo seu uso (não-excludente). Além disso, o valor de alguns desses serviços depende de fatores sociais e culturais, como é o caso da recreação. O uso recreacional da água apresenta valores maiores em países mais ricos do que em países mais pobres, isto pois nestes países as pessoas não têm tempo ou dinheiro para apreciar essas atividades. No entanto, há na literatura diversos métodos que mensuram esses serviços, os quais serão apresentados no subcapítulo 3.1.4.

3.1.3. Os Serviços Ecossistêmicos e o Solo

De maneira geral e simplista, o solo é considerado o substrato físico básico para a maioria das atividades humanas e serve como um meio regulador crítico e dinâmico para sistemas naturais e antropogênicos, sendo essencial para o correto funcionamento do ecossistema (BARRIOS, 2007). No entanto, segundo Andrade (2010), o solo não é reconhecido na visão da economia tradicional como geradores de serviços ecossistêmicos, exceto quando visto como uma fonte natural de fertilidade para a agricultura moderna. Assim, há poucas preocupações quanto à sua preservação.

Segundo Costanza *et al.* (1997), uma importante função do ecossistema é o controle dos fenômenos de erosão e a retenção de sedimentos, que ajudam a conservar o solo dentro de um ecossistema. Essas funções são essenciais, considerando que a perda de solo aumenta a desestabilização de suas propriedades intrínsecas, causando impactos na capacidade de oferecer outros serviços.

Além disso, a ciclagem de nutrientes é outro serviço importante do ecossistema, pois os serviços derivados estão relacionados principalmente à manutenção de solos saudáveis e produtivos (ANDRADE, 2010; BARRIOS, 2007; DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002; KUBISZEWSKI *et al.*, 2017). Por exemplo, a presença de organismos fixadores de nitrogênio, organismos em decomposição, fungos e bactérias nos solos que estabelecem relações simbióticas com raízes de plantas e outros influenciam diretamente a capacidade de mobilização dos nutrientes. Organismos de decompositores de

matéria orgânica e algas nas águas costeiras são outros exemplos de ciclagem de nutrientes, que liberam nutrientes tanto para o crescimento das plantas no local como para a atmosfera (CHAPIN; MATSON; MOONEY, 2002).

Os solos também trazem impactos positivos sobre a capacidade de regular doenças e pragas, ao sustentar sua comunidade biológica saudável. Além disso, segundo Andrade (2010), os solos contribuem para o funcionamento da regulação climática, através do controle dos fluxos de gases de efeito estufa e sequestro de carbono (acúmulo de energia solar como matéria orgânica), controle de cheias e inundações, através capacidade de retenção e infiltração de água, desintoxicação e proteção de plantas, através de influências na dinâmica da matéria orgânica.

Diante do exposto, o conceito de conservação do solo deve ser ampliado para incluir seu maior papel integrador no meio ambiente, cujas serviços ecossistêmicos são importantes para sua sustentabilidade. Variações negativas nos serviços devem ser vistas como uma fonte de redução do bem-estar da população, bem como uma ameaça às atividades econômicas. Por essa razão, a conservação do solo deve ser objetivo das políticas estratégicas de gestão ambiental, visando à proteção de seus serviços.

3.1.4. Valoração dos Serviços Ecossistêmicos

A questão do reconhecimento do capital natural como estoque e ativos econômicos compartilhados pela humanidade vem sendo discutida na academia há algum tempo, mas ainda há a necessidade de inseri-la nos debates político-institucionais de forma mais frequente e focada (ANDRADE, 2010; BATEMAN; TURNER, 1992; COSTANZA *et al.*, 1997; PEARCE, 1992). Conforme dito nos capítulos anteriores, o patrimônio natural é formado por componentes bióticos e abióticos os quais interagem entre si e fornecem fluxos de serviços capazes de alterar o bem-estar humano. Assim, é importante identificar, sistematizar e proteger seus estoques (recursos) e fluxos a fim de garantir o capital natural. Desta forma foram criados vários grupos de trabalhos científicos com a finalidade de compreender o papel dos serviços ecossistêmicos no desenvolvimento sustentável e de orientar na tomada de decisão e nas políticas. O primeiro grande esforço internacional foi a Avaliação Ecossistêmica do Milênio (em inglês, *Millenium Ecosystem Assessment – MEA*), a qual tem por objetivo compreender como as mudanças nos ecossistemas influenciam os humanos, gerando dados científicos para contribuir no processo de decisão. Sua estrutura foi planejada para diagnosticar as atuais condições

dos principais serviços ecossistêmicos, as tendências em sua produção e fluxo, bem como as possíveis tensões e ameaças, as alternativas de gestão e formulação políticas (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; PANDEYA et al., 2016).

Outra iniciativa internacional foi a Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity – TEEB*), produzindo relatórios que explicam as relações entre a biodiversidade, os serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano a partir de indicadores econômicos (COSTANZA *et al.*, 2014; DE GROOT; FISHER; CHRISTIE, 2010; LONGO; RODRIGUES, 2017; TEEB, 2010b). Os esforços desses projetos para melhorar a compreensão, os modelos, a avaliação e a gestão dos serviços ecossistêmicos é um grande passo na área, uma vez que há uma ampla gama de serviços ecossistêmicos e cada um apresenta suas particularidades em diferentes regiões.

A valoração dos serviços ecossistêmicos é uma ferramenta de gestão que guia o processo de tomada de decisão envolvendo o uso dos recursos ecológicos e auxilia na proteção do capital natural (ANDRADE, 2010; PASCUAL et al., 2010). O objetivo primordial de “precificar” os serviços ecossistêmicos é poder compará-los usando uma medida em comum e de fácil compreensão para a comunidade em geral. Outras unidades podem ser utilizadas como denominador comum (terra, energia, tempo), a escolha se dá a partir daquela que consiga expressar melhor os *trade-offs* para as tomadas de decisão, assim quanto melhor a avaliação e valoração destes serviços melhores decisões serão tomadas (COSTANZA et al., 2014; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). No entanto, cabe enfatizar que, conforme Costanza *et al.* (2014) argumentaram, ao valorar em unidades monetárias o capital natural e seus serviços ecossistêmicos não estamos privatizando-os ou “mercantilizando a natureza”, mas estamos determinando estimativas da contribuição destes para o capital total e buscando avaliar a sua escassez, o que é a base dos instrumentos de gestão. O que ocorre é que geralmente os serviços ecossistêmicos são **bens públicos** (não rivais e não excludentes) ou **recursos comuns** (rivais, mas não excludentes), por isso, quando há mercados capazes de englobar esses serviços, muitas vezes não conseguem exercer um bom funcionamento (COSTANZA *et al.*, 2014).

Dito isso, os benefícios provenientes dos serviços ecossistêmicos podem ser mensurados pela preferência dos indivíduos em utilizar ou conservar estes serviços. Para encontrar uma medida agregada do valor desses serviços, o conceito do Valor Econômico Total (VET) distingue seus diferentes tipos em duas categorias: valores de uso

(VU) e valores de não-uso (VNU), conforme sumarizado na Tabela 2 (BATEMAN; TURNER, 1992; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; MOTTA, 2011; PASCUAL *et al.*, 2010; PEARCE; MORAN, 1994; TAVARES; RIBEIRO; LANNA, 1999).

Tabela 2: Valor Econômico Total dos Serviços Ecosistêmicos.

VALOR ECONÔMICO TOTAL (VET)						
Valor de Uso (VU)				Valor de Não-Usos (VNU)		Valor Intrínseco (VI)
<i>Valor de Uso Direto (VUD)</i>	<i>Valor de Uso Indireto (VUI)</i>	<i>Valor de Opção (VO)</i>	<i>Valor de Herança (VH)</i>	<i>Valor de Existência (VE)</i>		
Valor	Serviços desfrutados diretamente da exploração do recurso ambiental e consumido hoje	Serviços oriundos de outros serviços utilizados indiretamente hoje	Potenciais serviços preservados para uso futuro próximo do indivíduo	Potenciais serviços de Uso e Não-Usos preservados para o benefício futuro dos descendentes	Valor atribuído ao serviço devido a sua existência e não associado ao uso atual ou futuro, o qual reflete questões morais, éticas, culturais	
Serviços Associados	Serviços de Provisão e Regulação	Serviços de Regulação, Culturais e de Suporte	Todos os serviços ecosistêmicos, ainda que não descobertos	Todos os serviços ecosistêmicos conhecidos e não conhecidos	Serviços Culturais e de Suporte	

Valores de Uso (VU): refere-se ao valor do serviço ecossistêmico devido ao uso real da natureza pelo humano. São serviços utilizados direta ou indiretamente, tangíveis ou intangíveis, e ainda com potencial para proporcionar valores de uso futuro. Estes são separados conforme segue:

- *Valor de Uso Direto (VUD):* valor que os indivíduos conferem aos serviços ecossistêmicos que são de fato usados diretamente (usos extrativos) como a provisão de alimentos, de combustíveis, de produtos medicinais, e outros que não requerem a colheita de produtos (usos não-extrativos), mas são utilizados a partir de experiências, como turismo, recreação, atividades científicas. Os VUD geralmente possuem mercados bem estabelecidos.
- *Valor de Uso Indireto (VUI):* valor que a sociedade confere aos serviços ecossistêmicos que são insumos intermediários para outros serviços, como contenção de erosão, polinização, controle biológico, regularização da água.

- *Valor de Opção (VO)*: consiste na expressão da preferência individual (disposição a pagar) pela conservação do serviço ecossistêmico a fim de utilizar os benefícios deste em um futuro próximo, por exemplo produtos medicinais advindos de genes vegetais ainda não descobertos.
- *Valor de Herança (ou Legado – VH)*: semelhante ao VO, este expressa a disposição a pagar para conservação dos serviços para benefícios dos descendentes. Note que o VH pode ser considerado tanto para VU como para VNU, uma vez que não é um valor de uso para o avaliador individual atual, mas um potencial valor de uso futuro ou não uso para seus descendentes.

Valores de Não-Use (VNU): são os valores atribuídos pelos indivíduos aos serviços ecossistêmicos que não tem a intenção de uso imediato ou no futuro. São os mais difíceis e controversos de valorar, pois não são associados ao seu uso real, mas expressam preocupações, simpatia e respeito pelos diretos ou bem-estar dos seres não humanos.

- *Valor de Existência (VE)*: são os valores que os humanos atribuem ao fato de saberem que esse serviço ecossistêmico existe, mesmo que nunca o utilizem. Geralmente incluem-se neste item valores históricos, nacionais, éticos, filosóficos, religiosos, culturais, e são expressos por espécies ou lugares designados como sagradas, definição de regras sociais em relação ao uso da natureza e experiências de comunidade.

Valor Intrínseco (VI): valor atribuído ao serviço ecossistêmico por si só, independentemente da sua utilidade para alguém. Este valor é dependem da perspectiva de diversos pontos de vista culturais e religiosos. Por exemplo, nas religiões judaico-cristãs acredita-se que os humanos foram criados à imagem de Deus, atribuindo assim valor intrínseco aos humanos. Outras visões conferem valor intrínseco à elementos da natureza, como os povos nativos da Austrália admiram e respeitam vários elementos da paisagem, pois estes são a representação da passagem de seus ancestrais totêmicos ("The Dreaming") nestes locais.

É importante notar que um tipo de uso pode excluir outro tipo de uso daquele serviço, por exemplo ao utilizar um corpo hídrico para diluição de poluentes domésticos, este corpo hídrico fica limitado ou excluído para o uso da recreação. Desta forma, o desafio é utilizar métodos de valoração que consigam capturar todo o valor ambiental, incluindo benefícios que muitas vezes não estão bem claros, bem como benefícios que

englobam comunidades inteiras. Para isso, há diversos métodos de valoração, onde sua escolha se dará conforme o objetivo da valoração, as hipóteses assumidas, os dados disponíveis e a dinâmica do serviço a ser valorado (COSTANZA *et al.*, 2014; MOTTA, 2011).

Os métodos de monetarização dos serviços ecossistêmicos podem ser classificados de diversas maneiras. A Figura 4 apresenta uma abordagem de classificação dos principais métodos tratados na literatura. Separam-se em dois grandes grupos de abordagens, aqueles que realizam a valoração do serviço por meio de uma curva de demanda (Métodos da Função de Demandas), e aqueles que não o fazem (Métodos da Função de Produção). (BATEMAN; TURNER, 1992; BRONDÍZIO; GATZWEILER, 2010; DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002; FARBER; COSTANZA; WILSON, 2002; PANDEYA *et al.*, 2016; PEARCE; MORAN, 1994; ROMEIRO; MAIA, 2011; TAVARES; RIBEIRO; LANNA, 1999). A seguir são descritas de forma simplificada as duas abordagens e seus métodos de valoração econômica, bem como é apresentado exemplos de aplicação destes (Tabela 3).

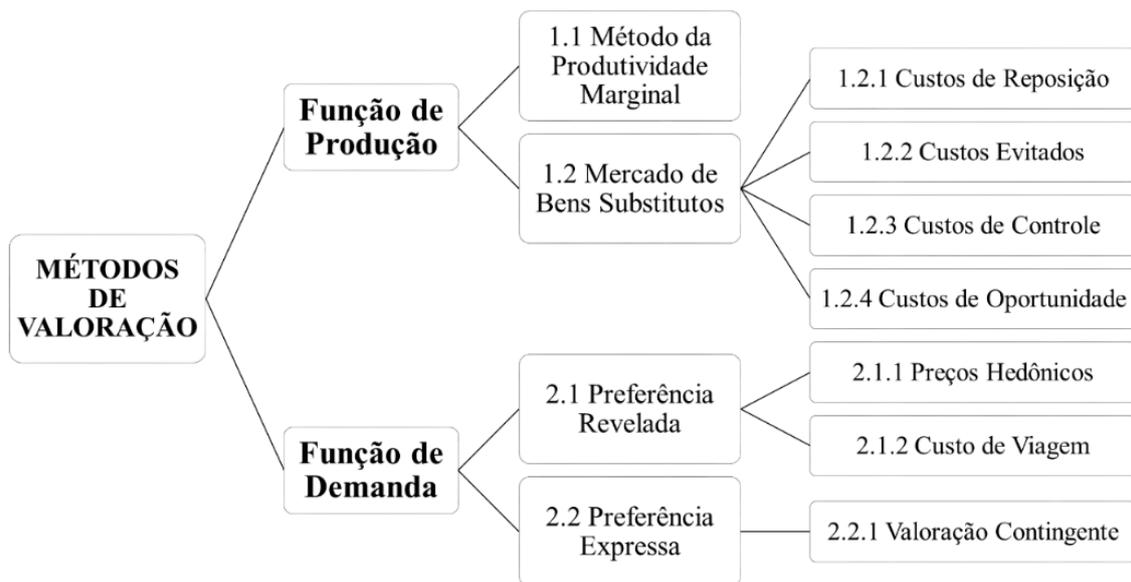


Figura 4: Abordagens metodológicas da valoração dos serviços ecossistêmicos.

Métodos da Função de Produção: estes métodos valoram os serviços com base na avaliação direta de mercados, logo os benefícios das variações de disponibilidade dos serviços ecossistêmicos podem ser estimados a partir de preços de mercados reais destes serviços ou de mercados substitutos privados. Assim, os danos ou melhorias ambientais

são resultados da mudança na quantidade ou do preço do insumo ou dos produtos privados, o valor da alteração pode ser avaliado pela alteração no excedente total de consumidores e produtores. Por exemplo, a diminuição da produtividade agrícola decorrente da redução de nutrientes causado pelo desmatamento de uma área. Estes métodos são utilizados sempre que se tem preços de mercados para os produtos e serviços naturais ou seus substitutos. Neste grupo encontram-se os métodos da Produtividade Marginal e de Mercados de Bens Substitutos.

Tabela 3: Síntese dos principais métodos de valoração econômica dos serviços ecossistêmicos e alguns exemplos de aplicação.

MÉTODO	DESCRIÇÃO	EXEMPLOS
1.1 Produtividade Marginal ou Preço de Mercado	Obtém o preço de um serviço a partir de uma função, relacionando o nível de provisão do recurso (dose) e o nível de produção de um produto no mercado (resposta)	Disponibilidade de água potável (TEEB, 2010a).
1.2.1 Custos de Reposição	Gastos com substitutos para repor serviços perdidos	Purificação do ar; Reposição da cobertura do solo (GUO <i>et al.</i> , 2001).
1.2.2 Custos Evitados	Gastos para manter um produto constante após variação do serviço ambiental	Manutenção da qualidade do ar (MIRAGLIA; SALDIVA; BÖHM, 2005).
1.2.3 Custos de Controle	Gastos para evitar a variação do serviço ambiental	Sistema de tratamento de Esgoto (ROMEIRO; MAIA, 2011).
1.2.4 Custos de Oportunidade	Renda sacrificada para manter o serviço ecossistêmico no seu nível atual	Conversão de áreas de lavouras para florestas (SHENG; QIU; ZHANG, 2019).
2.1.1 Preços Hedônicos	Estabelece relação entre atributos de um produto e seu preço de mercado	Informações estéticas e oportunidade para recreação (CHENG <i>et al.</i> , 2019; GARCIA <i>et al.</i> , 2016); Áreas Verdes Urbanas (CZEMBROWSKI; KRONENBERG, 2016).
2.1.2 Custos de Viagem	Obtém a disposição adicional do indivíduo a pagar pelas visitas a um patrimônio natural a partir de uma função que relaciona a taxa de visitação ao custo de viagem	Instituições culturais (ARMBRECHT, 2014); Parques naturais (MAYER; WOLTERING, 2018); Recreação e ecoturismo (CHENG <i>et al.</i> , 2019).
2.2.1 Valoração Contingente	Realiza pesquisa à população para captar disposição direta da população a pagar (ou receber) pelo uso (ou conservação) de um serviço ecossistêmico	Instituições culturais (ARMBRECHT, 2014); Regulação do clima a partir da redução da geração de gases de efeito estufa (JONES <i>et al.</i> , 2017); Disponibilidade de água potável (NEHME, 2010).

Métodos da Função de Demanda: os métodos que utilizam esta abordagem consideram que a disponibilidade do serviço ambiental altera a disposição a pagar (ou receber) dos consumidores destes serviços. Desta forma, estima-se os valores econômicos (preços-sombra) diretamente de funções de demanda a partir de mercados hipotéticos

cos criados exclusivamente para estes serviços em estudo (preferência expressa) ou a partir de mercados de serviços privados complementares (preferência revelada). Essas funções permitem captar as mudanças no nível de bem-estar baseando-se na variação do excedente do consumidor considerando a disponibilidade do serviço. Neste grupo os principais métodos utilizados são Preços Hedônicos, Custos de Viagem e Valoração Contingente, em especial este último método.

Outros métodos são encontrados na literatura, como o *Aluguel de Recursos* que estima o valor do serviço ecossistêmico a partir do valor residual do total da receita, depois de remover os custos de capital construído e de mão-de-obra. Este método pode ser utilizado para estimar os serviços da produção agrícola, conforme apresentado por Remme *et. al* (2015). Ou ainda, o método da *Avaliação em grupo*, que considera que a valoração do serviço deve ser deliberada em grupo, e não da agregação de preferências individuais (DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002).

A extensa literatura sobre valoração dos serviços ecossistêmicos salienta que cada método apresenta vantagens e desvantagens, e que a escolha dos métodos dependerá dos objetivos a serem alcançados. Levando isso em consideração, De Groot, Wilson e Boumans (2002) realizaram uma síntese dos métodos mais frequentemente utilizados considerando os trabalhos e serviços analisados por Costanza *et. al* (1997), e construíram a Tabela 4. Eles observaram uma tendência nos tipos de métodos mais utilizados com e as funções dos serviços ecossistêmicos, e constataram que para a Funções de Provisão utiliza-se principalmente método do preço de mercado destes serviços, enquanto para as Funções de Regulação o método em destaque é o de Custos Evitados. Para as Funções Culturais são utilizados principalmente funções de demanda, tanto métodos de preferência revelada como de preferência expressa. E por fim, as Funções de Suporte apresentam uma maior variação entre os métodos utilizados. Cabe destacar que esta tabela serve meramente como ponto de partida do estudo, pois dependendo do objetivo a ser alcançado e dos dados disponíveis para análise pode-se lançar mão de outras alternativas metodológicas.

Na literatura encontramos diversos trabalhos que utilizam de ferramentas de valoração. Um importante trabalho foi realizado por Costanza *et al* (1997), onde os autores estimaram para 16 biomas o valor econômico em substituir todos os serviços ecossistêmicos por serviços ‘artificiais’ tendo como base outros estudos publicados até aque-

Tabela 4: Relação entre as Funções Ecosistêmicas e os Métodos de Valoração mais utilizados. Adaptado de De Groot, Wilson e Boumans (2002).

FUNÇÕES	SERVIÇOS	MÉTODOS MAIS UTILIZADOS
Provisão	Alimentos, Materiais, Recursos Genéticos, Recursos Ornamentais, Oferta de Água	Preço de Mercado
	Regulação Climática, de Gás, de Distúrbios, Retenção de solo	Custos Evitados
Regulação	Regulação de Água	Preço de Mercado
	Tratamento de Resíduos, Controle Biológico, Polinização	Custo de Reposição
Cultural	Recreação e Ecoturismo	Preços de Mercado, Custo de Viagem e Avaliação Contingente
	Informação Estética	Preços Hedônicos
	Informação Histórica e Espiritual	Avaliação Contingente
Suporte	Formação do Solo	Custos Evitados
	Ciclagem de nutrientes	Custos de Reposição
	Refúgio e Berçário	Preços de Mercado

le ano. Eles chegaram a um valor estimado de US\$ 33 trilhões por ano, certa de 1,8 vezes o valor total do produto nacional bruto global daquele ano. Algum tempo depois, Costanza *et al* (2014) publicaram uma atualização da estimativa desse valor e observaram que o total do valor dos serviços ecosistêmicos, em 2011, era de cerca de US\$ 125 trilhões por ano (considerando a alteração do valor do serviço e também a mudança nas áreas dos biomas) e de US\$ 145 trilhões por ano (considerando apenas a alteração do valor do serviço). Assim, eles argumentam que a importância de valorar os serviços ecosistêmicos a partir de unidades monetárias, é uma prática útil para destacar a magnitude desses serviços e seu significado dentro da economia mundial, não apenas como um mecanismo para precificar o serviço ecosistêmico em si e incorporá-lo em mercados privados.

É possível encontrar outros trabalhos que utilizam as ferramentas de valoração a fim de estimar o valor econômico para um serviço ecosistêmico específico, como é o caso do trabalho de Mayer e Woltering (2018), no qual eles utilizaram o método de custo de viagem para estimar o valor econômicos de serviços que fornecem recreação em 15 parques nacionais da Alemanha. Eles estimaram um limite inferior do excedente do consumidor para serviços de recreação nestes parques em 385,3 a 621,8 milhões de eu-

ros, cenário que considerava apenas visitantes cujas decisões de viagem foram influenciadas pelo status parques protegidos, e um valor de limite superior, considerados todos os visitantes, de 1,690 a 2,751 bilhões de euros. A metodologia utilizada por eles levou em consideração estimativas de distância de viagem dos turistas e seus meios de transporte, assim como o custo de oportunidade do tempo gasto para visitar os parques. Eles puderam concluir que o meio de transporte é um fator significativo para os parques analisados, uma vez que os parques em ilhas necessitam de balsas para seu acesso, aumentando os custos de viagem em comparação aos demais parques.

Outro estudo, realizado por Remme *et al* (2015), modelou e avaliou sete serviços ecossistêmicos na província de Limburg, na Holanda. Seu objetivo foi avaliar como os resultados poderiam ser incorporados nas contas da província. Os serviços avaliados foram: produção agrícola, produção de forragem, produção de água potável, regulação da qualidade do ar, sequestro de carbono, turismo natural e caça, sendo que para cada abordagem desenvolvido um modelo biofísico especializado para a área de estudo. Eles chegaram a um valor desses serviços ecossistêmicos de cerca de 112 milhões de euros para o ano de 2010, sendo a produção agrícola e turismo de natureza representam os serviços mais significativos em termos monetários. Um importante ponto neste estudo é que os autores apresentam as principais incertezas atribuídas aos modelos biofísicos e as abordagens monetárias utilizadas. Por exemplo, a disponibilidade de dados locais e séries históricas para validar a variação dos modelos biofísicos é pré-requisito para o desenvolvimento de estudos nesta área. Quanto tratado das abordagens monetárias, a principal limitação é a utilização de dados e valores médios nacionais, que muitas vezes não representam a realidade regional.

Ou ainda, Wang *et al* (2010) que mensuraram o valor dos serviços ecossistêmicos em bacias do Rio Jiulong (China) onde seriam instaladas hidroelétricas. Utilizando diferentes métodos de valoração (custo de viagem, avaliação contingente, restauração de projetos, custo de oportunidade, e outros), eles observaram que o valor dos impactos negativos chega próximo ao valor dos benefícios, indicando que deve ser feito uma análise mais criteriosa para a instalação dessas hidrelétricas. Além disso, eles constataram que os custos ambientais não são englobados no produto final, uma vez que a taxa cobrada pela água é menor do que o valor estimado pelo uso desses serviços ecossistêmicos.

No mesmo sentido, Santana *et al* (2015) apresentaram uma análise que foca na mensuração do valor monetário dos danos ambientais e sociais causados pela imple-

mentação da usina hidrelétrica de São Luiz do Tapajós, no estado do Pará, e na elaboração de um possível crédito tributário para tais atividades, com o intuito de melhorar a qualidade de vida das populações afetadas, propiciando o desenvolvimento local. Foram valorados os recursos florestais, a área agrícola e a preservação da área a jusante do empreendimento a partir da metodologia de avaliação contingente e da análise de custo-benefício. Considerando a disposição a pagar dos entrevistados, chegaram a um resultado de R\$ 334,48 milhões e, considerando a disposição a receber, o valor chegou a R\$ 852,03 milhões como indenização.

Além desses, há trabalhos na área que identificam e quantificam os serviços ecossistêmicos a partir de seu mapeamento. Um exemplo é o artigo de Ericksen *et al* (2012) onde eles elaboraram um mapa com o valor econômico dos benefícios provenientes de serviços ecossistêmicos em regiões áridas e semiáridas no norte do Quênia. Para a criação desse mapa, eles utilizaram uma estrutura que especifica os serviços intermediários, os serviços finais e os benefícios para classificar diferentes grupos de serviços fornecidos por cada tipo de usos do solo. Assim, seu produto final fornece o valor de mercado dos benefícios finais, que permite uma comparação econômica de diferentes serviços ecossistêmicos.

Roma *et al.* (2013) realizaram uma revisão bibliográfica de estudo abordando serviços ecossistêmicos no Brasil no período de 2000 e 2011. Eles selecionaram 103 estudos e destes 77 foram estudos empíricos, sendo a maioria estudos para o bioma Amazônico. Ao se tratar de valoração destes serviços, apenas 47 apresentavam alguma técnica de mensuração biofísica e valoração econômica, sendo predominantemente aplicada a técnica de valoração contingente.

Outro ramo de pesquisa é a valoração ambiental como medida para pagamentos por serviços ambientais (PSA). Um exemplo recente é o artigo de Sone *et al* (2019), no qual os autores analisam se os programas de PSA implementados na bacia do Rio Guariroba (Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil) estão alcançando seus objetivos de proteção do solo e da água. Neste artigo os autores conseguiram mostrar a importância de conhecer e mensurar os serviços ecossistêmicos para auxiliar na tomada de decisão em gestão e políticas públicas. Estes são alguns dos diversos trabalhos nesta linha de pesquisa que mostram o quão importante e complexo é a valoração dos serviços ecossistêmicos, uma vez que podemos utilizar como norteador de estratégias para proteção e conservação dos recursos ambientais.

3.2. ROMPIMENTO DE BARRAGENS E SEUS IMPACTOS AMBIENTAIS

As barragens são uma das principais pressões antrópicas sobre os ecossistemas, tanto no momento de sua construção e operação, mas também sua desmobilização ou seu rompimento. A gama de impactos decorrente da instalação de novas barragens é significativa, que vão desde impactos no meio físico como alterações no fluxo e na qualidade da água, alteração na paisagem, e outros, até impactos nos meios bióticos e antrópicos, como perda de biodiversidade, alterações nos habitats, perdas culturais (templos religiosos, cemitérios, áreas de lazer), e outras (PANDOLFO, 2017). Devido a grande quantidade dos possíveis impactos, sua construção deve ser avaliada com muito cuidado. No Brasil, a construção de barragens de grande porte deve passar por processo de licenciamento, o qual exige estudos aprofundados desses impactos em todas as suas fases (construção, operação e desativação), conforme Resolução CONAMA nº 1 de 1986. Além disso, foi estabelecido a obrigatoriedade da implementação de Plano de Segurança de Barragens para garantir padrões de segurança e reduzir a possibilidade de acidentes para barragens destinadas à acumulação de água para quaisquer usos, à disposição final ou temporária de rejeitos e à acumulação de resíduos industriais (Lei 12.334 de 2010).

Mesmo assim são observados em todo o mundo episódios de rompimentos. O evento mais polêmico e pouco registrado na história foi o rompimento da represa de Banqiao na China em 1975, causado pelo Tufão Nina, que trouxe a precipitação de um ano da região em menos de 24 horas (XU; ZHANG; JIA, 2008). Essa chuva foi responsável por 66 rompimentos de barragens na área, dentre essas barragens a de Banqiao, a qual foi projetada para precipitações com tempo de retorno de 1.000 anos. Inicialmente as informações sobre os impactos não foram divulgadas pelo governo no país. Apenas em 1989, um estudo informou que a quebra da barragem liberou mais de 600 Hm³, inundando uma cidade inteira e causando a morte imediata de mais de 85.000 pessoas. Além disso, foi estimado que devido a fome decorrente da perda de plantações e as epidemias de doenças relacionadas a água causaram a morte de outras 230.000 pessoas. Ignorando o histórico e alertas, poucos anos depois o governo chinês começou a construção de uma das maiores barragens do mundo, a Usina Hidrelétrica de Três Gargantas (HIGGINBOTTOM, 2019). Mais recentemente, em julho de 2018 no Laos uma barragem rompeu e inundou 6 aldeias, deixando 6.600 pessoas desabrigadas e 120 entre mortas e desaparecidas (Figura 5 e Figura 6).



Figura 5: Consequências na localidade atingida pelo rompimento da barragem de Laos. Fonte: (BBC NEWS, 2018)



Figura 6: Vista aérea da área inundada pelo rompimento da barragem de Laos. Fonte:(BBC NEWS, 2018)

Há também um histórico de rompimento de barragens de rejeitos de mineração em todo o mundo. O trabalho de Rico, Benito e Díez-Herrero (2008) lista 29 rompimentos que aconteceram entre os anos de 1965 a 2000, dentre estes está a barragem de Itabirito (Minas Gerais) no ano de 1986, o primeiro registro deste tipo de acidente no Brasil. Segundo os autores, este tipo de barragem possui características particulares que as tornam significativamente mais vulneráveis a falhas, como os aterros são formados por materiais locais (solo, resíduos grosseiros, rejeitos), a barragem é construída em etapas, conforme a necessidade de aumento de material a ser armazenado, e há a necessidade de um monitoramento mais rigoroso de sua estabilidade em comparação a outros tipos de barragens.

No Brasil, a ANA (Agência Nacional das Águas) tem elaborados relatórios sobre a segurança das barragens desde o ano de 2011. A partir dali foram registrados 24 grandes eventos de rompimento de barragens, incluindo eventos de grandes barragens com vítimas fatais, mas também outros eventos menores que tiveram como consequências alagamentos ou a suspensão do abastecimento de água. Além destes, foram contabilizados 52 incidentes com barragens neste mesmo período (Figura 7). Estes representam eventos de falhas ou defeitos em barragens, que, se não forem controlados, poderá vir a causar outros acidentes.

Mais recentemente, dois grandes eventos de rompimento de barragem de rejeitos de mineração com relevante magnitude ocorreram nos últimos anos. O primeiro, em dezembro de 2015, no município de Mariana, liberou mais de 55 Hm³ de rejeitos de minérios da barragem Fundão, que percorreram mais de 600 km, afetando 38 municípios em dois estados (Minas Gerais e Espírito Santos) e trazendo junto prejuízos que incidirão tanto para a sociedade de hoje quanto à futura (MINAS GERAIS, 2016). O se-

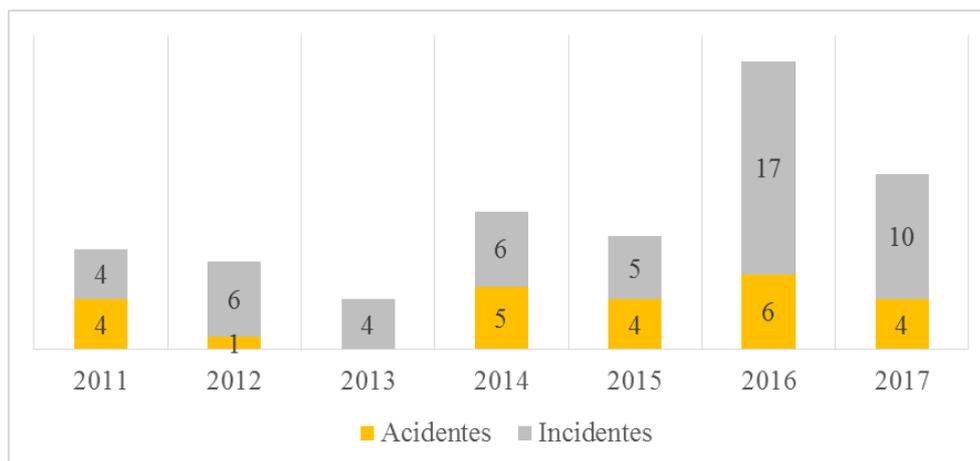


Figura 7: Registro de Acidentes e Incidentes em Barragens Brasileiras. Fonte: BRASIL (2017).

guinte ocorreu no ano de 2019 no município de Brumadinho, também no Estado de Minas Gerais, onde a barragem 1 do complexo do Córrego do Feijão rompeu, ocasionando o deslocamento de 11,7 Hm³ de rejeitos e trazendo como consequências a morte ou desaparecimento de pelo menos 270 pessoas, o desabastecimento de cidades, impactos à fauna, impactos à infraestrutura do município, alterações na operação de usinas hidrelétricas, entre outras consequências (BBC NEWS BRASIL, 2019; BRITES, 2019; G1 CENTRO-OESTE, 2019; G1 MINAS, 2019a, 2019b; PARANAIBA; WERNECK, 2019) (Figura 8, Figura 9 e Figura 10).

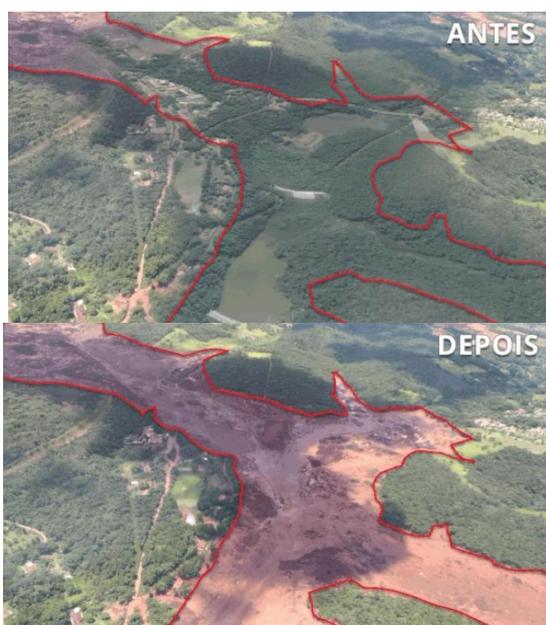


Figura 8: Abrangência do impacto do rompimento da barragem de Feijão, Brumadinho (G1, 2019).



Figura 9: Antes e depois do rompimento da barragem de Feijão, Brumadinho (G1, 2019).



Figura 10: Bloqueio da estrada próximo a Brumadinho em decorrência do rompimento da Barragem 1 do Córrego do Feijão (G1, 2019).

Infelizmente, os dados dos Relatórios de Segurança de Barragens ainda estão incompletos e o número de barragens registradas não consegue representar a realidade brasileira. Após o evento na barragem de Fundão, o número de registro de barragens em todo o Brasil passou de 17.259 para 24.097, o que representa um acréscimo de 40% em comparação aos relatórios dos anos anteriores. Além disso, das barragens que foram analisadas pelos técnicos fiscalizadores até o ano de 2017, há pelo menos 45 barragens que foram listadas como “*mais preocupante*”, pois possuem algum comprometimento estrutural importante que impacte a sua segurança, apresentam vertedor insuficiente ou não possuem documentação que comprove a sua estabilidade. E ainda assim, 76% (18.408) das barragens ainda não foram enquadradas quanto ao seu Dano Potencial Associado⁴ e sua Categoria de Risco⁵, ou seja, esse número ainda pode aumentar. Das bar-

⁴ **Dano Potencial Associado (DPA):** classificação segundo da Política Nacional de Segurança de Barragens (PNSB) - Lei 12.334 de 2010, a qual é função do potencial de perdas de vidas humanas e dos impactos econômicos, sociais e ambientais decorrentes da ruptura da barragem, que pode ocorrer devido a rompimento, vazamento, infiltração no solo ou mau funcionamento de uma barragem.

ragens que foram fiscalizadas, 32% (1.124) foram classificadas em CRI alto e 55% (2.986) apresentaram DPA alto, sendo 723 (13%) classificadas simultaneamente como CRI e DPA alto. Este relatório considera as barragens de diferentes usos como: geração de energia hidrelétrica, contenção de rejeitos de mineração e industriais, irrigação, recreação, regularização de vazões e usos múltiplos (BRASIL, 2017 e 2018).

Por outro lado, uma iniciativa diferenciada do governo dos EUA que vem ordenando o descomissionamento de barragens provou que nenhuma infraestrutura pode durar para sempre. O principal marco foi em 1999 com a remoção da barragem no rio Kennebec, em Maine, que depois de 162 anos passou a correr livre. O governo estadunidense argumentou que os custos de manutenção superavam os benefícios obtidos, pois possibilitou a passagem livre de peixes, aumentando a população de salmão, arenque, esturjão e outras espécies e, reestabeleceu a estrutura econômica da região que é fortemente dependente da pesca. Além disso, foram ponderados os riscos da segurança das comunidades a jusante, ao considerar a idade e estrutura atual da barragem e a responsabilidade futura caso ela viesse a romper. A partir deste momento, mais de mil barragens foram descomissionadas nos EUA, garantido a segurança e a qualidade ambiental (CRANE, 2009; FAHLUND, 2012).

3.3. CONSIDERAÇÕES SOBRE O TEMA DE ESTUDO

Conforme discutido até o momento, a valoração ambiental pode ser uma ferramenta de gestão e planejamento ambiental com grande utilidade para a avaliação de projetos e impactos ambientais. Os impactos ambientais relacionados ao rompimento de barragens, tanto de água como de rejeitos de mineração, são especialmente relevantes para a realidade atual brasileira.

Assim, a valoração dos serviços ecossistêmicos para empreendimentos como barragens pode ser fonte de informação em três principais momentos: antes da sua instalação, representada por estudos dos impactos ambientais que são responsáveis em determinar a viabilidade de sua construção; no final da sua vida útil, onde se analisa sua funcionalidade técnica e econômica, podendo chegar até mesmo na alternativa de sua desconstrução; e em eventos de falha de operação que podem chegar a causar seu rom-

⁵ **Categoria de Risco (CRI):** classificação também segundo a PNSB, a qual é função das características técnicas, do estado de conservação do empreendimento e do atendimento ao Plano de Segurança da Barragem.

pimento. Em virtude dos recentes acontecimentos e do número de barragens em alto risco, a necessidade atual encontra-se no complemento de estudos aprofundados sobre as consequências aos serviços ecossistêmicos quando há a ruptura dessas barragens, bem como saber quais são as melhores técnicas de avaliação a serem utilizadas que sejam capazes de melhor inferir o seu valor econômico.

É exatamente nesta linha de pesquisa que se enquadra o presente trabalho, de desenvolvimento de procedimentos e avaliação de técnicas para a realização de estudos de avaliação de serviços ecossistêmicos em casos de rompimento de barragens de armazenamento de água, sendo que não foram identificados outros estudos similares neste tema.

4. METODOLOGIA

Neste capítulo são apresentadas as principais etapas de desenvolvimento da presente pesquisa, que estão sumarizadas no fluxograma da Figura 11. Estas etapas são detalhadas nos próximos subcapítulos, após a apresentação da área de estudo.

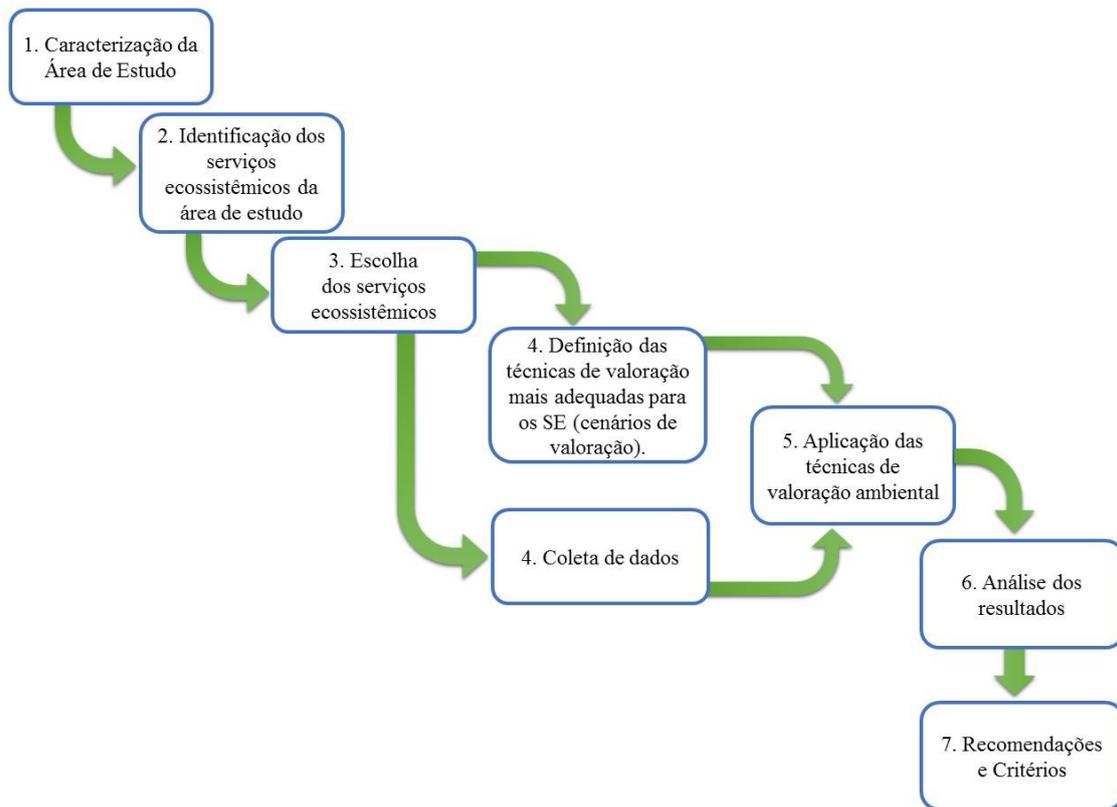


Figura 11: Fluxograma das atividades do projeto.

Uma das etapas mais importantes para qualquer pesquisa científica é a identificação de bases de dados que possam ser efetivamente utilizadas. Esta etapa está necessariamente associada as perguntas às quais se buscam responder na pesquisa (ROMA *et al.*, 2013). Assim, são apresentadas aqui uma breve descrição de algumas das fontes de dados utilizadas neste estudo.

No Brasil, o órgão federal responsável pela gestão compartilhada de recursos hídricos é a Agência Nacional de Águas (ANA), ela é responsável pelo monitoramento hidrometeorológico em escala nacional. Os dados da ANA integram o Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH). Neste estudo foram utilizados dados

da ANA para caracterização da bacia hidrográfica, disponibilidade hídrica e outros que serão apresentados no decorrer do texto.

Referente a dados socioeconômicos a nível nacional, o IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) representa a principal fonte de informação. Neste ambiente é possível obter dados e informações de diversos segmentos como estrutura territorial, censos populacionais, censo agrícolas, finanças, índices de desenvolvimento, meio ambiente, entre muitos outros. Dados agropecuários como valores de insumos e custos de produção e armazenamento, para diferentes unidades da federação, podem ser obtidos na Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB). Ainda neste âmbito, a Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias (EMBRAPA) é referência de pesquisa e desenvolvimento de diversas áreas como mercado de cultivares, recursos pesqueiros, solos, saneamento básico rural, serviços ecossistêmicos e outros.

Por fim, pesquisas acadêmicas realizadas previamente na área de estudo fornecem dados específicos capazes de refinar as análises finais. No decorrer do texto serão apresentadas as demais fontes de informações tomadas.

4.1. ESTUDO DE CASO

A área de estudo fica localizada na bacia do rio Paranhana, principal contribuinte do rio do Sinos. A bacia do rio Paranhana possui área total de aproximadamente 574,5 km² e grande parte de sua área (85,7%) é constituída por quatro municípios, sendo eles: Três Coroas, Canela, Igrejinha e Gramado. O restante da bacia é pertencente aos municípios de São Francisco de Paula, Taquara e Parobé. Segundo o Censo do IBGE de 2010, a população total destes municípios é de 253.692 habitantes, sendo que 87,7% são residentes na área urbana, valor semelhante ao encontrado para o Estado do Rio Grande do Sul (85%). Estima-se que aproximadamente 50% dessa população encontra-se dentro da bacia, uma vez que apenas os municípios de Três Coroas e Igrejinha possuem sua área urbana totalmente localizada dentro da bacia.

O uso e cobertura predominante na bacia do Paranhana é vegetação, com mais de 85,8% de sua área, o restante é distribuído em agricultura e pecuária (11,9%) e áreas urbanizadas (2,3%), conforme pode ser observado na Figura 12 (MAPBIOMAS, 2019). Há três principais tipos de vegetação na bacia, com forte interferência antrópica neles. Na região centro-sul, abrangendo a maior parte da bacia, encontra-se vegetação de Floresta Estacional Semidecidual; na região dos Campos de Cima da Serra (norte) encon-

tram-se vegetação de estepes; e o centro-norte (incluindo a área de inundação) é característico pela composição florística de Floresta Ombrófila Mista (Florestas de Araucárias) (LEMOS, 2014).

O rio Paranhana é importante para a região pois, além de fornecer água para mais de 97 mil habitantes de 3 municípios (Três Coroas, Igrejinha e Parobé), também disponibiliza até 25% da vazão final do rio do Sinos devido a transposição do rio Caí. As principais demandas do rio Paranhana são: abastecimento humano (0,290 m³/s), des-sedentação animal (0,007 m³/s) e indústria (0,091 m³/s), chegando ao total de 0,388 m³/s. Cabe destacar que a irrigação na área não é uma atividade relevante (PROFILL, 2014).

As principais atividades econômicas dos municípios da bacia do rio Paranhana são: turismo, agropecuária e indústria (principalmente calçadista e de móveis). Além disso, alguns dos municípios possuem o comércio e o setor de serviços bastante influente. Os municípios da bacia apresentam Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) semelhante ao do Estado (0.746), variando entre 0.685 (São Francisco de Paula) até 0,764 (Gramado). A esperança de vida ao nascer e condições habitacionais representam a dimensão da Longevidade, enquanto a dimensão da Renda é estimada por indicadores de renda per capita e, por fim, a Educação é representada pelo grau de analfabetismo. Em todos os municípios da bacia, a dimensão que mais contribuiu para o IDH era a Longevidade, seguida pela Renda e então a Educação. Cabe destacar ainda, que a renda per capita ficou abaixo da média do Estado (R\$ 959,24) para todos os municípios, excetuando-se Gramado com o valor de R\$ 1.045,52. A caracterização socioeconômica dos municípios pertencentes a bacia do rio Paranhana encontra-se sumarizada na Tabela 5 (IPEA, 2013).

Na cabeceira da bacia do Paranhana, mais precisamente no rio Santa Maria, no município de Canela, localiza-se a barragem da UHE de Canastra, a qual pertence a um sistema de transposição de bacias hidrográficas. A montante do seu reservatório encontra-se a UHE Bugres, que recebe água das barragens do Salto, Divisa e Blang, da bacia do Rio Caí. A barragem é do tipo *Ambursen* em concreto armado, com altura máxima de 26 metros e comprimento 179 metros (Figura 13, Figura 14 e Figura 15), seu reservatório tem área de aproximadamente 0.05 km², com volume útil de 0,37 hm³ (Figura 17, Figura 18 e Figura 19) e possui um vertedor do tipo tulipa (Figura 16). A água é desviada por uma adutora de aproximadamente 6,6 km de comprimento até uma chaminé de equilíbrio, onde partem dois condutos forçados que levam até as turbinas da usina,

aproveitando uma queda bruta de cerca de 344 metros, para a geração de uma potência total de 44 MW (Figura 20). Por fim, aproximadamente um quilometro a jusante da usina encontra-se a barragem de Laranjeira (PROFILL, 2011; TSCHIEDEL, 2017).

A barragem da Canastra foi escolhida como estudo de caso devido a disponibilidade de informações públicas relacionadas ao seu possível rompimento, bem como sua importância econômica e sociocultural para esta região do estado. A área a ser afetada pelo possível rompimento da barragem da Usina Hidrelétrica da Canastra foi modelada por Tschiedel (2017), o qual simulou 182 cenários variando os parâmetros: topografia (diferentes Modelos Digitais de Elevação – MDE), volume inicial do reservatório, formação da brecha e coeficiente de Manning. Com base nestes cenários, escolheu-se trabalhar com o Cenário A que utilizou os valores do fator multiplicado do coeficiente de Manning e do volume do reservatório igual a 1,0 e com as características da brecha com tempo de formação de 0,1 horas, largura da brecha de 68 metros e inclinação da brecha de 45°, e utilizando o MDE SRTM de 30 metros reamostrado para um metro. Cabe destacar ainda que o estudo de Tschiedel considerou como condições de contorno que a onda de cheia seria observada até a barragem de Laranjeiras, sem que esta fosse impactada de algum modo. Com estes dados iniciais, o autor simulou o rompimento e obteve os seguintes resultados: vazão de pico da onda de cheia de 3994,45 m³/s, tempo de pico de 3 minutos e área afetada de 91,6 hectares.

A área afetada pela mancha de inundação está apresentada na Figura 21. Devido as características da topografia local, o corpo hídrico bem encaixado no vale, pode-se observar que a mancha não apresenta uma grande área de espalhamento, tendo uma largura máxima de 252 metros e área total de 91,6 hectares. Desta área, 81,1% (74,3 ha) correspondem a vegetação nativa, sendo 47,1 ha relativo as áreas de preservação permanentes (APPs) de corpos hídricos (rio Paranhana e seus afluentes), 14,4% (13,2 ha) são áreas de lavoura e pecuária e o restante 4,5% (4,1 ha) são outras áreas antropizadas (habitações, estradas e outros).

O tipo de solo representativo desta área é o Neossolo Litólico, que é caracterizado por apresentar poucas evidências de desenvolvimento de horizontes pedogenéticos, com profundidades variando entre 20 a 80 cm e rochas consolidadas (PROFILL, 2011; SILVA et al., 2001). Embora, a bacia do rio Paranhana apresente outros sete principais tipos de solos: Cambissolos Húmicos, Chernossolos Arigílicos, Neossolos Litólicos, Nitossolos Háplicos, Nitossolos Vermelhos, Argissolos Vermelhos-Amarelos e Cambissolo Háplicos (LEMOS, 2014).

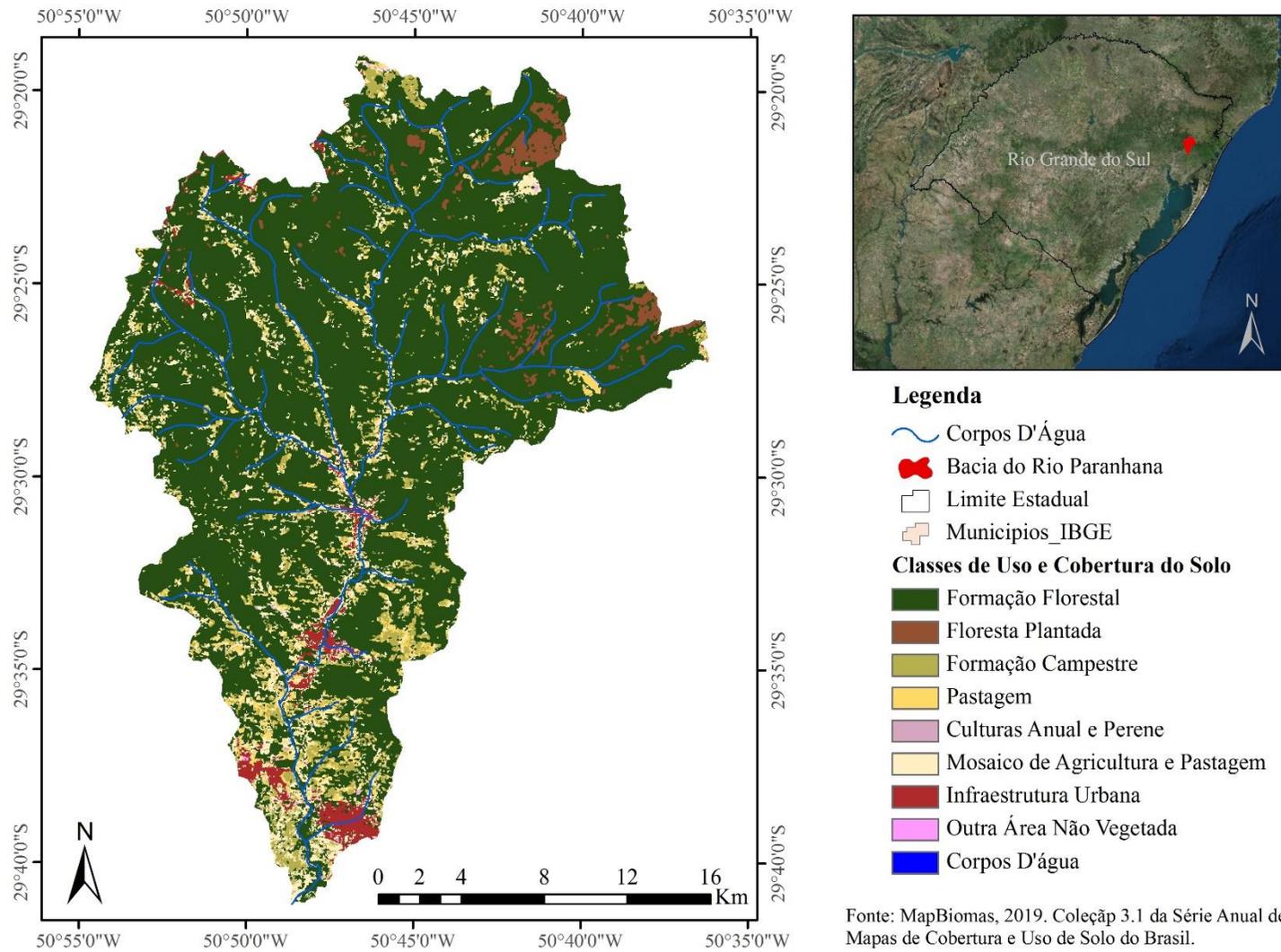


Figura 12: Mapa de Uso e Cobertura do Solo na Bacia do Rio Paranhana.

Tabela 5: Resumo dos indicadores socioeconômicos dos municípios pertencentes a bacia do Rio Paranhana e do Rio Grande do Sul (Censo 2010). Fonte: IPEA (2013).

Indicadores	Municípios							Rio Grande do Sul
	Três Coroas	Canela	Igrejinha	Gramado	São Francisco de Paula	Taquara	Parobé	
População Total	23.848	39.229	31.660	32.273	20.537	54.643	51.502	10.693.929
População Urbana	20.546	35.831	30.190	29.013	13.004	45.266	48.633	9.100.291
Percentual da População Urbana	86,2	91,3	95,4	89,9	63,3	82,8	94,4	85,1
População Rural	3.302	3.398	1.470	3.260	7.533	9.377	2.869	1.593.638
Percentual da População Rural	13,8	8,7	4,6	10,1	36,7	17,2	5,6	14,9
Área do município (km ²)	186,05	254,59	136,67	236,93	3.276,50	455,91	109,96	-
Percentual da área do município na bacia	91,4	58,9	70,7	31,3	1,1	5,5	18,3	-
Percentual de distribuição dos municípios na bacia	29,7	26,2	16,9	12,9	6,4	4,4	3,5	-
Densidade demográfica (hab/km ²)	128,22	154,12	231,67	136,33	6,27	119,88	468,18	37,96
Esperança de vida ao nascer (anos)	74,8	75,9	77,5	76,6	76,6	77,8	78,2	75,4
Renda per capita (R\$)	799,41	787,78	848,23	1.045,52	628,15	871,42	625,40	959,24
PIB per capita (R\$)	34.279,43	23.256,35	45.664,66	49.078,69	27.788,70	21.839,10	20.340,79	-
Percentual da população com água encanada	87,75	98,07	94,33	96,24	91,13	96,65	95,59	98,27
Percentual da população com energia elétrica	99,5	99,77	100	100	99,32	99,63	99,74	99,79
Percentual da população com coleta de lixo	99,55	99,81	100	100	100	99,38	99,84	99,24
IDH (Faixa)	0,710 (Alto)	0,748 (Alto)	0,721 (Alto)	0,764 (Alto)	0,685 (Médio)	0,727 (Alto)	0,704 (Alto)	0,746 (Alto)



Figura 13: Barragem da UHE Canastra.

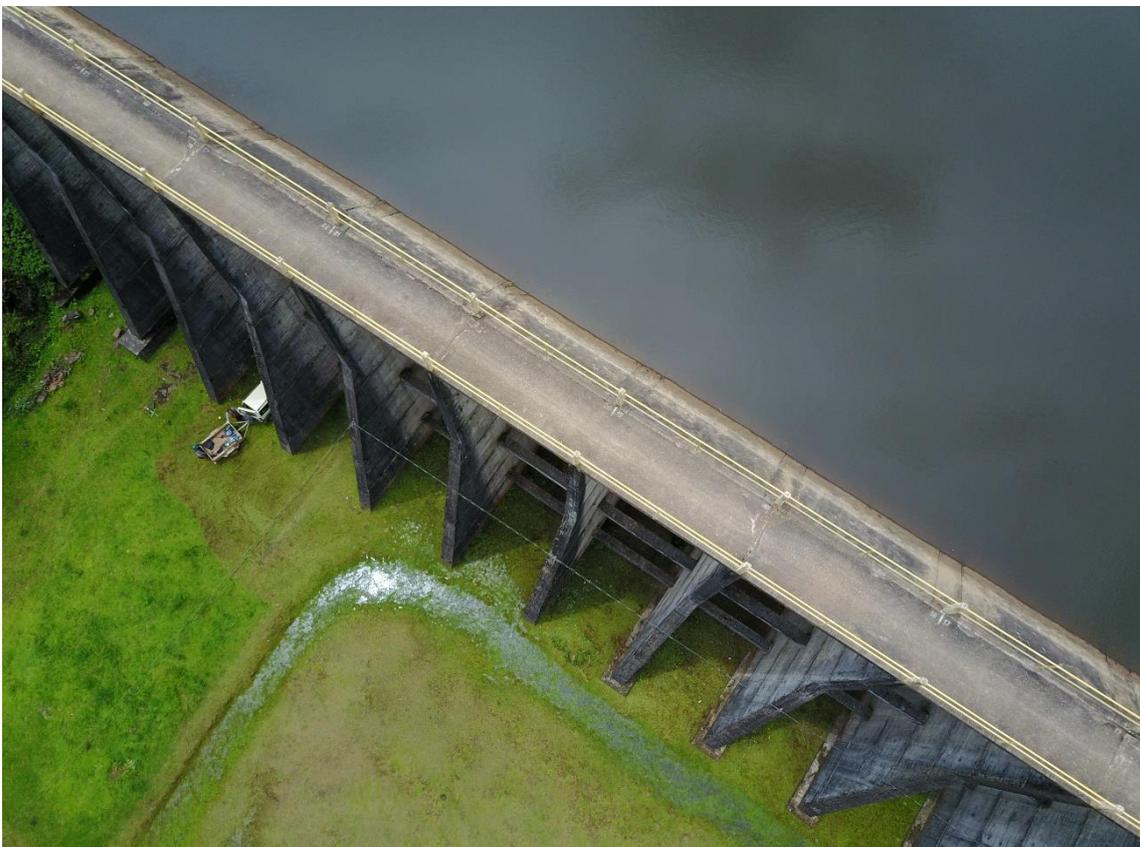


Figura 14: Vista Aérea da Barragem da UHE Canastra.



Figura 15: Vista lateral da Barragem da UHE Canastra.



Figura 16: Vertedouro do tipo Tulipa.



Figura 17: Vistas Aéreas da Vegetação do Entorno do Reservatório.



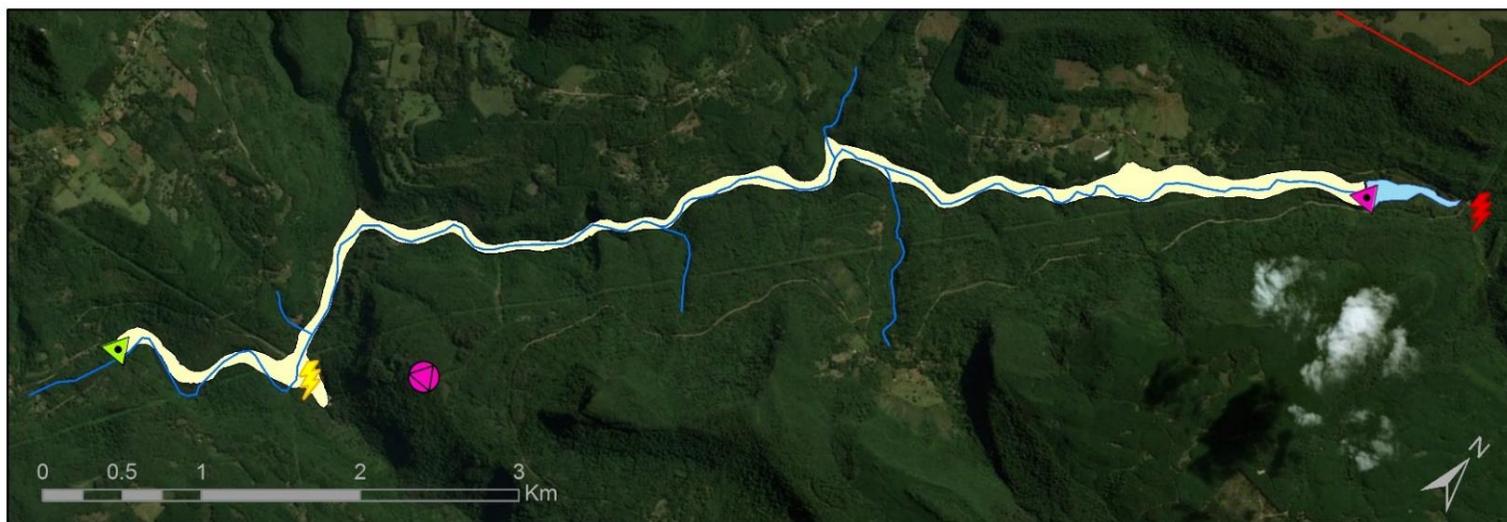
Figura 18: Vistas Aéreas da Vegetação do Entorno do Reservatório.



Figura 19: Vista Aérea da Barragem da UHE Canastra



Figura 20: Usina Hidroelétrica de Canastra e adutora.



Legenda

-  Corpos D'Água
-  UHE Canastra
-  UHE Bugres
-  Barragem Canastra
-  Barragem Laranjeira
-  Área Urbanas
-  Chaminé de Equilíbrio
-  Área Afetada pela Mancha de Inundação (Tschiedel, 2017)
-  Área de Contribuição da Barragem Canastra
-  Bacia do Rio Paranhana

Figura 21: Localização da Área de Estudo.

Os dados apresentados até o momento representam as principais características da área de estudo. No entanto, para análises mais aprofundadas, seria fundamental levantamento de dados *in loco* para a caracterização das particularidades da região. No decorrer do presente trabalho, a área de abrangência será abordada de três formas: (1) área diretamente afetada pela onda da cheia, ou mancha de inundação, a qual foi estimada por Tschiedel (2017), para os impactos relacionados com ao uso e cobertura do solo; (2) área de contribuição da barragem da Canastra, para os impactos referente à disponibilidade da água; e (3) bacia hidrográfica do rio Paranhana, para as questões de abastecimento de água.

4.2. DEFINIÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Um importante passo para a realização de estudos de valoração de serviços ecossistêmicos é a identificação e estruturação destes serviços na área de estudo. As relações entre serviços intermediários e finais, bem com os benefícios ao bem-estar humano da população local devem ser bem definidos a fim de selecionar os principais SE afetados e as metodologias de valoração mais adequadas. Portanto, neste trabalho esta etapa foi realizada a partir de revisão bibliográfica nos principais autores como Daily (1997), Costanza *et al* (1997), Pascual *et al* (2010) e outros (ANDRADE, 2010; DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002; GRIZZETTI *et al.*, 2016; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; MOTTA, 2011) e saída de campo para reconhecimento dos SE da bacia do rio Paranhana e da área da mancha de inundação.

Por consequência, os principais SE afetados foram selecionados, ou seja, aqueles que foram considerados ter maior significância para a comunidade local, assim como os parâmetros biofísicos necessários para a aplicação das técnicas de valoração. Por fim, estes serviços foram organizados conforme estrutura de cascata (ver Figura 2, subcapítulo 3.1.1 O Ecossistema e Seus Serviços) para uma melhor compreensão de suas inter-relações.

4.3. CÁLCULO DA PERDA DE SOLO

Neste capítulo será apresentado o cálculo para estimar a perda de solo na área diretamente afetada pela onda de cheia do rompimento da barragem, a qual será utilizada

posteriormente nos métodos de valoração ambiental. A perda de solo em eventos de rompimento de barragens pode ser estimada pelo método da Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE) de Williams (1975):

$$Y = \left[a(Q \cdot q_p)^b \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \right] \quad \text{Eq. 1}$$

Onde:

Y: aporte de sedimento de um evento individual, em toneladas;

Q: volume de escoamento do evento, em m³;

q_p: vazão de pico do evento, em m³/s;

K: fator de erodibilidade do solo, em Mg/MJ.mm;

LS: fator de topografia do solo (adimensional);

C: fator de cultivo, uso e manejo do solo (adimensional);

P: fator de práticas de conservação do solo (adimensional); e

'a' e 'b': fatores de ajuste, geralmente $a = 11.8$ e $b = 0.56$ no Sistema Internacional.

O fator LS foi estimado a partir da equação abaixo, proposta por Desmet e Grovers (1996) para superfícies bidimensionais complexas. Esta equação utiliza informações de elevação contidas em modelo digital de elevação (MDE) para estabelecer a declividade para cada célula do MDE e a contribuição das células acima desta com o suporte de programas de geoprocessamento.

$$LS_i = S_i * \frac{(A_{i-in} + D^2)^{m+1} - A_{i-in}^{m+1}}{D^{m+2} * x_i^m * (22,13)^m} \quad \text{Eq. 2}$$

$$\text{Sendo } x_i^m = |\sin \alpha_i| + |\cos \alpha_i| \quad \text{Eq. 3}$$

Onde:

S_i: declividade da célula *i* calculada a partir da inclinação em radianos (θ), sendo:

$$S = 10,8 * \sin \theta + 0,03 \text{ para } \theta < 9\%; \text{ e}$$

$$S = 16,8 * \sin \theta - 0,50 \text{ para } \theta \geq 9\%.$$

A_{i-in}: área de contribuição acima da célula, em m²;

D: dimensão linear do grid da célula, em m;

α_i : aspecto da direção para a célula *i*;

m: fator do expoente de comprimento da USLE.

Ainda, para que o fator LS não seja superestimado em superfícies heterogêneas, o comprimento de longas declividades é limitado ao valor de 333 metros. Cabe destacar que não foi considerado a perda de solo dentro do reservatório da barragem.

A partir da MUSLE, foi possível estimar também a camada média de solo perdido pelo evento conforme:

$$H = \frac{Y}{A * \gamma} \quad \text{Eq. 4}$$

Onde:

H: altura da camada de solo perdido, em m;

Y: aporte de sedimento do evento, em toneladas;

A: área afetada pelo evento, em m²;

γ : densidade média do solo, em g/cm³.

4.4. TÉCNICAS DE VALORAÇÃO

Neste capítulo são apresentados os métodos utilizados na pesquisa para a valoração dos serviços ecossistêmicos selecionados.

4.4.1. MÉTODO 1: Valor Médio Anual dos Serviços Ecossistêmicos

Uma maneira amplamente utilizada de atribuir valores monetários aos serviços ecossistêmicos é através da tabela de valores médios anuais globais de Costanza *et al.* (1997; ANDRADE, 2010; BARCELOS; MOTA, 2018; LONGO; RODRIGUES, 2017; OLIVEIRA *et al.*, 2016; TEEB, 2010a). Os autores, por meio de uma revisão bibliográfica de estudos locais para todo o mundo, elaboraram uma tabela onde estimaram o valor médio anual por serviço ecossistêmico por bioma. Essa tabela foi estruturada de forma que cada um dos 16 biomas identificados (Marinho, Floresta, Capim, Pantanal, Lagos/Rios, Deserto, Lavoura, Urbano e outros) apresentasse um valor de referência para cada um dos 17 serviços ecossistêmicos estudados. A Tabela 6 resume os valores desses coeficientes (US\$/ha.ano; base 1994) para os serviços ecossistêmicos do bioma Floresta Tropical e para Áreas de Lavouras.

Tabela 6: Coeficientes dos Serviços Ecossistêmicos para o Bioma Floresta Tropical e Áreas de Lavoura (Adaptado de: COSTANZA *et al.*, 1997).

SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS	COEFICIENTE (US\$/ha.ano; base 1994)	
	FLORESTA TROPICAL	LAVOURAS
1 Regulação de Gás	-	-
2 Regulação Climática	223	-
3 Regulação de Distúrbios	5	-
4 Regulação de Água	6	-
5 Oferta de Água	8	-
6 Controle da Erosão	245	-
7 Formação do Solo	10	-
8 Ciclagem de Nutrientes	922	-
9 Tratamento de Efluentes	87	-
10 Polinização	-	14
11 Controle Biológico	-	24
12 Habitat/Refúgio	-	N.O.
13 Produção de Alimentos	32	54
14 Matéria-Prima	315	-
15 Recursos Genéticos	41	-
16 Recreação	112	N.O.
17 Serviços Culturais	2	-
TOTAL	2.018	92

N.O. = Não Ocorrência.

Assim, para estimar o valor total dos serviços ecossistêmicos de uma área a partir dessa técnica basta apenas realizar a soma das multiplicações entre o coeficiente do serviço ecossistêmico pela área total em hectares, conforme mostra a Eq. 5:

$$Valor\ Total\ dos\ SE = \sum_{i=17}^n (coef_i * A_i) \quad Eq. 5$$

Onde:

coef_i: coeficiente do serviço ecossistêmico *n* para o bioma *i* (Tabela 6);

A_i: área do bioma *i* (ha).

Alguns anos após, De Groot *et al.* (2012) publicaram outro estudo semelhante, com a atualização desses valores, considerando 10 diferentes biomas (Oceanos Abertos, Recifes de Coral, Sistemas Costeiros, Pântanos Costeiros, Pântanos Interiores, Lagos, Florestas Tropicais, Florestas Temperadas, Bosques e Pradarias) e 22 serviços ecossis-

têmicos (6 de Provisão, 9 de Regulação, 2 de Habitat e 5 Culturais). Os coeficientes deste trabalho para Floresta Tropical encontram-se na Tabela 7.

Tabela 7: Coeficientes dos Serviços Ecossistêmicos para o Bioma Floresta Tropical (Adaptado de: DE GROOT *et al.*, 2012)

SERVIÇOS ECOSSITÊMICOS		COEFICIENTE (IntUS\$ / ha.ano; base 2007)
Provisão	1 Alimento	200
	2 Água	27
	3 Matéria-Prima	84
	4 Recursos Genéticos	13
	5 Recursos Medicinais	1.504
	6 Recursos Ornamentais	-
Regulação	7 Regulação da Qualidade do Ar	12
	8 Regulação Climática	2.044
	9 Moderação de Distúrbios	66
	10 Regulação dos Fluxos de Água	342
	11 Tratamento de Efluentes	6
	12 Prevenção da Erosão	15
	13 Ciclagem de Nutrientes	3
	14 Polinização	30
	15 Controle biológico	11
Habitat	16 Berçário	16
	17 Diversidade Genética	23
Cultural	18 Informação Estética	-
	19 Recreação	867
	20 Inspiração	-
	21 Experiência Espiritual	-
	22 Desenvolvimento Cognitivo	-
TOTAL		5.263

Os valores do estudo de Costanza *et al.* (1997) foram expressos em termo de US\$ de 1994 por hectare por ano (US\$/ha.ano; base 1994) a fim de agregar os valores obtidos nas diferentes fontes de dados. Já no estudo de De Groot *et al.* (2012), os valores foram expressos em termos de “Internacional” \$ de 2007 por hectare por ano (Int \$/ha.ano; base). Assim, para a utilização desses valores é necessário considerar tanto a taxa de câmbio do ano em questão (1994 e 2007), bem como a taxa de inflação do período (1994-2018; ou 2007-2018).

Cabe ainda destacar que alguns serviços não apresentam valores de coeficiente por não ocorrerem ou por não serem significantes naquele bioma (por exemplo, serviço

de habitat no bioma de lavoura). Ou ainda por falta de informação disponível nas referências utilizadas.

4.4.2. MÉTODO 2: Custo de Reposição dos Nutrientes

O método do Custo de Reposição se concentra em estimar o custo de recuperar ou substituir um ativo natural danificado ao seu estado original baseando-se na função de produção de bens substitutos (MOTTA, 1997; PEARCE; MORAN, 1994; ROMEIRO; MAIA, 2011). Esta abordagem consiste em estimar o custo de repor os nutrientes perdidos do solo (ativo natural) devido ao processo erosivo usando fertilizantes comerciais (bem substituto), geralmente considerando os principais nutrientes (fósforo, potássio e nitrogênio). Neste caso, o processo erosivo é o evento de rompimento da barragem, o qual a perda total do solo foi estimada a partir da equação de MUSLE (Eq. 1), que está descrita no capítulo 4.3. CÁLCULO DA PERDA DE SOLO.

Portanto, o Valor Econômico para a Reposição dos Nutrientes (VERN) pode ser estimado pelo custo do fertilizante necessário para repor os nutrientes perdidos devido ao evento mais o seu custo de aplicação na área, conforme equação abaixo:

$$VERN = C_f + C_a \quad \text{Eq. 6}$$

Onde:

$$C_f = \sum_{i=1}^n (F_i * P_i) \quad \text{Eq. 7}$$

VERN: Valor Econômico para a Reposição dos Nutrientes;
C_f: custo com insumos (fertilizantes inorgânicos);
C_a: custo de aplicação (mão-de-obra e maquinário);
F_i: quantidade necessária de fertilizantes *i* para a reposição da fertilidade do solo;
P_i: preço de mercado do fertilizante *i*.

Os nutrientes do solo são importantes para o desenvolvimento das plantas, sendo 15 os elementos essenciais que podem ser divididos em macronutrientes (absorvidos em grandes quantidades) e micronutrientes (fundamentais, mas em pequenas quantidades). Cada tipo de solo terá composições específicas destes nutrientes, uma vez que grande parte deles são oriundos do processo de intemperismo das rochas da litosfera, o qual disponibiliza esses nutrientes ao solo (LEPSCH, 2002). Assim, um passo anterior é

converter as quantidades de nutrientes perdidos daquele tipo de solo para equivalentes de fertilizantes. Para isso utiliza-se a Eq. 8 juntamente com os valores de equivalência fornecidos pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (2004):

$$F_i = \frac{Y * \delta_i}{eq_i} \quad \text{Eq. 8}$$

Onde:

F_i : quantidade de fertilizantes i para a reposição da fertilidade do solo;

Y : quantidade de sedimento perdido;

δ_i : concentração de nutriente i no solo;

eq_i : índice de equivalente entre nutriente e fertilizantes.

De acordo com a Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (2004), para repor 1 kg de *nitrogênio* são necessários 5 quilogramas (kg) de *sulfato de amônia* (20%), para repor 1 kg de *fósforo* são necessários 2,44 kg de *superfosfato triplo* (41%), para 1 kg de *potássio* são necessários 1,72 kg de *cloreto de potássio* (58%) e para repor 1 kg de *cálcio e magnésio* são necessários 2,63 kg de *calcário dolomítico* (38%).

Para o custo de aplicação (C_a) foi estimado levando em consideração o tempo e o custo de mão-de-obra necessário para a mobilização da camada superficial do solo (lavração), para o nivelamento da área revolvida (gradagem) e para a aplicação dos fertilizantes, bem como o custo dos maquinários envolvidos nestas atividades.

4.4.3. MÉTODO 3: Custo de Reconstituição do Solo

O manejo da matéria orgânica em solos significativamente degradados deve ser enfatizado, uma vez que é relativamente fácil reconstituir a fertilidade de solos em termos químicos, enquanto minimizar os impactos da degradação do solo em relação ao seu teor de matéria orgânica e diversidade biológica é muito mais complicado e dispendioso. Assim, a correção do solo apenas por fertilizantes químicos não resolve todos os problemas, então concentrações adequadas a matéria orgânica são requeridas e possuem vários efeitos como: elevação da capacidade de troca de cátions (CTC), melhoria da nutrição com micronutrientes, aumento da capacidade de retenção de água no solo, melhoria da capacidade tampão do solo, favorecimento do controle biológico, entre outros (BARRIOS, 2007; PERREIRA; FERREIRA; CRUZ, 1994). Desta forma, o Custo de Reconstituição do Solo consiste em recuperar tanto as condições químicas do solo assim como as físicas e biológicas.

O Valor Econômico para a Reconstituição do Solo (VERS) leva em consideração o custo de reposição dos nutrientes e da matéria orgânica do solo, como também o custo do plantio de vegetação de cobertura. Assim, o VERS pode ser expresso como:

$$VERS = C_{mo} + C_f + C_{vc} + C_a \quad \text{Eq. 9}$$

Onde:

VERS: Valor Econômico para a Reconstituição do Solo;

C_{mo} : custo com adubação orgânica;

C_f : custo com fertilizantes inorgânicos (Eq. 7 do subcapítulo 4.4.2);

C_{vc} : custo com vegetação de cobertura;

C_a : custo de aplicação (mão-de-obra e maquinário).

A primeira parte da Eq. 9 (C_{mo}) representa o custo de insumo para repor a biomassa do solo, a qual foi estimada conforme equação abaixo:

$$C_{mo} = MO * P_{mo} \quad \text{Eq. 10}$$

Onde:

$$MO = Y * \delta_{mo} * A * QD_{MO} \quad \text{Eq. 11}$$

C_{mo} : custo com adubação orgânica;

MO: quantidade necessária de adubo orgânico para repor no solo perdido;

P_{mo} : preço de mercado de fertilizantes orgânicos (matéria orgânica).

Y: quantidade de sedimento perdido;

δ_{mo} : concentração de matéria orgânica no solo;

A: área total afetada, em hectares;

QD_{MO} : quantidade de matéria orgânica disponível no adubo orgânico.

A segunda parte (C_f) representa o custo de insumos de fertilizantes inorgânicos para repor os nutrientes do solo. Inicialmente foi descontada a quantidade de nutrientes adicionados juntamente com o adubo orgânico e então calculada a quantidade necessária de fertilizante químico a ser adicionado conforme apresentado no subcapítulo 4.4.2. MÉTODO 2: Custo de Reposição dos Nutrientes. A quantidade disponível de nutrientes em adubos orgânicos pode se estimada a partir da equação abaixo:

$$QD_i = MO * \frac{A}{100} * \frac{B_i}{100} * C_i \quad \text{Eq. 12}$$

Onde:

QD_i : quantidade disponível do nutriente i no adubo orgânico, em kg/ha;

MO: quantidade necessária de adubo orgânico no solo perdido;

A: porcentagem de matéria seca do adubo;

B_i: porcentagem do nutriente i na matéria seca;

C_i : índice de eficiência do nutriente i .

A terceira parte (C_{vc}) representa o custo de estabilização do solo. A existência de uma vegetação de cobertura evita a aceleração dos processos erosivos e permite condições adequadas para enriquecer a microfauna local. Assim, este item foi estimado a partir do custo para plantar espécies forrageiras para cobrir toda a área em dois períodos do ano (verão e inverno). A equação seguinte descreve como foi feita essa estimativa.

$$C_{vc} = \sum_{i=1}^n (ds_i * A * P_i) \quad \text{Eq. 13}$$

Onde:

C_{vc} : custo com vegetação de cobertura;

ds_i : densidade de semeadura da espécie i ;

A : área total afetada;

P_i : preço de mercado da semente da espécie i .

Por fim, a última parcela da *Eq. 9* (C_a) representa o custo de mão-de-obra e gastos com equipamentos necessários para a aplicação dos fertilizantes (orgânico e inorgânicos), bem com a plantação das espécies de cobertura. Assim, foram consideradas as atividades de lavração, gradagem, aplicação de fertilizantes e de matéria orgânica e a semeadura das espécies selecionadas.

4.4.4. MÉTODO 4: Custo de Oportunidade

O método de Custo de Oportunidade é uma variante dentro dos métodos de bens substitutos. Ele é amplamente utilizado para estimar a renda sacrificada em termo de atividades econômicas restringidas pela alteração das condições atuais do ecossistema. Assim, o custo de oportunidade não valora de forma direta o ativo natural, mas o custo de oportunidade em dispor dele nas mesmas condições atuais (MOTTA, 1997; ROMEIRO; MAIA, 2011).

Nesta abordagem estimou-se o efeito do evento do rompimento da barragem na produtividade agrícola da região e na possível atividade de exploração de madeira, embora outras atividades e serviços ainda poderiam ser acrescentados nesta análise, por exemplo o turismo, a pecuária e a disponibilidade de recursos ornamentais e medicinais. Cabe destacar que o custo de oportunidade pode também ser estimado pela metodologia

de *Aluguel de Recursos* conforme apresentado por Remme *et al.* (2015). Neste trabalho iremos representar o cálculo econômico com uma forma mais resumida desta metodologia, conforme será descrito a seguir.

4.4.4.1. *Produção Agrícola Perdida*

Neste contexto, o custo da perda de produção agrícola (renda sacrificada) foi estimado a partir da quantidade de produto agrícola que deixaria de ser produzida em função do evento do rompimento da barragem na área afetada. Esta análise considera a área útil agrícola e os diferentes tipos de produção da região (batata doce, batata inglesa, cana de açúcar, caqui, cebola, feijão, figo, laranja, maçã, mandioca, milho, pêssego, tangerina e uva) (IBGE, 2019). Assim, estimou-se o valor da renda sacrificada (serviço de provisão de alimentos) como sendo o valor máximo possível obtido ao cultivar toda a área afetada pela mancha de inundação com o produto de maior valor agregado, conforme equação abaixo.

$$RS_{MAX} = MAX(V_p * A) \quad \text{Eq. 14}$$

Onde:

RS: renda sacrificada, em R\$;

V_p: valor de produção de um produto *p* por hectare plantado, em R\$/ha;

A: área total disponível para agricultura, em ha.

Além disso, as consequências de desastres como esses podem perdurar por vários anos, trazendo perdas econômicas acumuladas ao longo do tempo. Por isso, foi estimado também o valor futuro sacrificado acumulado para um período de 5 anos, considerando uma taxa de desconto atual, que se refere ao tempo mínimo esperado de recuperação da área.

4.4.4.2. *Exploração de Recursos Madeireiros*

As florestas nativas proporcionam diversos recursos de provisão, os quais geralmente são divididos em dois grupos: os recursos não-madeireiros (frutas, fibras, óleos, látex, medicamentos, ornamentos) e os recursos madeireiros (madeira e celulose) (MOTTA, 1997). Embora a exploração destes recursos não seja uma atividade econômica em destaque na região onde a área de estudo se localiza, estes recursos podem expressar uma parcela dos serviços que este ecossistema proporciona e, portanto, mensu-

rar o valor deles no mercado atual fornecerá a estimativa desse benefício para a comunidade local.

Para a análise abordada neste item iremos adotar três premissas: (1) apenas foram estimados os recursos madeireiros, pressupondo que o volume médio de madeira é de 155 m³ por hectare de floresta nativa conforme estimado no Inventário Florestal do Rio Grande do Sul (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2018); (2) do total dos recursos madeireiros na área, metade foram destinados como venda de madeira em tora e a outra metade como venda de madeira em lenha; e (3) que toda a madeira pudesse ser extraída em uma única etapa, sem sua reposição. Cabe destacar que legalmente a última premissa não aconteceria em condições típicas, visto que o Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/2012) não permite a exploração florestal indiscriminada. No entanto, consideramos a variação do uso e da cobertura do solo atual (antes do rompimento) e do hipotético (após o rompimento).

Para se mensurar o valor econômico dos recursos madeireiros foram reunidos dados da área de vegetação nativa afetada pelo evento, de produção e de valor corrente de mercado para a extração de lenha e madeira em tora dos municípios da região. Tendo estes dados, foi possível estimar a Receita de Exploração dos Recursos Madeireiros (RERM) conforme equação abaixo:

$$RERM = \sum (P_i * V_i) \quad \text{Eq. 15}$$

Onde:

RERM: Receita gerada pela Exploração dos Recursos Madeireiros (R\$);

P_i: preço unitário do produto *i* (R\$/m³);

V_i: volume de madeira disponível para venda do produto *i* na área afetada (m³).

Como dito anteriormente, o volume de madeira disponível (V_i) foi estimado a partir do volume médio de madeira por hectare de floresta vezes a área afetada dividido por dois (50% do volume destinado para a venda de lenha e os outros 50% para a venda de madeira em tora).

4.4.5. MÉTODO 5: Custo de Recomposição da Vegetação

O município de Canela está entre os 10 municípios do Rio Grande do Sul com maior proporção de cobertura florestal, chegando a ter 56% do seu território coberto segundo o Inventário Florestal do Rio Grande do Sul de 2018. A área total afetada pelo

rompimento da barragem foi estimada em 91,6 hectares (TSCHIEDEL, 2017), destes 47,1 hectares (51,6%) correspondem a áreas de preservação permanente (APP) de corpos hídricos (rio Paranhana e seus afluentes). No entanto, atualmente a área de estudo possui mais de 81% (74,3 ha) de sua cobertura sendo vegetação nativa. Então, devido a essa característica de ter uma maior área com vegetação nativa do que a legalmente exigida, o Custo de Recomposição da Vegetação (CRV) será estimado em duas partes: 1) o valor para a recuperação da vegetação de matas ciliares (APP de cursos d'água); 2) valor para recomposição de vegetação nativa (exceto APPs), conforme equação descrita abaixo.

$$CRV = (COT_{mc} * A_{APP}) + RF \quad \text{Eq. 16}$$

Onde:

CRV: Custo de Recomposição da Vegetação (R\$);

COT_{mc} : custo operacional total de recuperação da mata ciliar por hectare (R\$/ha);

A_{APP} : Área de Preservação Permanente de corpos hídricos dentro da mancha de inundação (ha);

RF: fluxo de caixa de recuperação florestal (R\$).

A primeira parte do cálculo da equação do CRV foi baseada no trabalho de Charibery *et al.* (2008), onde eles estimaram o custo de formação das matas ciliares para pequenas propriedades rurais no município de Gabriel Monteiro (SP). Neste trabalho, eles definiram quatro sistemas de formação de matas ciliares com diferentes atividades, equipamentos e mão-de-obra utilizados, então aplicaram a metodologia de Custo Operacional Total de Produção (COT) do Instituto de Economia Agrícola (MATSUNAGA *et al.*, 1976). A COT engloba dados de despesas diretas (insumos, mão-de-obra, custo máquina-hora, e outros), assim como despesas indiretas (depreciação de máquinas, encargos sociais, encargos financeiros, e outros).

Dos sistemas apresentados pelos autores, foi selecionado apenas um que poderia ser aplicado para a realidade deste estudo. Assim, as principais operações a recuperação da vegetação da área são: aração seguida de gradeação em toda a extensão da área com o uso de grades; perfuração e cercamento da área; sulcamento e perfuração para fazer as linhas e covas para o plantio, respectivamente; plantio das mudas; manutenção da área através de coroamento, adubagem e controle de formigas. Cabe destacar que o custo com as regas das mudas não foi contabilizado nesta metodologia, uma vez que esta atividade fazia parte da contrapartida do proprietário com o projeto desenvolvido, no en-

tanto esse é um importante procedimento que deve ser realizado para o sucesso do plantio.

A área total para o reflorestamento da mata ciliar foi estimada considerando os critérios estabelecidos no Código Florestal Brasileiro, Lei nº 12.651 de 2012 (curso d'água natural com até 10 metros deve ter 30 metros de APP e para curso d'água natural de 10 até 50 metros deve ter 50 metros de APP), para o Rio Paranhana e seus afluentes.

Para a segunda parte do cálculo da equação do CRV (*Eq. 16*) foram utilizados os dados do projeto *Quanto é? Plantar floresta*, do Instituto Escolhas⁶. Esta plataforma permite que os proprietários rurais que precisam se adequar a legislação ambiental estimem o investimento necessário para recuperar uma floresta, assim como a receita que essa floresta pode gerar para o proprietário.

Assim, para utilizar a plataforma é necessário definir características básicas da área como: macrorregião onde será implementada a floresta, área de cobertura (em hectares), taxa de desconto considerando o dinheiro no tempo em que o investimento será realizado, escolha do modelo de recuperação florestal, e cercamento da área. Definida estas características, a plataforma calcula o fluxo de caixa (entradas e saídas) para o conjunto de modelos de recuperação escolhido. A Tabela 8 resume os modelos adotados na plataforma.

Nesta abordagem foram levantados os valores para os modelos 1 a 5, e os demais não foram considerados pois seus procedimentos não são condizentes com os objetivos de recuperação da área de estudo. Cabe destacar que os três primeiros modelos são geralmente aplicados em áreas onde já existam manchas de floresta que necessitam ser preservadas, enquanto nos demais será realizado o plantio em toda área, pois assume-se que há total ausência de árvores.

Tabela 8: Modelos de recuperação da vegetação (Adaptado de INSTITUTO ESCOLHAS, 2019).

Modelo	Descrição
1. Restauração passiva	Este modelo é recomendado para áreas pouco alteradas com predominância das características originais. Isola-se a área das perturbações (por exemplo, pastagem) e é feito o controle de espécies de lianas (trepadeiras) ou de pioneiras agressivas (gramíneas). Nestas áreas não será feito o corte das espécies comercializáveis, portanto não haverá receita.
2. Condução + Enriquecimento	Modelo indicado para áreas em estágio intermediário de alteração, porém ainda mantém algumas características originais. São áreas cobertas por capoeira, com espécies em estágio inicial de sucessão. Neste sistema são introduzidas espécies secundárias ou clímax sob a copa das árvores pioneiras que já ocupam as áreas. No período de manutenção é realizado a condução da regeneração natural através de mudas de indivíduos de menor porte.

⁶ Instituto Escolhas. *Quanto é? Plantar Floresta*: Plataforma. Disponível em: <<http://quantoefloresta.escolhas.org/>>. Acesso em: 14 jun 2019.

Modelo	Descrição
3. Adensamento + Enriquecimento	Este modelo é recomendado para áreas em estágio intermediária de alteração, ainda que possua alguma característica original. Neste sistema, são introduzidas espécies secundárias ou clímax sob a copa das árvores pioneiras que já ocupam as áreas, além da introdução (mudas ou sementes) de novos indivíduos de espécies do local, para o recobrimento do solo.
4. Plantio de sementes	Modelo indicado para área que existe a possibilidade de plantio mecanizado, assim como grande disponibilidade de sementes de espécies arbóreas a custos reduzidos.
5. Plantio de mudas nativas	Este modelo permite uma distribuição apropriada de cada grupo de espécies e um melhor ordenamento da exploração florestal para os diferentes ciclos de cortes.
6. Plantio de mudas nativas e consórcio com 25% de eucalipto	Este modelo consiste em um mesmo padrão de plantio de mudas juntamente com o consórcio de 25% da área com muda de eucalipto.
7. Plantio de mudas nativas e consórcio com 50% de eucalipto	Este modelo consiste em um mesmo padrão de plantio de mudas juntamente com o consórcio de 50% da área com muda de eucalipto. Esta proporção é a máxima permitida pelo Código Florestal para recuperação de reserva legal.
8. Sistema Agroflorestal (SAF)	Modelo onde o plantio de árvores ou arbustos é realizado juntamente com um cultivo agrícola e escalonado no tempo de acordo com suas exigências e funcionalidade do sistema.

4.4.6. MÉTODO 6: Custo de Fornecimento e Tratamento de Água

Logo após eventos de rompimento de barragens, as características físico-químicas da água do corpo hídrico são alteradas consideravelmente, afetando a disponibilidade de água para captação e consumo. Assim, é necessário tomar duas medidas: interromper as captações de água a jusante da barragem e fornecer água potável para os usos fundamentais da população imediatamente após o rompimento. Neste caso, por ser uma barragem de água, a interrupção da captação será efêmera, sendo necessária apenas para evitar possíveis prejuízos aos equipamentos e para que as características da água alcancem valores possíveis de tratamento.

Sistemas de tratamento convencionais conseguem realizar o tratamento de água bruta com até 500 NTU (BRASIL, 2014), para conseguir alcançar padrões de potabilidade inferiores de 1 NTU da água para consumo. No entanto em eventos como esse a turbidez natural da água pode passar desse valor em um curto espaço de tempo⁷. Neste estudo foram considerados o custo de fornecimento de água potável a curto prazo, por meios não convencionais (caminhão pipa), e o aumento do custo de tratamento de água

⁷ Exemplo que ocorreu no ano de 2017, que devido as condições meteorológicas do período, aconteceram severos deslizamentos na cabeceira da bacia do Rio do Sinos, principalmente no município de Rolante (RS). Estes deslizamentos carregaram partículas de sedimentos para dentro dos corpos hídricos, causando o aumento da turbidez das águas. Em decorrência disso, captações para abastecimento urbano foram paralisadas durante o período de 07 a 10 de janeiro nos municípios de São Leopoldo, Novo Hamburgo e Campo Bom, onde foram observados valores por volta de 9.500 NTU na água bruta. Fonte: COMUSA, 2019.

como os benefícios perdidos decorrente ao rompimento da barragem do serviço de purificação de água.

Os dados aqui utilizados foram obtidos a partir das companhias de abastecimento de alguns municípios da bacia do rio do Sinos, bem como de órgãos federais como da Agência Nacional de Águas (BRASIL, 2010) e da Fundação Nacional da Saúde (BRASIL, 2014). Possuindo as informações necessárias, dividiu-se a metodologia em duas partes. Primeiro, considerou-se que durante os 7 primeiros dias após o rompimento da barragem a captação ficaria interrompida, sendo necessário disponibilizar pelo menos 80% da água demandada para os usuários durante este período com o auxílio de caminhões-pipa. Assim, o cálculo do Custo Diário de Fornecimento de Água (CF) foi estimado a partir da seguinte equação:

$$CF = D * p * \left(\frac{C_{cp}}{k_{cp}} + C_w \right) \quad \text{Eq. 17}$$

Onde:

CF: Custo Diário de Fornecimento de Água (R\$/dia);

D: demanda de água (m³/dia);

p: percentual de atendimento da demanda;

C_{cp}: custo do serviço de caminhão-pipa (R\$/cp);

k_{cp}: capacidade do caminhão pipa (m³/cp);

C_w: custo da água (R\$/m³).

Após esse período, e considerando que não houve de estragos e perdas de equipamentos, a água voltaria a ser captada gradualmente pelos sistemas de abastecimentos urbanos, o que levará a um aumento do consumo de insumos (produtos químicos) para o seu tratamento. Assim, foi estimado o acréscimo no custo de tratamento da água considerando a relação entre a variação da turbidez versus o consumo de insumos. A equação abaixo representa o Acréscimo no Custo Diário no Tratamento de Água (AT).

$$AT = \sum (D * p * d_{it} * C_i) - CT_p \quad \text{Eq. 18}$$

Onde:

AT: Acréscimo no Custo Diário no Tratamento de Água (R\$/dia);

D: demanda diária (m³/dia);

p: percentual de atendimento da demanda;

d_{it}: dosagem do produto *i* para a faixa de turbidez *t* (ppm);

C_i: custo do produto *i* (R\$/kg);

CT_p: custo do tratamento em condições padrão (R\$/m³).

Cabe destacar ainda que foi considerado que a transposição do rio Caí seria interrompida neste período, caso contrário os efeitos sobre os parâmetros de qualidade da água não seriam expressivos, visto que a vazão da transposição (10,308 m³/s) é significativamente maior do que a vazão natural do rio Paranhana (0,902 m³/s).

Por fim, o Custo do Serviço de Purificação de Água (CSPA) foi definido como a soma do CF e do AT para todos os dias com alterações nas condições padrões da água.

4.4.7. MÉTODO 7: Custo de Armazenamento da Água

A estimativa do Valor de Provisão de Água (VPA) de uma bacia é uma tarefa trabalhosa, pois é necessário diagnosticar todas as demandas atuais, seus benefícios e suas inter-relações, bem como e prever as possíveis demandas futuras. Nesta abordagem foi valorado o uso potencial da disponibilidade de água na bacia a partir de duas principais demandas, uso da água para irrigação de cultivos e para geração de energia.

$$VEPA = PGE + PPA \quad \text{Eq. 19}$$

Onde:

VPA: Valor Econômico da Provisão de Água (R\$);

PPA: Perda Potencial de Produção Agrícola (R\$);

PGE: Perda de Geração de Energia (R\$).

O rio Paranhana possui um sistema interligado de duas barragens (Canastra e Laranjeiras) e duas usinas hidrelétricas (Canastra e do Bugres) sendo abastecidas por uma transposição proveniente do rio Caí. Assumindo que o rompimento da barragem de Canastra interromperá esse sistema e a transposição não será mais realizada, então a disponibilidade de água para irrigação de cultivos para a bacia de contribuição da barragem e geração de energia serão afetadas.

Para estimar a Perda de Produção Agrícola da bacia, causada pela diminuição da oferta de água do rio Paranhana, foram escolhidos dois tipos de cultivos frequentes da região, a batata-doce (de maior valor agregado) e o milho (de maior área produzida). Como a demanda de água varia conforme o tipo de produto cultivado, considerou-se que toda a área atual de lavoura da região fosse plantada com uma dessas espécies. Desta forma, Perda de Produção Agrícola (PPA) pode então ser representada como:

$$PPA = L_p * A_d \quad \text{Eq. 20}$$

Onde:

PPA: Perda Potencial de Produção Agrícola (R\$/ano);

L_p : Lucro estimado de Produção (R\$/ha), sendo:

$$L_p = (P * P_v) - C_p;$$

P: produtividade do cultivo (t/ha);

P_v : Preço de Venda do cultivo (R\$/t);

C_p : Custo de Produção (R\$/ha);

A_d : Área Disponível para plantio na bacia (ha), sendo:

$$A_d = A_l \text{ se } Q_d > Q_p; \quad \text{e} \quad A_d = Q_d / Q_u \text{ se } Q_d < Q_p;$$

Onde:

A_l : Área de Lavoura total na bacia (ha);

Q_d : Vazão Disponível na bacia (m³/s);

Q_p : Vazão necessária para a produção em toda bacia (m³/s);

Q_u : Vazão necessária para a produção de um hectare ([m³/s]/ha).

Bem como, a geração de energia por essas usinas também será afetada, levando a diminuição na oferta de energia e, conseqüentemente, perda de renda. Assim, a parcela do CPA referente a Perda de Geração de Energia (PGE) pode ser expressa da seguinte forma:

$$PGE = G_E * P_E \quad \text{Eq. 21}$$

Onde:

PGE: Perda de Geração de Energia anual (R\$/ano);

G_E : Geração de energia (MW/ano);

P_E : Preço da energia (R\$/kWano).

4.5. CENÁRIOS ANALISADOS

Até o momento foram identificados os serviços ecossistêmicos considerados predominantes na área de estudo, diagnosticados os vínculos destes com a sociedade e definidas as técnicas de valoração ambiental mais adequadas. Agora, o próximo passo é definir os possíveis cenários de valoração destes benefícios. Assim, os cenários são definidos como futuras mudanças plausíveis, em um dado período, que podem acontecer considerando determinadas premissas (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

Então, com base nos serviços identificados, foram definidos cenários que abrangem de forma sistemática o evento do rompimento da barragem de maneira a aumentar gradativamente a intensidade e a abrangência dos possíveis impactos.

Cenário 1 – Valor Médio Anual conforme Costanza *et al.* (1997): este primeiro cenário leva consideração a valoração dos serviços ecossistêmicos a partir do método tradicional do Valor Médio Anual desenvolvido por Costanza *et al.* (1997), abordado no subcapítulo 4.4.1. Para cada benefício estimado neste estudo foi relacionado um serviço ecossistêmico segundo a classificação utilizada pelos autores. A Tabela 9 apresenta essa relação entre os serviços e os benefícios adotada para realizar a comparação entre cenários, bem como a área de abrangência considerada.

Tabela 9: Relação entre os Benefícios da bacia e os Serviços Ecossistêmicos de Costanza *et al.* (1997).

Serviço Ecossistêmico segundo Costanza	Benefício	Área de Abrangência
Produção de Alimentos	Alimentos	
Controle de Erosão	Controle de Erosão	
Regulação de Distúrbios	Proteção Contra Enchentes	
Matéria-Prima	Recursos Madeireiros	Mancha de Inundação
Regulação Climática	Equilíbrio Térmico	
Regulação de Água	Água para Consumo	
Oferta de Água	Água Bruta	Bacia de Contribuição da Barragem

Cabe destacar que em alguns casos os serviços ecossistêmicos segundo Costanza e colaboradores foram classificados de forma mais abrangente, como é o caso do serviço de Matéria-Prima, que engloba toda a fração da produção primária bruta que pode ser extraída como matéria-prima, por exemplo madeira, combustível e forragem. Já, aqui foi considerado apenas a provisão de recursos madeireiros.

Cenário 2 - Valor Médio Anual conforme De Groot *et al.* (2012): aqui foi considerada a valoração dos serviços ecossistêmicos pelo método do Valor Médio Anual atualizado do trabalho de De Groot *et al.* (2012), abordado no subcapítulo 4.4.1. Da mesma forma que no cenário anterior, fez-se uma relação entre os serviços e os benefícios, conforme apresentado na Tabela 10.

Tabela 10: Relação entre os Benefícios da bacia e os Serviços Ecosistêmicos de De Groot *et al.* (2012).

Serviço Ecosistêmico segundo De Groot	Benefício	Área de Abrangência
Alimentos	Alimentos	
Prevenção da Erosão	Controle de Erosão	
Moderação de Distúrbios	Proteção Contra Enchentes	
Matéria-Prima	Recursos Madeireiros	Mancha de Inundação
Regulação Climática	Equilíbrio Térmico	
Regulação dos Fluxos de Água	Água para Consumo	
Água	Água Bruta	Bacia de Contribuição da Barragem

Cenário 3 – Impacto Mínimo: este cenário foi considerado como sendo a situação de impacto mínimo de interferência do rompimento da barragem nos serviços ecosistêmicos. Neste caso, admite-se que a área não sofreu grandes impactos após a onda de cheia e suas consequências são verificadas apenas na perda de produção agrícola presente no momento na área da mancha de inundação (Custo de Oportunidade), não afetando as próximas safras.

Cenário 4 – Impacto Moderado no Solo: neste caso, considerou-se que o rompimento, além de causar a perda de produção agrícola, interferiu nas características físico-químicas do solo, que precisam ser recuperadas para retomar as atividades agrícolas na área da mancha de inundação. Assim, este cenário é dado com a soma da renda sacrificada de produção agrícola (Provisão de Alimentos) para o período de um ano, com o valor econômico para a reposição de nutrientes (Controle de Erosão).

Cenário 5 – Impacto Significativo no Solo e na Vegetação: este cenário levou em consideração uma maior intensidade do impacto da onda de cheia no solo, causando a perda completa da matéria orgânica do solo e da vegetação de cobertura. Desta forma foram somados a renda sacrificada de produção agrícola (Provisão de Alimentos), o custo de reconstituição do solo (Controle de Erosão) e a perda de receita potencial pela exploração dos Recursos Madeireiros (Custo de Oportunidade) dentro da mancha de inundação. Como a reconstituição do solo é uma atividade complexa e dispendiosa, assumiu-se que a produção agrícola ficará indisponível em um período em torno de três anos, assim pode-se dizer que este é um cenário com aplicação a médio prazo.

Cenário 6 – Impacto Intensificado no Solo e na Vegetação: neste cenário a avaliação é espacialmente mais abrangente, pois além dos benefícios considerados no cenário 5 (Provisão de Alimentos, Controle de Erosão e Exploração de Recursos Madeiros) são englobados também os benefícios de Proteção contra Enchentes, Equilíbrio Térmico e Fornecimento e Tratamento de Água que afetam não somente a área da mancha de inundação, como também o restante da área da bacia hidrográfica do rio Paranhana.

Cenário 7 – Impacto Intensificado com Perda da Renda de Geração de Energia: outro importante impacto que pode ser gerado será a paralisação do sistema de transposição do rio Caí, o qual causará a interrupção da oferta de energia pelas usinas hidrelétricas da Canastra e dos Bugres. Neste caso poderiam acontecer duas situações: (a) interrupção momentânea da geração de energia durante um curto período de tempo até que as condições fossem avaliadas e considerado que não houvesse mais perigo para o restabelecimento da energia, o qual foi considerado o período de 7 dias; e (b) um cenário de “colapso do sistema de transposição”, decorrente das motivações que causaram o rompimento da barragem. Embora não necessariamente este é um fato que vai acontecer em uma situação de rompimento da barragem, pois o rompimento da barragem não precisa interromper a transposição, ele é um cenário possível em função das motivações que levariam ao rompimento da barragem. Assim, neste cenário foi somado aos demais benefícios ponderados no cenário 6 o valor econômico potencial perdido causado pela interrupção da geração de energia destas usinas temporariamente (cenário 7a) ou permanentemente (cenário 7b). Assim, neste cenário incluem-se os serviços de Provisão de Alimentos e Recursos Madeiros, Controle de Erosão, Regulação Climática, Intercepção da Água da Chuva, Purificação da Água e Provisão de Água Bruta para geração de energia.

Cenário 8 – Impacto Extremo: por fim, neste item é apresentando o pior cenário dos impactos causados pelo rompimento da barragem para os serviços ecossistêmicos aqui estudados. Neste cenário foram englobados os efeitos da perda de provisão de água causados pela interrupção do sistema de transposição em decorrência do rompimento da barragem para as atividades de irrigação da bacia. Considerou-se um primeiro caso com as condições atuais de irrigação na área de estudo (8a) e um outro caso potencial onde toda a área de lavoura da bacia de contribuição da barragem fosse irrigada

para o cultivo de milho, pois é o produto mais produzido na bacia do rio Paranhana (IBGE2010), aplicando avançadas tecnologias de irrigação (8b). Os efeitos da perda do serviço ecossistêmico de Provisão de Água Bruta podem ser observados em toda a bacia do Paranhana, no entanto optou-se por trabalhar com uma área menor a fim de simplificar o modelo. Cabe salientar que esses efeitos podem ser agravados pelas condições climáticas do momento do evento, e também que outras demandas poderiam ser abordadas além da irrigação. Desta forma, incluem-se neste cenário todos os serviços analisados neste trabalho: Provisão de Alimentos e Recursos Madeireiros, Controle de Erosão, Regulação Climática, Interceptação da Água da Chuva e Purificação da Água, bem como Provisão de Água Bruta.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS IDENTIFICADOS

Essa etapa do projeto teve a finalidade de conhecer os recursos ambientais locais e identificar o que eles proporcionam às comunidades da região. Para isso foi necessário compreender como essas comunidades dependem do fornecimento de cada serviço ecossistêmico, bem como o quanto elas reconhecem desses serviços para o seu bem-estar. A avaliação de ecossistemas pode ser uma tarefa bastante complexa, desta forma para propiciar uma melhor compreensão dos serviços ecossistêmicos que aqui foram estudados, eles foram classificados e agrupados conforme a estrutura de serviços em cascata (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010), e são apresentados na Figura 22.

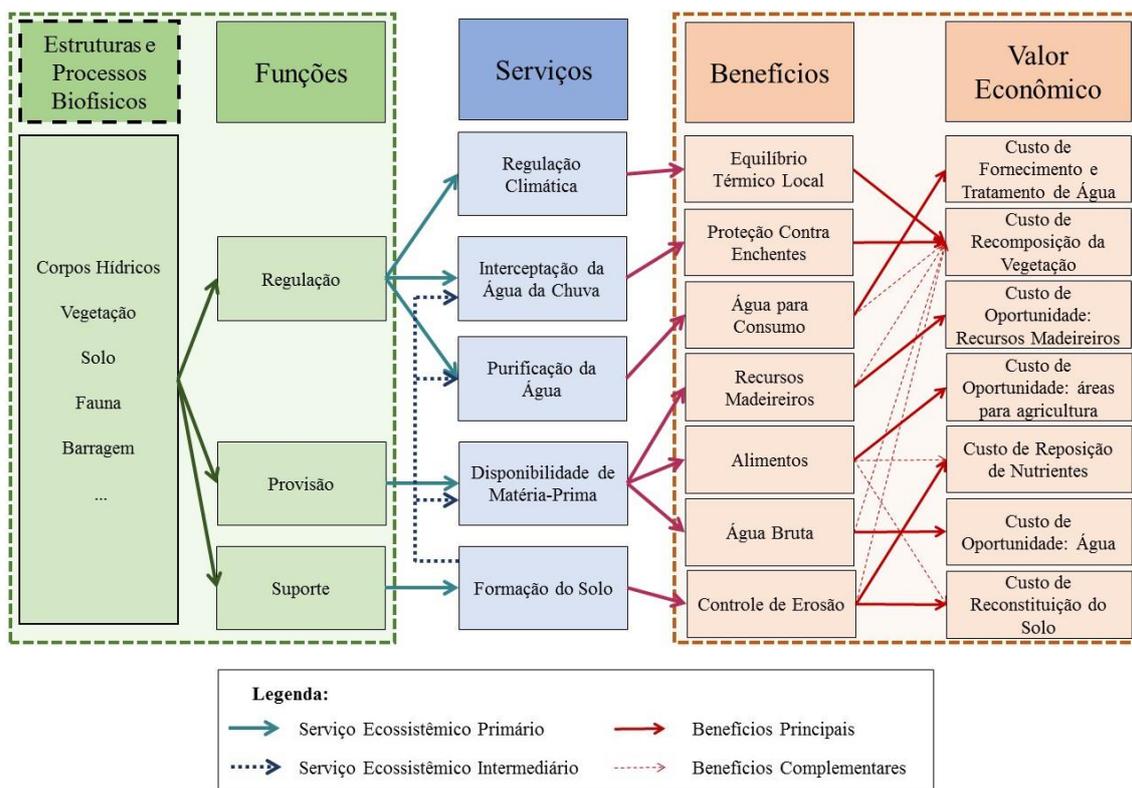


Figura 22: Serviços Ecossistêmicos da área de estudo e seus Benefícios.

Conforme visto anteriormente, os elementos e as estruturas dos ecossistemas são conectados por processos e funções que propiciam os serviços ecossistêmicos quanto estes são demandados. Neste caso foram identificadas três principais funções, sendo elas: Suporte, Provisão e Regulação, que são fornecidos por diversos elementos ecossis-

têmicos. Cabe salientar aqui que, embora a barragem seja propriamente um elemento construído, uma vez que este ecossistema se adapta e promove uma nova estabilidade ecológica, a barragem passa então a se tornar um elemento fundamental a esse ecossistêmico. Assim, a partir das funções encontradas, foram selecionados cinco serviços ecossistêmicos que, por sua vez, fornecem benefícios aos seres humanos, os quais podem ser valorados.

Na função **Suporte** enquadram-se todos os serviços que servem de apoio para a produção de outros serviços, ou seja, os efeitos destes serviços sobre as pessoas ocorrem de forma indireta ou em um longo período de tempo. Assim, nesta função foi identificado o serviço de *Formação do Solo*, uma vez que este pode alterar os serviços (indiretos) de *Disponibilidade de Matéria-Prima*, *Purificação da Água* e *Interceptação da Água da Chuva* e, conseqüentemente, os benefícios por estes gerados. Além disso, a curto prazo este serviço também é capaz de propiciar o benefício (direto) do Controle de Erosão.

Os serviços de **Provisão** são geralmente serviços finais decorrentes de outros serviços (suporte e apoio) e são produtos (alimentos, água, fibras, recursos medicinais) ou energia (combustíveis, biomassa) provenientes do ecossistema. Neste estudo foram considerados três principais benefícios dos serviços de provisão: Alimentos, Água Bruta e Recursos Madeireiros. Para mensurar os benefícios provenientes de *Matérias-Primas* é necessário conhecer tanto o fluxo do serviço bem como o seu estoque natural, por isso ao analisar cenários onde há uma alteração ecológica brusca (exemplo rompimento de barragens) as metodologias de custo de oportunidade são as mais indicadas.

Ainda, foram selecionados três principais serviços de **Regulação** dos processos do ecossistema, sendo eles: a *Regulação Climática*, a *Interceptação da Água da Chuva* e a *Purificação da Água*. Em escala regional, o tipo de uso e de cobertura do solo impactam na temperatura, no ciclo hidrológico e também nas propriedades físicas e químicas do solo, alterando tanto o Equilíbrio Térmico local como afetando as condições de Proteção Contra Enchentes. Ainda, os ecossistemas naturais como florestas e áreas úmidas desempenham um importante papel na regulação dos fluxos de água e na filtração e, portanto, na melhoria da qualidade da água.

Cabe ainda destacar que o benefício disponibilidade de água foi enquadrado em dois serviços ecossistêmicos diferentes, onde a *Purificação da Água* fornece Água Potável para Consumo, enquanto o serviço de *Provisão* fornece Água Bruta para os demais usos (irrigação, indústria, geração de energia, dessedentação animal, turismo e outros). Em outras palavras, embora o ecossistema possa oferecer o abastecimento de

água em quantidade, sem o serviço de purificação não será possível ter o benefício da água em qualidade suficiente para consumo (vide Tabela 1 subcapítulo 3.1.2).

Por fim, todos os benefícios selecionados são provenientes de serviços que possuem valor de uso (diretos ou indiretos), por isso foram selecionados métodos de valoração de função de produção, os quais são estimados a partir de preços de mercados reais ou bens substitutos (vide subcapítulo 3.1.4. Valoração dos Serviços Ecosistêmicos). Assim, resumidamente, o benefício de Provisão de Alimentos foi estimado a partir da renda sacrificada de produção agrícola na área afetada (subcapítulo 4.4.4.1); o de Provisão de Recursos Madeireiros foi estimado a partir da potencial receita gerada pela exploração destes recursos também na área afetada (subcapítulo 4.4.4.2); para o benefício de água para consumo, admitiu-se como sendo o custo necessário para o fornecimento de água imediato para a população afetada somado ao custo de acréscimo no tratamento decorrente da alteração das propriedades da água (subcapítulo 4.4.6); já para o benefício de água bruta, adotou-se o potencial de energia gerada pelo sistema da bacia somado ao potencial de geração de renda proveniente da disponibilidade de água para a irrigação das lavouras (subcapítulo 4.4.7); considerando o benefício de controle da erosão, é possível estimar a partir de dois métodos, pelo valor econômico para a reposição dos nutrientes da área afetada quando a intensidade dos impactos é menor (subcapítulo 4.4.2), ou pelo valor econômico para a reconstituição do solo quando essa intensidade afeta a capacidade de resiliência do solo (subcapítulo 4.4.3); por fim, cabe observar que a presença de vegetação pode fornecer tanto o benefício de proteção contra enchente como o de equilíbrio térmico. Assim, para que não ocorra erros de dupla contagem (vide subcapítulo 3.1.1 página 26) na avaliação final, neste trabalho considerou-se que o custo de recuperação da mata ciliar representaria o valor da proteção contra enchentes e que o custo de recuperação da vegetação nativa (exceto mata ciliar) representaria o valor de regulação do equilíbrio térmico (subcapítulo 4.4.5), bem como a biodiversidade associada a essas formações florísticas.

5.2. CÁLCULO DA PERDA DE SOLO

Para estimar a perda do solo na área diretamente afetada pela onda de cheia devido ao evento de rompimento da barragem da Usina da Canastra utilizou-se a Eq. 1 apresentada no capítulo 4.3. CÁLCULO DA PERDA DE SOLO. Os parâmetros usados estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 11: Valores utilizados para o cálculo da perda de solo.

Fator	Valor	Fator	Valor
Q	959.866 m ³	C	0,0055
q _p	3.994,5 m ³ /s	P	1,0
K	0,0135 Mg/MJ.mm	a	11,8
LS	68,015	b	0,56
		Y	13.838 ton

A vazão de pico (q_p) e o tempo de pico (t_p) do evento foram obtidos a partir do histograma no estudo de Tschiedel (2017), os quais foram utilizados para determinar o volume de escoamento (Q) a partir da Eq. 22:

$$Q = \frac{q_p * t_p}{2} \quad \text{Eq. 22}$$

O Fator de erodibilidade (K) foi obtido com base nos dados do estudo de Rossoni (2017). O fator de cultivo (C) foi definido como a média para cada tipo de uso do solo na área afetada a partir dos valores provenientes do estudo de Weill e Sparovek (2008), conforme *Tabela 12*. Para o fator de proteção (P) foi determinado o seu valor máximo (1,0) uma vez que não há práticas de conservação do solo.

Tabela 12: Distribuição dos usos do solo na área de estudo e seus valores para o fator C do MUSLE.

Uso do Solo	Área (%)	Fator C	
Formação Florestal	91,9	0,0001	
Formação Campestre	0,9	0,0100	
Pastagem	3,1	0,0100	
Mosaico de Agricultura e Pastagem	1,8	0,2800	
Corpos d'água	2,4	0,0000	
		Fator C	0,0055

Por fim, o fator LS foi definido como a média dos valores obtidos pela Eq. 2, descrita no capítulo 4.3. CÁLCULO DA PERDA DE SOLO. Para este cálculo utilizou-se o Modelo Digital de Elevação fornecido pelo Laboratório de Geoprocessamento do Centro de Ecologia da UFRGS⁸.

⁸ WEBER, E.; HASENACK, H.; FERREIRA, C.J.S. 2004. **Adaptação do modelo digital de elevação do SRTM para o sistema de referência oficial brasileiro e recorte por unidade da federação**. Porto Alegre, UFRGS Centro de Ecologia. ISBN 978-85-63843-02-9. Disponível em: <<http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo>>. Acesso em 13 de jun de 2019.

Tendo a aporte total de solo (Y), foi possível então calcular a altura média da camada perdida, conforme Eq. 4. Os valores utilizados encontram-se na Tabela 13.

Tabela 13: Valores utilizados para o cálculo da altura média de solo perdido.

Parâmetro	Valor	Unidade
Y	13.838	ton
A	915.841	m ²
γ	1,8	g/cm ³
H		0,84 cm

Este valor é um indicativo dos tipos de correções necessárias na área. Sabe-se que o solo mais comum da área afetada é o Neossolo Litólico, o qual é característico por ser pouco desenvolvido e raso, com profundidades variando de 20 a 80 cm. Geralmente restringem-se ao horizonte A (com espessura de 15 a 40 cm) e abaixo um horizonte com altas concentrações de calhaus e pedras.

5.3. RESULTADO DAS TÉCNICAS DE VALORAÇÃO

Neste capítulo são apresentados os dados, suas fontes e os resultados dos métodos de valoração dos serviços ecossistêmicos descritos anteriormente. Além disso, são definidas as hipóteses e as premissas adotadas

5.3.1. MÉTODO 1: Valor Médio Anual dos Serviços Ecossistêmicos

Foram estimados os valores médios anuais dos serviços ecossistêmicos para a área afetada pela simulação do rompimento da barragem a partir das técnicas propostas por Costanza *et al.* (1997) e De Groot *et al.* (2012). Os valores encontrados são apresentados nas Tabela 14 e Tabela 15, respectivamente. A área impactada pela onda de cheia

Tabela 14: Valor Total Estimado dos Serviços Ecossistêmicos fornecidos pela área afetada a partir da tabela de coeficientes de Costanza *et al.* (1997).

Serviço Ecossistêmico	Valor (US\$/ano; base 1994)		Valor (R\$/ano; base 2018)		Perc. (%)
	Floresta Tropical	Lavouras	Floresta Tropical	Lavouras	
1 Regulação de Gás	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2 Regulação Climática	16.561	0,0	96.198	0,0	11,0
3 Regulação de Distúrbios	371	0,0	2.157	0,0	0,2
4 Regulação de Água	446	0,0	2.588	0,0	0,3
5 Oferta de Água	594	0,0	3.451	0,0	0,4
6 Controle da Erosão	18.195	0,0	105.688	0,0	12,1
7 Formação do Solo	743	0,0	4.314	0,0	0,5
8 Ciclagem de Nutrientes	68.474	0,0	397.733	0,0	45,5
9 Tratamento de Efluentes	6.461	0,0	37.530	0,0	4,3
10 Polinização	0,0	242	0,0	1.408	0,2
11 Controle Biológico	0,0	416	0,0	2.414	0,3
12 Habitat/Refúgio	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
13 Produção de Alimentos	2.377	935	13.804	5.432	2,2
14 Matéria-Prima	23.394	0,0	135.885	0,0	15,5
15 Recursos Genéticos	3.045	0,0	17.687	0,0	2,0
16 Recreação	8.318	0,0	48.315	0,0	5,5
17 Serviços Culturais	149	0,0	863	0,0	0,1
Total	149.127	1.593	866.212	9.254	100,0
Valor Total dos Serviços Ecossistêmicos			R\$ 875.466		

possui 91,6 hectares, destes 74,3 hectares são de vegetação nativa (Floresta Tropical) e 17,3 hectares são de áreas antropizadas (Lavoura).

Tabela 15: Valor Total Estimado dos Serviços Ecossistêmicos fornecidos pela área afetada a partir da tabela de coeficientes de De Groot *et al.* (2012).

	Serviço ecossistêmico	Valor (IntUS\$/ano; base 2007)	Valor (R\$/ano; base 2018)	Perc. (%)
Provisão	1 Alimento	14.853	55.588	3,8
	2 Água	2.005	7.504	0,5
	3 Matéria-Prima	6.238	23.347	1,6
	4 Recursos Genéticos	965	3.613	0,2
	5 Recursos Medicinais	111.697	418.018	28,6
	6 Recursos Ornamentais	0,0	0,0	0,0
Regulação	7 Regulação da Qualidade do Ar	891	3.335	0,2
	8 Regulação Climática	151.800	568.104	38,8
	9 Moderação de Distúrbios	4.902	18.344	1,3
	10 Regulação dos Fluxos de Água	25.399	95.055	6,5
	11 Tratamento de Efluentes	446	1.668	0,1
	12 Prevenção da Erosão	1.114	4.169	0,3
	13 Ciclagem de Nutrientes	223	834	0,1
	14 Polinização	2.228	8.338	0,6
	15 Controle biológico	817	3.057	0,2
Habitat	16 Berçário	1.188	4.447	0,3
	17 Diversidade Genética	1.708	6.393	0,4
Cultural	18 Informação Estética	0,0	0,0	0,0
	19 Recreação	64.389	240.972	16,5
	20 Inspiração	0,0	0,0	0,0
	21 Experiência Espiritual	0,0	0,0	0,0
	22 Desenvolvimento Cognitivo	0,0	0,0	0,0
Total		R\$ 390.864	R\$ 1.462.786	100,0

Para a conversão de câmbio, considerou-se o valor de 0,875 R\$/U\$ para o ano de 1994⁹ e o valor de 1,948 R\$/U\$ para o ano de 2007. Estes dados foram obtidos a partir do banco de dados do Banco Central do Brasil¹⁰.

⁹ Em 1994 o Brasil passou por um programa de estabilização econômica, o Plano Real. Neste ano, o país começou com a moeda Cruzeiro, utilizou uma medida de transição (Unidade Real de Valor - URV) e terminou o ano com uma nova moeda, o Real. Neste trabalho, foi considerado apenas os valores históricos do período em que a moeda utilizada era o Real (julho a dezembro de 1994).

Ainda, foi considerada a taxa de inflação no período analisado a partir do Índice Geral de Preços de Mercado (IGP-M). Para o período de dez/1994 até dez/2018, o índice de correção utilizado foi de 6,638, enquanto para o período de dez/2007 até dez/2018 utilizou-se o valor de 1,921¹¹.

Pela primeira técnica, o valor total anual dos serviços ecossistêmicos para a área afetada é de R\$ 875.466,00, sendo os serviços ecossistêmicos mais influentes nesse valor a Ciclagem de Nutrientes (45,4%), a provisão de Matéria-prima (15,5%), o Controle de Erosão (12,1%) e a Regulação Climática (11,0%). Enquanto pela a segunda técnica, o valor fica em torno de R\$ 1.462.786,00, tendo um aumento significativo no serviço de Regulação Climática (38,8%), seguido pelos serviços de Recreação (16,5%), de Regulação de Água (6,5%) e de provisão de Recursos Medicinais (28,6%). Cabe destacar que essa comparação é relativa, uma vez que a uma subjetividade dos autores em classificar as referências utilizadas nos serviços identificados.

Quando tratamos com funções ecossistêmicas, os valores obtidos encontram-se na Tabela 16. Pode-se observar que as funções de Regulação apresentam o maior valor nos dois cenários, mesmo que proporcionalmente no cenário de De Groot tenha reduzido. Já as funções de Habitats que antes não apresentavam valores, agora representam uma tímida parcela do valor geral (0,7%). Isso pode ser devido à falta de conhecimento que se tinha por esses serviços e, conseqüentemente a pouca produção científica sobre o assunto.

Tabela 16: Comparação entre Funções Ecossistêmicas.

FUNÇÃO ECOSSISTÊMICA	Costanza (1997)		De Groot (2012)	
	R\$	%	R\$	%
Provisão	176.259	20,1	508.070	34,7
Regulação	650.030	74,2	702.904	48,1
Habitat	-	0,0	10.840	0,7
Cultural	49.177	5,6	240.972	16,5
Total	875.466		1.462.786	

¹⁰ Banco Central do Brasil. **Cotações e Boletins**. Disponível em: <<https://www.bcb.gov.br/estabilidadefinanciera/historicocotacoes>>. Acesso em 25 maio 2019.

¹¹ Banco Central do Brasil. **Calculadora do Cidadão**. Disponível em: <<https://www3.bcb.gov.br/CALCIDADAO/jsp/index.jsp>>. Acesso em 25 maio 2019.

5.3.2. MÉTODO 2: Custo de Reposição dos Nutrientes

A fim de estimar o Valor Econômico para a Reposição dos Nutrientes (VERN) do solo são necessários dois importantes parâmetros: quantidade de solo perdido e tipo de solo da região. O aporte total de solo produzido pelo evento foi estimado no capítulo 5.2. CÁLCULO DA PERDA DE SOLO, onde obteve-se o valor de 13.838 toneladas de solo perdido.

Para determinar a quantidade equivalente de fertilizante necessária para repor no solo, aplicou-se a Eq. 8 descrita no subcapítulo 4.4.2 MÉTODO 2: Custo de Reposição dos Nutrientes. Considerando que toda a área de estudo se situa em solo característico como Neossolo Litólico, adotou-se os valores de concentração de nutrientes no solo (δ_i), da camada de 0 a 20 cm, fornecidos por Moterle *et al.* (2007) para os nutrientes Cálcio, Magnésio, Potássio e Fósforo. Já, para o Nitrogênio, foi adotado o valor definido por Espanhol *et al.* (2007), conforme Tabela 17.

Tabela 17: Concentração de nutrientes em Neossolos Litólicos, adaptado de Moterle *et al.* (2007) e Espanhol *et al.* (2007), e estimativa da quantidade de cada nutriente perdido no evento.

Nutriente	Concentração de Nutriente (δ_i)		Quantidade de Nutriente Perdido
	Valor	Unidade	Valor (Kg)
Nitrogênio	21	g/kg	290.590
Fósforo	6,6	mg/kg	91
Potássio	6584	mg/kg	91.107
Cálcio	4,04	cmol _c /kg	11.203
Magnésio	0,56	cmol _c /kg	942
Total			393.933 Kg

Desta forma, foi possível determinar uma estimativa da quantidade de cada nutriente perdido pelo evento de rompimento da barragem. Cabe destacar que os nutrientes representam apenas 2,8% do total do solo perdido, isto ocorre, pois, a concentração de nutrientes no solo é muito baixa. Assim é possível que, para grandes processos de erosão como este, apenas a reposição dos nutrientes não seja uma metodologia adequada a ser adotada, evidenciando suas limitações.

Isto posto, a Tabela 18 apresenta as quantidades de fertilizantes necessários para repor a fertilidade do solo perdida pelo evento para o tipo de solo da região. Ainda, com base nos preços de mercado dos fertilizantes (Sulfato de Amônia, Superfosfato Triplo,

Cloreto de Potássio e Calcário Dolomítico), foi possível estimar o custo monetário de aquisição destes insumos, totalizando o valor de R\$ 1.929.874,54 para a reposição dos nutrientes de toda a área de estudo (valor médio por hectare de R\$ 21.068,50).

Tabela 18: Estimativa da quantidade necessária de fertilizantes para reposição dos nutrientes perdidos, preço médio dos fertilizantes e custos monetários de aquisição destes fertilizantes.

Fertilizante	F _i (Kg)	P _i (R\$/Kg) ¹²	Valor Total (R\$)
Sulfato de Amônia	1.452.951	1,15	1.670.893,68
Superfosfato Triplo	223	1,95	434,85
Cloreto de Potássio	157.081	1,60	251.329,60
Calcário Dolomítico	51.546	0,14	7.216,44
Total			R\$ 1.929.874,54

A última etapa foi agregar os custos monetários de aplicação dos fertilizantes (C_a definido na Eq. 6). Para isso, utilizou-se como base os custos monetários para a implementação de sistemas de produção de pêssego da Região da Serra Gaúcha, fornecido pela Embrapa¹³, considerando as etapas do preparo do solo e da aplicação dos fertilizantes.

Tabela 19: Estimativa do Custo de Aplicação de Fertilizantes baseado em sistema de produção de Pêssego na Serra Gaúcha (adaptado de Embrapa, 2003).

Discriminação	Unidade	Preço Un. (R\$)	Qnt.	Custo por ha (R\$/ha)
Lavração	h/m	70,00	8	560,00
	d/m	50,00	8	400,00
Gradagem	h/m	70,00	4	280,00
	d/m	50,00	4	200,00
Aplicação dos Fertilizantes	d/h	70,00	8	560,00
	h/m	50,00	8	400,00
Total por hectare				R\$ 2.400,00
Valor Final				R\$ 219.840,00

¹² Os dados de preço de fertilizantes foram retirados do banco de dados de **Insumos Agropecuários** da Companhia Nacional de Abastecimento (Conab) e correspondem aos valores médios entre o mês Julho de 2018 até junho de 2019. Os dados encontram-se disponíveis em: <<https://consultaweb.conab.gov.br/consultas/consultaInsumo.do?method=acaoListarConsulta>>. Pesquisa realizada em: 19 nov 2019.

¹³ Embrapa. **Sistema de Produção de Pêssego de Mesa na Região da Serra Gaúcha: Custos e Rentabilidade**. ISSN 1678-8761 Versão Eletrônica. 2003. Disponível em: <<https://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Pessego/PessegoMesaRegiaoSerraGaucha/custos.htm>>. Acesso em 20 nov 2019.

Assim, conforme a Eq. 6 definida no subcapítulo 4.4.2 MÉTODO 2: Custo de Reposição dos Nutrientes, o Valor Econômico para a Reposição dos Nutrientes (VERN) obtido foi de R\$ 2.149.714,54. Deste valor, apenas 10% representa o custo de aplicação do fertilizante (C_a), enquanto os 90% restantes são referentes à compra dos insumos (C_f).

5.3.3. MÉTODO 3: Custo de Reconstituição do Solo

Para o cálculo do Valor Econômico para a Reconstituição do Solo (VERS) inicialmente estimou-se a quantidade de adubo orgânico necessário para repor a matéria orgânica natural do solo. Diversas são as fontes de matéria orgânica (esterco, produtos de compostagem, vinhaça, palha de arroz, casca de coco, entre outros). Neste caso foi estimado sua reposição a partir de cama de aviário, embora o ideal seria uma mistura entre a adubo orgânico comercializado com húmus de vegetação nativa próximo da área afetada para incluir uma parcela da microfauna do solo na área. O aporte total de solo produzido pelo evento foi estimado em 13.838 toneladas (descrito no capítulo 5.2. CÁLCULO DA PERDA DE SOLO) e a concentração de matéria orgânica adotado o valor de 7,7 g/kg, conforme fornecido por Moterle *et al.* (2007). Assim, chegou-se ao valor de 106,55 toneladas de matéria orgânica perdida em decorrência do evento, uma média de 1163,2 kg por hectare). Segundo o Manual de Adubação e Calagem da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (2004) em cada quilograma de cama de aviário são disponíveis 0,225 kg de matéria orgânica. Ainda, e o custo médio de cama de aviário para o ano de 2019 conforme o CONAB¹⁴ era de R\$ 100,80 por tonelada

A parti desses dados foi possível então aplicar a Eq. 10 e a Eq. 11 a fim de obter a primeira parcela do VERS. Assim, a quantidade de adubo orgânico necessário para repor a matéria orgânica do solo perdido é igual a 473,55 toneladas (MO, considerando cama de aviário) e o seu custo (C_{mo}) seria de R\$ 521,12 por ha, ou ainda, de R\$ 47.734,34 para toda a área afetada.

Em seguida foi calculada a segunda parte da Eq. 10 (C_f). Tendo como base as informações obtidas no subcapítulo 5.3.2, primeiro calculou-se a quantidade de nutrientes fornecidos pela cama de aviário (QD_i) para então subtrair da quantidade total de nutrien-

¹⁴ Os dados de preço de adubo orgânico (cama de aviário) foram retirados do banco de dados de **Insumos Agropecuários** da Companhia Nacional de Abastecimento (Conab) e correspondem aos valores do ano de 2019. Disponíveis em: < <https://consultaweb.conab.gov.br/consultas/consultaInsumo.do?method=aoListarConsulta> >. Acesso em 19 nov 2019.

tes necessárias para repor no solo. A Tabela 20 apresenta os parâmetros utilizados na Eq. 12 e valores de QD de cada nutriente considerando adubação com cama de aviário.

Tabela 20: Quantidade Disponível de nutrientes (QDi) para a quantidade de adubo orgânico aplicado na área.

Nutriente	A	B	C	Quantidade Disponível de Nutriente no Adubo Orgânico	
				kg	kg/ha
Nitrogênio	75	3,2	0,5	5.683	62,0
Fósforo	75	3,5	0,8	9.945	108,6
Potássio	75	2,5	1	8.879	96,9
Cálcio	75	4,0	1	14.207	155,1
Magnésio	75	0,8	1	2.841	31,0

A quantidade total de nutrientes necessária para repor no solo foi apresentada na Tabela 17 e os dados de preço médio dos fertilizantes foram apresentados na Tabela 18. Tendo base nessas informações foi possível então estimar a segunda parte do VERS (Custo com fertilizantes inorgânicos - C_f), apresentados na Tabela 21.

Tabela 21: Estimativa da quantidade necessária de fertilizantes para reposição dos nutrientes perdidos após adubação orgânica, preço médio dos fertilizantes e custos monetários de aquisição destes fertilizantes.

Fertilizante	F_i (Kg)	P_i (R\$/Kg) ¹⁵	C_f (R\$)
Sulfato de Amônia	1.424.538	1,15	1.638.218,70
Superfosfato Triplo	0,0	1,95	-
Cloreto de Potássio	141.772	1,60	226.835,20
Calcário Dolomítico	0,0	0,14	-
C_f Total			R\$ 1.865.053,90

Cabe destacar que não será necessário utilizar Superfosfato Triplo e o Calcário Dolomítico para repor o potássio, cálcio e magnésio na área de estudo, uma vez que o adubo orgânico (cama de aviário) possui concentrações suficientes para suprir essas demandas.

¹⁵ Os dados de preço de fertilizantes foram retirados do banco de dados de **Insumos Agropecuários** da Companhia Nacional de Abastecimento (Conab) e correspondem aos valores médios entre o mês Julho de 2018 até junho de 2019. Disponível em: < <https://consultaweb.conab.gov.br/consultas/consultaInsumo.do?method=acaoListarConsulta> >. Acesso em: 19 nov 2019.

Para estimar a parcela de vegetação de cobertura (C_{vc}) da Eq. 9 optou-se pela plantação de Milheto (*Pennisetum glaucum*) no período do verão visto que suas principais características são a elevada tolerância à seca, o rápido crescimento, a elevada capacidade de extração e reciclagem de nutrientes e boa produção de matéria seca (TIECHER, 2016). Já para o período do inverno, é indicado um consórcio de aveia preta (*Avena strigosa*), ervilhaca (*Vicia sativa*) e nabo forrageiro (*Raphanus sativus*). A aveia preta é uma das espécies mais utilizadas no sul do Brasil para cobertura do solo pois possui alto rendimento de matéria seca, rapidez de formação de cobertura e alta eficiência de reciclagem de nitrogênio. No entanto, a velocidade de liberação do nitrogênio de seus resíduos é lenta, por isso recomenda-se utilizar juntamente espécies que são capazes de fixar nitrogênio atmosféricos através de simbiose com bactérias, como a ervilhaca, ou espécies capazes de extrair nitrogênio de camadas mais profundas do solo, como o nabo forrageiro (SILVA *et al.*, 2007).

Desta forma, tendo os tipos de cultivos a serem plantados, suas respectivas densidades de semeadura (ds_i)¹⁶ e o preço de mercado das sementes (P_i)¹⁷, foi possível determinar o custo com vegetação de cobertura (C_{vc}) no valor de R\$ 46.490, conforme apresentado na Tabela 22.

Tabela 22: Densidade de semeadura das espécies, preço médio das sementes e custos monetários de aquisição destas sementes.

Espécie	ds_i (kg/ha)	Q_i (kg)	P_i (R\$/kg)	C_{vc} (R\$)
Milheto	40	3.664	6,57	24.072
Aveia Preta	33	3.023	1,88	5.683
Ervilhaca	27	2.476	6,19	15.309
Nabo Forrageiro	4	366	3,89	1.425
			C_{vc} Total	R\$ 46.489

Por fim, foram agregados os custos monetários de mão-de-obra e de equipamentos (C_a definido na Eq. 9). Para isso, adotou-se os mesmos dados utilizados no subcapí-

¹⁶ Valores que apresentaram melhor combinação entre as espécies para a produção de matéria seca segundo Silva *et al.* (2007).

¹⁷ O preço médio do quilo de sementes foi obtido a partir do Pregão Eletrônico nº 28/2019 do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul – Campus Sertão. Disponível em: < <https://ifrs.edu.br/sertao/administracao-e-planejamento/licitacoes-e-contratos/pregoes/> >. Acesso em: 19 dez 2019.

Tabela 23: Estimativa do Custo de Mão-de-Obra e equipamentos baseado em sistema de produção de Pêssego na Serra Gaúcha (adaptado de Embrapa, 2003).

Discriminação	Unidade	Preço Un. (R\$)	Qnt.	Custo por ha (R\$/ha)
Lavração	h/m	70,00	8	560,00
	d/m	50,00	8	400,00
Gradagem	h/m	70,00	4	280,00
	d/m	50,00	4	200,00
Aplicação de Fertilizantes Inorgânicos	d/h	70,00	8	560,00
	h/m	50,00	8	400,00
Aplicação de Adubo Orgânico	d/h	70,00	8	560,00
	h/m	50,00	8	400,00
Semeadura	d/h	70,00	16	1.120,00
	h/m	50,00	16	800,00
Total por hectare				R\$ 5.280
Valor Final				R\$ 483.648

tulo 5.3.2 para a implementação de sistemas de produção de pêssego da Região da Serra Gaúcha, fornecido pela Embrapa¹⁸. Os resultados encontram-se na Tabela 23.

Desta forma, conforme a *Eq. 9*, definida no subcapítulo 4.4.3, o Valor Econômico para a Reconstituição do Solo (VERS) obtido foi de R\$ 2.442.926,00. Deste valor, 76,3% são referentes à compra dos insumos de fertilizantes inorgânicos (C_f), 19,8% representa o custo de aplicação com mão-de-obra e maquinário (C_a), e os restantes 3,4% são referentes a adubação orgânica (C_{mo}) e vegetação de cobertura (C_{vc}).

5.3.4. MÉTODO 4: Custo de Oportunidade

Conforme discutido no subcapítulo 4.4.4. MÉTODO 4: Custo de Oportunidade, a seguir serão apresentados os valores de custo de oportunidade da perda de produção agrícola (renda sacrificada) e da exploração de recursos madeireiros para a área da mancha de inundação.

¹⁸ Embrapa. **Sistema de Produção de Pêssego de Mesa na Região da Serra Gaúcha:** Custos e Rentabilidade. ISSN 1678-8761 Versão Eletrônica. 2003. Disponível em: <<https://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Pessego/PessegoMesaRegiaoSerraGaucha/custos.htm>>. Acesso em 20 nov 2019.

5.3.4.1. Produção Agrícola Perdida

A área afetada pelo evento foi estimada em 91,6 hectares, destes 13,2 hectares (14,4%) atualmente são registradas como áreas de uso consolidado, segundo o Sistema de Cadastro Ambiental Rural¹⁹. Segundo o censo de Produção Agrícola Municipal do IBGE de 2019, o município de Canela possui aptidão para as seguintes lavouras temporárias e permanentes: batata doce, batata inglesa, cana de açúcar, caqui, cebola, feijão, figo, laranja, maçã, mandioca, milho, pêssego, tangerina e uva, sendo o milho o produto mais cultivado na região. Com isso, a Tabela 24 resume o valor de produção por hectare (V_P) desses tipos de lavouras, bem como o número de safras (S_P) possíveis por ano.

Tabela 24: Principais tipos de lavouras da região, com seu valor de produção por hectare (V_P) e número de safras (S_P)

Tipo de Lavoura	V_p^* (1000 R\$/ha)	S_p^{**}	Tipo de Lavoura	V_p^* (1000 R\$/ha)	S_p^{**}
Batata Doce	25	2	Laranja	9,786	1
Batata Inglesa	8	3	Maçã	18	1
Cana de Açúcar	7,516	1	Mandioca	14,4	1
Caqui	18	1	Milho	3,5	2
Cebola	12	1	Pêssego	24	1
Feijão	3	1	Tangerina	14,4	1
Figo	5,33	1	Uva	21	1

* IBGE (2019); ** EMBRAPA (2008).

Com essas informações foi possível então calcular os limites inferiores e superiores da renda sacrificada da produção agrícola (RS) para a região (Figura 23). Assim, caso toda a área atual de lavoura da região afetada fosse destinada às plantações de figo, o valor total sacrificado para um ano seria de R\$ 70.400, já se essa mesma área fosse destinada às plantações de batata doce, esse valor chegaria a R\$ 660.000.

Ainda, foi calculada a renda sacrificada para o futuro de 5 anos, considerando que esta área ficasse indisponível para futuras plantações neste período. Este valor acumulado foi corrigido para valor presente, com uma taxa de 10% aa, conforme pode ser observado na Tabela 25.

¹⁹ SICAR. Cadastro Ambiental Rural: consulta pública. 2018. Disponível em: <<http://www.car.gov.br/publico/imoveis/index>>. Acesso em 28 de ago de 2019.

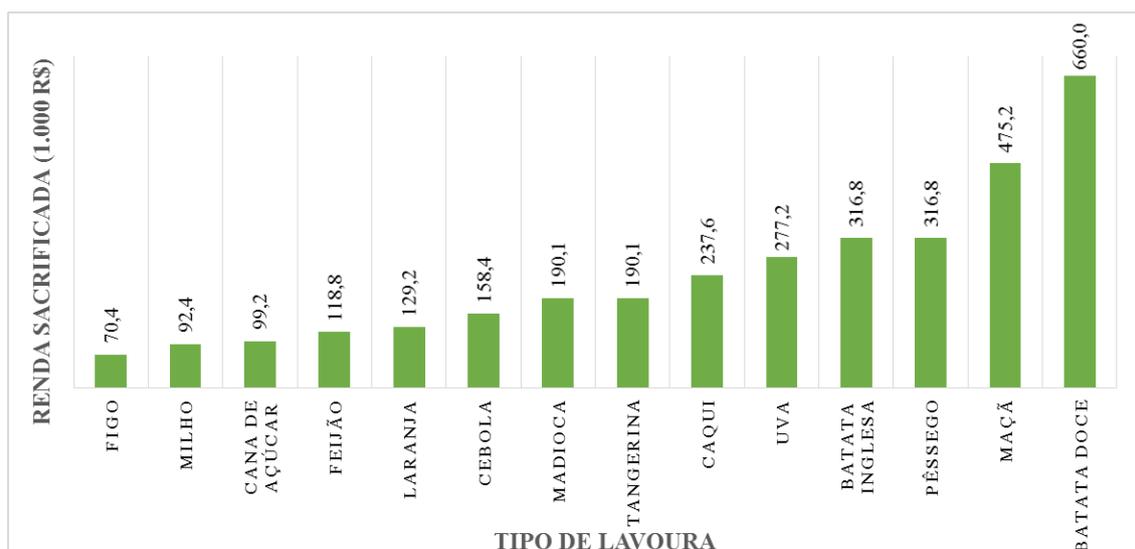


Figura 23: Total de Renda Sacrificada em um ano por tipo de produção para a área afetada.

Tabela 25: Renda Sacrificada anual para 5 anos dos produtos de maior e menor valor agregado.

Período (ano)	Valor de Renda Sacrificada por Tipo de Lavoura (R\$)	
	Figo	Batata Doce
1	70.400	660.000
2	77.440	726.000
3	170.368	1.597.200
4	374.810	3.513.840
5	824.581	7.730.448

Assim, o custo de oportunidade de produção agrícola para a região, no período de 5 anos ficou estimado em uma faixa entre R\$ 824.581,00 (produção de Figo), até o valor de R\$ 7.730.448,00 (produção de Batata Doce).

5.3.4.2. Exploração de Recursos Madeireiros

Para o cálculo da estimativa da receita da exploração dos recursos madeireiros (RERM) foi adotado o volume médio de madeira por hectare na área de estudo é igual a 155 m³, conforme estimado no Inventário Florestal do Rio Grande do Sul (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2018) e que a área total de vegetação nativa afetada pelo rompimento da barragem é de 74,3 hectares. A partir destas informações, juntamente

com os valores de produção fornecidos pelo IBGE²⁰, chegou-se ao resultado da RERM apresentados na Tabela 26.

Tabela 26: Receita da Exploração de Recursos Madeireiros (RERM) na área afetada pelo rompimento.

Produto	Preço (R\$/m ³)	Volume (m ³)	RERM (R\$)
Lenha	30,00	5.758,25	172.747,50
Madeira em Tora	40,00	5.758,25	230.330,00
		Total	403.077,50

No final, conclui-se que a receita total gerada pela exploração potencial dos produtos florestais madeireiros seria de R\$ 403.077,50, sendo 43% proveniente da lenha e 57% da madeira em tora.

5.3.5. MÉTODO 5: Custo de Recomposição da Vegetação

Para estimar o custo total do reflorestamento da área afetada pela mancha de inundação do rompimento da barragem foram consideradas duas situações: 1) recuperação da vegetação de APP, calculado pelo COT; e 2) recuperação da vegetação nativa, estimada pelo projeto *Quanto é? Plantar Floresta* do Instituto Escolhas, conforme descrito no subcapítulo 4.4.5. A seguir são apresentados os resultados de cada metodologia.

O valor calculado para a recuperação da vegetação de um hectare de mata ciliar (APP de cursos hídricos) encontra-se na

Tabela 27). Para este cálculo considerou-se os seguintes dados:

- Número médio de 1667 mudas de plantas por hectare, sendo 72 espécies de árvores nativas (36 espécies pioneiras e 36 espécies de estágio secundário ou terciário) (CHABARIBERY *et al.*, 2008);
- Os custos de hora de equipamento e de mão-de-obra utilizados foram adotados os valores definidos por Chabaribery *et al.* (2008) e acrescido a taxa de inflação do período (88,81%)²¹;

²⁰ IBGE. **Cidades. Extração Vegetal e Silvicultura**. 2018. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brazil/rs/canela/pesquisa/16/12705>>. Acesso em: 19 set 2019.

²¹ Banco Central. **Calculadora Cidadão: Correção de Valor** - Índice de Correção IPG-P (FGV) do período de jan/2008 a jan/2019. Disponível em: <<https://www3.bcb.gov.br/CALCIDADA0/publico/exibirFormCorrecaoValores.do?method=exibirFormCorrecaoValores>>. Acesso em: 25 dez 2019.

- Os encargos sociais de direito foram definidos em 33,03% referentes a mão-de-obra comum e tratorista, para trabalhador por tempo determinado e temporário, conforme metodologia de custo de produção agrícola da Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB, 2010);
- A taxa de juros foi adotada o valor de 3,0% a.a. que representa o crédito rural para o financiamento de práticas conservacionistas e tecnologias ambientais do BNDES (PRONAF Eco)²²;

Tabela 27: Coeficiente Técnico e Estimativa de Custo do 1º Ano de Formação de Mata Ciliar com Espécies Nativas, Preparo do Solo com Gradagem, Cercamento e 1ª Manutenção, para um (01) hectare (Adaptado de CHABARIBERY *et al.*, 2008).

Item	Mão-de-obra		Trator			Grade arado- ra	Grade nivela- dora	Sulcador	Perfurador de solo	Kombi	Carreta 4t
	Comum	Tratorista	105 CV	75 CV	65 CV						
1 – Operações	(hora de serviço)										
Preparo do solo											
<i>Gradagem</i>		3,72	3,72			2,31	1,41				
<i>Sulcamento</i>		1,54		1,54				1,54			
Cercamento											
<i>Perfuração</i>		2,20		2,20					2,20		
<i>Construção da cerca</i>	147,28										
Plantio											
<i>Perfuração</i>		2,98	2,98						2,98		
<i>Plantio</i>	69,88										
Manutenção											
<i>Coroamento</i>	50,22										
<i>Adubação</i>	15,51										
<i>Controle de formigas</i>	2,16										
Transporte de Materiais		6,71			6,71						6,71
Transporte de Pessoal		3,88								3,88	
Total de horas	285,05	21,03	6,70	3,74	6,71	2,31	1,41	1,54	5,18	3,88	6,71
Custo por hora (R\$/h)	5,34	6,91	84,06	60,23	46,83	14,43	6,46	6,68	1,96	2,45	2,02
Despesas com Operações (R\$)	1.523,14	145,33	563,20	225,27	314,2	33,32	9,10	10,29	10,17	9,52	13,56
TOTAL (Operações)									R\$ 2.857,11		

²² Banco Nacional do Desenvolvimento - BNDES. **PRONAF Eco: Taxas de Juros**. Disponível em: < <https://www.bndes.gov.br/wps/portal/site/home/financiamento/produto/pronaf-eco>>. Acesso em: 27 dez. 2019.

2. Material de consumo	Especificações	Quantidade	Unid.	Preço Un. (R\$/un.)	Valor final (R\$)
Lascas	-	70	-	R\$ 13,22	R\$ 925,19
Mourões	-	6	-	R\$ 52,87	R\$ 317,21
Arame farpado	-	3	Rolo 500 m	R\$ 231,30	R\$ 693,89
Arame liso	-	1,5	kg	R\$ 9,91	R\$ 14,87
Mudas	-	1667	-	R\$ 1,32	R\$ 2.203,26
Adubo	Suf. Amônia	164,97	kg	R\$ 1,15	R\$ 189,72
Formicida	Isca Verde	0,33	kg	R\$ 15,71	R\$ 5,18
Combustível	Gasolina	13,09	litro	R\$ 4,50	R\$ 58,91
TOTAL (material de consumo)					R\$ 4.408,22

CUSTO OPERACIONAL EFETIVO (COE = operações + material de consumo)	R\$ 7.265,33
Depreciação de máquinas	R\$ 309,05
Encargos sociais diretos ¹	R\$ 551,10
Encargos financeiros ²	R\$ 217,96
CUSTO OPERACIONAL TOTAL (COT)	R\$ 8.343,43

- A taxa de depreciação adotada foi de 26,0% para o uso das máquinas e equipamentos, conforme metodologia de custo de produção agrícola da Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB, 2010);
- Os valores de custo dos materiais de consumo adotados foram baseados valores de mercado atual²³.

Com isso, chegou-se ao valor do COT_{mc} de R\$ 8.343,43 por hectare para a recuperação de APP de curso d'água, e ao valor de R\$ 393.154,60 para a recuperação total dos 47,1 hectares de vegetação em área de preservação permanente (A_{APP}) na mancha de inundação.

A segunda parte da Eq. 16 foi estimada com auxílio da plataforma “*Quanto é? Plantar Floresta*”, do Instituto Escolhas²⁴. Foram considerados 27 hectares de área para o reflorestamento (74,3 ha com vegetação nativa menos 47,3 ha de APP) na macrorregião do bioma Mata Atlântica Interior Araucária, para os modelos 1 a 5, com o cercamento. Adotou-se uma taxa de retorno de 3% a.a., valor definido pelo sistema Pronaf Eco o qual fornece crédito para investimentos em recuperação da reserva legal, APPs, áreas degradadas e implementação e melhoramento de planos de manejo florestal sustentá-

²³ Pregões Eletrônicos; Insumos Agropecuários da Companhia Nacional de Abastecimento (Conab); e pesquisa de mercado.

²⁴ INSTITUTO ESCOLHAS. *Quanto é? Plantar Floresta*. 2019. Disponível em: <<http://quantoefloresta.escolhas.org/saiba-mais>>. Acesso em: 27 dez. 2019.

vel²⁵. Os resultados obtidos de custos com investimentos, receitas geradas e valor presente líquido (VPL) do fluxo de caixa, distribuídos ao longo de 35 anos, encontram-se na Tabela 28.

Tabela 28: Estimativas de Investimento, Receitas e Valor final para diferentes modelos da plataforma do *Quanto é? Plantar Floresta*.

Modelos	Investimentos (R\$)	Receitas (R\$)	VPL (R\$)
1. Restauração passiva	85.673	-	- 85.673
2. Condução + Enriquecimento	184.492	447.210	262.718
3. Adensamento + Enriquecimento	346.078	612.436	266.358
4. Plantio de sementes	436.670	888.857	452.187
5. Plantio de mudas nativas	489.769	1.092.432	602.662

Dos modelos aplicados, apenas o primeiro (Restauração passiva) apresentou fluxo de caixa negativo (- R\$ 85.673), uma vez que esta abordagem não prevê a comercialização de plantas ao decorrer do período analisado, ou seja, não há geração de renda na área plantada. Os demais modelos preveem o consórcio com espécies exóticas ou frutíferas em sistemas agroflorestais, desta forma eles são capazes de gerar receitas aos produtores rurais.

Nesta abordagem, diferente das demais apresentadas até o momento, é possível gerar renda a longo prazo com a recuperação da floresta. Assim, o Custo de Recomposição da Vegetação (CRV) máximo é R\$ 478.872,60 quando utilizada o modelo de Restauração Passiva para a recuperação da vegetação nativa. Se utilizado o modelo de Plantio de mudas nativas, que inclui a renda obtida da venda dos indivíduos plantados, o custo se transforma em um ganho de R\$ 209.507,40. Isso mostra que ao utilizar este modelo, a proteção e restauração dos serviços ecossistêmicos pode ainda gerar renda ao proprietário.

5.3.6. MÉTODO 6: Custo de Fornecimento e Tratamento de Água

A jusante da barragem da Canastra, no Rio Paranhana, há um sistema integrado de captação de água para abastecimento urbano de três municípios, Três Coroas, Igreji-

²⁵ Banco Nacional do Desenvolvimento - BNDES. **PRONAF Eco: Taxas de Juros**. Disponível em: <<https://www.bndes.gov.br/wps/portal/site/home/financiamento/produto/pronaf-eco>>. Acesso em: 27 dez. 2019.

na e Parobé. A demanda suprida por esse corpo hídrico encontra-se na Tabela 29, assim como o número de habitantes urbanos de cada município.

Tabela 29: Demanda suprida pelo rio Paranhana. Fonte: BRASIL, (2010).

Município	Habitantes*	Demanda (l/s)
Três Coroas	20.119	65
Igrejinha	29.681	94
Parobé	47.259	136

Para o cálculo da estimativa do custo de fornecimento de água admitiu-se que seriam utilizados caminhões-pipas com capacidade de 30 m³ (k_{cp} - padrão utilizado em companhias de abastecimento), trabalhando durante 16 horas diárias para suprir pelo menos 80% da demanda destes três municípios, sendo necessário, então, aproximadamente 39 caminhões-pipa por dia. Foi adotado o valor de R\$ 195,55 para o custo de uma hora de trabalho de caminhão-pipa (C_{cp})²⁶ e o custo da água (C_w) como sendo R\$ 2,09 por metro cúbico²⁷. Assim, os valores utilizados no cálculo do Custo Diário de Fornecimento de Água (CF - Eq. 17) estão apresentados na tabela abaixo, e o valor máximo estimado para suprir essa demanda foi de R\$ 159.867,00 por dia.

Tabela 30: Parâmetros para o cálculo do Custo Diário de Fornecimento de Água.

Parâmetro	Valor	Unidade
$D_{80\%}$	18.571	m ³ /dia
C_{cp}	195,55	R\$/cp
k_{cp}	30	m ³ /cp
C_w	2,09	R\$/m ³
CDFAmáx	159.865	R\$/dia

A segunda parte foi estimar o acréscimo no custo de tratamento da água nos municípios afetados. Para isso, foram utilizados dados de relação turbidez versus dosagem de produtos químicos fornecidos pela COMUSA (Tabela 31), bem como o custo médio dos produtos (

Tabela 32).

²⁶ BANRISUL, 2018. **Pregão Eletrônico para Serviço de Caminhão-Pipa com Motorista/Operador.** Edital 0026/2018. Disponível em: <https://pregaobanrisul.com.br/editais/0026_2018/lote/618124>. Acesso em: 27 dez. 2019.

²⁷ COMUSA, 2019. **Tarifa de Água.** Disponível em: <<http://www.comusa.rs.gov.br/index.php/utilidade/s/tarifasagua>>. Acesso em: 27 dez. 2019.

Tabela 31: Dosagem média dos produtos químicos por faixa de turbidez. Fonte: COMUSA, 2019.

Faixa de Turbidez	Dosagem (ppm)			
	Policloreto de Alumínio	Tanino	Hipoclorito de Sódio	Ácido Fluossilícico
0 a 50	34	7	21	8
51 a 100	34 a 42	7	23	9
101 a 200	42 a 49	8	26	9
201 a 300	50 a 54	9	28	10
301 a 400	55 a 57	10	32	11
401 a 500	58 a 60	11	35	12

Tabela 32: Custo médio dos produtos químicos. Fonte: COMUSA, 2019.

Produto Químico	Custo (R\$/kg)
Policloreto de Alumínio (PAC)	0,86
Tanino	1,39
Hipoclorito de Sódio	0,86
Ácido Fluossilícico	0,50

Considerou-se que a turbidez média iria decair a uma taxa de 50 NTU por dia, o que levaria de 8 a 9 dias para voltar às condições padrões. Cabe destacar que este valor é um pressuposto adotado aqui, e que para melhores resultados seria necessário um acompanhamento direto destes parâmetros. Da mesma forma, a volta do tratamento de água aconteceria de forma gradual, diminuindo também o fornecimento de água por caminhão-pipa. Assim, para cada produto químico foi estimado a quantidade e o custo final diário em relação a turbidez da água bruta e, então, reduzido o custo médio nas condições padrões (dia '0'). Os resultados encontram-se discretizados na Tabela 33 e na Tabela 34.

Por fim, o Custo total final para o Serviço de Purificação de Água foi considerado como a soma dos custos de fornecimento (CF) e do acréscimo do tratamento (AT) para todos os dias com alterações da turbidez da água bruta, conforme apresentado na Tabela 34. Assim, o valor final obtido foi de R\$ 1.283.245,00.

Tabela 33: Custo Diário de Tratamento de Água.

Dia	Turbidez Esperada (NTU)	Demanda Atendida (%)	Custos com Insumos (R\$/dia)				Custo de Tratamento de Água (R\$/dia)
			PAC	Tanino	Cloro	Fluór	
0 *	28	100	536	226	421	93	1.276
1 a 7	> 500	0	359	106	211	42	718
8	450	30	587	177	351	70	1.185
9	400	50	803	226	449	89	1.568
10	350	70	1006	290	577	115	1.989
11	300	90	1083	290	561	116	2.050
12	250	100	1041	290	561	116	2.009
13	200	100	991	258	521	104	1.875
14	150	100	925	258	521	104	1.809
15	100	100	834	226	461	104	1.625
16	50	100	690	226	441	93	1.449
17	40	100	626	226	421	93	1.366
* Condições padrões médias.						Total	17.644,00

Tabela 34: Custo Diário do Serviço de Purificação da Água.

Dia	Fornecimento de água		Tratamento de Água		Custo Total (R\$/dia)
	Demanda (%)	Custo (R\$/dia)	Demanda (%)	Acréscimo no Custo (R\$/dia)	
0 *	-	-	100	-	-
1 a 6	80	159.867	0	0	159.867
7	70	139.883	30	0	139.883
8	50	99.917	50	51	99.968
9	30	59.950	70	295	60.245
10	10	19.983	90	713	20.696
11	0	0	100	775	775
12	0	0	100	733	733
13	0	0	100	599	599
14	0	0	100	533	533
15	0	0	100	349	349
16	0	0	100	173	173
17	0	0	100	90	90
Total Fornecimento		1.278.934	Total Tratamento	4.311	Total Final 1.283.245

* Condições padrões médias.

5.3.7. MÉTODO 7: Custo de Armazenamento da Água

A barragem da Canastra tem como finalidade regular a vazão do rio Paranhana e, por isso, consegue disponibilizar uma vazão $2,725 \text{ m}^3/\text{s}$ em 90% do tempo (Q_{90} natural). Somada a essa, a transposição do rio Caí fornece uma vazão que pode variar de 2 a $12 \text{ m}^3/\text{s}$ (Q transposição²⁸) (PROFILL, 2014), ou seja, podendo chegar a uma vazão máxima de $14,725 \text{ m}^3/\text{s}$. Segundo o Plano de Bacia do Rio do Sinos, 30% dessa vazão deve ser reservada e permanecer no rio como forma de sustentar os demais serviços ecossistêmicos ($Q_{\text{ecológica}}$), então $10,308 \text{ m}^3/\text{s}$ estão disponíveis para uso humano. Cabe destacar que a evaporação do reservatório foi considerada nula uma vez que não apresenta valor significativo para a análise final.

A demanda atual de água na bacia totaliza o valor de $0,388 \text{ m}^3/\text{s}$, sendo destes 75% destinado para abastecimento humano, 23% para a indústria e o restante 2% para dessedentação animal (PROFILL, 2014). Não foi considerando a demanda para diluição de esgoto doméstico. Desta forma, a disponibilidade hídrica da bacia atualmente fica em torno de $9,920 \text{ m}^3/\text{s}$. No momento que a barragem perde a sua função de regulação, a sua vazão útil ($Q_{90} - Q_{\text{ecológica}}$) passa para $0,631 \text{ m}^3/\text{s}$, reduzindo a disponibilidade hídrica para $0,243 \text{ m}^3/\text{s}$. Tendo esses valores e sabendo que a área total de lavouras na bacia de contribuição da barragem é de 2.969 hectares²⁹, é possível então estimar a produção potencial da bacia para esses dois cenários (com e sem a barragem).

A Tabela 35 apresenta dados de eficiência no uso da água para o cultivo de batata-doce por gotejamento (MANTOVANI *et al.*, 2013) e do milho por pivô central após pousio (CAMILO *et al.*, 2019).

Tabela 35: Dados de vazão para produtividade máxima de batata-doce e milho e preço de venda.

Parâmetro	Batata-Doce	Milho
Vazão para irrigação de um hectare – Q_u (l/s)	0,201 ^[1]	0,299 ^[2]
Vazão para produção em toda a bacia - Q_p (m^3/s)	0,598	0,887
Produtividade – P (t/ha)	49,8 ^[1]	8,782 ^[2]
Preço de Venda – P_v (R\$/t) ^[3]	1.250,00	500,00
Custo de Produção – C_p (R\$/t) ^[4]	5.700,00	1.670,00

^[1] MANTOVANI *et al.*, 2013. ^[2] CAMILO *et al.*, 2019. ^[3] IBGE, 2019. ^[4] CONAB, 2019.

²⁸ A vazão fornecida pela transposição do rio Caí contribui com cerca de 25% da disponibilidade de toda a bacia hidrográfica do rio do Sinos calculado com base na Q_{90} (PROFILL, 2014).

²⁹ SICAR. **Cadastro Ambiental Rural**: consulta pública. 2018. Disponível em: <<http://www.car.gov.br/publico/imoveis/index>>. Acesso em 28 de ago de 2019.

Já na Tabela 36 está exposto a comparação entres os dois cenários. Pode-se observar que no primeiro a água não chega a ser um fator limitante para a produção, então a produção é estimada a partir da área total disponível para a agricultura. Já no segundo cenário a água passa a ser um fator limitante e, conseqüentemente, reduz a produção total.

Tabela 36: Comparação entre cenários para irrigação.

Parâmetro	Com barragem		Sem barragem	
	Batata-Doce	Milho	Batata-Doce	Milho
Vazão Disponível – Q_d (m ³ /s)	9,920		0,243	
Vazão de Produção – Q_p (m ³ /s)	0,598	0,887	0,243	0,243
Água é limitante?	Não	Não	Sim	Sim
Área disponível – A_d (ha)	2.969		1.208 (41%)	815 (27%)
Produção Total (t)	147.856	26.074	60.182	7.156
Renda Potencial (R\$)	167.895.733	8.079.362	68.338.318	2.217.464
	Déficit da Renda Potencial (R\$)		99.557.414,00	5.861.898,00

Então, neste caso podemos dizer que o valor perdido do serviço de provisão de água (disponibilidade) para irrigação na bacia é o déficit entre a renda potencial atual da agricultura e a renda futura (sem a barragem), causada pela escassez da água. Assim, no pior caso, a Perda de Produção Agrícola fica em torno de 99,56 milhões de reais considerando plantação de batata-doce (cultivar mais rentável produzido na região) e de 5.86 milhões de reais para a plantação de milho (cultivar mais comum da região).

A Perda de Geração de Energia (PGE) foi estimada a partir da potência máxima instalada da usina da Canastra (44 MW) e da usina dos Bugres (11,5 MW) vezes o custo da energia elétrica, para a geração em um ano. Na tabela abaixo estão descritos os dados para o cálculo da Eq. 21.

Tabela 37: Estimativa da Perda Anual de Geração de Energia (PGE).

Parâmetro	Valor
Potência Usina Canastra (MW)	44
Potência Usina dos Bugres (MW)	11,5
Potência Total (MW)	55,5
Custo da Energia (R\$/kWh) ³⁰	0,7924
Perda de Geração de Energia Anual (R\$/ano)	385.253.894,00

³⁰ CEEE. **Valor Simplificado de Conta.** Disponível em: <<http://www.cee.com.br/pportal/cee/Component/Controller.aspx?CC=1248>>. Acesso em: 9 jan 2020.

Assim, o Valor de Provisão da Água (VPA) anual foi definido como sendo a soma da Perda de Produção Agrícola com da Perda de Geração de Energia, que neste caso totaliza no valor máximo anual de R\$ 484.811.308,00.

5.4. DISCUSSÃO SOBRE LIMITAÇÃO DAS ANÁLISES

Todos os métodos de valoração dos serviços ecossistêmicos apresentam limitações ou ressalvas na sua aplicação, que devem ser expostas a fim de fornecer critérios de claros aos tomadores de decisão. Altos níveis de precisão e confiabilidade podem ser obtidos destes métodos, no entanto é fundamental a disponibilidade de tempo e recursos, o que em determinados casos pode não trazer alterações significativas na grandeza dos resultados. Neste sentido, são apresentadas a seguir as principais restrições identificadas durante a aplicação dos métodos aqui trabalhados.

Inicialmente devemos destacar as limitações decorrentes da definição da área da manda de inundação que foi utilizada em grande parte dos métodos de valoração. Como foi apresentado anteriormente, a macha de inundação foi delimitada por Tschiedel (2017), o qual variou 4 parâmetros para simular 182 diferentes cenários, possibilitando variar parâmetros como vazão e tempo de pico da onda de cheia, área de inundação, profundidade máxima, entre outras. Estes parâmetros foram a base para todos OS métodos de valoração utilizados neste trabalho.

O MÉTODO 1: Valor Médio Anual dos Serviços Ecossistêmicos já é uma abordagem consistida e, logo, possui suas limitações bem definidas, dentre elas:

- A correção do valor monetário deve ser analisada economicamente, ou seja, considerando valores de conversão e inflação entre os períodos de estudo. Ainda, são utilizados valores anuais de fluxo com o intuito de evitar descontos de valores futuros de fluxos.
- Os valores fornecidos são baseados em metodologias que utilizam a disposição a pagar individual, o que por si só pode ser superestimado ou subestimado considerando as diferentes realidades dos entrevistados (idade, escolaridade, renda, acesso a infraestrutura básica, cultura, entre outros) nos trabalhos utilizados como referência por Costanza *et al* (1997) e por De Groot *et al* (2012). Cabe destacar que neste presente trabalho não foram aplicados métodos de valoração ambiental com a realização de entrevistas.
- Sua abordagem é abrangente, pois considera todos os serviços ecossistêmicos presentes em cada bioma. Contudo, assume valores unitários por área (\$/ha), considerando que todo o bioma é homogêneo em fornecimento de

serviços ecossistêmicos, ou seja, não leva em conta particularidades regionais.

- Alguns serviços ecossistêmicos para biomas específicos não foram ainda estudados, portanto não apresentam dados para estimar seu valor econômico.
- O método não consegue evitar a dupla contagem dos serviços ecossistêmicos e ignora a interdependência entre eles, ou seja, considera que a alteração de um serviço não irá interferir nas condições de outro. Além disso, o método considera os ecossistemas como sistemas lineares, no entanto pode mudar drasticamente suas estimativas quanto eles chegam a seus limites críticos, como é o caso do evento analisado neste trabalho.

Os métodos seguintes, MÉTODO 2: Custo de Reposição dos Nutrientes e MÉTODO 3: Custo de Reconstituição do Solo, apresentam o mesmo conceito de estimativa de custos a partir de funções de produção de bens substitutos, portanto as principais observações são semelhantes. Primeiramente, os métodos requerem um modelo de estimativa de erosão, neste caso foi utilizado a MUSLE, o qual por si só apresenta muitas restrições e aproximações, como a definição dos fatores de erodibilidade e de topografia do solo. Ainda, foram utilizados valores médios para a caracterização físico-química do solo, o ideal seria realizar levantamentos prévios dos tipos e propriedades do solo da área afetada a partir de análises *in loco*.

O MÉTODO 2, embora de muito fácil aplicação teórica, somente será efetivo caso a intensidade dos impactos afete apenas as propriedades químicas do solo. Para os casos mais complexos, como geralmente são os eventos de rompimento de barragens, é necessário reestabelecer também suas propriedades físicas e biológicas, além das químicas. Nestes casos o mais apropriado seria aplicar o MÉTODO 3. Entretanto, essa análise da intensidade do impacto também não é muito fácil de ser realizada. Um indicador que pode ser utilizado é uma proporção entre diferença da camada produtiva original do solo com a estimativa da camada média de solo removida, que será diferente para cada tipo de solo, portanto requer mais estudos.

Particularmente, o MÉTODO 3 ainda requer cuidados criteriosos em outros dois aspectos: o material utilizado como adubo orgânico e os tipos de vegetação de cobertura. O primeiro deve ser escolhido de acordo com sua composição, mas também com sua disponibilidade próximo ao local que será utilizado, uma vez que o deslocamento pode gerar custos extras muito significativo. O ideal seria realizar um levantamento dos resíduos orgânicos produzidos na região (cama de aviário, casca de arroz, podas de árvores,

esterco animal, entre outros) e então fazer uma parceria para a utilização deste material. Deve-se ter um cuidado de analisar a concentração de cada nutriente nestes adubos orgânicos, a fim de não levar a uma sobrecarga de um único ou alguns nutrientes e faltar com os demais. Ainda, adicionar serapilheira de ambientes próximos com características biológicas semelhantes é uma maneira de aumentar a biodiversidade do solo, no entanto esta não é uma prática comum e por isso é difícil mensurar seu custo de aplicação. O segundo aspecto está relacionado com o tipo de cobertura vegetal a ser utilizado. Como o tempo de recuperação da área pode englobar um período relativamente longo, serão necessárias espécies adaptadas às diferentes estações, disponibilidade no mercado local, com crescimento rápido, que introduzam nutrientes (por exemplo nitrogênio atmosférico) e que permitam que espécies mais avançadas sejam introduzidas no decorrer do tempo. No campo da agronomia, diversos são os estudos que abordam sobre vegetação de cobertura para áreas agrícolas com o intuito de levar ao aumento de produção, porém, com a finalidade de recuperação de áreas severamente degradadas ainda há poucos resultados.

Cabe ressaltar ainda que ambos os MÉTODOS 2 e 3 requerem os gastos em um curto espaço de tempo (neste caso de 1 a 2 anos), dificultando sua aplicação imediata a fim de corrigir os impactos causados. Desta forma, o planejamento desta técnica pode vir a aumentar os prazos de execução e agravar os impactos sobre o solo, devido à falta de proteção da cobertura vegetal. Por fim, cabe ainda destacar que esta análise foi realizada no ponto de vista do rompimento de uma barragem de água, a qual tem por característica a remoção do solo. No caso de rompimento de barragens de rejeitos, outras análises devem ser levadas em conta, uma vez que a grande concentração de sedimentos nestas levam a deposição, e não remoção, de sedimentos ao longo do corpo hídrico.

O MÉTODO 4: Custo de Oportunidade pode ser considerado um dos métodos de valoração dos serviços ecossistêmicos de mais fácil aplicação, que se baseia na renda sacrificada de diversas atividades humanas. No presente contexto, foram valorados dois serviços: provisão de alimentos a partir da renda sacrificada da agricultura e provisão de recursos madeireiros a partir da receita perdida pela exploração destes recursos, porém outros serviços são possíveis valorar por esta técnica como: turismo, recursos ornamentais, medicinais e não madeireiros, entre outros. No entanto, para que esta abordagem represente fielmente a realidade da região analisada é preciso identificar todas as atividades desenvolvidas e seus mercados. Infelizmente, dados econômicos específicos para pequenas regiões são de difícil obtenção e, por isso, é comum assumir dados mais

abrangentes e genéricos, aumentando a subjetividade do resultado. Ainda há a possibilidade de tais informações não existirem, sendo necessário um extenso trabalho de campo para identificar todas as características necessárias dessas atividades (ex. custos de produção, produtividade, quantidade de produção, preços de venda, tecnologias utilizadas, e outros).

Diferente dos demais métodos abordados até o momento, este requer uma análise temporal do fluxo de caixa das atividades. Isso se dá pelo fato que os efeitos do rompimento podem ser sentidos até que as características ambientais voltem às condições propícias para o reinício dessas atividades. No entanto, é muito difícil saber exatamente esse intervalo de tempo. Por exemplo, a volta da produção agrícola está diretamente relacionada com a intensidade do impacto no solo, e este, por sua vez, está diretamente relacionado com o material presente no reservatório. Assim, barragens de rejeitos tendem a dispersar poluentes no solo que são mais difíceis de remover, comparando com os impactos causados pela passagem de água (ou com menor de concentração poluentes) de barragens de água.

Referente a análise da perda de receita gerada pela Exploração de Recursos Madeireiros, neste caso foram adotadas três premissas para a realização do cálculo. Estas premissas tiveram o objetivo de simplificar a aplicação do método, em consequência trouxeram maior imprecisão aos resultados. A primeira premissa foi adotar um volume médio de madeira, prática que pode levar a um alto grau de incerteza. O mais apropriado neste caso seria a realização de um diagnóstico *in loco* das características da vegetação, auxiliada ainda por outros recursos, como sensoriamento remoto, mas ainda assim é uma prática que requer disponibilidade de tempo e recursos e, que se tratando de eventos de rompimento, usualmente não existem registros anteriores. A segunda premissa assumiu que toda a biomassa (volume de madeira) seria utilizada apenas como produto de lenha e tora de madeira. Inicialmente, sabe-se que o processo de aproveitamento da madeira gera muitos desperdícios, mas ainda, em vegetações nativas pouco antropizadas há a presença de recursos madeireiros com maior valor agregado, o que gera uma subestimativa do real valor. Por fim, a terceira premissa considerou que toda a vegetação pudesse ser extraída em uma única etapa de toda a área afetada antes do evento. Como dito anteriormente, esta ação não é permitida legalmente, no entanto a reflexão aqui é considerar a existência do recurso naquela área e naquele período como seu valor final.

Por fim, em outras condições o benefício dos Recursos Madeireiros poderia ser considerado como um serviço intermediário que fornece condições para outros serviços

(no caso aqui para os serviços de Regulação Climática, Intercepção da Água da Chuva e Purificação da Água) e que somado ao Custo de Recomposição da Vegetação causaria erros de dupla contagem. Contudo, como o evento analisado apresenta dois estágios diferentes, antes e depois do rompimento, estes serviços não estão relacionados temporalmente, mesmo sendo provenientes de um mesmo elemento natural (vegetação).

Em se tratando do MÉTODO 5: Custo de Recomposição da Vegetação, foi escolhido trabalhar de forma que diferentes partes da vegetação natural forneceriam diferentes serviços ecossistêmicos para seja evitado os erros de dupla contagem. Deste modo, a mata de APP seria responsável pela Intercepção da Água da Chuva enquanto o restante da vegetação nativa é responsável pela Regulação Climática Regional. Isto não é necessariamente uma verdade, uma vez que além da vegetação ciliar há outras estruturas e componentes naturais responsáveis por esse serviço (fauna do solo, tipo de solo, entre outros), assim como essa mesma vegetação é responsável também pela Regulação Climática. Assim, a aplicação conjunta dessas técnicas cria um equilíbrio entre uma sub e superestimativa de seus resultados.

Cabe destacar ainda que tanto o método de Exploração dos Recursos Madeiros como o de Recomposição da Vegetação levam em consideração o elemento natural (vegetação) como sendo um bem de valor direto e, por isso, não conseguem abranger o valor de opção ou de existência para esse serviço. Então para que o resultado desta análise não fique subdimensionado seria necessário a aplicação de outros métodos de função de demanda que consigam englobar tal resultado.

O MÉTODO 6: Custo de Fornecimento e Tratamento de Água é o que apresenta maior grau de incertezas em relação aos outros métodos apresentados neste trabalho. Inicialmente, é muito difícil prever a duração e a intensidade da alteração das características da água, por isso optou-se em adotar valores de um evento de deslizamento de solo que ocorreu na cabeceira da bacia hidrográfica do rio dos Sinos, pois ambos os eventos apresentam características semelhantes, embora o tempo de parada pode ser maior casos os contaminantes sedimentados no reservatório fiquem em suspensão. A única forma de saber ao certo a dimensão destes parâmetros seria a partir do seu monitoramento após o evento, custo relevante que não foi considerado nesta análise. Cabendo salientar que foi assumido a interrupção total do sistema de transposição, o qual poderá causar alterações nos padrões de qualidade da água.

Após isso, é preciso definir a forma que será disponibilizada a água para a população afetada, uma vez que isso refletirá diretamente no custo final. Caminhão pipa é

uma maneira eficaz para a distribuição de água, no entanto alguns locais são de difícil acesso ao caminhão, sendo necessário fornecer a água por outro modo. Apesar de não considerarmos que a rede de abastecimento tenha sido comprometida, este não seria um fator relevante. Outra premissa também adotada neste trabalho foi que o sistema de captação de água para o abastecimento não foi comprometido, o que permite que o tratamento seja retomado em um menor período, mesmo que de forma gradual. Desta forma, o sistema consegue voltar a operar, mas com um acréscimo nos custos finais de tratamento. Caso esse sistema não tenha condições de operação, seja por perda de equipamentos ou por necessidade de manutenção corretiva, o custo para sua retomada deve também ser contabilizado nesta análise. Para os casos de barragens de rejeitos, o custo de fornecimento e tratamento estão principalmente associados com a obtenção de outra fonte de água, uma vez que contaminação do corpo hídrico deixará este indisponível para a captação para consumo por um maior período. Por fim, o MÉTODO 7: Custo de Armazenamento da Água tem o objetivo de estimar o valor monetário da disponibilidade de água. Nesta abordagem admitiu-se que a barragem prove um serviço ecossistêmico, mesmo ela sendo um elemento construído. Como visto anteriormente, alguns autores (BATEMAN et al., 2011; REMME; SCHRÖTER; HEIN, 2014) defendem que os ecossistemas atuais não são sistemas inteiramente naturais, ou seja, ao inserir um elemento construído no ecossistema este sofre perturbações, mas devido a sua capacidade de resiliência, ele então incorpora este elemento construído a seu sistema. Então, uma vez que o elemento incorporado seja removido do ecossistema, serão observados novos impactos. Este é exatamente o caso estudado aqui, com uma barragem construída há mais de seis décadas. Desta forma, a barragem é dita como um elemento que gera um serviço ambiental, que por haver demanda, este gera um benefício final.

Desta forma, o benefício final gerado pela barragem é a provisão de água para toda a bacia hidrográfica. Na abordagem adotada neste trabalho foi considerado que o excedente de água traria benefícios apenas para a bacia de contribuição da barragem, no entanto o ideal seria analisar sua contribuição para a bacia do rio Paranhana ou então para toda a bacia do rio do Sinos, uma vez que somente a transposição do rio Caí corresponde a 25% de toda a água desta bacia (PROFILL, 2014). Ainda, foram considerados apenas dois usos principais da água (irrigação e geração de energia), mas para uma melhor análise deveriam ser incorporados todos os demais usos da bacia e utilizadas técnicas de maximização dos benefícios destes diferentes usos. Neste contexto, foi estabelecido utilizar abordagens mais simplificadas, ao contrário de uma abordagem de ma-

ximização dos possíveis benefícios, que demandaria informações detalhadas sobre os usos de água.

Por fim, especificamente referente ao potencial de irrigação, considerou-se que toda a área da bacia seria plantada com apenas um tipo de cultivar. Essa premissa, apesar de simplificar os cálculos, não condiz necessariamente com a realidade, pois a mudança no equilíbrio entre a oferta e a demanda iria alterar o preço final do produto, modificando o valor total do benefício.

5.5. COMPOSIÇÃO E COMPARAÇÃO DOS CENÁRIOS

Os cenários são utilizados aqui para analisar de forma sistemática futuros complexos e incertos, causados por processos dinâmicos e cadeias causais, e são importantes para a compreensão das escolhas que devem ser feitas no presente. Neste trabalho, foram desenvolvidos cenários essencialmente preocupados com as prováveis mudanças decorrentes do rompimento da barragem e com os diferentes níveis de impactos e de abrangência deste evento nos serviços ecossistêmicos e no bem-estar humano. A seguir, são apresentados os resultados dos cenários:

Cenário 1 – Valor Médio Anual conforme Costanza *et al.* (1997): neste cenário realizou-se a multiplicação dos coeficientes da metodologia com a área total afetada pela manda de inundação e a área da bacia de contribuição da barragem. A Tabela 38 apresenta os valores médios anuais destes benefícios para ambas as áreas.

Tabela 38: Relação entre os Benefícios da bacia e os Serviços Ecossistêmicos de Costanza *et al.* (1997).

Benefício	Valor Médio Anual (R\$)		
	Mancha	Bacia de Contribuição	Bacia do rio Paranhana
Alimentos	19.236	1.664.350	113.064.838
Controle de Erosão	105.688	5.612.696	701.474.518
Proteção Contra Enchentes	2.157	114.545	14.315.806
Recursos Madeireiros	135.885	7.216.323	901.895.808
Equilíbrio Térmico	96.198	5.108.698	638.484.969
Água Bruta	3.451	183.272	22.905.290
Água para Consumo	2.588	137.454	17.178.968
Total	365.203	20.037.337	2.409.320.198

As demais metodologias abordadas neste trabalho valoraram todos os serviços dentro da área da mancha do rompimento, exceto o serviço de Provisão de Água (Água Bruta), que será estimado como sendo a bacia de contribuição da barragem. Embora o serviço de Purificação de Água se dê em toda a área a montante do sistema de captação de água do município, a área que deixará de prover esse serviço será apenas a área da mancha de inundação. Além disso, para comparar este método com os demais é necessário transformar o valor anual para o correspondente período em que cada serviço ecossistêmico será afetado.

Com isso, o valor final neste cenário chegou a R\$ 545.024,00 por ano. Pode-se observar que o serviço mais dominante é o da Provisão de Água com mais de um terço do valor total, uma vez que este foi considerado uma maior área afetada. Em seguida vem os serviços de Matéria-Prima (24,9%), de Controle de Erosão (19,4%), de Regulação Climática (17,7%).

Cenário 2 - Valor Médio Anual conforme De Groot *et al.* (2012): Da mesma forma que no cenário anterior, realizou-se a multiplicação dos coeficientes da metodologia com a área total afetada pela mancha de inundação e pela área da bacia de contribuição da barragem. Na Tabela 39 estão os resultados encontrados para cada benefício.

Tabela 39: Relação entre os Benefícios da bacia e os Serviços Ecossistêmicos de De Groot *et al.* (2012).

Benefício	Valor Médio Anual (R\$)		
	Mancha	Bacia de Contribuição	Bacia do rio Paranahana
Alimentos	55.588	2.952.040	368.945.908
Controle de Erosão	4.169	221.403	27.670.943
Proteção Contra Enchentes	18.344	974.173	121.752.150
Recursos Madeireiros	23.347	1.239.857	154.957.282
Equilíbrio Térmico	568.104	30.169.852	3.770.627.183
Água Bruta	7.504	398.525	49.807.698
Água para Consumo	95.055	5.047.989	630.897.503
Total	772.111	41.003.840	5.124.658.667

Também conforme o cenário 1, todos os benefícios foram valorados para os impactos causados dentro da mancha de inundação, exceto o serviço de Provisão de Água. Então, o valor final dos serviços ecossistêmicos impactados neste cenário é de R\$ 1.163.132,00. Neste cenário, o principal valor encontrado foi do serviço de Regulação

Climática que apresentou quase metade do valor total (48,8%), seguido pelo valor do serviço de Provisão de Água com 34,3%. Os demais serviços juntos representaram a soma de 16,9%.

Cenário 3 – Impacto Mínimo: neste cenário foi considerado que o único serviço afetado foi o de Provisão de Alimentos, o qual foi estimado pela Renda Sacrificada de Produção Agrícola. Considerando que as consequências sobre esse serviço seriam observadas logo após ao rompimento da barragem e que máximo de renda possível seria com a plantação de toda a área de lavoura com batata-doce, então o maior valor possível teórico encontrado para esse serviço seria de R\$ 330.000,00.

Cenário 4 – Impacto Moderado no Solo: considerando que as propriedades do solo foram afetadas de forma significativa, dois dos serviços ecossistêmicos analisados serão diretamente impactados: Provisão de Alimentos e Controle de Erosão. Neste cenário, foi considerado que a RS da produção de batata-doce no período de um ano (R\$ 660.000,00) fornecerá o custo de oportunidade do serviço de Provisão de Alimentos, então que para a valoração do serviço de Controle de Erosão foi considerado o custo de reposição dos nutrientes (R\$ 2.149.715,00). Chegando ao valor final de R\$ 2.809.715,00 para os serviços afetados.

Cenário 5 – Impacto Significativo no Solo e na Vegetação: com o aumento na degradação do solo, além da reposição dos nutrientes, é necessário também a reposição da matéria orgânica perdida. Assim, neste cenário há um aumento significativo do valor do serviço de Controle de Erosão, uma vez que este é estimado a partir do Custo de Reconstituição do Solo. Ainda, é ocasionado uma perda de oportunidade de geração de receita da exploração dos Recursos Madeireiros existentes na área, assim como a perda de oportunidade da produção agrícola. Como a reconstituição do solo é uma atividade complexa e dispendiosa, assume-se que a produção agrícola ficará indisponível em um período em torno de três anos, assim pode-se dizer que este é um cenário com aplicação a médio prazo. O valor total associado a esse cenário é de R\$ 4.443.203,00, conforme pode ser observado na Tabela 40.

Tabela 40: Valor Econômico dos Serviços Ecosistêmicos afetados segundo o cenário 5.

Benefício	Método	Valor Econômico (R\$)
Provisão de Alimentos	RS de Produção Agrícola	1.597.200
Controle de Erosão	Valor Econ. de Reconstituição do Solo	2.442.926
Recursos Madeireiros	RS Exploração Rec. Madeireiros	403.078
	Total	4.443.203

Cenário 6 – Impacto Intensificado no Solo e na Vegetação: este é um cenário espacialmente mais abrangente, onde foram considerados os impactos nos benefícios para todos os indivíduos da bacia hidrográfica do rio Paranhana. Além dos benefícios considerados no cenário anterior, foram englobados a Proteção Contra Enchentes, o Equilíbrio Térmico e o Fornecimento de Água para a população da bacia. A Tabela 41 apresenta a relação entre os métodos e o benefício valorado, bem como o valor econômico para cada um. O valor final encontrado foi de R\$ 6.200.965,00.

Tabela 41: Valor Econômico dos Serviços Ecosistêmicos afetados segundo o cenário 6.

Benefício	Método	Valor Econômico (R\$)
Provisão de Alimentos	RS de Produção Agrícola	1.597.200
Controle de Erosão	Valor Econ. de Reconstituição do Solo	2.442.926
Recursos Madeireiros	RS Exploração Rec. Madeireiros	403.078
Proteção Contra Enchentes	Custo de Recuperação da Mata Ciliar	393.155
Equilíbrio Térmico	Custo de Recuperação Florestal	85.673
Fornecimento de Água	Custo do Serviço de Purificação de Água	1.283.245
	Total	6.205.276

Cenário 7 – Impacto Intensificado com Perda da Renda de Geração de Energia: Neste cenário foram somados aos benefícios anteriores a perda da renda por geração de energias das usinas hidrelétricas da Canastra e dos Bugres como sendo o valor econômico do serviço ecossistêmico de provisão de água bruta. A paralisação do sistema de transposição de bacias pode ser temporária ou permanente, por isso estimou o valor econômico tanto para um período de 7 dias (cenário 7a), como para um prazo de um ano (cenário 7b). Estes valores encontram-se na tabela abaixo. Assim, o valor final dos serviços ecossistêmicos ficará entre 13,6 a 391,5 milhões de reais, dependendo do tempo total de parada do sistema.

Tabela 42: Valor Econômico dos Serviços Ecossistêmicos afetados segundo os cenários 7a e 7b.

Benefício	Método	Valor Econômico (R\$)	
		Cenário 7a	Cenário 7b
Provisão de Alimentos	RS de Produção Agrícola	1.597.200	
Controle de Erosão	Valor Econ. de Reconstituição do Solo	2.442.926	
Recursos Madeireiros	RS Exploração Rec. Madeireiros	403.078	
Proteção Contra Enchentes	Custo de Recuperação da Mata Ciliar	393.155	
Equilíbrio Térmico	Custo de Recuperação Florestal	85.673	
Água para Consumo	Custo do Serviço de Purificação de Água	1.283.245	
Água Bruta	Valor de Provisão para Geração de Energia	7.388.431	385.253.894
Total		13.593.707	391.459.170

Cenário 8 – Impacto Extremo: por fim, neste item é apresentando o pior cenário dos impactos causados pelo rompimento da barragem, onde os efeitos podem ser sentidos em toda a bacia, durante um maior período. Assim, neste cenário incluem-se todos os serviços analisados neste trabalho: Provisão de Alimentos e Recursos Madeireiros, Controle de Erosão, Regulação Climática, Interceptação da Água da Chuva e Purificação da Água, bem como a provisão de água para a irrigação.

No primeiro cenário, considerando que atualmente não há demanda por irrigação na bacia do rio Paranhana, chegou-se ao valor de R\$ 391.223.907,00 (cenário 8a), conforme pode ser observado na Tabela 43. Contudo, se considerarmos que toda a área de lavoura fosse plantada com cultivos de milho, utilizando sistemas de irrigação com tecnologias avançadas, esse valor poderá chegar a R\$ 397.321.068,00.

Tabela 43: Valor Econômico dos Serviços Ecossistêmicos afetados segundo os cenários 8a e 8b.

Benefício	Método	Valor Econômico (R\$)	
		Cenário 8a	Cenário 8b
Provisão de Alimentos	RS de Produção Agrícola	1.597.200	
Controle de Erosão	Valor Econ. de Reconstituição do Solo	2.442.926	
Recursos Madeireiros	RS Exploração Rec. Madeireiros	403.078	
Proteção Contra Enchentes	Custo de Recuperação da Mata Ciliar	393.155	
Equilíbrio Térmico	Custo de Recuperação Florestal	85.673	
Água para Consumo	Custo do Serviço de Purificação de Água	1.283.245	
Água Bruta	Valor de Provisão para Geração de Energia	385.253.894	
	Valor de Provisão para Irrigação	0,0	5.861.898
Total		391.223.907	397.321.068

Para uma melhor análise dos resultados, a Figura 24 mostra os valores monetários finais para cada benefício em cada cenário analisado.

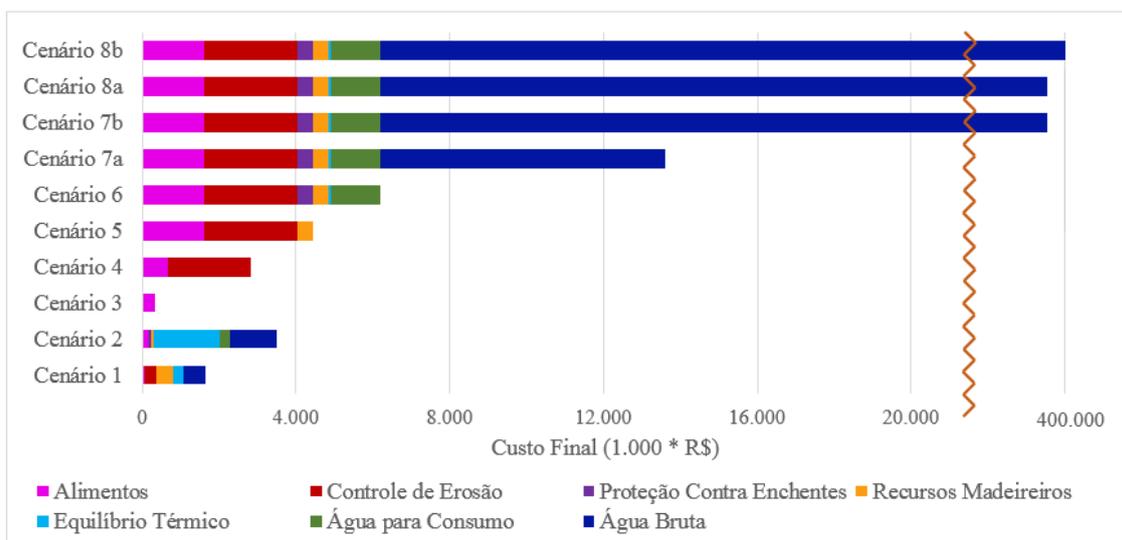


Figura 24: Composição da Valoração dos Cenários

A seguir são apresentadas as análises entre os cenários descritos acima:

- Pode-se observar que o cenário 2 apresentou um valor 2,1 vezes maior que o cenário 1, causado principalmente pela diferença na do serviço ecossistêmico de Regulação Climática. Isso pode ser em decorrência da classificação dos serviços adotada entre método de Costanza *et al.* e do método de De Groot *et al.*, e também, pelo aumento do número de estudos na área que propiciaram uma maior e mais refinada base de dados. Consequentemente, se esperava que o valor dos serviços ecossistêmicos aumentaria de um método para outro, contudo os serviços de Controle de Erosão, de Recursos Madeireiros e Provisão de Água obtiveram decréscimos nos seus resultados finais.
- Cabe destacar que os métodos de Valor Médio Anual (tradicional) dos cenários 1 e 2 geram valores anuais, enquanto os métodos dos demais cenários referem-se aos impactos ocorridos durante toda a evolução do rompimento da barragem. Assim, para esse período, os valores dos cenários 1 e 2 são respectivamente R\$ 1.635.071,00 e R\$ 3.489.395,00. Com essa análise, o cenário 1 apresentou um valor 243,0 vezes inferior ao valor do cenário 8b, enquanto o cenário 2 apresentou um valor 113,9 vezes menor quando comparado a este mesmo cenário.
- Os benefícios de Controle de Erosão, de Provisão de Água e de Proteção Contra Enchentes apresentaram valores significativamente maiores quanto utilizados métodos específicos de valoração do em comparação os métodos

tradicionais (Costanza e De Groot), sendo, por exemplo, o valor estimado para o benefício de Água para Consumo foi de 165,3 maior no cenário 8 em comparação ao cenário 1 e o benefício de Controle da Erosão no cenário 8 foi 195,3 vezes maior que o estimado no cenário 2.

- Já para o benefício de Recursos Madeireiros, o valor estimado nos cenários 6, 7 e 8 foi aproximadamente igual ao encontrado no cenário 1. Entretanto, comparado ao cenário 2, este foi cerca de 1.704 vezes maior.
- O único serviço em que os cenários 1 e 2 apresentaram valores maiores foi o de Regulação Climática, onde o cenário 1 chegou a um valor 3,4 vezes maior comparado aos cenários 6 a 8, e o cenário 2 chegou a um valor aproximadamente 20 vezes maior destes mesmos cenários.
- Os cenários 3, 4 e 5 podem ser utilizados para valorar o impacto da ocorrência de uma falha em barragens de água que seja possível reparar em um curto período de tempo, pois as metodologias são limitadas à mancha de inundação. No entanto, os cenários 6, 7 e 8 expressam melhor as consequências sobre os serviços ecossistêmicos causadas pelo rompimento completo da barragem.
- Quanto analisado o benefício de Água Bruta, a metodologia definida deste trabalho obteve resultados de até 327 vezes maior do que dos métodos tradicionais (Valor Médio Anual) nos cenários de 1 e 2, o que pode indicar que é necessária uma melhor ponderação dos critérios utilizados na aplicação do método. Ou ainda que os dois primeiros métodos subestimam fortemente o valor deste serviço, o que pode indicar que não seriam adequados para a valoração de eventos de rompimento de barragens.

6. CONCLUSÃO

A valoração dos serviços ecossistêmicos pode desempenhar um importante papel ao permitir um diagnóstico economicamente ponderado de questões ambientais atuais e futuras, como nos casos de rompimento de barragens. Ela é uma ferramenta que permite compreender a ligação entre a natureza e o bem-estar humano, e assim, orientar as decisões em relação às perdas e ganhos que cada atividade humana gera ao ecossistema. Neste trabalho foi estimado o valor econômico para serviços ecossistêmicos que seriam afetados pelo rompimento de uma barragem, tendo como estudo de caso a barragem da Usina Hidrelétrica da Canastra (Canela/RS), com 0,37 hm³ de volume e que afetaria uma área de 91,6 hectares.

Partindo dos objetivos específicos propostos, destaca-se que:

- Os principais serviços ecossistêmicos afetados por rompimentos de barragens são provenientes da interação água-solo, destacando os serviços de regulação da água e de formação do solo.
- Para a área de estudo, os cinco serviços mais relevantes definidos foram a Regulação Climática, a Interceptação da Água da Chuva, a Purificação da Água, a Disponibilidade de Matéria-Prima e a Formação do Solo. Os benefícios estimados provenientes destes serviços foram: o Equilíbrio Térmico, a Proteção Contra Enchentes, a Disponibilidade de Recursos Madeireiros, a Provisão de Alimentos, o Controle de Erosão, a Água para Consumo e a Provisão de Água para outros fins.
- Os valores estimados variaram entre R\$ 85.673,00 (Custo de Recuperação Florestal para o benefício de Equilíbrio Térmico) e R\$ 2.442.926,00 (Custo de Reconstituição do Solo para o benefício do Controle de Erosão), excetuando-se do método valoração do Custo de Armazenamento de Água que somou R\$ 391.115.792,00 para o benefício de regulação da água bruta no pior cenário. Este valor pode talvez até justificar a construção emergencial de uma nova barragem caso as perdas de culturas por falta de água se confirmem na região. Cabe destacar aqui que os métodos utilizados se limitaram em estimar o Valor de Uso (VU) destes serviços, e não o seu Valor Econômico Total (VET).

- Na comparação dos cenários montados a partir das técnicas de valoração, foi possível observar que o tradicional método de Costanza *et al.* (1997) subestima em comparação com de De Groot *et al.* (2012), devido a diferença de categorização dos serviços ecossistêmicos e da disponibilidade de dados científicos atualizados, principalmente os serviços de Regulação Climática e Oferta de Água.
- Já uma abordagem de cenarização com valoração a partir de uma gradativa inclusão de impactos mostrou que o método de De Groot *et al.* (2012) resulta em maior valor se não é incluído o benefício da água bruta. Com a inclusão deste benefício, o maior valor foi calculado para a valoração a partir de funções de produção, conforme apresentado no cenário 7.
- Dada a natureza do impacto ambiental causado pelo rompimento de uma barragem, a simplicidade da técnica de Valor Médio Anual (baseado em uma média de vários outros estudos), e a diferença nos cálculos entre os cenários, sugere-se cautela na valoração dos serviços ecossistêmicos para este bioma específico.

7. RECOMENDAÇÕES

É importante realizar a valoração dos serviços ecossistêmicos em toda a bacia hidrográfica, uma vez que os serviços de altíssimo valor econômico podem ser impactados mesmo fora da área da mancha de inundação. Alterando de forma significativa o valor final estimado.

Como recomendações para estudos de valoração ambiental de rompimentos de barragens, a serem realizados de forma similar aos procedimentos aqui demonstrados, os resultados sugeriram que os valores são especialmente muito sensíveis ao tipo de produção agrícola existente na área. Portanto a correta identificação das culturas produzidas na região, por meio de pesquisas de campo, é essencial para a aplicação dos métodos.

Sugere-se ainda a realização de estudos que indiquem qual o grau de detalhamento mínimo necessário dos dados biofísicos (estudos hidrológicos, sedimentológicos, diagnóstico florestal, entre outros) para alcançar uma resposta com um nível de precisão adequado à valoração dos serviços ecossistêmicos.

Por fim, como estudo futuro, sugere-se que sejam aplicados métodos de função de demanda (disposição a pagar) para estes mesmos serviços ecossistêmicos a fim de obter o Valor Econômico Total (VET) e não apenas o Valor de Uso (VU) destes serviços. Estas recomendações serão importantes no decorrer do tempo, pois serão utilizadas futuramente em estudos ambientais de atividades humanas geram significativos impactos ao meio ambiente, como a construção e descomissionamento de barragem, fornecendo informações importantes para os tomadores de decisão da região afetada.

8. REFERÊNCIAS

- BRASIL, Agência Nacional de Águas - ANA. **Atlas Brasil: abastecimento urbano de água**. 2010. Disponível em: <<http://atlas.ana.gov.br/atlas/forms/analise/Geral.aspx?est=3>>. Acesso em: 14 jan. 2020.
- BRASIL, Fundação Nacional De Saúde, Ministério da Saúde - FUNASA. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS**. Brasília: FUNASA, 2014. Disponível em: <<http://www.funasa.gov.br>>.
- BRASIL, Agência Nacional de Águas - ANA. **Relatório de Segurança de Barragens 2016**. Brasília: ANA, 2017.
- BRASIL, Agência Nacional de Águas - ANA. **Relatório de Segurança de Barragens 2017**. Brasília: ANA, 2018.
- ANDRADE, Daniel Caixeta. **Modelagem e valoração de serviços ecossistêmicos: uma contribuição da economia ecológica**. 2010. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Econômico, Espaço e Meio Ambiente) - Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2010.
- ANDRADE, Stella Braga De; VALE, Vitor Lages do; SALIBA, Aloysio Portugal Maia; NASCIMENTO, Nilo de Oliveira. Avaliação da concentração de sólidos totais na bacia do Rio Paraopeba após ruptura da Barragem I - Brumadinho. **Revista Augustus**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 49, p. 100–112, 2019.
- ARMBRECHT, John. Use value of cultural experiences: A comparison of contingent valuation and travel cost. **Tourism Management**, Gothenburg, v. 42, p. 141–148, 2014. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S026151713002082>>
- BARBIER, Edward B. Valuing ecosystem services as productive inputs. **Economic Policy**, v. 22, n. 49, p. 177–229, 2007. Disponível em: <<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-33845892761&partnerID=tZOtx3y1>>.
- BARCELOS, Tiago Soares; MOTA, Loyslene Freitas. A tragédia de Mariana/MG e a valoração econômica e ambiental da área atingida: método TEEB. **II Simpósio de Produção Científica da UNIFESSPA**, 2018.
- BARRIOS, Edmundo. Soil biota, ecosystem services and land productivity. **Ecological Economics**, v. 64, n. 2, p. 269–285, 2007. DOI 10.1016/j.ecolecon.2007.03.004.
- BATEMAN, Ian J.; MACE, Georgina M.; FEZZI, Carlo; ATKINSON, Giles; TURNER, Kerry. Economic analysis for ecosystem service assessments. **Environmental and Resource Economics**, v. 48, n. 2, p. 177–218, 2011. DOI <https://doi.org/10.1007/s10640-010-9418-x>.
- BATEMAN, Ian J.; TURNER, R. Kerry. Evaluation of the environment: the contingent valuation method. London, p. 108, 1992. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/239757571>>.
- BBC NEWS. **Laos dam collapse: Many feared dead as floods hit villages**. 2018. Disponível em: <<https://www.bbc.com/news/world-asia-44935495>>. Acesso em: 27 mar. 2019.

- BBC NEWS BRASIL. **As conclusões da CPI de Brumadinho no Senado, que pede indiciamento de 14 pessoas por homicídio**. 2019. Disponível em: <<https://www.bbc.com/portuguese/brasil-48848882>>. Acesso em: 30 out. 2019.
- BOYD, James; BANZHAF, Spencer. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological Economics**, v. 63, n. 2, p. 616–626, 2007. DOI <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002>.
- BRITES, Geovanna. **Análise detecta rejeitos no trecho do Rio Paraopeba em Pompeu**. 2019. Disponível em: <<https://g1.globo.com/mg/centro-oeste/noticia/2019/02/14/analise-detecta-rejeitos-no-trecho-do-rio-paraopeba-em-pompeu.ghtml>>. Acesso em: 14 fev. 2019.
- BRONDÍZIO, Eduardo S.; GATZWEILER, Franz W. The socio-cultural context of ecosystem and biodiversity valuation. In: PUSHKAM KUMAR (Ed.). **The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations**. London and Washington: Earthscan, 2010. p. 149–182.
- CAMILO, Jennifer Alves; TIGGES, Christoph Hermann Passos; ANDRADE, Camilo de Lelis Teixeira de; RESENDE, Álvaro Vilela de Resende; BORGHI, Emerson. **Produtividade da água do milho irrigado para diferentes condições de manejo do sistema de produção**. Sete Lagoas: EMBRAPA Milho e Sorgo, 2019.
- CHABARIBERY, Denyse; DA SILVA, José Roberto; TAVARES, Luis Fernando de Jesus; LOLI, Maria Venina Barbosa; DA SILVA, Mário Roberto; MONTEIRO, Ana Victória V. M. Recuperação de matas ciliares: sistemas de formação de floresta nativa em propriedades familiares. **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 38, n. 6, p. 7–20, 2008.
- CHAPIN, Francis Stuart; MATSON, Pamela A.; MOONEY, Harold A. **Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology**. New York: Springer-Verlag, 2002.
- CHENG, Xin; VAN DAMME, Sylvie; LI, Luyuan; UYTENHOVE, Pieter. Evaluation of cultural ecosystem services: A review of methods. **Ecosystem Services**, v. 37, p. 100925, 2019. DOI <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100925>.
- COMUSA. Relatório de Atividades 2018. Novo Hamburgo, 2019. Disponível em: <<http://www.comusa.rs.gov.br/index.php/institucional/balanco>>. Acesso em: 23 dez. 2019.
- CONAB - COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Custos de Produção Agrícola: A metodologia da CONAB**. Brasília: CONAB, 2010. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br/conabweb/download/safra/custos.pdf>>.
- CONAB - COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. Custos de Produção: Milho e Batata Doce. 2019. Disponível em: <<https://portaldeinformacoes.conab.gov.br/custos-de-producao-dashboard>> Acesso em 19 nov. 2019.
- COSTANZA, Robert; D'ARGE, Ralph; DE GROOT, Rudolf; FARBERLL, Stephen; GRASSOT, Monica; HANNON, Bruce; LIMBURG, Karin; NAEEM, Shahid; NEILLT, Robert V. O.; PARUELO, Jose; RASKIN, Robert G.; SUTTON, Paul; VAN DEN BELT, Marjan. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253–260, 1997. DOI <https://doi.org/10.1038/387253a0>.

- COSTANZA, Robert; DE GROOT, Rudolf; SUTTON, Paul; VAN DER PLOEG, Sander; ANDERSON, Sharolyn J.; KUBISZEWSKI, Ida; FARBER, Stephen; TURNER, R. Kerry. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, n. 1, p. 152–158, 2014. DOI <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- CRANE, Jeff. “Setting the river free”: The removal of the Edwards dam and the restoration of the Kennebec River. **Water History**, v. 1, n. 2, p. 131–148, 2009. DOI [10.1007/s12685-009-0007-2](https://doi.org/10.1007/s12685-009-0007-2)
- CZEMBROWSKI, Piotr; KRONENBERG, Jakub. Hedonic pricing and different urban green space types and sizes: Insights into the discussion on valuing ecosystem services. **Landscape and Urban Planning**, v. 146, p. 11–19, 2016. DOI <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.10.005>
- DAILY, Gretchen C. **Nature’s Services: societal dependence on natural ecosystems**. Washington, DC: Island Press, 1997.
- DE FREITAS, Carlos Machado et al. From Samarco in Mariana to vale in Brumadinho: Mining dam disasters and public health. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 35, n. 5, p. 1–7, 2019.
- DE GROOT, Rudolf; VAN DER PERK, Johan; CHIESURA, Anna; MARGULIEW, Sophie. Ecological functions and socio-economic values of critical natural capital as a measure for ecological integrity and environmental health. In: CRABBÉ, Philippe; RYSZKOWSKI, Lech; WESTRA, Laura (Eds.). **Implementing Ecological Integrity: Restoring Regional and Global Environmental and Human Health**. Dordrecht/Boston/London: Springer, 2000. p. 191–214.
- DE GROOT, Rudolf; BRANDER, Luke; VAN DER PLOEG, Sander; COSTANZA, Robert; BERNARD, Florence; BRAAT, Leon; CHRISTIE, Mike; CROSSMAN, Neville; GHERMANDI, Andrea; HEIN, Lars; HUSSAIN, Salman; KUMAR, Pushpam; MC VITTIE, Alistair; PORTELA, Rosimeiry; RODRIGUEZ, Luis C.; TEN BRINK, Patrick; VAN BEUKERING, Pieter. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. **Ecosystem Services**, v. 1, p. 50–61, 2012. DOI <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>.
- DE GROOT, Rudolf; FISHER, Brendan; CHRISTIE, Mike. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. In: PUSHPAM KUMAR (Ed.). **The economics of ecosystems and biodiversity: The ecological and economic foundations**. London and Washington: Earthscan, 2010. p. 1–42.
- DE GROOT, Rudolf S.; WILSON, Matthew A.; BOUMANS, Roelof M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, p. 393–408, 2002. DOI [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7).
- DESMET, P. J. J.; GOVERS, Gerard. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 51, p. 427–433, 1996.

- DIAS, Carlos Alberto; COSTA, Alexandre Silvio Vieira da; GUEDES, Gilvan Ramalho; UMBELINO, Glauco Jose de Matos; SOUSA, Leonardo Gomes de; ALVES, Janete Higino; SILVA, Thamires Gabriele Macedo. Impactos do rompimento da barragem de Mariana na qualidade da água do rio Doce. **Revista Espinhaço - UFVJM**, Diamantina (MG), v. 7, n. 1, p. 21–35, 2018. Disponível em: <<http://www.revistaespinhaco.com/index.php/journal/article/view/203>>.
- ELMQVIST, Thomas; MALBY, Edward. Biodiversity, ecosystems and ecosystem services. In: PUSHPAM KUMAR (Ed.). **The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations**. London and Washington: Earthscan, 2010. p. 41–104.
- ERICKSEN, Polly; DE LEEUW, Jan; SAID, Mohammed; SILVESTRI, Silvia; ZAI-BET, Lokman. Mapping ecosystem services in the Ewaso Ng'iro catchment. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 8, n. 1–2, p. 122–134, 2012. DOI 10.1080/21513732.2011.651487.
- ESPANHOL, Gilmar Luiz; ALBUQUERQUE, Jackson Adriano; MAFRA, Álvaro Luiz; NUERNBERG, Névio João; NAVA, Gilberto. Propriedades químicas e físicas do solo modificadas pelo manejo de plantas espontâneas e adubação orgânica em pomar de macieira. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 6, n. 2, p. 83–94, 2007.
- FAHLUND, Andrew. **River Rebirth: Removing Edwards Dam on Maine's Kennebec River**. 2012. Disponível em: <<https://www.nationalgeographic.com/environment/freshwater/lessons-from-the-field-edwards-dam-removal-maine/>>. Acesso em: 31 mar. 2019.
- FARBER, Stephen C.; COSTANZA, Robert; WILSON, Matthew A. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. **Ecological Economics**, v. 41, n. 3, p. 375–392, 2002. DOI 10.1016/S0921-8009(02)00088-5.
- FEDELE, Giacomo; LOCATELLI, Bruno; DJOUDI, Houria. Mechanisms mediating the contribution of ecosystem services to human well-being and resilience. **Ecosystem Services**, n. 28, p. 43–54, 2017. DOI 10.1016/j.ecoser.2017.09.011.
- FISHER, Brendan; TURNER, R. Kerry. Ecosystem services: Classification for valuation. **Biological Conservation**, v. 141, p. 1167–1169, 2008. DOI <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.02.019>.
- FISHER, Brendan; TURNER, R. Kerry; MORLING, Paul. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, v. 68, n. 3, p. 643–653, 2009. DOI <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>.
- FREEMAN III, A. Myrick; HERRIGES, Joseph A.; KLING, Catherine L. **The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods**. 3. ed. New York: RFF PRESS, 2014.
- FU, Bo-Jie; SU, Chang-Hong; WEI, Yong-Ping; WILLETT, Ian R.; LÜ, Yi-He; LIU, Guo-Hua. Double counting in ecosystem services valuation: causes and countermeasures. **Ecological Research**, v. 26, p. 1–14, 2011. DOI 10.1007/s11284-010-0766-3.

- G1. **Brumadinho antes e depois: veja imagens do rompimento de barragem da Vale.** 2019. Disponível em: <<https://g1.globo.com/mg/minas-gerais/noticia/2019/01/25/antes-e-depois-veja-imagens-do-rompimento-de-barragem-da-vale-em-brumadinho-mg.ghtml>>. Acesso em: 14 abr. 2019.
- G1 CENTRO-OESTE. **Necessidade de novo ponto de captação de água “é realidade”, aponta comitê emergencial em Pará de Minas.** 2019. Disponível em: <<https://g1.globo.com/mg/centro-oeste/noticia/2019/02/15/necessidade-de-novo-ponto-de-captacao-de-agua-e-discutida-durante-reuniao-do-comite-emergencial-em-para-de-minas.ghtml>>. Acesso em: 15 fev. 2019.
- G1 MINAS. **Barragem da Vale se rompe em Brumadinho, MG.** 2019a. Disponível em: <<https://g1.globo.com/mg/minas-gerais/noticia/2019/01/25/bombeiros-e-defesa-civil-sao-mobilizados-para-chamada-de-rompimento-de-barragem-em-brumadinho-na-grande-bh.ghtml>>. Acesso em: 9 abr. 2019.
- G1 MINAS. **Estrada pertencente à Vale será liberada para moradores isolados desde a tragédia de Brumadinho, diz Defesa Civil.** 2019b. Disponível em: <<https://g1.globo.com/mg/minas-gerais/noticia/2019/02/13/estrada-pertencente-a-vale-sera-liberada-para-moradores-isolados-desde-a-tragedia-de-brumadinho-diz-defesa-civil.ghtml>>. Acesso em: 13 fev. 2019.
- G1 MINAS GERAIS. **Barragem se rompe, e enxurrada de lama destrói distrito de Mariana.** 2015. Disponível em: <<http://g1.globo.com/minas-gerais/noticia/2015/11/barragem-de-rejeitos-se-rompe-em-distrito-de-mariana.html>>. Acesso em: 9 abr. 2019.
- GARCIA, X.; COROMINAS, LI.; PARGAMENT, D.; ACUÑA, V. Is river rehabilitation economically viable in water-scarce basins? **Environmental Science & Policy**, v. 61, p. 154–164, 2016. DOI <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.011>.
- GRIZZETTI, B.; LANZANOVA, D.; LIQUETE, C.; REYNAUD, A.; CARDOSO, A. C. Assessing water ecosystem services for water resource management. **Environmental Science & Policy**, v. 61, p. 194–203, 2016. DOI <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.008>.
- GUO, Zhongwei; XIAO, Xiangming; GAN, Yaling; ZHENG, Yuejun. Ecosystem functions, services and their values – a case study in Xingshan County of China. **Ecological Economics**, v. 38, p. 141–154, 2001. DOI [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(01\)00154-9](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(01)00154-9).
- HAINES-YOUNG, Roy; POTSCHIN, Marion. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: RAFFAELLI, David G.; FRID, Christopher L. J. (Eds.). **Ecosystem Ecology: A New Synthesis**. Ecological Reviews Cambridge: Cambridge University Press, 2010. p. 110–139.
- HARDIN, Garrett. The tragedy of the commons. **Science**, v. 162, n. 3859, p. 1243–1248, 1968. DOI [10.1126/science.162.3859.1243](https://doi.org/10.1126/science.162.3859.1243).
- HIGGINBOTTOM, Justin. **230,000 Died in a Dam Collapse That China Kept Secret for Years.** 2019. Disponível em: <<https://www.ozy.com/flashback/230000-died-in-a-dam-collapse-that-china-kept-secret-for-years/91699>>. Acesso em: 27 mar. 2019.

- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2010. CENSO 2010: Cidades. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em 25 jul. 2019.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2019. SIDRA: **Produção Agrícola Municipal**: Tabela 5457 - Área plantada ou destinada à colheita, área colhida, quantidade produzida, rendimento médio e valor da produção das lavouras temporárias e permanentes. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/5457>>. Acesso em 25 jul. 2019.
- INSTITUTO ESCOLHAS. **Quanto é? Plantar Floresta**. 2019. Disponível em: <<http://quantoefloresta.escolhas.org/saiba-mais>>. Acesso em: 27 dez. 2019.
- IPEA. **O Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil**. 2013. Disponível em: <<http://atlasbrasil.org.br/2013/pt/>>. Acesso em: 5 jan. 2020.
- JONES, Benjamin A.; RIPBERGER, Joseph; JENKINS-SMITH, Hank; SILVA, Carol. Estimating willingness to pay for greenhouse gas emission reductions provided by hydropower using the contingent valuation method. **Energy Policy**, v. 111, p. 362–370, 2017. DOI <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2017.09.004>.
- KUBISZEWSKI, Ida; COSTANZA, Robert; ANDERSON, Sharolyn; SUTTON, Paul. The future value of ecosystem services: Global scenarios and national implications. **Ecosystem Services**, v. 26, p. 289–301, 2017. DOI [10.1016/j.ecoser.2017.05.004](https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.004).
- LA NOTTE, Alessandra; D’AMATO, Dalia; MÄKINEN, Hanna; PARACCHINI, Maria Luisa; LIQUETE, Camino; EGOH, Benis; GENELETTI, Davide; CROSSMAN, Neville D. Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. **Ecological Indicators**, v. 74, p. 392–402, 2017. DOI <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.030>.
- LEMONS, Andrea Cristina Conceição. **Análise Geológico-Geomorfológica da Bacia Hidrográfica do Rio Paranhana/RS para o Reconhecimento de Ambientes Vulneráveis**. 2014. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014. Disponível em: <<http://journal.stainkudus.ac.id/index.php/equilibrium/article/view/1268/1127>>.
- LEPSCH, Igor F. **Formação e Conservação dos Solos**. São Paulo: Oficina dos Textos, 2002.
- LONGO, Mariana Hortelani Carneseca; RODRIGUES, Ricardo Ribeiro. Análise de serviços ecossistêmicos na Avaliação de Impacto Ambiental: proposta e aplicação em um empreendimento minerário. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 43, n. Edição Especial: Avaliação de Impacto Ambiental, p. 103–125, 2017. DOI [10.5380/dma.v43i0.54106](https://doi.org/10.5380/dma.v43i0.54106).
- MANTOVANI, Everardo C.; DELAZARI, Fábio T.; DIAS, Luiz Eduardo; DE ASSIS, Igor R.; VIEIRA, Gustavo H.S.; LANDIM, Felipe M. Eficiência no uso da água de duas cultivares de batata-doce em resposta a diferentes lâminas de irrigação. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 31, n. 4, p. 602–606, 2013.

- MAPBIOMAS. **Coleção 3.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**, 2019. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-2-1>>. Acesso em: 13 maio 2019.
- MATSUNAGA, Minoru; BEMELMANS, Paul Frans; TOLEDO, Paulo Edgard Nascimento de; DULLEY, Richard Domingues; OKAWA, Hiroshige; PEDROSO, Iby Arvatti. Metodologia de custo de produção utilizada pelo IEA. **Agricultura em São Paulo**, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 123–139, 1976.
- MAYER, Marius; WOLTERING, Manuel. Assessing and valuing the recreational ecosystem services of Germany's national parks using travel cost models. **Ecosystem Services**, v. 31, p. 371–386, 2018. DOI <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.12.009>.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment**. Washington, DC: Island Press, 2005. Disponível em: <<https://www.millenniumassessment.org/en/Framework.html>>
- MINAS GERAIS (Estado). **Relatório: Avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG**. Belo Horizonte: Secretaria de Estado de Desenvolvimento Regional, Política Urbana e Gestão Metropolitana, 2016.
- MIRAGLIA, Simone Georges El Khouri; SALDIVA, Paulo Hilário Nascimento; BÖHM, György Miklós. An Evaluation of Air Pollution Health Impacts and Costs in São Paulo, Brazil. **Environmental Management**, v. 35, n. 5, p. 667–676, 2005. DOI 10.1007/s00267-004-0042-9.
- MOTERLE, Diovane Freire; BORTOLUZZI, Edson Campanhola; CASALI, Carlos Alberto; KAMINSKI, João; RHEINHEIMER, Danilo dos Santos; BRUNETTO, Gustavo; MELO, George Wellington de. Alteração da mineralogia e dos atributos químicos de um Neossolo Litólico cultivado com videira na Serra Gaúcha do Rio Grande do Sul. In: XXXI CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO 2007, Gramado - RS. **Anais...** Gramado - RS
- MOTTA, Ronaldo Seroa Da. **Manual para Valoração Econômica de Recursos Ambientais**. Rio de Janeiro: IPEA/MMA/PNUD/CNPq, 1997.
- MOTTA, Ronaldo Seroa Da. Valoração e precificação dos recursos ambientais para uma economia verde. **Economia Verde: Desafios e oportunidades**, n. 8, p. 179–190, 2011.
- NEHME, Magnus Carlotto. **Aplicação do Método de Efeitos na Avaliação de Planos de Bacias Hidrográficas**. 2010. Dissertação (Mestrado em Economia) - Faculdade de Ciências Econômicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.
- ODUM, Eugene. **Fundamentos de Ecologia**. 6. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2001.
- OLIVEIRA, Alisson Medeiros De; COSTA, Diógenes Félix da Silva; ARAÚJO, Wanderson Silva de; SILVA, Elza Edimara Soares da. Análise dos serviços ecossistêmicos em reservatórios da Região Nordeste Semiárida do Brasil. **REGNE**, v. 2, n. Número Especial, p. 1447–1458, 2016.

- PAGIOLA, Stefano; RITTER, Konrad Von; BISHOP, Joshua. **How Much is an Ecosystem Worth? Assessing the Economic Value of Ecosystem Conservation Environment Department Paper**. Washington, DC: IUCN, 2004. Disponível em: <<http://www.cbd.int/doc/case-studies/inc/cs-inc-iucn-nc-wb-en.pdf>>.
- PANDEYA, B.; BUYTAERT, W.; ZULKAFI, Z.; KARPOUZOGLOU, T.; MAO, F.; HANNAH, D. M. A comparative analysis of ecosystem services valuation approaches for application at the local scale and in data scarce regions. **Ecosystem Services**, v. 22, p. 250–259, 2016. DOI <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.015>.
- PANDOLFO, Luana. **Estudos de Metodologias de Avaliação de Impactos Ambientais em Hidroelétricas**. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017. Disponível em: <<https://lume.ufrgs.br/handle/10183/165295>>
- PARANAIBA, Guilherme; WERNECK, Gustavo. **Mais de 30 horas depois, Vale envia mais respostas sobre Brumadinho**. 2019. Disponível em: <https://www.em.com.br/app/noticia/gerais/2019/02/14/interna_gerais,1030597/mais-de-30-horas-depois-vale-envia-mais-respostas-sobre-brumadinho.shtml>. Acesso em: 18 fev. 2019.
- PASCUAL, Unai; MURADIAN, Roldan; BRANDER, Luke; GÓMEZ-BAGGETHUN, Erik; MARTÍN-LÓPEZ, Berta; VERMA, Madhu; ARMSWORTH, Paul; CHRISTIE, Michael; CORNELISSEN, Hans; EPPINK, Florian; FARLEY, Joshua; PEARSON, Leonie; PERRINGS, Charles; POLASKY, Stephen; MCNEELY, Jeffrey; NORGAARD, Richard; SIDDIQUI, Rehana; SIMPSON, R. David; TURNER, R. Kerry. The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. In: PUSH-PAM KUMAR (Ed.). **The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Ecological and Economic Foundations**. London and Washington: Earthscan, 2010. p. 183–255.
- PEARCE, David. **Economic Valuation and the Natural World** London and Norwich, UK, 1992.
- PEARCE, David; MORAN, Dominic. **The Economic Value of Biodiversity**. London, UK: Earthscan Publications Ltd., 1994.
- PERREIRA, Vicente de Paula; FERREIRA, Manoel Evaristo; CRUZ, Mara Cristina Pessoa Da. **Solos altamente suscetíveis à erosão**. Jaboticabal: FCAV - UNESP/SBCS, 1994.
- PROFILL. **Plano de uso e ocupação do solo no entorno do reservatório da UHE Canastra**. 2011. Secretaria Estadual de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.
- PROFILL. **Plano de Bacia: Relatório Final Síntese RFS - Fase C. 2014**. Secretaria Estadual de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.
- REMME, Roy P.; EDENS, Bram; SCHRÖTER, Matthias; HEIN, Lars. Monetary accounting of ecosystem services: A test case for Limburg province, the Netherlands. **Ecological Economics**, v. 112, p. 116–128, 2015. DOI <https://doi.org/10.1016/j.ecol.econ.2015.02.015>.

- REMME, Roy P.; SCHRÖTER, Matthias; HEIN, Lars. Developing spatial biophysical accounting for multiple ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 10, p. 6–18, 2014. DOI 10.1016/J.ECOSER.2014.07.006.
- RICO, M.; BENITO, G.; DÍEZ-HERRERO, A. Floods from tailings dam failures. **Journal of Hazardous Materials**, v. 154, n. 1, p. 79–87, 2008. DOI doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.110.
- ROMA, Júlio César; SACCARO Junior, Nilo Luiz; MATION, Lucas Ferreira; PAULSEN, Sandra Silva; VASCONCELLOS, Pedro Gasparinetti. A Economia de Ecossistemas e da Biodiversidade no Brasil (TEEB-BRASIL): análise de lacunas texto para discussão. Rio de Janeiro, RJ: IPEA, 2013.
- ROMEIRO, Ademar Ribeiro; MAIA, Alexandre Gori. **Avaliação de custos e benefícios ambientais**. Brasília: ENAP, 2011.
- SANTANA, Antônio Cordeiro De; SANTANA, Ádamos Lima de; SANTANTA, Ádina Lima de; FOMES, Sérgio Castro; SALOMÃO, Rafael de Paiva. Valoração dos danos ambientais causados por hidrelétricas para a produção de energia na bacia do Tapajós. **Reflexões Econômicas**, v. 1, n. 1, p. 31–48, 2015.
- SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. **Inventário Florestal Nacional**: principais resultados: Rio Grande do Sul. Brasília: MMA, 2018.
- SHENG, Jichuan; QIU, Hong; ZHANG, Sanfeng. Opportunity cost, income structure, and energy structure for landholders participating in payments for ecosystem services: Evidence from Wolong National Nature Reserve, China. **World Development**, v. 117, p. 230–238, 2019. DOI doi.org/10.1016/j.worlddev.2019.01.016.
- SILVA, Adriano Alves Da; SILVA, Paulo Regis Ferreira da; SUHRE, Elias; ARGENTA, Gilber; STRIEDER, Mércio Luiz; RAMBO, Lisandro. Sistemas de coberturas de solo no inverno e seus efeitos sobre o rendimento de grãos do milho em sucessão. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 37, n. 4, p. 928–935, 2007.
- SILVA, Helton Damin Da; BELLOTE, Antonio F. Jurado; FERREIRA, Carlos Alberto; BOGNOLA, Itamar Antonio. Recomendação de solos para *Araucaria angustifolia* com base nas suas propriedades físicas e químicas. **Boletim de Pesquisa Florestal EMBRAPA**, Colombo, v. 43, n. 1, p. 61–74, 2001.
- SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre, 2004.
- SONE, Jullian S.; GESUALDO, Gabriela C.; ZAMBONI, Pedro A. P.; VIEIRA, Nelson O. M.; MATTOS, Tiago S.; CARVALHO, Glauber A.; RODRIGUES, Dulce B. B.; ALVES SOBRINHO, Teodorico; OLIVEIRA, Paulo Tarso S. Water provisioning improvement through payment for ecosystem services. **Science of The Total Environment**, v. 655, p. 1197–1206, 2019. DOI doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.319.
- TAVARES, Victor Emanuel Quevedo; RIBEIRO, Márcia Maria Rios; LANNA, Antonio Eduardo Leão. Valoração monetária de bens e serviços ambientais: revisão do Estado-da-Arte sob a ótica da gestão das águas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos RBRH**, v. 6, n. 3, p. 97–116, 1999.

- TEEB. **A economia dos ecossistemas e da biodiversidade**: TEEB para formuladores de políticas locais e regionais. Qualytá, 2010a.
- TEEB. **A economia dos ecossistemas e da Biodiversidade**: Integrando a economia da natureza uma síntese da abordagem conclusões e recomendações TEEB. [s.l.]: TEEB, 2010b. Disponível em: <[http://www.teebweb.org/Portals/25/TEEB_Synthesis/TEEB_Sintese-Portugues_web\[1\].pdf](http://www.teebweb.org/Portals/25/TEEB_Synthesis/TEEB_Sintese-Portugues_web[1].pdf)>
- TIECHER, Tales. **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil**: práticas alternativas de manejo visando a conservação do solo e da água. Porto Alegre: UFRGS, 2016.
- TSCHIEDEL, Arthur da Fontoura. **Avaliação de fontes de Incerteza em Estudos de Rompimento de Barragens**. 2017. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017.
- VIANA, João Paulo. Os pescadores da bacia do rio Doce: Subsídios para a mitigação dos impactos socioambientais do desastre da Samarco em Mariana, Minas Gerais. **IPEA - Boletim Regional, Urbano e Ambiental**, v. 16, p. 102–114, 2017.
- WALLACE, Ken J. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. **Biological Conservation**, v. 139, n. 3–4, p. 235–246, 2007.
- WANG, Guihua; FANG, Qinhuo; ZHANG, Luoping; CHEN, Weiqi; CHEN, Zhenming; HONG, Huasheng. Valuing the effects of hydropower development on watershed ecosystem services: Case studies in the Jiulong River Watershed, Fujian Province, China. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 86, n. 3, p. 363–368, 2010. DOI <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.03.022>.
- WEILL, Mara de Andrade Marinho; SPAROVEK, Gerd. Estudo da erosão na microbacia do ceveiro - Piracicaba, SP I - Estimativa das taxas de perda de solo e estudo de sensibilidade dos fatores do modelo EUPS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 2, p. 801–814, 2008.
- WILLIAMS, Jimmy. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. In: **Present and prospective technology for predicting sediment yield and sources**. Washington, DC: US Gov. Print, 1975. p. 244–252.
- XU, Yao; ZHANG, Limin; JIA, Jinsheng. Lessons from catastrophic dam failures in August 1975 in Zhumadian, China. In: (Krishna R. Reddy, Milind V. Khire, Akram N. Alshawabkeh, Eds.) **GEOCONGRESS 2008: GEOSUSTAINABILITY AND GEOHAZARD MITIGATION 2008**, **Anais...** : American Society of Civil Engineers, 2008.