



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Tayene Oltramari de Souza

**Valoração de danos ambientais em um ecossistema de restinga na Ilha de  
Santa Catarina, Sul do Brasil.**

Florianópolis  
2024

Tayene Oltramari de Souza

**Valoração de danos ambientais em um ecossistema de restinga na Ilha de Santa Catarina, Sul do Brasil.**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de mestre em Avaliação de Impactos Ambientais.

Orientadora: Dr.<sup>a</sup> Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto.

Coorientador: Dr. Kleber Isaac Silva de Souza.

Ficha catalográfica gerada por meio de sistema automatizado gerenciado pela BU/UFSC.

Dados inseridos pelo próprio autor.

Souza, Tayene Oltramari de

Valoração de danos ambientais em um ecossistema de restinga na Ilha de Santa Catarina, Sul do Brasil. / Tayene Oltramari de Souza ; orientadora, Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto, coorientador, Kleber Isaac Silva de Souza, 2024.

117 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2024.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Valoração Econômica de Danos Ambientais. 3. Avaliação de Impactos Ambientais. 4. Serviços Ecossistêmicos. 5. Análise de Habitat Equivalente. I. Pinto, Cátia Regina Silva de Carvalho. II. Souza, Kleber Isaac Silva de. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

Tayene Oltramari de Souza

**Valoração de danos ambientais em um ecossistema de restinga na Ilha de Santa Catarina, Sul do Brasil.**

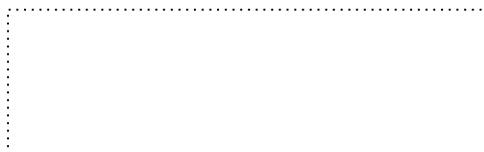
O presente trabalho em nível de Mestrado foi avaliado e aprovado, em 12 de julho de 2024, pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof.(a) Ana Carolina Valerio Nadalini, Dr.(a)  
Instituto Brasileiro de Avaliações e Perícias de Engenharia – IBAP

Prof.(a) Mauro Mendonça Magliano, Dr.(a)  
Instituto Nacional de Criminalística Polícia Federal

Prof.(a) Rodrigo de Almeida Mohedano, Dr.(a)  
Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental atribuído pelo Programa de Pós-Graduação].



Coordenação do Programa de Pós-Graduação



Prof.(a) Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto, Dr.(a)  
Orientador(a)

Florianópolis, 2024.

*“A mente que se abre a uma nova ideia jamais voltará ao seu tamanho original”*  
Albert Einstein

## **AGRADECIMENTOS**

Gostaria de agradecer primeiramente à minha orientadora Dra. Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto por me aceitar como sua aluna de mestrado e por todo o apoio durante o desenvolvimento do trabalho. Ao meu coorientador Dr. Kléber Isaac Silva de Souza que prontamente aceitou me coorientar e o fez de forma muito valiosa para o desenvolvimento desta pesquisa. Aproveito para pedir desculpas por todos os finais de semana os quais eu tomei o tempo de vocês com minhas dúvidas.

Agradeço à minha família, em especial ao meu tio Jaime por me incentivar a iniciar esta jornada e por me oferecer uma base sólida para enfrentar as dificuldades. Ao Rafael, meu amor, por entender minhas ausências e por me ouvir nas horas mais difíceis. À minha irmã Suyene por ser fonte de inspiração e minha injeção de confiança. À minha avó Marlene que fazia aniversário no mesmo dia em que abriu as inscrições para o mestrado. Você não estava mais entre nós mas foi o sinal que eu precisava para decidir iniciar essa etapa, te amo.

Agradeço aos peritos Romão Trauczynski e Alexandre Raupp por se disponibilizarem a me auxiliar na busca de dados sobre a área de estudo. Ao meu colega de grupo de pesquisa Tadeu pelas incursões à campo e pelas discussões que me ajudaram a melhorar a metodologia. Ao professor Mauro pelas diversas vezes que me atendeu quando precisei discutir sobre a execução do meu projeto.

Ao CNPQ pelo apoio financeiro para o desenvolvimento desta pesquisa. Este trabalho não teria sido possível se não tivesse o apoio de cada um de vocês. Agradeço imensamente.

## RESUMO

A degradação do ecossistema de restinga devido à pressão imobiliária das regiões costeiras interfere na produção de serviços ecossistêmicos essenciais para o equilíbrio dos recursos naturais, que impactam diretamente no bem-estar social. Esta pesquisa busca aplicar e comparar diferentes procedimentos de valoração de danos ambientais como subsídio para perícias em ecossistemas de restinga com fitofisionomia herbácea-subarbutiva com um estudo de caso de supressão de vegetação e aterro em uma área de restinga localizada no município de Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. A metodologia inclui a avaliação dos serviços ecossistêmicos impactados, o cálculo da área de habitat necessária para compensar a perda de serviços ecossistêmicos usando a Análise de Equivalência de Habitat (HEA), baseado na análise do índice de Vegetação por Diferença Normalizada, e a determinação do valor econômico do dano ambiental através do método de custo de reposição, com e sem a utilização do HEA. A pesquisa identificou que os serviços ecossistêmicos mais impactados com o dano pertenciam ao grupo dos serviços culturais, enquanto os serviços ecossistêmicos de regulação foram menos impactados e atrelou isto ao fato de que os impactos avaliados possuem em sua maioria relações indiretas com os serviços de regulação. Foi encontrado um coeficiente angular de 0,00009 de variação média do NDVI por dia, o que representa um incremento de 3,285% ao ano no NDVI médio para a área de estudo. A análise resultou no débito de 9,41 SE.ha.ano e em uma área de compensação de 4,82 hectares, considerando a manutenção por 10 anos. O valor econômico do dano ambiental ficou em R\$882.536,86 com o método de análise de equivalência e R\$653.102,91 sem o método de análise de equivalência. A análise revelou que o método de HEA permite a complementação ao método de custo de reposição ao considerar a restauração dos serviços ecossistêmicos perdidos. A pesquisa destaca a importância de selecionar a métrica de avaliação adequada ao tipo de dano e sugere que o NDVI é um método viável para determinar o nível de base dos serviços ecossistêmicos fornecidos antes e depois do dano, e a taxa de recuperação. Conclui que a integração de métodos e a utilização do NDVI melhora a precisão e a abrangência da valoração econômica de danos em perícias ambientais para apuração de danos em áreas de restinga.

**Palavras-chave:** Serviços Ecossistêmicos; Análise de Equivalência de Habitat; Método de Custo de Reposição; Índice de Vegetação por Diferença Normalizada.

## ABSTRACT

The degradation of the restinga ecosystem due to real estate pressure in coastal regions impacts the production of ecosystem services essential for the balance of natural resources, which directly affects social well-being. This research seeks to apply and compare different environmental damage valuation procedures as a subsidy for assessments in restinga ecosystems with herbaceous-subshrub phytophysiognomy, with a case study of vegetation suppression and landfill in a restinga area located in the municipality of Florianópolis, Santa Catarina, Brazil. The methodology includes the evaluation of impacted ecosystem services, the calculation of the habitat area necessary to compensate for the loss of ecosystem services using Habitat Equivalency Analysis (HEA) based on the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) analysis, and the determination of the economic value of environmental damage through the replacement cost method, with and without the use of HEA. The research identified that the most impacted ecosystem services due to the damage belonged to the cultural services group, while regulation ecosystem services were less impacted. This was attributed to the fact that the evaluated impacts mostly have indirect relations with regulation services. An angular coefficient of 0.00009 variation in NDVI per day was found, which represents an increase of 3.285% per year in the average NDVI value for the study area. The analysis resulted in 9.41 SE.ha.year lost and a compensation area of 4.82 hectares, considering maintenance for 10 years. The economic value of environmental damage was R\$ 882.536,86 with the equivalency analysis method and R\$ 653.102,91 without the equivalency analysis method. The analysis revealed that the HEA method complements the replacement cost method by considering the restoration of lost ecosystem services. The research highlights the importance of selecting the appropriate evaluation metric for the type of damage and suggests that the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) is a viable method to determine the baseline level of ecosystem services provided before and after the damage, and the recovery rate. It concludes that the integration of methods and the use of NDVI improves the accuracy and comprehensiveness of economic valuation of damage in environmental assessments of damage in restinga areas.

**Keywords:** Ecosystem Services; Habitat Equivalency Analysis (HEA); Replacement Cost Method; Normalized Difference Vegetation Index (NDVI).

## LISTA DE FIGURAS

|   |    |
|---|----|
| Figura 1: Perfil fitofisionômico da vegetação de restinga. ....   | 18 |
| Figura 2: História do conceito de serviços ecossistêmicos.....  | 22 |
| Figura 3: Classificação dos serviços ecossistêmicos segundo a Avaliação Ecossistêmica do Milênio. ....  | 25 |
| Figura 5: Mapa de Localização da Área de Estudo.....  | 42 |
| Figura 4: Fluxograma da metodologia.....  | 43 |
| Figura 6: Áreas de análise do Índice de Vegetação de Diferença Normalizada (NDVI).<br>.....             | 47 |
| Figura 7: Mapa de Análise da Vegetação. ....  | 50 |
| Figura 8: Visão Geral da área de estudo.....  | 51 |
| Figura 9: Vegetação presente na área. ....  | 51 |
| Figura 10: Imagem de uma das vias abertas para a implementação do loteamento na<br>área de estudo. .... | 52 |
| Figura 11: Ninho de <i>Athene cunicularia</i> (coruja buraqueira) na área de estudo. ....               | 53 |
| Figura 12: Visão geral da área. ....  | 53 |
| Figura 13: Vegetação presente na área. ....   | 54 |
| Figura 14: Mapa de Análise geológica da área de estudo. ....  | 55 |
| Figura 15: Mapa de análise de imagens históricas da área de estudo.....                                 | 57 |
| Figura 16: Mapa de imagens da área de estudo em momento antes e durante as obras.<br>.....              | 59 |
| Figura 17: Medição da profundidade do aterramento com cascalho.....                                     | 60 |
| Figura 18: Imagem da área durante as intervenções. ....   | 61 |
| Figura 19: Vista geral da área já impactada pelo empreendimento do dia 18 de junho<br>de 2021. ....     | 61 |
| Figura 20: Foto aérea da área impactada. ....   | 62 |
| Figura 21: Mapa com imagem de satélite da área em julho de 2021. ....                                   | 62 |
| Figura 22: Gráfico da evolução média do NDVI na área testemunha. ....                                   | 73 |
| Figura 23: Gráfico de evolução média do NDVI na área de estudo. ....                                    | 73 |
| Figura 24: Histograma dos valores médios do NDVI na área de estudo antes da<br>intervenção.....         | 74 |
| Figura 25: Histograma dos valores médios do NDVI na área testemunha antes da<br>intervenção.....        | 75 |

|   |    |
|---|----|
| Figura 26: Histograma dos valores médios do NDVI na área de estudo antes da intervenção.....        | 76 |
| Figura 27: Histograma dos valores médios do NDVI na área testemunha após a intervenção.....         | 76 |
| Figura 28: Gráfico de tendência da evolução da média do NDVI na área de es.....                     | 80 |
| Figura 29: Gráfico de evolução do dano interino.....  | 83 |
| Figura 30: Gráfico da evolução do crédito de serviços ecossistêmicos do projeto de compensação..... | 85 |
| Figura 31: Gráfico da área (ha) de remediação compensatória.....                                    | 85 |

## **LISTA DE QUADROS**

|  |    |
|--|----|
| Quadro 1: Conceitos legais gerais de restinga no tempo. ....                 | 20 |
| Quadro 2: Restingas como áreas de preservação permanente no tempo. ....      | 21 |
| Quadro 3 :Tipologia de serviços ecossistêmicos em TEEB. ....                 | 27 |
| Quadro 4: Parâmetros e pesos para a avaliação dos impactos ....              | 45 |
| Quadro 5: Lista de serviços ecossistêmicos avaliados e suas descrições. .... | 65 |

## LISTA DE TABELAS

|   |    |
|---|----|
| Tabela 1: Pesos aplicados a cada classe de significância dos impactos. ....     | 46 |
| Tabela 2: Aspectos e impactos das atividades.....                               | 63 |
| Tabela 3: Matriz de significância dos impactos. ....                            | 64 |
| Tabela 4: Matriz de relação entre impactos e serviços ecossistêmicos. ....      | 66 |
| Tabela 5: Matriz de avaliação dos impactos nos serviços ecossistêmicos. ....    | 67 |
| Tabela 6: Resultados análise de NDVI.....                                       | 77 |
| Tabela 7: Parâmetros para o cálculo de perdas de serviços ecossistêmicos. ....  | 81 |
| Tabela 8: Parâmetros para o cálculo dos ganhos de serviços ecossistêmicos. .... | 81 |
| Tabela 9: Cálculo do débito de serviços na área de estudo. ....                 | 82 |
| Tabela 10: Cálculo do crédito de serviços do projeto de compensação.....        | 84 |
| Tabela 11: Cálculo do débito de serviços.....                                   | 86 |
| Tabela 12: Cálculo do crédito de serviços do projeto de compensação.....        | 87 |
| Tabela 13: Resultado das pesquisas de preços em empresas de terraplenagem. ...  | 91 |
| Tabela 14: Horas de trabalho por categorias de PRAD. ....                       | 93 |
| Tabela 15: Média de honorários mínimos para profissionais biólogos.....         | 94 |
| Tabela 16: Valores de referência para adubação e limpeza da área. ....          | 97 |
| Tabela 17: Comparação dos resultados da valoração com outros autores.....       | 98 |

## **LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

CICES - Common International Classification of Ecosystem Services (Classificação Comum de Serviços Ecossistêmicos)

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

DSAY - Discounted Service Acre Years (Serviços Descontados Hectare/Ano)

EEA - European Environment Agency (Agência Europeia do Meio Ambiente)

ELD - Environmental Liability Directive (Diretiva de Responsabilidade Ambiental)

ESA – European Space Agency (Agência Espacial Europeia)

HEA - Habitat Equivalence Analysis (Análise de Equivalência de Habitat)

MEA - Millennium Ecosystem Analysis (Avaliação Ecossistêmica do Milênio)

NDVI - Normalized Difference Vegetation Index (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada)

NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration (Administração Nacional Oceânica e Atmosférica)

NRDA - Natural Resource Damage Assessment (Avaliação de Danos aos Recursos Naturais)

PRAD - Plano de Recuperação de Áreas Degradadas

SINAPI - Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil

TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity (Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade)

## SUMÁRIO

|  |           |
|--|-----------|
| <b>1 INTRODUÇÃO</b> .....  | <b>14</b> |
| <b>2 OBJETIVOS</b> .....   | <b>15</b> |
| <b>3 REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....   | <b>16</b> |
| 3.1 RESTINGA .....   | 16        |
| <b>3.1.1 LEGISLAÇÃO APLICÁVEL</b> .....  | <b>19</b> |
| 3.2 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS.....   | 21        |
| 3.3 VALORAÇÃO ECONÔMICA DE RECURSOS NATURAIS.....                                    | 29        |
| 3.4 VALORAÇÃO DE DANOS AMBIENTAIS.....   | 32        |
| 3.5 MÉTODOS DE VALORAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS.....                                   | 33        |
| <b>3.5.1 Métodos diretos</b> .....   | <b>34</b> |
| <b>3.5.2 Métodos indiretos</b> .....   | <b>35</b> |
| <b>3.5.3 Métodos secundários</b> .....   | <b>37</b> |
| <b>3.5.4 Método de análise de equivalência (HEA)</b> .....                           | <b>37</b> |
| <b>4 METODOLOGIA</b> .....   | <b>42</b> |
| 4.1 ÁREA DE ESTUDO.....  | 42        |
| 4.2 PROCEDIMENTOS PARA A ANÁLISE DE EQUIVALÊNCIA DE HABITAT (HEA)<br>.....           | 44        |
| <b>4.2.1 Descrição e avaliação preliminar do dano</b> .....                          | <b>44</b> |
| <b>4.2.2 Levantamento dos serviços ecossistêmicos potenciais impactados</b> .....    | <b>44</b> |
| <b>4.2.3 Duração e extensão do dano ambiental</b> .....                              | <b>46</b> |
| <b>4.2.4 Definição da métrica para avaliação dos serviços</b> .....                  | <b>46</b> |
| <b>4.2.5 Estabelecimento da linha de base</b> .....                                  | <b>46</b> |
| <b>4.2.6 Estabelecimento do tempo de recuperação do recurso</b> .....                | <b>47</b> |
| <b>4.2.7 Parâmetros para aplicação da Análise de Equivalência de Habitat:</b> .....  | <b>48</b> |
| 4.3 MÉTODO DE CUSTO DE REPOSIÇÃO .....   | 48        |
| <b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....  | <b>49</b> |
| 5.1 ETAPA 1: CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E AVALIAÇÃO<br>PRELIMINAR DO DANO..... | 49        |
| 5.2 ETAPA 2: LEVANTAMENTO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS POTENCIAIS<br>IMPACTADOS.....  | 63        |
| 5.3 ETAPA 3: ANÁLISE DE EQUIVALÊNCIA DE HABITAT .....                                | 69        |

|  |            |
|--|------------|
| <b>5.3.1 Métrica de Avaliação.....</b>   | <b>69</b>  |
| <b>5.3.2 Estabelecimento da Linha de Base.....</b>   | <b>71</b>  |
| <b>5.3.3 Estabelecimento do tempo de recuperação do recurso .....</b>                        | <b>78</b>  |
| <b>5.3.4 Aplicação dos parâmetros HEA .....</b>  | <b>80</b>  |
| <b>5.4 ETAPA 4: MÉTODO DE CUSTO DE REPOSIÇÃO .....</b>                                       | <b>89</b>  |
| <b>5.4.1 Aplicação do Método de Custo de reposição de Monteiro (2021) sem HEA.<br/>.....</b> | <b>99</b>  |
| <b>6 CONCLUSÃO .....</b>   | <b>100</b> |
| <b>REFERÊNCIAS.....</b>  | <b>102</b> |

## 1 INTRODUÇÃO

Serviços ecossistêmicos representam os benefícios que a população humana obtém, direta ou indiretamente, a partir das funções ecossistêmicas. Esses serviços são fundamentais para o funcionamento do sistema que suporta a vida na Terra (Costanza *et al.*, 1997a).

A restinga é um ecossistema presente nas regiões costeiras que produz diversos serviços ecossistêmicos, tais como, matérias-primas, drenagem de água, turismo, recreação, pesquisa, proteção contra inundações, tempestades e controle da erosão (Barbier *et al.*, 2011; Ghermandi *et al.*, 2011). Por ser um ambiente de transição entre o oceano e o continente, reduz a vulnerabilidade das regiões costeiras a eventos extremos (MMA, 2018).

Em Santa Catarina estão localizadas as maiores restingas brasileiras em superfície, entretanto, integram a mais destruída e ameaçada das formações vegetacionais das regiões sul e sudeste do Brasil (Falkenberg, 1999).

Para frear a degradação dos ambientes naturais são necessárias diferentes ações de gestão, educação, engajamento da população, políticas públicas e ferramentas legislativas.

A Lei 12.651, de 25 de maio de 2012, define as restingas, quando fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangue, como Área de Preservação Permanente (APP). Por tratar-se de um ecossistema associado ao Bioma Mata Atlântica, a vegetação de restinga possui regime jurídico especial no qual o corte, a supressão e a exploração da vegetação far-se-ão de maneira diferenciada, conforme se trate de vegetação primária ou secundária, nesta última levando-se em conta o estágio de regeneração (BRASIL, 2006).

Entretanto, na prática, o regime jurídico não assegura a proteção dessas áreas, principalmente pelas dificuldades para execução da fiscalização nos órgãos públicos. Logo, na ocorrência de dano ou crime ambiental, o sistema jurídico utiliza a valoração de danos para fins de pagamento de multa. Para o cálculo, são priorizados métodos que possam ser aplicados, dentro dos prazos legais e administrativos, e que estejam dentro do orçamento disponível nos órgãos de perícia e fiscalização (Vieira, 2013).

Grande parte das metodologias existentes exigem uma grande quantidade de coleta de dados em campo e análises que demandam mais tempo do que o disponível

para o trabalho do perito, ou ainda, são metodologias que não abrangem todos os valores ambientais (Vieira, 2013).

Um método que tem sido muito utilizado devido a sua praticidade é o de custo de reposição, no qual o perito atribui o valor do dano com base no valor que o infrator deverá gastar para repará-lo. É um método objetivo e prático, por basear-se em preços de produtos disponíveis no mercado e não necessitar de longas coletas em campo. De outro modo, deixa de englobar alguns aspectos envolvidos na valoração de danos ambientais, como a perda ou os impactos nos serviços ecossistêmicos que aquele ecossistema estaria fornecendo se não houvesse a degradação (Vieira, 2013).

O método de Análise de Equivalência de Habitat (HEA) é um método que faz referência à área de habitat perdida, usado para calcular a quantidade de restauração compensatória que irá gerar serviços de recursos naturais equivalentes às perdas de serviço devido ao dano. As perdas de serviço e os benefícios compensatórios são quantificados em unidades não monetizadas, como serviço descontados/hectare/ano (DSAYs), portanto, não é considerado um método de valoração de danos ambientais (Viehman; Thur; Piniak, 2009; Magliano, 2019). Ainda assim, o HEA pode ser utilizado na avaliação monetária de danos associado aos outros métodos para englobar a perda de serviços ecossistêmicos e minimizar as lacunas dos métodos de valoração.

Se faz necessário o desenvolvimento de pesquisas que visem a possibilidade de adaptação do método de custo de reposição associado ao HEA para valorar os serviços ecossistêmicos que serão impactados pela conversão de uma área de restinga herbácea-subarbustiva em área de ocupação do solo - tipo loteamento.

Sendo assim esta pesquisa, por meio de um estudo de caso tem como objetivo comparar diferentes procedimentos de valoração de danos ambientais como subsídio para perícias ambientais em ecossistema de restinga com fitofisionomia herbácea-subarbustiva.

## **2 OBJETIVOS**

Aplicar um procedimento de valoração de danos ambientais em um estudo de caso em ecossistema de restinga com fitofisionomia herbácea-subarbustiva que sirva como subsídio para perícias ambientais neste e em outros ecossistemas.

Objetivos específicos:

- 1) Avaliar os serviços ecossistêmicos potenciais impactados com a supressão e aterro em uma formação vegetacional de restinga herbácea-subarbusciva;
- 2) Calcular a área de habitat equivalente necessária para suprir a perda de serviços ecossistêmicos decorrentes do dano ambiental através do método de Análise de Equivalência de Habitat (HEA);
- 3) Calcular o valor econômico do dano ambiental através do método de custo de reposição utilizando como base a área resultante da Análise de Equivalência de Habitat (HEA);
- 4) Aplicar o método de custo de reposição sem o HEA na mesma área;

### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 RESTINGA

A Restinga é um ecossistema costeiro associado ao Bioma da Mata Atlântica. O termo Restinga foi alvo de bastante discussão devido à diversidade de significados utilizados por diferentes áreas do conhecimento, entre elas, geologia, geomorfologia, geografia, ecologia e botânica (Souza *et al.*, 2008).

No seu dicionário de Geologia Sedimentar, Suguio (1998) define restinga como:

Termo de origem espanhola registrado na literatura geocientífica do século XV, referindo-se à barra (bar) ou barreira (barrier) de natureza arenosa, especialmente, quando essas feições fecham lagunas costeiras (coastal lagoons). Neste caso, a restinga é comumente interrompida por braços de maré (tidal inlets), que estabelecem uma comunicação parcial entre as águas do oceano aberto (open ocean) e da laguna (SUGUIO, 1998).

A definição na Legislação Brasileira buscou unificar os conceitos, mesclando as unidades bióticas e abióticas.

Na Lei nº 12.651/2012, assim como na Resolução CONAMA nº 303/2002, restinga é definida como:

Depósito arenoso paralelo à linha da costa, de forma geralmente alongada, produzido por processos de sedimentação, onde se encontram diferentes comunidades que recebem influência marinha, com cobertura vegetal em mosaico, encontrada em praias, cordões arenosos, dunas e depressões, apresentando, de acordo com o estágio sucessional, estrato herbáceo, arbustivo e arbóreo, este último mais interiorizado (BRASIL, 2002).

A Resolução CONAMA nº 261/1999 que aprova os parâmetros básicos para a classificação da vegetação de restinga de Santa Catarina, estabelece o termo Restinga como:

[...] um conjunto de ecossistemas que compreende comunidades vegetais florísticas e fisionomicamente distintas, situadas em terrenos predominantemente arenosos, de origens marinha, fluvial, lagunar, eólica ou combinações destas, de idade quaternária, em geral com solos pouco desenvolvidos. Estas comunidades vegetais formam um complexo vegetacional edáfico e pioneiro, que depende mais da natureza do solo que do clima, encontrando-se em praias, cordões arenosos, dunas e depressões associadas, planícies e terraços (BRASIL, 1999).

O conceito de restinga definido pela legislação difere do conceito geológico pois, para fins de proteção legal, os ecossistemas de restinga podem ou não se encontrar sobre restingas geológicas (Silva de Souza, 2016).

Percebe-se a adoção do termo restinga no sentido de ecossistema, englobando as comunidades vegetais e animais do litoral arenoso, incluindo também seus ambientes físicos, seguindo uma tendência que teve uma utilização crescente em distintas áreas de conhecimento (Falkenberg, 1999). É este entendimento sobre a Restinga que utilizamos no presente trabalho.

Falkenberg (1999) classifica a vegetação de restinga em Santa Catarina em três grupos quanto à composição florística e estrutura: restinga herbácea/subarbustiva (a qual se subdivide em vegetação de praia e dunas frontais; vegetação de dunas internas e planícies; e vegetação de lagunas, banhados e baixadas), restinga arbustiva e restinga arbórea (ou mata de restinga).

A área de estudo do presente trabalho compreende a vegetação de restinga herbácea/subarbustiva de dunas internas e planícies.

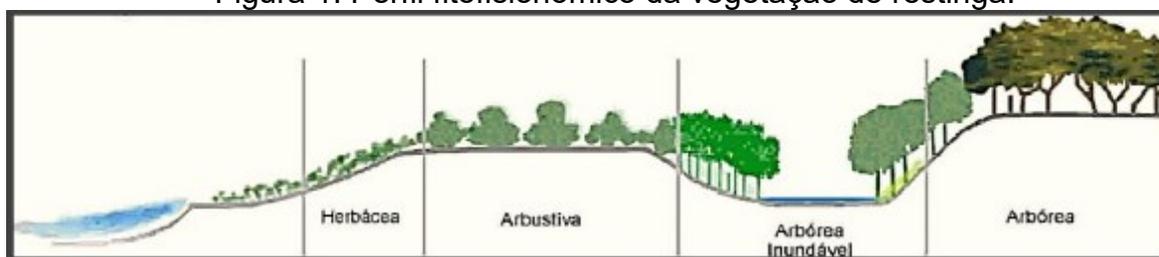
Falkenberg (1999) descreve que esta vegetação é: “Encontrada em áreas bem drenadas ou paludosas, principalmente em dunas (semifixas e fixas) e depressões associadas, bem como cordões, planícies e terraços arenosos”.

Caracteriza-se como uma vegetação constituída predominantemente por espécies subarbustivas, podendo haver algumas herbáceas ou também pequenos arbustos. Desenvolve-se sobre dunas móveis, semifixas ou fixas, além de também ocorrer em planícies arenosas após a praia ou associadas a dunas e lagunas. Algumas áreas podem apresentar cobertura vegetal muito esparsa ou mesmo estar desprovidas de vegetação. Situando-se após a faixa de praia e/ou dunas frontais, está mais distante do mar e recebe menor ou nenhuma influência da salinidade marinha (BRASIL, 1999).

A Resolução do Conama 261, de 30 de junho de 1999, define os parâmetros e os principais elementos da flora que caracterizam a vegetação de restinga herbácea subarbustiva original (Brasil, 1999, Resolução Conama).

As fitofisionomias da restinga podem ocorrer em mosaico, variando conforme os gradientes do solo “bem drenado, inundável ou mal drenado” ou apresentar o aumento de riqueza de espécies, lenhosidade e altura conforme a vegetação encontra-se mais distante do mar e com menos influência salina (Figura 1) (Waechter, 1985 *apud* Falkenberg, 1999; Oliveira, 2014).

Figura 1: Perfil fitofisionômico da vegetação de restinga.



Fonte: UFBA (2013).

A restinga tem sido degradada desde o início da colonização, principalmente devido à instalação dos primeiros povoados e cidades nas regiões litorâneas, pela exploração da madeira e utilização das áreas de restinga para pecuária (Holzer; Crichyno; Pires, 2004). Atualmente as últimas áreas de restinga intactas sofrem com a especulação imobiliária e levam a uma situação extremamente preocupante quanto ao futuro destes ecossistemas em Santa Catarina (Falkenberg, 1999).

Conforme previsões do IPCC (2014) pressões humanas sobre os ecossistemas costeiros aumentarão consideravelmente nas próximas décadas, devido ao crescimento populacional e desenvolvimento econômico.

A eliminação de um ecossistema traz consigo a possível extinção de espécies e no caso das restingas, devido a retirada da vegetação, pode ocorrer a desestabilização do solo provocando bloqueios de estradas, invasões de habitações pela areia e assoreamento de lagoas e canais, além de expor às construções ao vento e à maresia (Rocha, 1994). Ocasionalmente uma cascata de prejuízos ambientais e econômicos.

Trauczynski (2013) analisou laudos periciais produzidos pelo Grupo de Perícias em Meio Ambiente e Engenharia Legal (GPEMA) do Setor Técnico-Científico

(SETEC) da Superintendência Regional de Polícia Federal em Santa Catarina desde o ano de 2008 até o ano de 2012 e observou que as maiores taxas de áreas impactadas do ecossistema de restinga encontram-se nas fisionomia herbácea (90,5% das áreas periciadas de restinga). O autor ressalta os loteamentos como pressão principal nestas áreas e a facilidade de avanço sobre a mesma devido ao seu porte baixo.

### **3.1.1 Legislação aplicável**

Ao longo do tempo, o ordenamento jurídico-ambiental no Brasil foi sendo aprimorado. Fundamentado em eventos internacionais como a Conferência das Nações Unidas Sobre o Meio Ambiente, realizada em 1972 em Estocolmo, na Suécia, que resultou na famosa Declaração de Estocolmo Sobre o Meio Ambiente Humano, que reconheceu os problemas ambientais decorrentes da atuação do homem sobre o Planeta e estabeleceu diversos princípios, delegando aos Estados a missão de ordenar os aspectos jurídicos relativos à questão ambiental (Padilha,2010).

A Constituição Federal de 1988, em seu art. 225 dispõe:

Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações (BRASIL, 1988).

Para isso, a Lei nº 6.938/1981, que dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA), estabeleceu conceitos, objetivos e princípios importantes, como o princípio do “poluidor-pagador”, que obriga, independentemente da existência de culpa, a indenizar ou reparar os danos causados ao meio ambiente e a terceiros, afetados por sua atividade e legitima o Ministério Público da União e dos Estados para propor ação de responsabilidade civil e criminal, por danos causados ao meio ambiente. Destacam-se ainda a instituição do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) e do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (Padilha,2010; Freiria, 2015).

A Lei nº 9.605/1998, também conhecida como Lei de Crimes Ambientais (LCA), veio para ordenar e uniformizar as condutas consideradas como crimes ambientais (Padilha, 2010). A LCA “dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências”, em seu art. 19 estabelece que: “a perícia de constatação do dano

ambiental, sempre que possível, fixará o montante do prejuízo causado para efeitos de prestação de fiança e cálculo de multa” (BRASIL, 1998).

Outra importante lei para o ordenamento jurídico ambiental é a Lei nº 7.347/1985, Lei da Ação Civil Pública, que detalha e normatiza o ajuizamento de ações civis públicas por danos causados ao meio ambiente, entre outros interesses difusos ou coletivos. De acordo com o seu art. 3º, "a ação civil poderá ter por objeto a condenação em dinheiro ou o cumprimento de obrigação de fazer ou não fazer". Assim, a lei possibilitou que, através da ação civil pública, fosse cobrada a reparação dos danos ambientais e a prestação pecuniária complementar como forma de indenização em função dos danos causados.

São diversos os aparatos legais que abrangem a proteção dos ecossistemas de restinga, entre eles, o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (Lei nº 7.661/1988), a Lei da Mata Atlântica (Lei nº 11.428/2006) e o Código Florestal (Lei nº 12.651/2012).

O Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro, que, no seu art. 3º, prevê a realização de zoneamento de usos e atividades na Zona Costeira e, no inciso I, concede prioridade de conservação a diversos bens, inclusive às restingas.

A Lei Federal nº 11.428/2006 ou Lei da Mata Atlântica insere a restinga como um dos ecossistemas associados ao bioma Mata Atlântica, assegurando-lhe com isso, o mesmo nível de proteção legal especial.

Muitos conflitos ocorrem na aplicação da legislação ambiental quanto ao conceito de restinga (Silva de Souza, 2016). Portanto, apresenta-se uma síntese da evolução do conceito geral de restinga no Quadro 1 a seguir:

Quadro 1: Conceitos legais gerais de restinga no tempo.

| <b>PERÍODO</b>          | <b>CONCEITO LEGAL GERAL DE RESTINGA</b>  |
|-------------------------|--|
| 16.09.1965 – 19.01.1986 | Conceito indeterminado. Integra-se a norma com auxílio de conceitos científicos. |
| 20.01.1986 – 02.11.1993 | Art. 2º, alínea <i>n</i> , da Resolução nº 004/1985.                             |
| 02.11.1993 – 12.05.2002 | Art. 5º, inciso II, da Resolução nº 010/1993.                                    |
| 13.05.2002 – 27.05.2012 | Art. 2º, inciso VIII, da Resolução nº 303/2002.                                  |
| 28.05.2012 – HOJE       | Art. 3º, inciso XVI, da Lei nº 12.651/2012.                                      |

Fonte: Silva de Souza (2016).

A Lei nº 12.651/2012, conhecida como Código Florestal Brasileiro, que “dispõe sobre a proteção da vegetação nativa”, classifica as restingas, quando fixadoras de dunas ou estabilizadoras de manguezais, como Áreas de Preservação Permanente (APP), que são definidas como:

Área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012, art. 3º, inciso II).

As limitações administrativas das restingas como Áreas de Preservação Permanente sofreram modificações ao longo do tempo (Silva de Souza, 2016), sintetizadas no Quadro 2.

Quadro 2: Restingas como áreas de preservação permanente no tempo.

| PERÍODO                 | ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE   |
|-------------------------|--|
| 16.09.1965 – 19.01.1986 | Art. 2º, alínea <i>f</i> , da Lei nº 4.771/1965.   |
| 20.01.1986 – 18.07.2000 | Art. 2º, alínea <i>f</i> , da Lei nº 4.771/1965.<br>Art. 3º, alínea <i>b</i> , inciso VII, da Resolução nº 004/1985.   |
| 19.07.2000 – 12.05.2002 | Art. 2º, alínea <i>f</i> , da Lei nº 4.771/1965.   |
| 13.05.2002 – 27.05.2012 | Art. 2º, alínea <i>f</i> , da Lei nº 4.771/1965.<br>Art. 3º, inciso IX, alíneas <i>a</i> e <i>b</i> , da Res. nº 303/2002.   |
| 28.05.2012 – HOJE       | Art. 4º, inciso VI, da Lei nº 12.651/2012, c/c art. 3º, inciso IX, alínea “b”, da Res. nº 303/2002.<br>Art. 6º, inciso II, da Lei nº 12.651/2012, c/c art. 3º, inciso IX, alínea “a”, da Res. nº 303/2002. |

Fonte: Silva de Souza (2016).

Deste modo, testar e aprimorar uma metodologia prática, que abranja os serviços ecossistêmicos, para valoração dos danos a este ecossistema auxiliará na definição da penalidade a ser imposta aos infratores.

### 3.2 SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

Um ecossistema pode ser definido como “um conjunto de organismos que interagem com seu ambiente físico em um local específico” (BARBIER *et al.*, 2011b). Cada ecossistema é caracterizado por suas dimensões espaciais, sua composição de espécies, as funções ou processos que realiza e os serviços que presta às pessoas (Barbier *et al.*, 2011b).

O termo “serviços da natureza” apareceu pela primeira vez na literatura acadêmica em um artigo de 1977, na Science, intitulado 'Quanto valem os serviços da natureza?' (Westman, 1977).

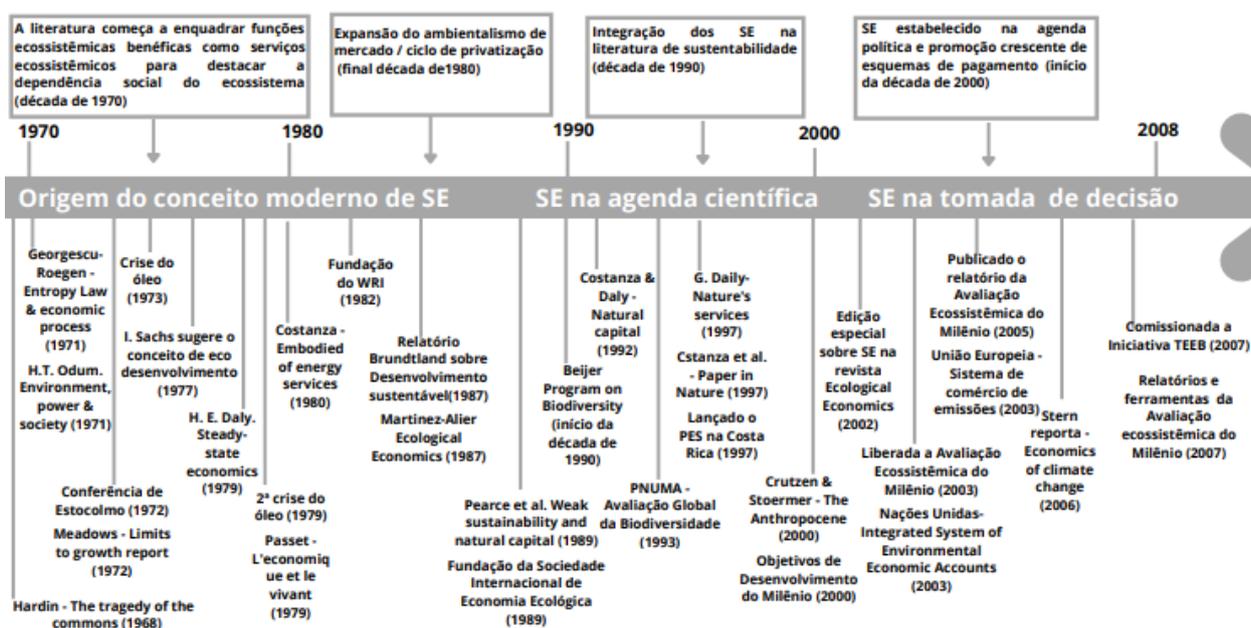
Já o termo “serviços ecossistêmicos” foi usado pela primeira vez por Ehrlich e Ehrlich (1981). Afirmam que “a razão antropocêntrica mais importante para preservar a diversidade é o papel que as plantas e animais desempenham na prestação de serviços dos ecossistemas, sem o qual a sociedade, na sua forma atual, não pode persistir” (Ehrlich e Ehrlich, 1981).

Os autores iniciaram o enquadramento das funções benéficas do ecossistema como serviços para aumentar o interesse público na conservação da biodiversidade (Gómez; Baggethun *et al.*, 2010)

Na década de 1990, Costanza e Daly, (1992) , Perrings; Folke; Maler, (1993) e Daily, (1997) integram os serviços ecossistêmicos na literatura, e começa a crescer o interesse em métodos para estimar seu valor econômico (Costanza *et al.*, 1997a).

O esquema abaixo ilustra a história por trás do desenvolvimento do tema de serviços ecossistêmicos (Figura 2).

Figura 2: História do conceito de serviços ecossistêmico



Fonte: Traduzida de (GÓMEZ; BAGGETHUN, *et al.*, 2010).

Devido à abrangência do tema, serviço ecossistêmico é tratado em várias áreas do conhecimento e, portanto, os conceitos e terminologias variam muito

(Buchianeri, 2017). Na busca pela unificação dos conceitos de serviços ecossistêmicos, diversos trabalhos foram realizados (Daily, 1997; MA, 2005; Boyd e Banzhaf, 2007; Wallace, 2007 )

As definições comumente citadas para serviços ecossistêmicos são:

- As condições e processos através dos quais os ecossistemas naturais, e as espécies que os compõem, sustentam e satisfazem a vida humana (Daily, 1997).
- Os benefícios que as populações humanas obtêm, direta ou indiretamente, das funções dos ecossistemas (Costanza *et al.*, 1997a).
- As funções ecológicas ou processos que direta ou indiretamente contribuem para o bem-estar humano ou possuem o potencial de fazê-lo no futuro (U.S. EPA 2004).
- Os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas (MEA, 2005).
- Os componentes ecológicos diretamente aproveitados, consumidos ou usufruídos para o bem-estar humano (Boyd; Banzhaf, 2007);
- Os serviços ecossistêmicos são os aspectos dos ecossistemas utilizados (ativa ou passivamente) para produzir o bem-estar humano (Fisher; Turner; Morling, 2009);

Fisher e Turner (2008) defendem que a definição semântica para o termo deve ser utilizada de acordo com o propósito da avaliação que se está buscando realizar.

Observa-se também a diversidade de conceitos na busca de explicar as funções e os processos que dão origem aos serviços ecossistêmicos. Costanza *et al.* (1997a) se refere a função ecossistêmica como o habitat, propriedade biológica e processos do ecossistema que têm como produto os serviços ecossistêmicos. De Groot; Wilson; Boumans (2002) define funções ecossistêmicas como a capacidade dos processos e componentes naturais de fornecer bens e serviços que satisfaçam as necessidades humanas, direta ou indiretamente. Portanto, as funções ecossistêmicas são concebidas como um subconjunto de processos ecológicos e estruturas do ecossistema (processos naturais), resultados das interações entre componentes bióticos e abióticos dos ecossistemas por meio das forças motrizes da matéria e energia.

Wallace (2007) cita que desde que os serviços ecossistêmicos, processos, estrutura e composição sejam adequadamente definidos, o termo “função ecossistêmica” não é obrigatório e trata-a como sinônimo de processos

ecossistêmicos. Definindo processos ecossistêmicos como “as interações complexas (eventos, reações ou operações) entre elementos bióticos e abióticos dos ecossistemas que levam a um resultado definitivo”.

Costanza *et al.* (2017) define que os processos e funções do ecossistema contribuem para os serviços ecossistêmicos e representam as relações biofísicas que existem, independentemente de os seres humanos se beneficiarem ou não. Originalmente o termo “função ecossistêmica” foi usado para se referir ao conjunto de processos ecossistêmicos que operam dentro de um sistema ecológico, independentemente de tais processos serem ou não úteis para os seres humanos (Odum, 2001).

De Groot *et al.* (2010) distingue “funções” das estruturas e processos ecológicos fundamentais, no sentido de que o conceito de funções descreve as combinações de estrutura e processos, e ao mesmo tempo representa o *potencial* que os ecossistemas têm para prestar um serviço. Por exemplo, a produção primária (=processo) é necessária para manter uma população de peixes viável e reprodutora (=função) que pode regenerar os estoques de peixes depois que parte da população é pescada (=serviço de fornecimento) para fornecer alimentos (um “benefício”).

Os processos (funções) e serviços ecossistêmicos nem sempre apresentam uma relação biunívoca, sendo que um único serviço ecossistêmico pode ser o produto de duas ou mais funções, ou uma única função pode gerar mais que um serviço ecossistêmico (Costanza *et al.*, 1997a). Por exemplo, a função “regulação de gases” é baseada em processos biogeoquímicos (como ciclos de carbono e oxigênio) que mantêm uma certa qualidade do ar, mas também influenciam o efeito estufa e, portanto, os processos de regulação do clima (De groot; Wilson; Boumans, 2002). A natureza interdependente das funções ecossistêmicas faz com que a análise de seus serviços requeira a compreensão das interconexões existentes entre os seus componentes, resguardando a capacidade dinâmica dos ecossistemas em gerar seus serviços (Limburg; Folke, 1999).

Existe mais de um tipo de classificação dos serviços ecossistêmicos na literatura, sendo muito utilizada a da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (2005), que classifica os serviços em quatro categorias distintas: serviços de suporte, serviços de provisão, serviços de regulação, e serviços culturais (Figura 3).

Figura 3: Classificação dos serviços ecossistêmicos segundo a Avaliação Ecosistêmica do Milênio.



Fonte: Traduzido de (MEA, 2005).

A Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MA) baseou-se em explicitar a ligação entre o bem-estar humano e os serviços prestados pelos ecossistemas, e seu sistema de classificação se destaca como uma forte heurística, entretanto, esta classificação pode levar à dupla contagem do valor de alguns serviços ecossistêmicos. Na MA, a ciclagem de nutrientes é um serviço de apoio, a regulação do fluxo de água é um serviço regulador e a recreação é um serviço cultural. Por exemplo, se um tomador de decisão contemplando a conversão de uma zona úmida utilizasse uma análise de custo-benefício incluindo esses três serviços, cometeria o erro de contagem dupla. Isso ocorre porque a ciclagem de nutrientes e a regulação da água ajudam a fornecer o mesmo serviço em consideração, água potável (Fisher; Turner; Morling, 2009).

Desse modo, a classificação do MA não se destina a todos os propósitos, sendo problemática em contextos relacionados, principalmente, à contabilidade ambiental e gestão de recursos, para as quais foram propostas classificações alternativas (Boyd; Banzhaf, 2007, Wallace, 2007, Fisher; Turner, 2008).

Wallace (2007) cita três pontos importantes para a classificação eficaz de serviços ecossistêmicos, (1) um conjunto mínimo de termos bem definidos que efetivamente abrangem o tópico; (2) clareza quanto aos termos utilizados para caracterizar os serviços e (3) especificação do ponto em que os processos vinculados

entregam um serviço. Wallace (2007) descreve os serviços em termos de estrutura e composição de elementos específicos do ecossistema, e esses serviços são classificados de acordo com valores humanos específicos.

Boyd e Banzhaf (2007) propuseram a distinção entre processos ecológicos intermediários e serviços finais, pois defendem que medir processos é muito mais difícil do que medir os resultados dos processos. Para os autores, por exemplo, a preservação e renovação dos solos e a ciclagem de nutrientes são processos. Esses processos produzem, por meio de uma função de produção, características do solo que são serviços (por exemplo, o teor de nitrogênio do solo).

Fisher e Turner (2008) buscam sugerir que as diferenças nos sistemas de classificação dos serviços ecossistêmicos decorrem do fato de serem fundamentados no contexto específico em que estão sendo utilizados. Apontam que para o objetivo do seu trabalho, nenhuma das classificações são suficientes e mesclam os pontos de vista de MA (2005); Boyd e Banzhaf (2007); Wallace (2007).

Existem múltiplas relações entre os processos ecossistêmicos e os benefícios humanos, ou seja, os serviços são complexos e onipresentes, há pouco perigo de dupla contagem nos exercícios de valoração, pois só valorizamos benefícios distintos e enquanto houver beneficiários, a maioria das partes e processos dos ecossistemas prestam serviços para fornecer benefícios (Fisher; Turner, 2008).

A Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade (TEEB) é uma iniciativa global para avaliação e contabilidade dos ecossistemas focada em tornar visível os valores da natureza. Em seu relatório sobre os fundamentos econômicos e ecológicos propõe uma tipologia de 22 serviços ecossistêmicos divididos em 4 categorias principais; provisão, regulação, habitat e serviços culturais e de lazer, abordagem baseada principalmente na classificação da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (TEEB, 2010).

O relatório do TEEB foi amplamente divulgado pela mídia, levando os serviços ecossistêmicos a um público mais amplo (Costanza *et al.*, 2014). No Quadro 3 é possível visualizar a classificação TEEB de serviços ecossistêmicos.

Quadro 3 :Tipologia de serviços ecossistêmicos em TEEB.

| <b>Principais tipos de serviços</b>  |
|--|
| <b>SERVIÇOS DE PROVISÃO</b>  |
| <b>Alimento</b> (ex.: peixe, frutas, caça)   |
| <b>Água</b> (ex.: dessedentação, irrigação)  |
| <b>Matéria-prima</b> (ex.: fibras, madeira, lenha, forragem, fertilizante)           |
| <b>Recursos genéticos</b> (ex.: melhoramento agrícola e fins medicinais)             |
| <b>Recursos médicos</b> (ex.: produtos bioquímicos)                                  |
| <b>Recursos ornamentais</b> (ex.: plantas decorativas, trabalhos artesanais)         |
| <b>SERVIÇOS DE REGULAÇÃO</b>   |
| <b>Regulação da qualidade do ar</b> (ex.: captura de químicos e partículas finas)    |
| <b>Regulação climática</b> (ex.: sequestro de carbono)                               |
| <b>Moderação de eventos extremos</b> (ex.: proteção contra tempestades e enchentes)  |
| <b>Regulação dos fluxos de água</b> (ex.: drenagem natural, prevenção de secas)      |
| <b>Tratamento de esgotos</b> (especialmente purificação de água)                     |
| <b>Prevenção de erosão</b>   |
| <b>Manutenção da fertilidade do solo</b> (inclui a formação do solo)                 |
| <b>Polinização</b>   |
| <b>Controle biológico</b> (ex.: dispersão de sementes, pragas e controle de doenças) |
| <b>SERVIÇOS DE HABITAT</b>   |
| <b>Manutenção dos ciclos migratórios de espécies</b> (inclui serviço de berçário)    |
| <b>Manutenção da diversidade genética</b>  |
| <b>SERVIÇOS CULTURAIS E DE LAZER</b>   |
| <b>Informações estéticas</b>   |
| <b>Oportunidades de recreação e turismo</b>  |
| <b>Inspiração para cultura, arte e design</b>  |
| <b>Experiências espirituais</b>  |
| <b>Informação para desenvolvimento cognitivo</b>                                     |

Fonte: Traduzido e adaptado de TEEB (2010).

Uma diferença importante, em relação à Avaliação Ecosistêmica do Milênio, é a omissão dos serviços de suporte como ciclagem de nutrientes e dinâmica da

cadeia alimentar, que são vistos como um subconjunto de processos ecológicos (TEEB, 2010).

Além disso, criaram uma categoria de serviço de habitat para destacar a importância dos ecossistemas para fornecer habitat para espécies por exemplo, como viveiros e “protetores” do *pool* genético (TEEB, 2010).

Desenvolvida a partir do trabalho sobre contabilidade ambiental realizado pela Agência Europeia do Meio Ambiente (EEA) a Classificação Comum de Serviços Ecosistêmicos (CICES) divide os serviços ecosistêmicos em três categorias, serviços de provisão, serviços de regulação e manutenção e serviços culturais (Haines-Young & Potschin, 2018).

O Sistema Final de Classificação de Bens e Serviços Ecosistêmicos (FEGS) e o Sistema Nacional de Classificação de Serviços Ecosistêmicos (NESCS) foram desenvolvidas pela Agência de Proteção Ambiental (EPA), utilizando a interpretação de que existem os serviços intermediários e os serviços finais, para fornecer um sistema de classificação para serviços ecosistêmicos finais (Landers; Nahlik, 2013; U.S. EPA, 2015).

O conhecimento escasso de como os serviços ecosistêmicos são produzidos, mantidos e afetados por mudanças sistêmicas é um ponto crítico para as pesquisas, portanto, é necessário que se reconheça a incerteza atual sobre como o “sistema” funciona (TEEB, 2010).

A conclusão é que os estudos sobre serviços ecosistêmicos devem sempre ser transparentes sobre o que são considerados serviços e como estão sendo avaliados e medidos (TEEB, 2010).

Provavelmente, a contribuição mais importante do amplo reconhecimento dos serviços ecosistêmicos é que ele possibilita uma compreensão do papel dos ativos naturais como componentes críticos de riqueza inclusiva, bem-estar e sustentabilidade. Sustentar e melhorar o bem-estar humano requer um equilíbrio de todos os nossos ativos – indivíduos, sociedade, economia e ecossistemas. Essa ressignificação da forma como vemos a “natureza” é essencial para resolver o problema de como construir um futuro sustentável e desejável para a humanidade (Costanza *et al.*, 2017).

Este trabalho considera a Classificação Comum de Serviços Ecosistêmicos (CICES) e entende função ecosistêmica e serviços ecosistêmicos como Costanza *et al* (1997a) que defende que as funções ecosistêmicas são o habitat, a propriedade

biológica e os processos do ecossistema que produzem os serviços ecossistêmicos, e que os serviços ecossistêmicos são os benefícios que as pessoas obtêm a partir das funções ecossistêmicas.

### 3.3 VALORAÇÃO ECONÔMICA DE RECURSOS NATURAIS

O senso comum tende a distanciar a economia da ecologia, entretanto, o ecossistema global é a fonte para todos os materiais que sustentam o sistema econômico e é o “esgoto” para todos os seus dejetos (Costanza *et al.*, 1997b). Alterações nos ecossistemas podem acarretar mudanças na economia global, assim como alterações na economia podem afetar os ecossistemas. É imprudente desassociar estas duas ciências (Pillet, 1993), e tornam-se evidentes os resultados desta imprudência a partir do momento em que o mundo começa a testemunhar a existência dos limites globais.

O crescimento descontrolado da população e a expansão das grandes indústrias baseadas no uso abusivo dos combustíveis fósseis, abriram caminho para uma expansão inédita da escala das atividades humanas, pressionando a base limitada e cada vez mais escassa dos recursos naturais do planeta (Maia, 2002). A percepção de escassez dos recursos naturais trouxe consigo a necessidade de uma modificação na estrutura e na forma de utilização dos mesmos (Motta, 1997). Por esta razão, em 1987, com o Relatório de Brundtland surge o conceito de desenvolvimento sustentável, que tem o intuito de conciliar o desenvolvimento econômico com a conservação dos recursos naturais, mantendo assim, a possibilidade de uso para as presentes e futuras gerações (Correia; Dias, 2017).

O valor atribuído ao meio ambiente até então era considerado “custo zero”, ou seja, era gratuito e não entrava na contabilidade econômica, apesar de ser utilizado na produção de bens materiais e serviços com valor econômico estabelecido (Benaukouche; Cruz, 1994). Este “custo zero” leva à escassez dos recursos naturais, pois, quanto mais barato for um bem maior será a sua demanda. Gestores se deparam constantemente com a necessidade de tomar decisões em relação a usos de recursos naturais, por exemplo, se uma área florestal usada como área de recreação pela comunidade local for desmatada para exploração de madeira, os proprietários da área ganharão financeiramente enquanto a comunidade local perderá um valor em bem social, desta forma, há a necessidade de transformar estes valores a uma dimensão única para que possam ser comparados e só então será possível decidir qual opção

preferível (Motta, 1997; Johansson, 1990). Emergindo a necessidade de introduzir o capital natural nas análises econômicas.

Assim sendo, com o intuito de estimar “preços” para os serviços ecossistêmicos prestados e haver subsídios para uma exploração mais racional, foram criados os diferentes métodos de valoração ambiental, fundamentados na teoria neoclássica do bem-estar (Nogueira; Medeiros; Arruda, 2000).

Segundo Motta (1997) os métodos de valoração ambiental possuem como objetivo comum estimar o valor econômico de um recurso ambiental – (VERA), em que os valores sociais dos bens e serviços são considerados de forma a refletir variações de bem-estar pela apropriação para uso ou não uso. Portanto, a valoração econômica ambiental procura aferir o quanto as pessoas estão dispostas a pagar para manter o seu bem-estar, ou receber para abrir mão dele, para fins de atribuir um valor ao recurso natural ou a um serviço prestado pela natureza (Sinisgalli, 2005).

Costanza et al. (1997b) ressaltam que o conceito de “disponibilidade a pagar”, na ótica da valoração econômica ambiental, está fundamentado em três pressupostos: (1) na ponderação advinda da preferência individual, tendo como referência a distribuição atual de riqueza e bens; (2) na informação sobre o valor real do recurso, ou seja, ter disponível a descrição de suas propriedades; e (3) na infinidade de recursos, e que, caso um se esgote, um substituto satisfatório pode ser encontrado, para cumprir a mesma função.

Segundo Motta (1997), a literatura costuma desagregar o Valor Econômico de um Recurso Ambiental (VERA) em valores como na fórmula a seguir:

$$VERA = VUD + VUI + VO + VE \quad (1)$$

Onde:

VUD (Valor de Uso Direto), valor que os indivíduos atribuem aos bens e recursos ambientais apropriados diretamente da exploração do recurso e consumidos hoje, por exemplo, a extração de madeira ou a visitação de um parque;

VUI (Valor de Uso Indireto), valor que os indivíduos atribuem à bens e recursos ambientais que são gerados de funções ecossistêmicas e consumidos indiretamente hoje, por exemplo, a proteção do solo ou a estabilidade climática;

VO (Valor de Opção), valor que os indivíduos atribuem em preservar bens e recursos ambientais que podem estar ameaçados para usos diretos e indiretos a

serem apropriados e consumidos no futuro, por exemplo, a descoberta de um novo fármaco através de uma espécie vegetal em um determinado ecossistema;

VE (Valor de Existência), valor dissociado ao uso atual ou futuro e que reflete questões morais, culturais, éticas ou altruístas.

VUD, VUI e VO, são considerados valores de uso (VU) enquanto VE é considerado valor de não uso (VNU).

É importante observar que o VUI e o VO são difíceis de serem estabelecidos, tendo em vista a complexidade dos processos ecossistêmicos, além de que muitos recursos ambientais, por serem indispensáveis à vida humana, podem ser considerados imensuráveis. O valor de existência (VE), é relacionado ao valor inerente aos recursos naturais, independente das possibilidades de uso direto ou indireto pelos seres humanos, é o valor mais desafiante para mensuração, pois envolve conceitos subjetivos que variam de acordo com os contextos sociais, culturais e políticos (Vieira, 2013).

Embora a mensuração de valores ambientais envolva a utilização de teoria e técnica econômica, as medidas de valor devem ser baseadas em outros tipos de conhecimento. Por exemplo, as estimativas de valor de um manguezal na sustentação da pesca marinha devem ser com base no conhecimento das ligações biológicas e ecológicas entre o manguezal e as espécies de peixe exploradas. Portanto, para a análise de valor de um recurso, é necessária a descrição dos fluxos deste recurso ou um parâmetro de qualidade ambiental.

Supomos que a questão a ser analisada seja: Quais serão os benefícios de se alcançar os padrões de emissões de automóveis exigidos pela Lei? A fim de responder a esta pergunta é necessário determinar o que é importante para as pessoas que são negativamente afetadas pelas emissões de automóveis, e depois rastrear as ligações entre as emissões, e aquilo que foi definido como importante para as pessoas afetadas (Freeman; Herriges; Kling, 2014)

Estimar o valor econômico de um serviço ecossistêmico envolve três etapas, a primeira é determinar a natureza e o tamanho da mudança ambiental que afeta a estrutura do ecossistema e função. A segunda etapa envolve determinar como essas mudanças afetam as quantidades e qualidades do serviço ecossistêmico para as pessoas. A terceira etapa envolve o uso de métodos econômicos existentes, para avaliar as mudanças no bem-estar das pessoas, medido em moeda corrente (Barbier, 2011).

### 3.4 VALORAÇÃO DE DANOS AMBIENTAIS

O Brasil não possui legislação que defina dano ambiental. Os conceitos para aplicação técnico-científica são discutidos em âmbito jurídico. Dentre diversas outras definições por autores da área jurídica, Milaré (2011) define dano ambiental como “(...) a lesão aos recursos ambientais, com consequente degradação – alteração adversa ou [que piora] – do equilíbrio ecológico e da qualidade de vida”.

A Diretiva de Responsabilidade Ambiental (ELD) da União Europeia define “dano” como uma mudança mensurável em um recurso natural ou um prejuízo mensurável do serviço de um recurso natural que pode ocorrer de forma direta ou indireta (LIPTON *et al.*, 2018).

A Lei nº 6.938/1981 apesar de não definir dano ambiental, conceitua termos similares por exemplo, degradação da qualidade ambiental como sendo a “alteração adversa das características do meio ambiente”. E poluição como: degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetem desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.

Com a Lei Federal nº 9605/1998 (Lei de Crimes Ambientais) a proteção do meio ambiente, que antes era majoritariamente tutelada por meio de infrações administrativas e contravenções penais, passou a ter um diploma legal que considerou a maior parte das condutas como crimes (BRASIL, 1998).

O Código de Processo Penal, Decreto-Lei nº 3.689 de 1941 prevê a necessidade do exame pericial em seu artigo 158:

Art. 158 – Quando a infração deixar vestígios, será indispensável o exame de corpo de delito, direto ou indireto, não podendo supri-lo a confissão do acusado (BRASIL, 1941).

Segundo Magliano (2019) o Laudo Pericial Criminal é o instrumento que, por meio das ciências aplicadas, descreve, quantifica, caracteriza e deve valorar economicamente o crime ambiental na persecução penal.

Nos casos das perícias realizadas na esfera criminal, em regra, os profissionais responsáveis pela realização das atividades periciais são os peritos oficiais de natureza criminal do Departamento de Polícia Federal quando o crime ocorre em áreas de responsabilidade da União, ou peritos oficiais de natureza criminal

vinculados aos Departamentos de Polícia Civil Estaduais quando o crime ocorre em áreas de responsabilidade do Estado.

O trabalho do Perito Criminal da área ambiental é justamente a coleta, análise e interpretação dessas marcas ou vestígios, de forma a materializar o conjunto probatório da existência ou inexistência de um crime ambiental (Trauczynski, 2013).

Para perícias em casos de processo civil, o juiz pode nomear peritos judiciais quando a prova do fato depender de conhecimento técnico ou científico. Tanto o perito criminal quanto o perito judicial, muitas vezes precisarão determinar o valor econômico de um dano ambiental.

A valoração econômica do dano ambiental tem como objetivo, no campo jurídico, atribuir ao resultado de uma lesão ao meio ambiente uma expressão econômica que será utilizada na prestação pecuniária a ser imposta ao agente degradador, visando coibir por meio da punição a repetição da transgressão e a reparar ou minimizar os efeitos do dano (Santos, 2010).

Assim como na União Europeia, os recursos e serviços danificados devem ser reparados e os responsáveis devem arcar com os custos necessários para a reparação. A ausência da avaliação econômica de perdas por danos ambientais pode enganar a percepção pública dos verdadeiros custos ambientais totais e potencialmente colocar em risco a aplicação da lei e a implementação de políticas ambientais (Pavanelli; Voulvoulis, 2019).

### 3.5 MÉTODOS DE VALORAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS

Os métodos de valoração ambiental são mais realistas à medida que forem capazes de captar as distintas parcelas de valor econômico do recurso ambiental (VUI, VUD, VO, VE).

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) classifica os métodos de valoração ambiental em métodos diretos ou indiretos:

- Métodos Diretos: utilizam mercados de bens e serviços substitutos e complementares, ou mercados hipotéticos para medir as variações de bem-estar diretamente da demanda dos indivíduos pela qualidade ambiental;
- Métodos Indiretos: valoram os benefícios ambientais usando os custos evitados, relacionados indiretamente com as mudanças na qualidade ambiental, sem estarem diretamente relacionados com uma alteração de bem-estar, medida pela disposição a pagar ou a receber dos indivíduos (ABNT, 2009).

### 3.5.1 Métodos diretos

Os métodos diretos também costumam ser chamados de *Métodos da Função de Demanda*.

Estes métodos assumem que a variação da disponibilidade do recurso ambiental altera a disposição a pagar ou aceitar das pessoas em relação àquele recurso ou seu bem privado complementar.

Assim, estes métodos estimam diretamente os valores econômicos (preços-sombra) com base em funções de demanda para estes recursos derivadas de (i) mercados de bens ou serviços privados complementares ao recurso ambiental ou (ii) mercados hipotéticos construídos especificamente para o recurso ambiental em análise (Motta, 1997).

#### 3.5.1.1 Método de Preços Hedônicos:

É a quantificação no mercado real da variação do bem-estar associada a um bem privado complementar a um bem ambiental. Por exemplo, ao avaliar o valor de um imóvel, as características ambientais do entorno, influenciam o preço a se pagar pelo bem imóvel. Assim, é possível verificar o valor dos bens ambientais associados ao imóvel (Motta, 1997; Maia, 2002).

#### 3.5.1.2 Método de Custos de Viagem

Estima a demanda por um bem ou serviço ambiental (sítio natural) com base na demanda de atividades recreacionais e turísticas associadas (Motta, 1997; Maia, 2002).

#### 3.5.1.3 Método de Valoração de Contingente

Consiste na simulação de mercados hipotéticos, através da realização de pesquisas de campo, com questionários que indagam ao entrevistado sua disposição a pagar ou a aceitar (sua valoração contingente) em face das alterações quantitativas ou qualitativas na disponibilidade de bens ou serviços. A vantagem deste método é a possibilidade de captar valores de existência (Motta, 1997; Maia, 2002).

### 3.5.2 Métodos indiretos

Os métodos indiretos também podem ser chamados de *Métodos da Função da Produção*.

Se o recurso ambiental é um insumo ou um substituto de um bem ou serviço privado, esses métodos utilizam-se dos preços de mercado de um bem ou serviço privado para estimar o valor econômico do recurso ambiental. Assim, os benefícios ou custos ambientais das variações de disponibilidade destes recursos ambientais para a sociedade podem ser estimados. Com base nos preços desses recursos privados, geralmente admitindo que não se alteram frente às variações de disponibilidade, estima-se indiretamente os valores econômicos (preços-sombra) dos recursos ambientais que estão sendo analisados. Por exemplo, a perda de nutrientes do solo causada por desmatamento pode afetar a produtividade agrícola (Motta, 1997).

Os principais métodos indiretos são os seguintes:

#### 3.5.2.1 Método da Produtividade Marginal:

Procura fazer uma relação entre a deterioração da qualidade de um recurso ambiental e as consequências em um processo produtivo que dependa de alguma forma daquele recurso (Motta, 1997; Maia, 2002).

#### 3.5.2.2 Método do Custo de Reposição

No custo de reposição a estimativa dos benefícios gerados por um recurso ambiental será dada pelos gastos necessários para reposição ou reparação após o mesmo ser danificado. Suas estimativas baseiam-se em preços de mercado para repor ou reparar o bem ou serviço danificado, partindo do pressuposto que o recurso ambiental possa ser devidamente recuperado. O custo representa os gastos incorridos pelos usuários em bens substitutos para garantir o nível desejado do recurso ou de seu substituto. Por exemplo: custos de reflorestamento em áreas desmatadas para garantir o nível de produção madeireira (Motta, 1997; Maia, 2002).

Para que o método de custo de reposição possa resultar em uma medida válida de valor econômico três condições devem ser atendidas: (1) o sistema de engenharia deve fornecer serviços de qualidade e magnitude equivalentes; (2) o sistema de engenharia deve ser a alternativa menos onerosa; os indivíduos devem

estar dispostos a pagar os custos se o serviço natural não estiver disponível (Shabman; Batie, 1978).

#### *3.5.2.3 Método de Custos Evitados*

Estima o valor de um recurso ambiental através dos gastos com atividades defensivas substitutas ou complementares, que podem ser consideradas uma aproximação monetária sobre a indisponibilidade ou degradação dos recursos. Quando o custo representa os gastos que seriam incorridos pelos usuários em bens substitutos para não alterar o produto que depende de um recurso. Por exemplo: os gastos com tratamento de água (ou compra de água tratada) que são necessários no caso de poluição de mananciais (Motta, 1997; Maia, 2002).

#### *3.5.2.4 Método de Custos de Controle*

Representam os gastos necessários para evitar a variação do bem ambiental e garantir a qualidade dos benefícios gerados à população. Por limitar o consumo presente do capital natural, o controle da degradação contribui para manter um nível sustentável de exploração, permitindo o aproveitamento dos recursos naturais pelas gerações futuras (Motta, 1997; Maia, 2002).

#### *3.5.2.5 Método de Custos de Oportunidade*

Reflete o custo de oportunidade das atividades econômicas que poderiam estar sendo desenvolvidas na área de proteção, representando, portanto, as perdas econômicas da população em virtude das restrições de uso dos recursos ambientais (Motta, 1997; Maia, 2002).

Cada método apresenta uma eficiência específica para determinado caso, mas a maior dificuldade de todos se encontra na estimativa de valores não relacionados ao uso, sem utilidade atual ou futura, ou seja, as parcelas de valor de opção e existência (Shaper, 2015).

Além dos métodos primários, existem métodos que utilizam a agregação de valores e de serviços ecossistêmicos em escalas espaciais e temporais, que necessitam de dados de outros estudos. Na seção a seguir, serão apresentados os métodos de agregação utilizados atualmente.

### **3.5.3 Métodos secundários**

#### **3.5.3.1 Método de transferência de benefícios ou de valores**

Refere-se à prática de aplicar valores de “não mercado” obtidos de estudos primários de recursos ou mudanças ambientais realizadas em outros lugares para a avaliação de uma mudança proposta ou observada de interesse do analista.

Um exemplo de aplicação do método de transferência de benefícios foi realizado por Costanza *et al.* (1997a) no artigo intitulado “*The value of the world's ecosystem services and natural capital*”. Os autores buscaram estimar o valor dos serviços ecossistêmicos mundiais. Para isso, sintetizando valores encontrados em estudos anteriores, calcularam o valor dos serviços por unidade de área do ecossistema para depois multiplicar pela área do ecossistema a nível mundial.

#### **3.5.3.2 Modelagem Espacial**

Utiliza-se de sistemas de modelagem para estimar as variações nos serviços ecossistêmicos devido à mudança no uso do solo (Nelson *et al.*, 2009).

Para determinar qual método usar para avaliar um ecossistema e seus serviços, é necessário entender qual serviço está sendo valorado a extensão espacial e temporal do ecossistema, quais recursos estão disponíveis e a precisão necessária do estudo. A precisão necessária é normalmente determinada pelo objetivo do estudo e pela precisão de seus resultados (Kubiszewski *et al.*, 2022).

### **3.5.4 Método de análise de equivalência (HEA)**

O método de Análise de Equivalência (HEA) teve sua base conceitual descrita inicialmente no artigo de King e Adler (1991) para a compensação de danos em áreas úmidas (wetlands).

Três anos depois, Unsworth & Bishop (1994) defendiam que apesar da existência de outros métodos para a valoração de danos, normalmente o custo para o desenvolvimento de tais estudos excedia o valor do dano em si. Além da possibilidade de não haver tempo hábil para a aplicação de pesquisas necessárias para a execução dos métodos, como por exemplo o método de valoração de contingente que pode levar mais de um ano para sua execução. A pequena quantidade de dados para a realização de métodos de transferência de benefícios também se tornava um fator importante na busca da utilização do HEA.

O método de Análise de Equivalência de Habitat foi inicialmente desenvolvido para a utilização no âmbito da Avaliação de Danos aos Recursos Naturais (NRDA) que a Administração Nacional Oceânica e Atmosférica (NOAA) realiza nos Estados Unidos.

Na Europa em 2004, entrou em vigor a Diretiva de Responsabilidade Ambiental (ELD) 2004/35/CE com o objetivo de estabelecer uma direção comum para a prevenção e remediação de danos ambientais. A partir de então, o método de Análise de Equivalência de Habitat passou a ser recomendado para a avaliação de danos na União Europeia.

No Brasil, peritos da Polícia Federal sugerem a utilização do método de análise de equivalência para a perícia criminal sobre a valoração econômica de crimes ambientais, em atenção ao Edital de Convocação do CNJ – Quantificação de Danos Ambientais, publicado no Diário da Justiça no ano de 2022 (BRASIL, 2022).

O método de Análise de Equivalência de Habitat (HEA) assume que os recursos naturais são como um ativo que fornece um fluxo de serviços (Allen; Chapman; Lane, 2005). Este fluxo de serviços pode ser interrompido quando ocorre um dano e o HEA se baseia na ideia de que o público pode ser compensado pela perda de serviços através da provisão de serviços adicionais do mesmo tipo no futuro. (Unsworth e Bishop, 1994).

É preciso compreender a diferença entre a reparação compensatória e a recuperação primária. A realização de uma ação compensatória objeto do HEA é referente a uma área diferente da área que foi danificada. A recuperação primária é referente a recuperação da área que sofreu o dano. O método HEA considera que a área danificada será objeto de recuperação primária e os serviços que deixaram de ser produzidos até a sua recuperação efetiva serão somados através do método e por fim compensados (NOAA, 1995).

HEA é um método que faz referência à área de habitat perdida, usado para calcular a quantidade de restauração compensatória que irá gerar serviços de recursos naturais equivalentes a perdas de serviço devido ao dano. As perdas de serviço e os benefícios compensatórios são quantificados em unidades não monetizadas, como serviço descontados/hectare/ano (Se.ha.ano) ou (DSAYs).

Como este método tem como foco a quantificação de unidades de serviços ecossistêmicos necessários para a compensação (abordagem de equivalência ecológica ou de recursos) e não retorna diretamente valores monetários o mesmo

pode não ser considerado um método de valoração econômica de recursos naturais *stricto sensu* como os citados anteriormente (Magliano, 2019).

Entretanto, a partir do resultado do HEA é possível estimar valores monetários através dos custos da realização das atividades de restauração primária e do projeto de compensação. O HEA consegue encontrar os valores de uso e não uso dos recursos naturais (Unsworth; Bishop, 1994).

Penn e Tomasi (2000) apresentam um estudo de caso sobre um derramamento de óleo em Louisiana, USA ocorrido em 1997 no qual os autores participaram. Os autores utilizaram o HEA como método para quantificar a compensação necessária pelos danos do derramamento. Os autores não realizaram a valoração econômica, neste caso os autores delinearão um projeto de recuperação com o plantio vegetativo em resíduos de dragagem para recriar pântanos salgados. Para a quantificação das perdas interinas foi necessário determinar as áreas com óleo, os graus de prejuízos e o tempo de recuperação necessária para que as áreas voltassem ao estado anterior ao dano.

O HEA foi utilizado para avaliar a relação custo-eficácia de vários projetos de restauração em relação a diferentes políticas ambientais, utilizando estudos de caso da França (Scemama e Levrel, 2016). No estudo foram utilizados quatro estudos de caso: a criação de um mercado para zonas úmidas, a aceitação pública de um projeto de desenvolvimento portuário, a reabilitação de pântanos para mitigar a carga de nitratos no mar e a restauração de riachos numa área protegida. A principal conclusão é que a HEA pode fornecer uma ferramenta simples para esclarecer os objetivos dos projetos de restauração, para comparar o custo e a eficácia destes projetos, e para realizar compromissos, sem exigir quantidades significativas de recursos humanos ou técnicos.

Kohler e Dodge (2006) desenvolveram o software “Visual HEA” para facilitar a aplicação do método, o Visual HEA é um programa que facilita a entrada de parâmetros de Análise de Equivalência de Habitat e calcula a compensação necessária para um determinado dano. Através do uso da interface gráfica, os parâmetros de entrada e as funções de recuperação podem ser alteradas rapidamente, sendo o principal destaque do software devido a maior facilidade em avaliar as mudanças nos resultados a partir de diferentes parâmetros de avaliação.

O método HEA também foi utilizado para valorar economicamente os danos socioambientais decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na Bacia do Rio

Doce. Os pesquisadores utilizaram o método de Análise de equivalência para dimensionar a compensação necessária e posteriormente a valoração econômica dos danos à vegetação, aos solos, à água, à ictiofauna, à área marinha, às aves escavadoras, ao patrimônio cultural, aos bens culturais materiais e imateriais (Lactec, 2021).

Pavanelli e Voulvoulis (2019) utilizaram o método para avaliar os custos de três danos ambientais que ocorreram na Mata Atlântica brasileira, sendo eles, supressão de vegetação nativa de 5,33 ha em 2011 para introdução de citros, supressão de vegetação nativa de 1,22 ha em 2006 para mineração de areia e a supressão sucessiva de vegetação nativa (5,59 ha em 2006; 3,38 ha em 2008; e 12,9 ha em 2011) para plantação de *Eucalyptus spp.* Os valores encontrados por hectare para os danos foi de: 13.216; 28.024; e 19.681 em 2017 Int.\$/ha (dólares internacionais por hectare por ano), para a área de citros, mineração de areia e plantio de eucaliptos respectivamente.

Recentemente Pavanelli *et al.* (2022) propuseram a utilização do HEA e do método de custo de reposição para calcular o valor econômico referente à poluição dos cursos d'água associados aos desastres de Mariana e Brumadinho.

O índice IVA, um índice de qualidade da água para proteção da vida aquática e das comunidades aquáticas foi utilizado como métrica para a Análise de Equivalência de Habitat no estudo. Os autores chegaram a estimar um valor médio de dano ambiental de poluição da água em  $0,000117 \cdot 2020 \text{Int.}\$/\Delta \text{IVA} \times L$ , a unidade faz referência ao custo em dólar (atualizado com a paridade do poder de compra de 2020) pela multiplicação das alterações detectadas na qualidade da água dos rios (como  $\Delta \text{IVA}$ ) e na vazão, em litros (L). Este valor para a poluição pode ser útil na comparação de avaliações de poluição de águas fluviais em todo o mundo. O custo da remediação compensatória necessária para cada um dos incidentes variaram de US\$5,7 a 18,7 milhões para Brumadinho e US\$ 16,7 a 58,1 milhões para Mariana.

Como visto no exemplo anterior, a utilização de alguns índices como métrica de avaliação dos serviços ecossistêmicos perdidos aparentam ser soluções importantes para a dificuldade em se medir estes serviços. Magliano (2019) sugere a utilização do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) como métrica para reduzir as incertezas do HEA. O NDVI é definido como a diferença entre a refletância no infravermelho próximo e no visível sobre a soma destas refletâncias (Rouse J. W. *et al.* 1973). De acordo com Oliveira *et al.* (2009), os cálculos do NDVI

foram desenvolvidos para distinguir os elementos espectrais da vegetação das outras superfícies terrestres, além de identificar a quantidade e a qualidade da vegetação na área.

Apesar da diversidade de métodos vistos anteriormente, poucos são os modelos de valoração ambiental que possuem aplicabilidade, sendo que a não unificação de procedimentos dificulta seu uso e sua aplicação em processos judiciais (Araújo, 2003). Nas aplicações de valoração de danos ambientais os peritos ainda não utilizam os métodos de construção de mercados hipotéticos, avaliação de contingente ou preços hedônicos. Principalmente devido à complexidade metodológica e a dificuldade na aplicação de avaliações ou entrevistas no ambiente das apurações policiais ou da justiça criminal (Magliano, 2019).

Tonietto e Silva (2011) nos lembram que na perícia criminal, devem ser priorizados métodos que possam ser aplicados dentro dos prazos legais e administrativos, bem como estejam de acordo com o orçamento disponível nos órgãos de perícia e fiscalização.

Com isso, torna-se fundamental a identificação dos locais de ocorrência de tais crimes, bem como as características do ambiente em que ocorreu para que possam ser efetuados os trabalhos de valoração (Klotz, 2016).

As ações humanas nos ecossistemas interferem nos seus processos e serviços, desse modo se observa a necessidade de incluir na valoração dos danos ambientais a parcela relacionada aos serviços ecossistêmicos que foram interrompidos ou prejudicados pelo passivo.

Diferentes ecossistemas produzem serviços ecossistêmicos de forma e intensidades diferentes, assim como cada tipo de dano a um ecossistema impacta de modo diferente os serviços ecossistêmicos, de forma que, os métodos de valoração ambiental precisam ser adaptados para estas especificidades.

Tendo como referência o princípio do poluidor-pagador e da recomposição dos danos causados, a adoção de método de valoração deverá ter por objetivo alcançar a reparação integral das perdas de serviços ecossistêmicos. Os métodos até então propostos no contexto brasileiro não vislumbram, dentre outras questões, a perda intercorrente durante o período entre o dano e a recomposição. (Magliano, 2022. p.371).

Tendo em vista o exposto, observamos a necessidade de contemplar as particularidades dos serviços ecossistêmicos realizados pelo ecossistema de restinga na valoração econômica de danos ambientais para os danos decorrentes da supressão de vegetação e aterramento, que ocorrem com frequência nestes locais.

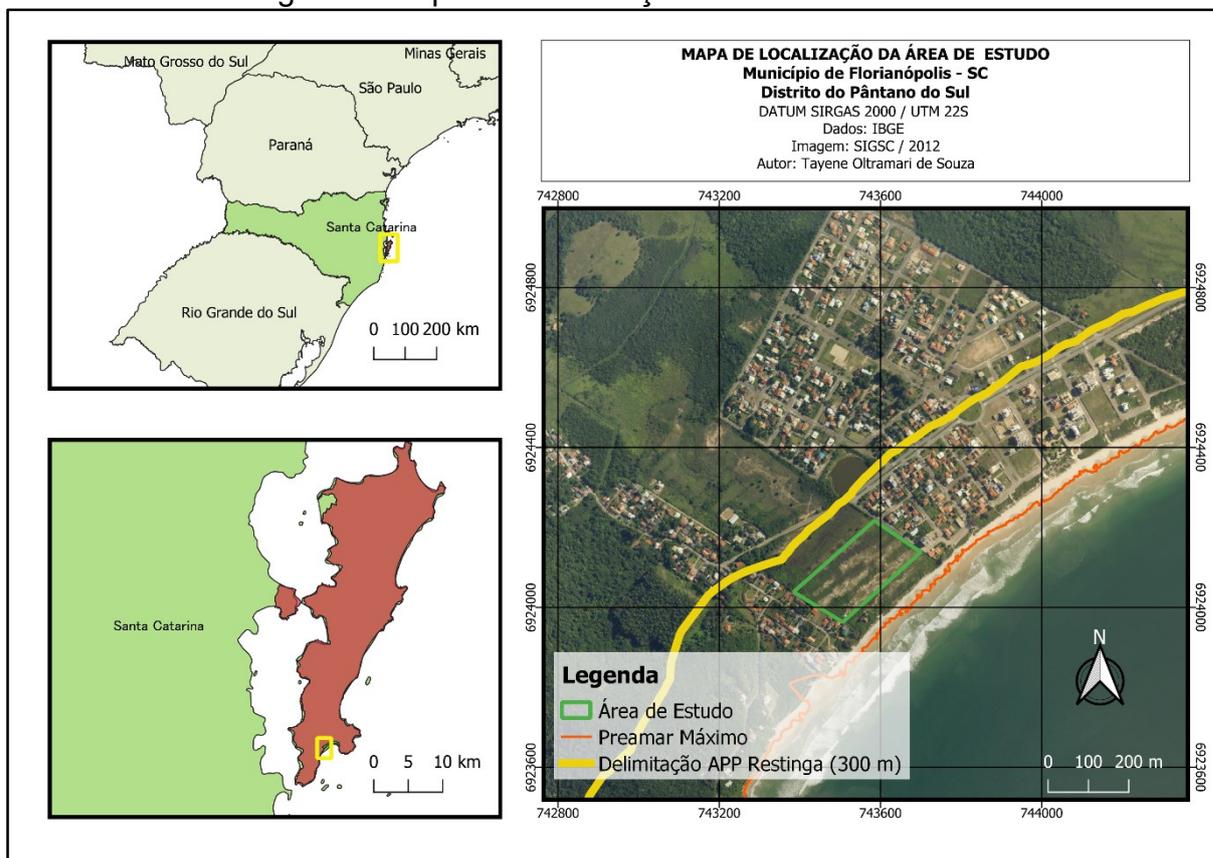
O método HEA é útil para estimar a área que será necessária para compensar as perdas de serviços do dano ambiental, porém não define o seu valor econômico. Se o HEA for utilizado em conjunto com o método de custo de reposição, que segundo Corrêa e Souza (2013) é o método mais utilizado atualmente para valoração de danos, é possível suprir as “insuficiências” dos métodos e conseguir encontrar o valor econômico do dano aos serviços abrangendo os valores de uso direto e indireto, além dos valores de opção e existência.

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo de caso foi realizado na área de estudo localizada no Distrito do Pântano do Sul, município de Florianópolis, SC. Seu limite Leste é definido pela Praia do Pântano do Sul e sua face Oeste está voltado para a Estrada João Belarmino da Silva. Sua Face Norte tem limite com a Rua Janaúba e sua face Sul está voltada para o Morro da Costa de Dentro.

Figura 4: Mapa de Localização da Área de Estudo.



Fonte: Autora.

A área de estudo é uma gleba que fica localizada entre o Balneário dos Açores e Costa de Dentro e possui 3,6 hectares.

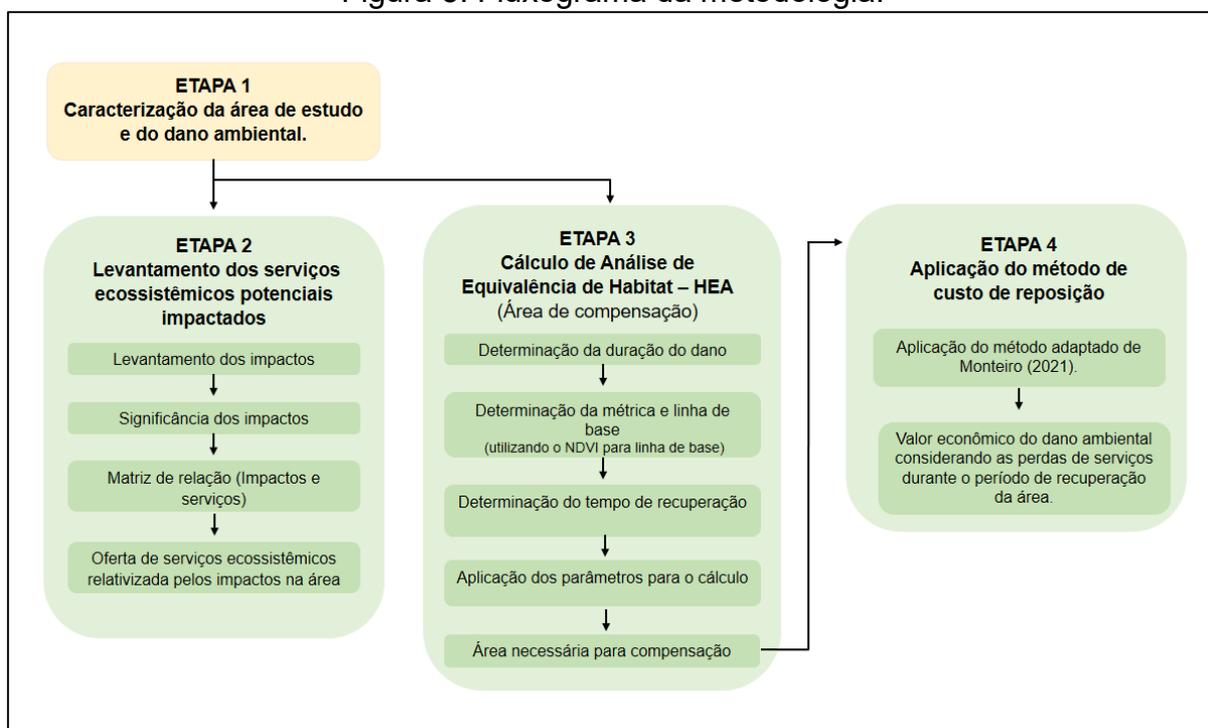
Para a realização do projeto foi definida uma área de estudo que apresentava duas formas de dano ambiental (supressão de vegetação e aterramento com cascalho) no ecossistema de restinga herbácea/subarbusiva.

Foi realizada a avaliação de impacto ambiental das atividades realizadas na área aos serviços ecossistêmicos potenciais deste ecossistema.

O método de custo de reposição foi utilizado como base para calcular o valor econômico do dano. Para complementar esse método com os valores do dano intermitente e dos serviços ecossistêmicos perdidos, foi aplicada a metodologia de Análise de Equivalência de Habitat (HEA). A análise do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) foi utilizada para determinar os parâmetros necessários para a aplicação do HEA, como a taxa anual de recuperação do recurso e a linha de base da produção de serviços antes do dano.

As etapas para a realização do trabalho podem ser observadas na Figura 5:

Figura 5: Fluxograma da metodologia.



Fonte: A autora.

## 4.2 PROCEDIMENTOS PARA A ANÁLISE DE EQUIVALÊNCIA DE HABITAT (HEA)

### 4.2.1 Descrição e avaliação preliminar do dano

Para esta etapa foi realizada pesquisa bibliográfica, análise de imagens de satélite e duas incursões a campo.

A quantidade de cascalho depositado na área de estudo foi calculada a partir da medição com trena em 5 pontos e da análise de imagens de satélite.

### 4.2.2 Levantamento dos serviços ecossistêmicos potenciais impactados

Através de matriz de impacto foi realizada a avaliação dos impactos do dano ambiental nos serviços ecossistêmicos potenciais. Esta avaliação utilizou como base o trabalho de Longo e Rodrigues (2017).

O conceito por trás da avaliação dos impactos nos serviços ecossistêmicos é o mesmo utilizado pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio (2005) que utiliza como ferramenta de avaliação o quadro FPEIR (Força motriz, Pressão, Estado, Impacto e Resposta). A estrutura FPEIR é um exemplo da integração dos conhecimentos de várias disciplinas, e é uma forma de explicar relações de causa-efeito entre o ambiente e fatores socioeconômicos (Lundberg, 2005).

A concepção fundamental é que certos avanços sociais, demográficos e econômicos dentro das sociedades, denominados impulsionadores, geram pressões. Essas pressões abrangem uma variedade de áreas, desde o aumento das emissões até a exploração dos recursos naturais e a modificação do uso da terra pelas atividades humanas. As interações desses impulsionadores com o ambiente têm um impacto direto no estado ecológico, que engloba as condições físicas, biológicas e químicas de uma determinada região. Como resultado dessas interações, tanto os sistemas naturais quanto os sociais sofrem alterações, afetando a provisão de serviços ecossistêmicos e o funcionamento do sistema socioeconômico. Em resposta a essas mudanças percebidas, a sociedade e os governos implementam medidas para mitigar os impactos negativos que afetam todo o sistema (Kandziora et al., 2017).

Utilizando esta abordagem, o presente estudo considerou como força motriz (agente de mudança) os impactos ambientais decorrentes das atividades vinculadas à implantação de loteamento na área de estudo, sendo elas a supressão de vegetação, o aterramento e o plantio de gramíneas.

Para isso, primeiramente foi realizada a identificação dos impactos referente às atividades realizadas na área de estudo. Os impactos das atividades foram adaptados do Guia de Avaliação de Impacto Ambiental - Relação Causal de Referência de Sistema de Transmissão de Energia do IBAMA (2020) considerando as atividades realizadas na área de estudos e seus principais aspectos.

Aos impactos levantados foram aplicados parâmetros de avaliação para determinar a significância dos mesmos. Os parâmetros e pesos podem ser identificados no Quadro 1.

Quadro 4: Parâmetros e pesos para a avaliação dos impactos

| Parâmetro       |   | Classificação |      |   |
|-----------------|---|---------------|------|---|
| Nome            | Descrição   | Classe        | Peso | Descrição   |
| Magnitude       | Refere-se à intensidade da alteração que o processo ou fator ambiental sofreu | Pequena       | 1    | O impacto alterou de forma imperceptível as características do meio ambiente    |
|                 |   | Média         | 2    | O impacto alterou de forma pouco expressiva as características do meio ambiente |
|                 |   | Grande        | 3    | O impacto alterou de forma expressiva as características do meio ambiente       |
| Abrangência     | Refere-se ao espaço geográfico que foi atingido pelo impacto                  | Local         | 1    | O impacto afeta área do empreendimento e o entorno imediato                     |
|                 |   | Regional      | 2    | O impacto ultrapassa a área do entorno imediato do empreendimento               |
|                 |   | Global        | 3    | O impacto afeta potencialmente todo o planeta                                   |
| Reversibilidade | Refere-se a capacidade do sistema de retornar ao estado anterior              | Reversível    | 1    | O impacto cessa após o estímulo externo ou com adoção de medida de mitigação    |
|                 |   | Irreversível  | 2    | O impacto não cessa nem com medida de mitigação                                 |

Fonte: Adaptado de Longo e Rodrigues (2017).

Os pesos aplicados a cada classe de significância podem ser observados na Tabela 1.

Tabela 1: Pesos aplicados a cada classe de significância dos impactos.

| Significância do impacto |   |       |   |      |   |
|--------------------------|---|-------|---|------|---|
| Baixa                    |   | Média |   | Alta |   |
| 3                        | 4 | 5     | 6 | 7    | 8 |

Fonte: Longo e Rodrigues (2017).

Para avaliar o grau de influência dos impactos nos serviços ecossistêmicos, na terceira matriz foi realizado o cruzamento entre os impactos identificados com os serviços ecossistêmicos potenciais de ocorrência na área de estudo. Os serviços ecossistêmicos analisados na presente pesquisa foram retirados e adaptados de Maynard (2010). Para este cruzamento os pesos aplicados foram de 0 a 2, sendo 0 = não apresenta relação relevante, 1= apresenta relação indireta e 2= apresenta relação direta.

Na quarta matriz foi realizado o cruzamento entre a significância dos impactos e o grau de influência dos impactos nos serviços para determinar quais serviços foram mais impactados.

#### 4.2.3 Duração e extensão do dano ambiental

A determinação da duração e extensão do dano ambiental foi realizada através de análise de imagens de satélite e documentos de processos administrativos sancionatórios e de licenciamento.

#### 4.2.4 Definição da métrica para avaliação dos serviços

A escolha da métrica se deu a partir de revisão bibliográfica e análise do dano na área de estudo.

#### 4.2.5 Estabelecimento da linha de base

A linha de base foi definida a partir da análise do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI). Foi utilizada a média do índice na área antes do dano (13/06/2021) como linha de base. A média do índice após o dano (25/06/2021/) foi utilizada para estabelecer a porcentagem de serviços ecossistêmicos perdidos em relação a linha de base. Para o cálculo da evolução do NDVI foram utilizadas séries de imagens orbitais do Satélite Sentinel 2, fornecidas pela Agência Espacial Europeia (ESA).

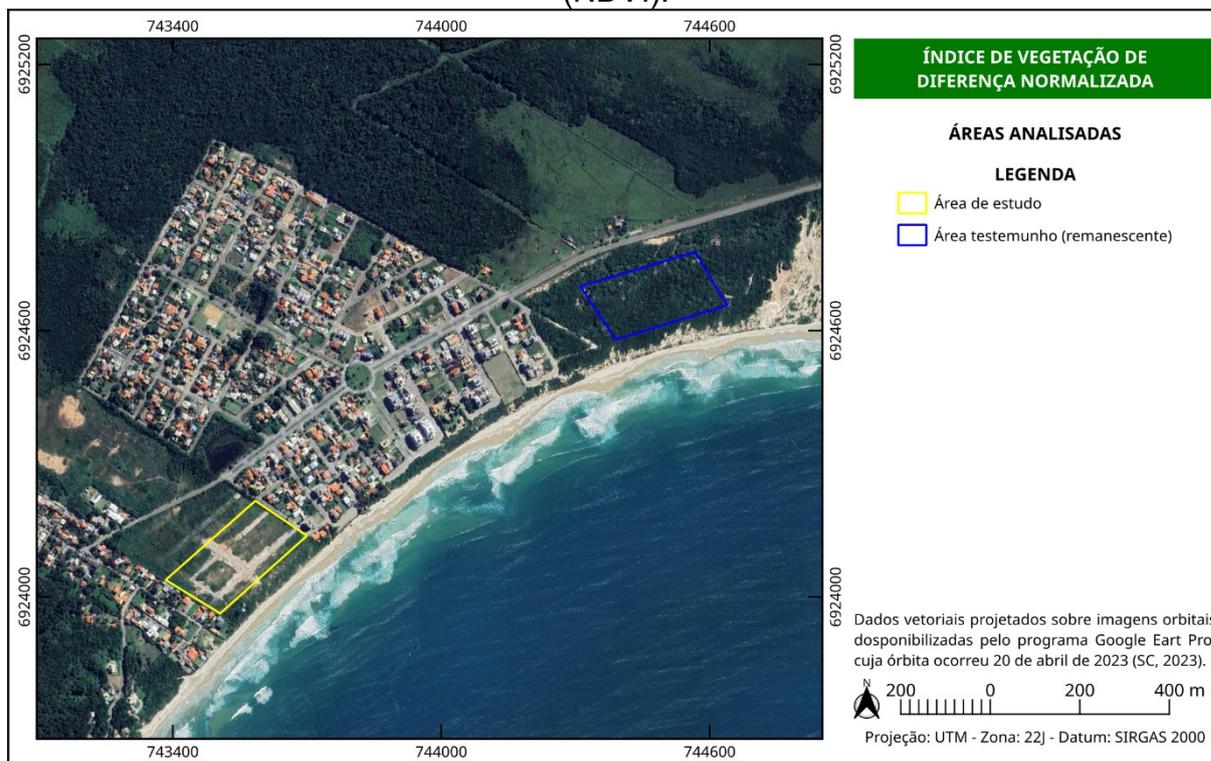
#### 4.2.6 Estabelecimento do tempo de recuperação do recurso

A função de recuperação após a remediação primária foi considerada linear, por exemplo, uma recuperação estável com um aumento de serviços constante a cada ano de recuperação em direção à linha de base.

Com base na disponibilidade de um número suficiente de publicações nas últimas décadas que comprovaram a adequação do sensoriamento remoto para quantificação e mapeamento de serviços ecossistêmicos (Ayanu *et al.*, 2012), foi realizada uma análise de regressão do índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) de dois anos (2022 e 2023) após o dano, a tendência observada de crescimento do NDVI nestes anos foi utilizada para estabelecer o tempo de recuperação do recurso perdido. Como forma de evitar interferências de variações sazonais, tendo em visto que a região da área de estudo possui as 4 estações bem definidas, foram utilizados os dados dos dois anos completos.

A Figura 6 apresenta a localização da área de estudo e da área testemunha utilizadas para as análises do Índice de Diferença Normalizada (NDVI).

Figura 6: Áreas de análise do Índice de Vegetação de Diferença Normalizada (NDVI).



Fonte: A autora.

#### 4.2.7 Parâmetros para aplicação da Análise de Equivalência de Habitat:

A partir das análises anteriores e de valores determinados na literatura, como a taxa de desconto anual (taxa social de preferência temporal) já consolidada no método, foram definidos os parâmetros utilizados na aplicação do método de Análise de Equivalência de Habitat.

#### 4.3 MÉTODO DE CUSTO DE REPOSIÇÃO

O método de custo de reposição foi aplicado para a área equivalente resultante do método de análise de equivalência acrescido do custo de remoção do aterro e da regeneração natural da área em que ocorreu o dano.

O cálculo do custo de reposição foi realizado a partir do método apresentado por Monteiro (2021), com a realização de ajustes monetários. Este método traz as fórmulas para o valor econômico do serviço de preservação da paisagem ( $V_{pp}$ ) e foi mensurado pela soma do investimento envolvido na recuperação do ambiente degradado, que envolve investimentos de: elaboração do projeto por um profissional habilitado ( $Ela$ ); implantação do projeto ( $Imp$ ), com todos os investimentos de insumos e mão-de-obra; manutenção do projeto ( $Man$ ), contemplando reposição de mudas, adubação, manutenção de equipamentos; monitoramento do projeto por responsável técnico ( $Mon$ ), com emissão de relatórios periódicos, durante  $n$  anos — até que a vegetação da área atinja porte tal equivalente ao que eventualmente foi suprimido ou ao que se quer valorar. Neste caso não acrescentamos ao método o custo de aquisição/aluguel de terreno para a área de compensação.

Para que fosse possível comparar a aplicação dos métodos na área de estudo, foi aplicado o mesmo método de custo de reposição também sem a aplicação do método de Análise de Equivalência de Habitat.

Como forma de facilitar a comparação entre o resultado do presente estudo e o resultado de Pavanelli e Voulouvis (2019), o valor econômico do dano foi padronizado para dólares internacionais por hectare ano de 2017 (2017 Int.\$/ha/ano). O dólar internacional é uma unidade usada para padronizar valores monetários entre países, corrigindo para o mesmo poder de compra que o dólar americano tinha em um determinado momento (De Groot, *et al.*, 2012).

Os valores monetários originalmente descritos em moeda brasileira (R\$) foram ajustados pela inflação de 2017 e depois convertidos para dólares

internacionais utilizando fatores de conversão apropriados de paridade de poder de compra (PPC) relativos ao ano de 2017, conforme encontrados na OCDE (2024).

## **5 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

O presente capítulo apresenta os resultados da pesquisa e sua discussão, conforme a metodologia do estudo, os mesmos estão descritos em quatro etapas; Caracterização da área de estudo e do dano ambiental; Levantamento dos serviços ecossistêmicos potenciais impactados; Aplicação do método de análise de equivalência para calcular o dano interino nos serviços ecossistêmicos; e aplicação do método de custo de reposição para a valoração econômica do dano ambiental.

### **5.1 ETAPA 1: CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E AVALIAÇÃO PRELIMINAR DO DANO**

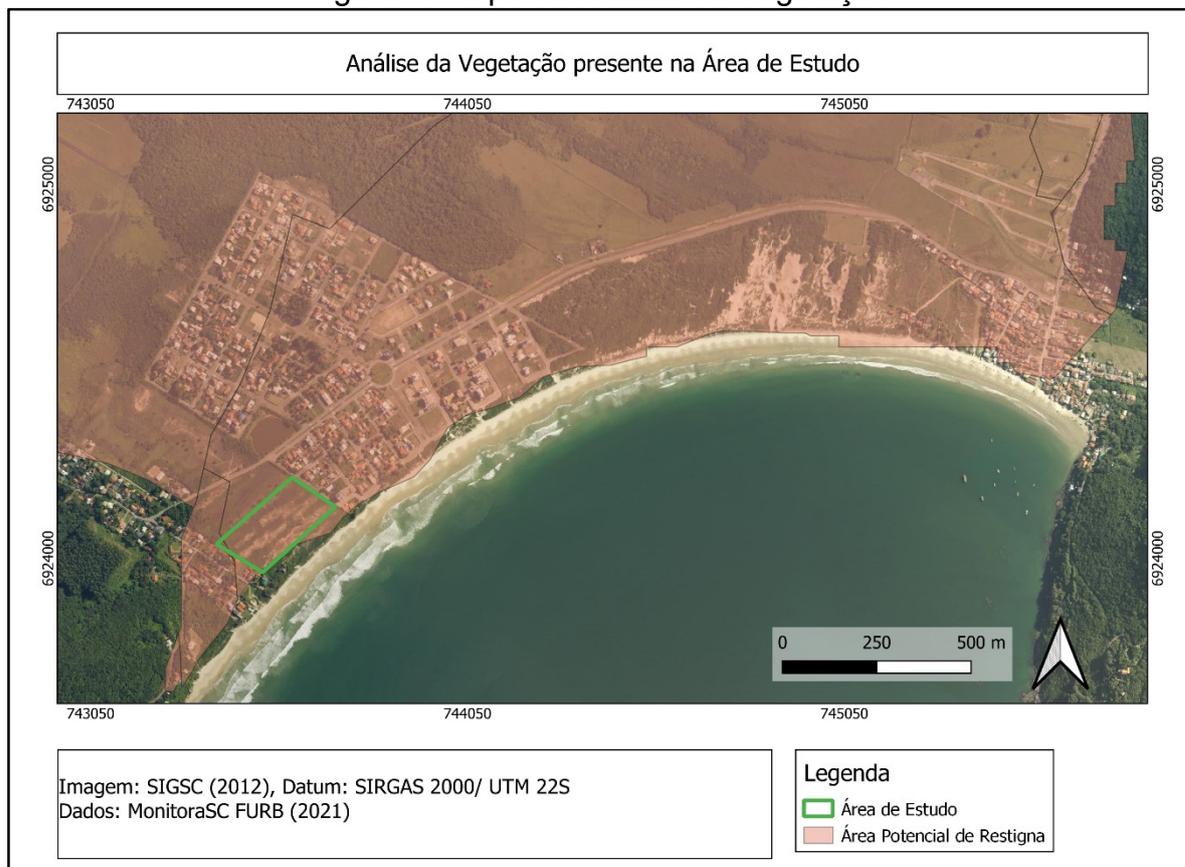
A área de estudo está localizada na planície costeira do distrito do Pântano do Sul na Ilha de Florianópolis, município do estado de Santa Catarina (Figura 5).

A ilha de Florianópolis possui complexo vegetacional pertencente ao Bioma Mata Atlântica. Segundo levantamento realizado pelo Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica de Florianópolis (PMMA, 2020) a Ilha possui três tipos de fitofisionomia principais, que são: Floresta Ombrófila Densa, Restinga e Manguezal. Nas Restingas podem ser distinguidas tanto formações arbustivas e arbóreas, quanto herbáceas e subarbustivas, muitas vezes em mosaicos.

A área encontra-se em uma região urbanizada do distrito do Pântano do Sul, com presença de residências unifamiliares, condomínios multifamiliares e pequenos comércios. A localidade em questão é considerada Área de Preservação Permanente (APP) pelos critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 303/2002, como é possível observar na Figura 5.

Segundo o mapeamento (Figura 7) realizado com dados do projeto MonitoraSC (FURB, 2021), a área de estudo encontra-se em local com alto potencial de vegetação de Restinga. Segundo os autores, o mapa foi estabelecido através do cruzamento entre cinco atributos: altimetria, modelo de acumulação, classificação do solo, relevo e subdomínio hidrológico.

Figura 7: Mapa de Análise da Vegetação.



Fonte: A autora, com dados de FURB (2021).

Os dados referentes à vegetação disponibilizados pelo Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis – IPUF (2016) demonstram a presença de vegetação de Restinga, sendo um terço do terreno com fitofisionomia herbácea-subarbustiva (área de estudo) e o restante com fitofisionomia arbustiva/arbórea.

Figura 8: Visão Geral da área de estudo.



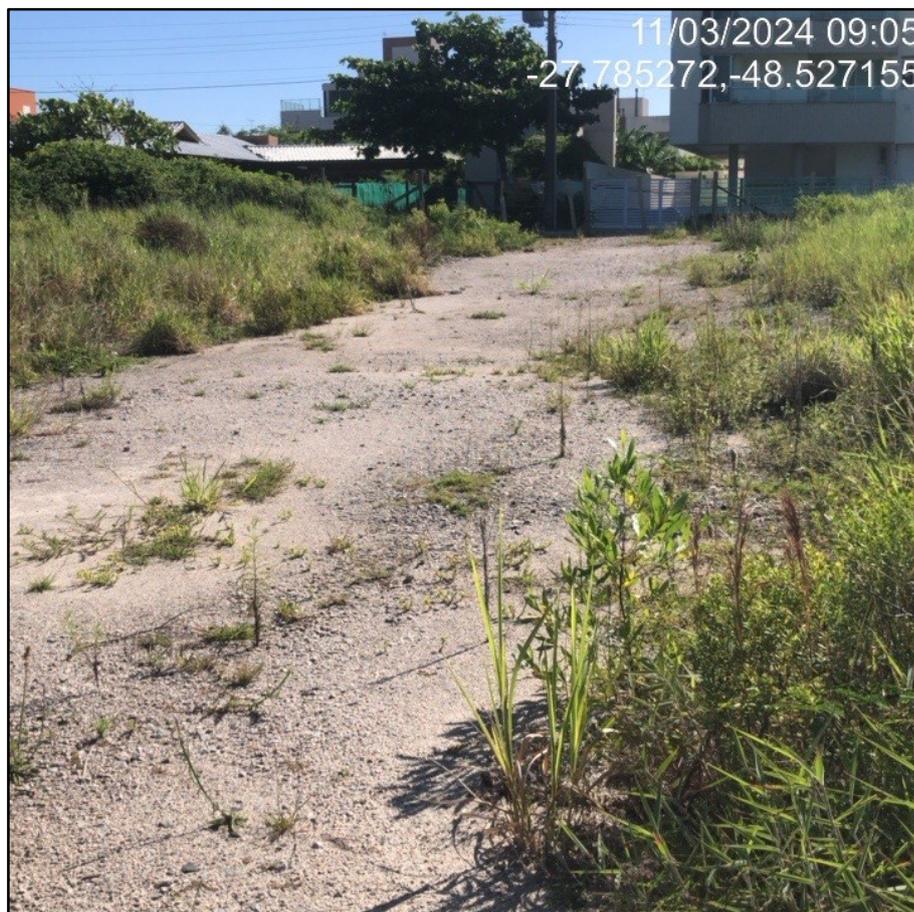
Fonte: A autora.

Figura 9: Vegetação presente na área.



Fonte: A autora.

Figura 10: Imagem de uma das vias abertas para a implementação do loteamento na área de estudo.



Fonte: A autora.

Figura 11: Ninho de *Athene cunicularia* (coruja buraqueira) na área de estudo.



Fonte: A autora.

Figura 12: Visão geral da área.



Fonte: A autora.

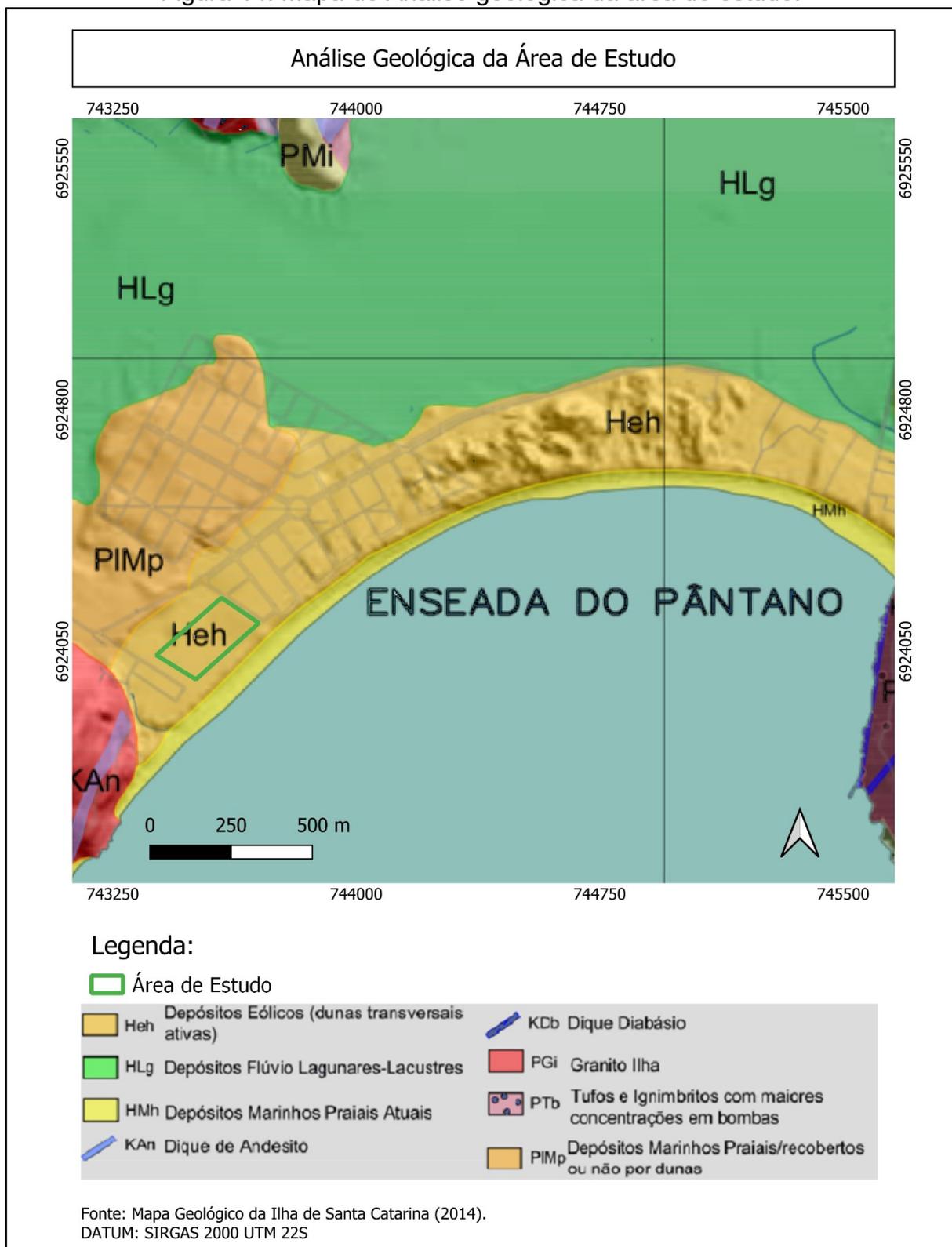
Figura 13: Vegetação presente na área.



Fonte: A autora.

Conforme mapa geológico da Ilha de Santa Catarina, elaborado por Tomazolli e Pelerini (2014), a área de estudo se localiza sobre Depósitos Eólicos (dunas transversais ativas) do período Holoceno (Figura 14).

Figura 14: Mapa de Análise geológica da área de estudo.



Fonte: A autora.

Estes depósitos são caracterizados como sedimentos arenosos finos, bem selecionados, de cor esbranquiçada, formando camadas de recobrimento ou dunas transversais ativas (Tomazolli e Pelerini, 2014).

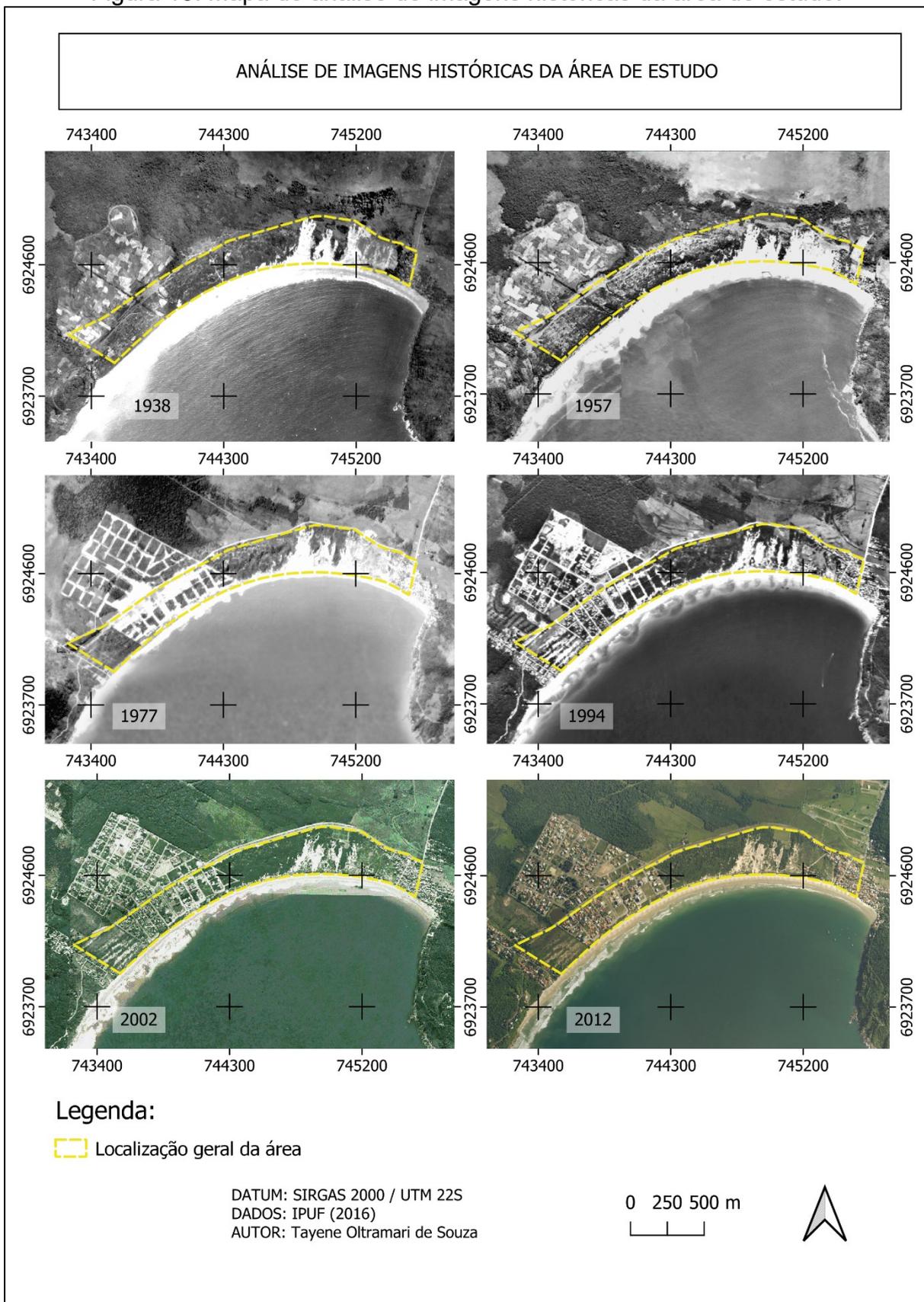
A classificação geológica da área corrobora com a identificação da classificação da vegetação devido ao fato de que a restinga é a vegetação associada à presença de sedimentos arenosos. Em um sentido amplo e em um contexto ecológico, o chamado ecossistema de restinga representa um grupo de tipos de vegetação formado pela deposição de sedimentos arenosos marinhos quaternários ao longo do litoral (Araujo e Lacerda, 1987).

O relatório de vistoria da FLORAM que consta no autos da Ação Civil Pública (ACP) nº 5019152-93.2021.4.04.7200 afirma:

[...] Na porção da gleba próxima à praia foram observadas espécies herbáceas e subarbustivas típicas de dunas[...]. (Trecho do relatório de vistoria FLORAM – retirada da ACP nº 5019152-93.2021.4.04.7200)

O mapa a seguir (Figura 15) apresenta imagens históricas da área, assim pode-se observar como se deu a ocupação da região em questão e observar a presença de dunas e vegetação herbácea subarbustiva na área de estudo no decorrer de todos estes anos.

Figura 15: Mapa de análise de imagens históricas da área de estudo.



Fonte: A autora com dados de IPUF (2016).

Uma das funções da vegetação fixadora de dunas é justamente promover o controle de erosão, atuando como elemento responsável pela estruturação do solo através do sistema radicular, logo, uma intervenção na área afeta diretamente o serviço ecossistêmico em questão (Prandini *et al.*, 1982)

Segundo o Panorama da Erosão Costeira no Brasil (MMA, 2018), os processos erosivos e deposicionais têm sido observados em diversas praias arenosas ao longo da linha de costa terrestre, e apesar de ser um processo natural da dinâmica praial, sua intensificação está intimamente relacionada com as ocupações urbanas que se instalam junto ao ambiente praial em distintas costas do Brasil e particularmente no estado de Santa Catarina.

O mar territorial na região da área de estudo encontra-se com proteção especial, por integrar a Unidade de Conservação Federal, Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca (APA da Baleia Franca), o que torna a área de estudo um ambiente sensível na manutenção de habitat para a produção de serviços ecossistêmicos como recursos genéticos e espécies icônicas.

Segundo Bueno e Reis (2021) a região dos Açores onde localiza-se a área em questão, possui a presença de diversos sítios arqueológicos que estão ligados à promoção de serviços ecossistêmicos culturais, como valores espirituais e religiosos, oportunidades recreativas e inspiração.

A área de estudo ao longo dos anos passou por mais de uma intervenção relacionada ao uso e ocupação do solo. As primeiras aberturas de vias foram realizadas em julho de 2017, houve um período sem intervenção e as obras foram retomadas em 15 de junho de 2021, a intervenção a partir desta data é que está sendo avaliada no presente estudo. Após 2017, as primeiras imagens de satélite com alteração na vegetação da área datam de 15 de junho de 2021, com o início do corte da vegetação na porção frontal do terreno. Segundo a ACP nº 5019152-93.2021.4.04.7200, nesta mesma data houve a prestação de queixa sobre o início das obras por parte de membros da comunidade, o que reitera a determinação da data de início das intervenções na área.

Na Figura 16 podemos comparar duas imagens de satélite, a primeira do dia 13 de junho de 2021, dois dias antes do início das obras e a segunda em 15 de junho de 2021 na qual é possível observar o aumento de solo exposto.

Figura 16: Mapa de imagens da área de estudo em momento antes e durante as obras.



Fonte: A autora.

A partir do dia 15 de junho de 2021 foi realizada a supressão de vegetação de toda a área de estudo com o uso de máquinas. Além da supressão de vegetação foi realizada a deposição de cascalho nas áreas que seriam utilizadas como vias do condomínio e o plantio de grama na porção frontal do terreno. Em análise no local, foi estimada a quantidade de cascalho depositada no terreno em  $315\text{m}^3$ , sobre uma superfície de  $6300\text{ m}^2$ , cujo aterro possui em média 5 cm de profundidade.

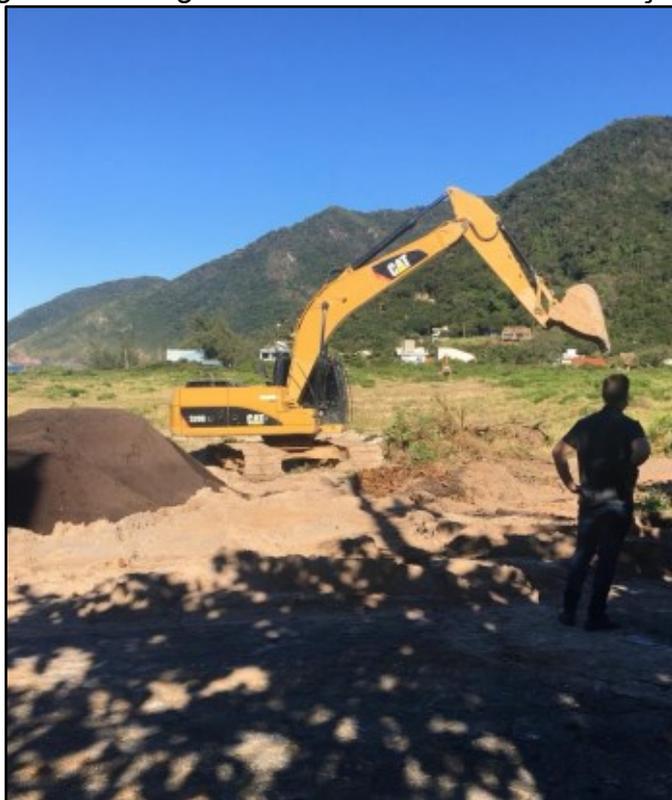
Figura 17: Medição da profundidade do aterramento com cascalho.



Fonte: A autora.

As imagens a seguir mostram as intervenções realizadas na área de estudo no ano do dano.

Figura 18: Imagem da área durante as intervenções.



Fonte: Imagem ACP nº 5019152-93.2021.4.04.7200.

Figura 19: Vista geral da área já impactada pelo empreendimento do dia 18 de junho de 2021.



Fonte: Fotografia feita por morador local retirada da ACP nº 5019152-93.2021.4.04.7200.

Figura 20: Foto aérea da área impactada.



Fonte: Fotografia retirada da ACP nº 5019152-93.2021.4.04.7200.

Na Figura 21 é possível observar a partir de imagens de satélite a área em julho de 2021, após as intervenções serem paralisadas.

Figura 21: Mapa com imagem de satélite da área em julho de 2021.



Fonte: A autora.

## 5.2 ETAPA 2: LEVANTAMENTO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS POTENCIAIS IMPACTADOS

A Tabela 2 apresenta o levantamento dos impactos em relação aos aspectos ambientais das atividades realizadas (força motriz) na implantação de loteamento na área de estudo.

Foi levantado um impacto positivo relacionado ao uso de mão de obra e compra de insumos para a realização das atividades de supressão de vegetação, terraplenagem e plantio de gramíneas.

Tabela 2: Aspectos e impactos das atividades.

| Atividade              | Aspecto                                 | Impacto   |
|------------------------|---|---|
| Supressão da vegetação | Alteração do escoamento superficial     | Deterioração da qualidade da água<br>Indução de processos erosivos<br>Assoreamento de corpos hídricos<br>Indução de processos erosivos<br>Perda de patrimônio arqueológico  |
|                        | Exposição de solo                       | Indução de processos erosivos<br>Alteração da qualidade do solo<br>Assoreamento de corpos hídricos  |
|                        | Interferência sobre a cobertura vegetal | Incremento da fragmentação da paisagem e incidência de efeito de borda<br>Lesão e morte de indivíduos da fauna<br>Perda de habitat terrestre<br>Alteração de microclima<br>Afastamento de fauna<br>Perda de indivíduos da flora |
| Terraplenagem          | Alteração do escoamento superficial     | Deterioração da qualidade da água<br>Indução de processos erosivos<br>Assoreamento de corpos hídricos<br>Indução de processos erosivos<br>Perda de patrimônio arqueológico  |
|                        | Demanda por material de empréstimo      | Assoreamento de corpos hídricos<br>Incremento do mercado de bens e serviços<br>Indução de processos erosivos<br>Perda de patrimônio arqueológico  |
|                        | Geração de materiais excedentes         | Assoreamento de corpos hídricos<br>Indução de processos erosivos<br>Perda de patrimônio arqueológico  |
|                        | Geração de material particulado         | Alteração da qualidade do ar<br>Incômodo à população  |
| Plantio de Gramíneas   | Demanda por mudas                       | Incremento do mercado de bens e serviços  |
|                        | Presença de espécie exótica             | Alteração da qualidade do solo<br>Competição por habitat  |

Fonte: A autora

A Tabela 3 apresenta os atributos da avaliação de significância dos impactos na área de estudo, os impactos que se repetiram para mais de um aspecto foram considerados apenas uma vez na avaliação de significância. Dos 17 impactos

avaliados, 8 apresentaram significância baixa e 9 apresentaram significância média. Nenhum dos impactos chegou a ser avaliado como de significância alta, principalmente devido ao número de impactos com alta possibilidade de mitigação, resultando em uma pontuação baixa para a avaliação de reversibilidade.

Tabela 3: Matriz de significância dos impactos.

| Impactos   | Magnitude | Abrangência | Reversibilidade | Significância |
|--|-----------|-------------|-----------------|---------------|
| 1-Indução de processos erosivos  | 2         | 1           | 1               | 4             |
| 2-Assoreamento de Corpos Hídricos                                      | 1         | 1           | 1               | 3             |
| 3-Alteração da qualidade do solo                                       | 3         | 1           | 1               | 5             |
| 4-Alteração da qualidade do ar   | 1         | 1           | 1               | 3             |
| 5-Alteração do nível e fluxo da água subterrânea                       | 2         | 2           | 1               | 5             |
| 6-Conflito de interesses   | 3         | 2           | 1               | 6             |
| 7-Perda de habitat terrestre   | 3         | 1           | 1               | 5             |
| 8-Alteração de microclima  | 2         | 1           | 1               | 4             |
| 9-Deterioração da qualidade da água                                    | 1         | 1           | 1               | 3             |
| 10-Aumento da fragmentação da paisagem e incidência de efeito de borda | 3         | 1           | 1               | 5             |
| 11-Afugentamento de fauna  | 3         | 1           | 1               | 5             |
| 12-Lesão e morte de indivíduos da fauna                                | 1         | 1           | 1               | 3             |
| 13-Perda de indivíduos da flora  | 3         | 1           | 1               | 5             |
| 14-Perda de Patrimônio Arqueológico                                    | 1         | 1           | 2               | 4             |
| 15-Incremento do mercado de bens e serviços*                           | 1         | 2           | 2               | 5             |
| 16-Incômodo à população  | 3         | 1           | 1               | 5             |
| 17-Competição por habitat  | 2         | 1           | 1               | 4             |

\*impacto positivo

Fonte: A autora.

O Quadro 5 a seguir apresenta a lista de serviços ecossistêmicos avaliados e suas descrições.

Quadro 5: Lista de serviços ecossistêmicos avaliados e suas descrições.

| Serviços ecossistêmicos                           | Descrição do serviço   |
|---|--|
| Madeira e Fibra (P)                               | Espécies vegetais com potencial de uso da sua madeira ou fibra.  |
| Variabilidade Genética (P)                        | Manutenção da diversidade genética e biológica do ecossistema  |
| Bioquímicos e medicamentos (P)                    | Existência de espécies e/ou substâncias com potencial para produção de medicamentos ou componentes químicos com fins comerciais                |
| Recursos Ornamentais (P)                          | Plantas ou outros materiais com potencial para uso ornamental em artesanatos, decorações, jóias.   |
| Manutenção da qualidade do Ar (R)                 | A ação dos componentes do ecossistema para redução e controle de gases, poeira.  |
| Proteção contra Eventos Extremos (R)              | Proteção contra tempestades, enchentes, entre outros eventos.  |
| Controle de erosão (R)                            | Prevenção de danos de erosão   |
| Drenagem de águas superficiais (R)                | Drenagem de água   |
| Espécies Icônicas (C)                             | Ecossistema que pode suportar espécies símbolos dos locais, espécies migratórias, espécies com algum grau de ameaça, espécies de grande beleza |
| Valores Espirituais Culturais e Recreacionais (C) | Ecossistemas que podem ser utilizados com propósitos religiosos ou espirituais.  |
| Inspiração (C)                                    | Ambientes que podem ser utilizados para contemplação, fontes de inspiração para livros, pinturas, arquitetura, entre outros.                   |
| Desenvolvimento Intelectual (C)                   | Ambientes que podem ser utilizados para excursões escolares, pesquisa científica ou outros fins educacionais.                                  |

Fonte: A autora.

A Tabela 4 apresenta a relação entre os impactos avaliados e os potenciais serviços ecossistêmicos da área de estudo. Esta matriz foi utilizada como base para a elaboração da matriz da Tabela 5, que apresenta a significância do impacto das atividades nos serviços ecossistêmicos, sendo possível avaliar quais foram os serviços ecossistêmicos potenciais que podem ter sido mais afetados pelo dano ambiental avaliado.

Tabela 4: Matriz de relação entre impactos e serviços ecossistêmicos.

| Impactos   | Serviços ecossistêmicos |                            |                                |                          |                                   |                                      |                        |                                    |                       |   |                |                                 |
|--|-------------------------|----------------------------|--------------------------------|--------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------|------------------------|------------------------------------|-----------------------|---|----------------|---------------------------------|
|  | Madeira e Fibra (P)     | Variabilidade Genética (P) | Bioquímicos e medicamentos (P) | Recursos Ornamentais (P) | Manutenção da qualidade do Ar (R) | Proteção contra Eventos Extremos (R) | Controle de erosão (R) | Drenagem de águas superficiais (R) | Espécies Icônicas (C) | Valores Espirituais Culturais e Recreacionais (C) | Inspiração (C) | Desenvolvimento Intelectual (C) |
| 1-Indução de processos erosivos  | 1                       | 0                          | 0                              | 1                        | 0                                 | 2                                    | 2                      | 2                                  | 0                     | 1   | 1              | 0                               |
| 2-Assoreamento de Corpos Hídricos                                      | 0                       | 0                          | 0                              | 1                        | 1                                 | 1                                    | 2                      | 2                                  | 0                     | 1   | 1              | 1                               |
| 3-Alteração da qualidade do solo                                       | 1                       | 2                          | 2                              | 2                        | 1                                 | 0                                    | 1                      | 1                                  | 1                     | 1   | 1              | 0                               |
| 4-Alteração da qualidade do ar   | 1                       | 1                          | 1                              | 1                        | 2                                 | 1                                    | 0                      | 0                                  | 1                     | 1   | 1              | 1                               |
| 5-Alteração do nível e fluxo da água subterrânea                       | 1                       | 1                          | 1                              | 1                        | 0                                 | 2                                    | 1                      | 2                                  | 0                     | 0   | 0              | 0                               |
| 6-Conflito de interesses   | 0                       | 0                          | 0                              | 0                        | 0                                 | 0                                    | 0                      | 0                                  | 0                     | 1   | 1              | 0                               |
| 7-Perda de habitat terrestre   | 2                       | 2                          | 2                              | 2                        | 1                                 | 2                                    | 1                      | 1                                  | 2                     | 2   | 2              | 2                               |
| 8-Alteração de microclima  | 1                       | 1                          | 1                              | 1                        | 2                                 | 2                                    | 1                      | 1                                  | 1                     | 1   | 1              | 1                               |
| 9-Deterioração da qualidade da água                                    | 1                       | 1                          | 1                              | 1                        | 0                                 | 1                                    | 0                      | 0                                  | 1                     | 1   | 1              | 0                               |
| 10-Aumento da fragmentação da paisagem e incidência de efeito de borda | 2                       | 1                          | 1                              | 1                        | 1                                 | 2                                    | 2                      | 1                                  | 1                     | 2   | 2              | 1                               |
| 11-Afugentamento de fauna  | 0                       | 2                          | 1                              | 1                        | 0                                 | 0                                    | 0                      | 0                                  | 2                     | 0   | 0              | 1                               |
| 12-Lesão e morte de indivíduos da fauna                                | 1                       | 2                          | 1                              | 1                        | 0                                 | 0                                    | 0                      | 0                                  | 2                     | 1   | 1              | 1                               |
| 13-Perda de indivíduos da flora  | 2                       | 2                          | 2                              | 2                        | 2                                 | 2                                    | 2                      | 2                                  | 2                     | 1   | 1              | 1                               |
| 14-Perda de Patrimônio Arqueológico                                    | 0                       | 0                          | 0                              | 0                        | 0                                 | 0                                    | 0                      | 0                                  | 0                     | 2   | 2              | 1                               |
| 15-Incremento do mercado de bens e serviços*                           | 0                       | 0                          | 0                              | 0                        | 0                                 | 0                                    | 0                      | 0                                  | 0                     | 0   | 0              | 0                               |
| 16-Incômodo à população  | 0                       | 0                          | 0                              | 0                        | 0                                 | 0                                    | 0                      | 0                                  | 0                     | 1   | 1              | 0                               |
| 17-Competição por habitat  | 1                       | 1                          | 1                              | 1                        | 1                                 | 0                                    | 0                      | 0                                  | 2                     | 0   | 0              | 0                               |

\*impacto positivo

Fonte: A autora.

Tabela 5: Matriz de avaliação dos impactos nos serviços ecossistêmicos.

| Impactos   | Significância | Serviços Ecossistêmicos |                            |                                |                          |                                   |                                      |                        |                                    |                       |   |                |                                 | Total       | Significância relativa por impacto |
|--|---------------|-------------------------|----------------------------|--------------------------------|--------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------|------------------------|------------------------------------|-----------------------|---|----------------|---------------------------------|-------------|------------------------------------|
|  |               | Madeira e Fibra (P)     | Variabilidade Genética (P) | Bioquímicos e medicamentos (P) | Recursos Ornamentais (P) | Manutenção da qualidade do Ar (R) | Proteção contra Eventos Extremos (R) | Controle de erosão (R) | Drenagem de águas superficiais (R) | Espécies Icônicas (C) | Valores Espirituais Culturais e Recreacionais (C) | Inspiração (C) | Desenvolvimento intelectual (C) |             |                                    |
| 1-Indução de processos erosivos  | 4             | 4                       | 0                          | 0                              | 4                        | 0                                 | 8                                    | 8                      | 8                                  | 0                     | 4   | 4              | 0                               | 40          | 5,53%                              |
| 2-Assoreamento de Corpos Hídricos                                      | 3             | 0                       | 0                          | 0                              | 3                        | 3                                 | 3                                    | 6                      | 6                                  | 0                     | 3   | 3              | 3                               | 30          | 4,15%                              |
| 3-Alteração da qualidade do solo                                       | 5             | 5                       | 10                         | 10                             | 10                       | 5                                 | 0                                    | 5                      | 5                                  | 5                     | 5   | 5              | 0                               | 65          | 8,99%                              |
| 4-Alteração da qualidade do ar   | 3             | 3                       | 3                          | 3                              | 3                        | 6                                 | 3                                    | 0                      | 0                                  | 3                     | 3   | 3              | 3                               | 33          | 4,56%                              |
| 5-Alteração do nível e fluxo da água subterrânea                       | 5             | 5                       | 5                          | 5                              | 5                        | 0                                 | 10                                   | 5                      | 10                                 | 0                     | 0   | 0              | 0                               | 45          | 6,22%                              |
| 6-Conflito de interesses   | 6             | 0                       | 0                          | 0                              | 0                        | 0                                 | 0                                    | 0                      | 0                                  | 0                     | 6   | 6              | 0                               | 12          | 1,66%                              |
| 7-Perda de habitat terrestre   | 5             | 10                      | 10                         | 10                             | 10                       | 5                                 | 10                                   | 5                      | 5                                  | 10                    | 10  | 10             | 10                              | 105         | 14,52%                             |
| 8-Alteração de microclima  | 4             | 4                       | 4                          | 4                              | 4                        | 8                                 | 8                                    | 4                      | 4                                  | 4                     | 4   | 4              | 4                               | 56          | 7,75%                              |
| 9-Deterioração da qualidade da água                                    | 3             | 3                       | 3                          | 3                              | 3                        | 0                                 | 3                                    | 0                      | 0                                  | 3                     | 3   | 3              | 0                               | 24          | 3,32%                              |
| 10-Aumento da fragmentação da paisagem e incidência de efeito de borda | 5             | 10                      | 5                          | 5                              | 5                        | 5                                 | 10                                   | 10                     | 5                                  | 5                     | 10  | 10             | 5                               | 85          | 11,76%                             |
| 11-Afugentamento de fauna  | 5             | 0                       | 10                         | 5                              | 5                        | 0                                 | 0                                    | 0                      | 0                                  | 10                    | 0   | 0              | 5                               | 35          | 4,84%                              |
| 12-Lesão e morte de indivíduos da fauna                                | 3             | 3                       | 6                          | 3                              | 3                        | 0                                 | 0                                    | 0                      | 0                                  | 6                     | 3   | 3              | 3                               | 30          | 4,15%                              |
| 13-Perda de indivíduos da flora  | 5             | 10                      | 10                         | 10                             | 10                       | 10                                | 10                                   | 10                     | 10                                 | 10                    | 5   | 5              | 5                               | 105         | 14,52%                             |
| 14-Perda de Patrimônio Arqueológico                                    | 4             | 0                       | 0                          | 0                              | 0                        | 0                                 | 0                                    | 0                      | 0                                  | 0                     | 8   | 8              | 4                               | 20          | 2,77%                              |
| 15-Incremento do mercado de bens e serviços                            | 5             | 0                       | 0                          | 0                              | 0                        | 0                                 | 0                                    | 0                      | 0                                  | 0                     | 0   | 0              | 0                               | 0           | 0,00%                              |
| 16-Incômodo à população  | 5             | 0                       | 0                          | 0                              | 0                        | 0                                 | 0                                    | 0                      | 0                                  | 0                     | 5   | 5              | 0                               | 10          | 1,38%                              |
| 17-Competição por habitat  | 4             | 4                       | 4                          | 4                              | 4                        | 4                                 | 0                                    | 0                      | 0                                  | 8                     | 0   | 0              | 0                               | 28          | 3,87%                              |
| <b>Total</b>   |               | <b>61</b>               | <b>70</b>                  | <b>62</b>                      | <b>69</b>                | <b>46</b>                         | <b>65</b>                            | <b>53</b>              | <b>53</b>                          | <b>64</b>             | <b>69</b>   | <b>69</b>      | <b>42</b>                       | <b>723</b>  | <b>100%</b>                        |
| <b>Significância relativa por serviço ecossistêmico</b>                |               | <b>8,44%</b>            | <b>9,68%</b>               | <b>8,58%</b>                   | <b>9,54%</b>             | <b>6,36%</b>                      | <b>8,99%</b>                         | <b>7,33%</b>           | <b>7,33%</b>                       | <b>8,85%</b>          | <b>9,54%</b>                                      | <b>9,54%</b>   | <b>5,81%</b>                    | <b>100%</b> |                                    |
| <b>Significância relativa por serviço categoria de serviço</b>         |               |                         | <b>36,24%</b>              |                                |                          |                                   | <b>30%</b>                           |                        |                                    |                       | <b>33,75%</b>                                     |                |                                 | <b>100%</b> |                                    |

**Legenda:** (P) = Serviços de Provisão, (R) = Serviços de Regulação, (C) = Serviços Culturais.

\*impacto positivo

Fonte: A autora.

Todos os serviços ecossistêmicos foram afetados pelos impactos na área de estudo. O impacto positivo de incremento do mercado de bens e serviços não possui relação com nenhum dos potenciais serviços ecossistêmicos avaliados, principalmente pois este impacto positivo causa alterações relacionadas a economia da comunidade e não possui relação com a produção de serviços pelo ecossistema avaliado.

O serviço ecossistêmico mais impactado foi o de Variabilidade Genética (P), apresentando relação com 11 dos 17 impactos avaliados, sendo eles 5 com relação direta e 6 com relação indireta. A área de estudo encontra-se entre duas áreas urbanizadas, entretanto a mesma possui ligação em sua parte dos fundos com áreas remanescentes, inclusive com o Morro das Pedras, esta área pode servir como uma ligação entre estas áreas e outras áreas remanescentes para conservação da variabilidade genética.

Em seguida os serviços ecossistêmicos, Valores Espirituais, Culturais e Recreacionais (C), Inspiração (C) e Recursos Ornamentais (P), apresentaram relação com 13 serviços ecossistêmicos, tendo em sua maioria relações indiretas. Apesar de a área ser um fragmento entre áreas com loteamento, em análises de manifestações da comunidade relacionadas ao empreendimento foi possível identificar que os mesmos utilizavam e consideravam esta área um local de contemplação, principalmente por ser uma área com vista para o oceano.

O impacto que mais afetou os serviços ecossistêmicos foi o de Perda de habitat. A perda de habitat implica perda das características ambientais que permitem a existência de espécies e sendo os serviços ecossistêmicos derivados das interações bióticas e abióticas de um local, a perda destas funções afeta a produção da maioria dos serviços ecossistêmicos. Esta relação é defendida por Costanza *et al* (1997a) quando o mesmo cita que as funções ecossistêmicas são o habitat, a propriedade biológica e os processos do ecossistema que produzem os serviços ecossistêmicos, e que os serviços ecossistêmicos são os benefícios que as pessoas obtêm a partir das funções ecossistêmicas.

Desenvolvimento Intelectual (R) e Manutenção da qualidade do Ar (R) foram os serviços ecossistêmicos menos afetados pelas atividades realizadas na área de estudo. Estes serviços ecossistêmicos serem menos afetados pelas atividades pode estar relacionado ao fato de que as atividades em questão não possuem características de liberação de particulados, ou outras emissões atmosféricas, além

de alguns dos impactos não impedirem o uso da área para estudos/pesquisas. A maioria dos impactos apresentaram relação indireta com a produção destes serviços.

Segundo os resultados obtidos neste estudo, nota-se que os impactos ambientais apresentaram, em média, maiores interferências nos serviços de provisão, seguido pelos serviços culturais, e em menor proporção nos serviços de regulação.

Longo e Rodrigues (2017) também encontraram o menor impacto em serviços de regulação ao avaliar os impactos de atividade minerária sobre os serviços ecossistêmicos.

Esta etapa do trabalho foi realizada com o objetivo de elucidar os serviços ecossistêmicos potenciais impactados com o dano para posterior valoração econômica dos mesmos. Foram avaliados serviços ecossistêmicos de potencial ocorrência para o ambiente, devido ao fato de não existir um consenso na literatura quanto aos serviços produzidos pelas fitofisionomias de restinga.

Portanto, consideramos importante a aplicação de estudos para levantamento dos serviços ecossistêmicos produzidos pelas três fitofisionomias de restinga, para que os estudos de valoração econômica possam buscar métricas para serviços específicos que sejam considerados mais relevantes para a fitofisionomia em análise.

### 5.3 ETAPA 3: ANÁLISE DE EQUIVALÊNCIA DE HABITAT

Nesta etapa serão apresentados e discutidos os resultados das análises para a determinação dos parâmetros de aplicação do método de Análise de Equivalência de Habitat bem como os resultados de sua aplicação.

#### 5.3.1 Métrica de Avaliação

A dificuldade em estabelecer uma métrica para a valoração de danos ambientais encontra-se principalmente no fato de que as perícias são frequentemente conduzidas quando a área está consideravelmente descaracterizada, tornando desafiador estimar os parâmetros dos recursos ambientais antes do dano, como densidade, abundância e diversidade de espécies da vegetação. Assim, quando não há dados de estudos anteriores disponíveis sobre o ecossistema em análise, a avaliação precisa ser baseada em métricas que possam ser quantificadas através de imagens de satélite.

Berghöfer e Schneider (2015) destacam que, dependendo do serviço ecossistêmico a ser medido ou da disponibilidade de dados, a métrica pode estar mais diretamente relacionada às condições biofísicas nas quais os serviços são gerados.

A métrica utilizada, para que possa ser quantitativa, concentra-se majoritariamente em um recurso ambiental perdido. Portanto, o que é medido é o recurso perdido e não diretamente os serviços ecossistêmicos prestados por ele, ainda assim, busca-se um recurso que represente o maior número de serviços possíveis, e que, quando ocorra a reposição do mesmo, os serviços sejam providos e compensados (Viehman; Thur; Piniak, 2009).

A seleção de indicadores (métricas) deve estar relacionada com o propósito e objetivo da pesquisa, especialmente em programas de gestão e monitoramento (Dale e Beyeler, 2001).

Os pesquisadores que estudam indicadores de serviços ecossistêmicos para o planejamento ambiental reconhecem que, frequentemente, é necessário utilizar múltiplos indicadores para representar adequadamente os serviços em questão. Isso ocorre devido à dependência da maioria dos serviços ecossistêmicos em relação a diversas estruturas ou processos ecológicos (Burkhard e Muller 2008; Kandziora *et al.*, 2013).

No entanto, uma vez que o foco da definição da métrica para a análise de equivalência de habitat reside na avaliação da qualidade da área após o dano e sua capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos, não é necessário determinar um indicador específico para cada serviço ecossistêmico. É suficiente utilizar um indicador ecológico que evidencie o impacto do tipo de dano na capacidade do ecossistema de fornecer seus serviços ecossistêmicos potenciais (Magliano, 2019).

Portanto, a aplicação do método exige que os profissionais sejam capazes de medir numa métrica comum os serviços ecossistêmicos fornecidos por um recurso natural ou habitat, que muitas vezes pode ser indefinido. Geralmente assume-se que a recuperação do serviço diretamente capturado pela métrica será acompanhada pela restauração de todos os outros serviços ecossistêmicos (Viehman; Thur; Piniak, 2009).

Por exemplo, Fonseca *et al.* (2000) ao avaliar danos em leitos de ervas marinhas no Santuário Marinho Nacional de Florida Keys, utilizaram a biomassa de ervas marinhas acima do solo como métrica comum, uma vez que esta medida é correlacionada com os serviços prestados pelo habitat.

Um dos serviços ecossistêmicos mais representativos do ecossistema de restinga com fitofisionomia herbácea-subarbusciva é o controle da erosão do solo, sendo este serviço bem representado pela cobertura vegetal na área (Kandziora *et al.*, 2013).

Já em 1992, o autor a seguir cita a correlação entre a vegetação e produção de serviços ecossistêmicos:

[..]a retirada total ou parcial da cobertura florestal pode levar à degradação dos solos e recursos hídricos pelo processo erosivo intensificado dos recursos biológicos, pela aceleração do processo de extinção e dos recursos estéticos da paisagem natural por sua simplificação e potencial deformação negativa; com sequentemente as áreas empobrecem na sua capacidade de fornecer benefícios à sociedade. (Jesus, 1992) [...]

Portanto, a escolha da vegetação como indicador para a área de estudo se deu pela sua relação direta com o dano ambiental e por ser uma métrica viável de ser analisada por meio de softwares de geoprocessamento. Além de a vegetação estar direta ou indiretamente relacionada com a maioria dos serviços ecossistêmicos potenciais da área.

### **5.3.2 Estabelecimento da Linha de Base**

A linha de base refere-se à “condição dos recursos naturais e serviços que existiriam se o incidente não tivesse ocorrido” (EUA, 2024). Os dados de base podem ser estimados usando dados históricos, dados de referência, dados de controle ou dados sobre mudanças incrementais (por exemplo, número de animais mortos), isoladamente ou em combinação, conforme apropriado.

O comitê sobre os efeitos do derramamento de petróleo nos serviços ecossistêmicos no Golfo do México destaca que a quantificação do nível de base do dano é mais complicada quando o evento ocorre em um ecossistema que está sujeito a mudanças naturais e antropogênicas que não estão relacionadas ao evento específico. Os autores ressaltam que neste caso o dano precisa ser avaliado em relação a dados de referência dinâmicos ou mutáveis (National Research Council, 2013). No presente trabalho, a área de estudo vem sofrendo com impactos anteriores ao dano, o que cria uma linha de base dinâmica para a avaliação. O uso do NDVI possibilita a comparação entre o índice de vegetação antes e após o dano, o que facilita a determinação da linha de base excluindo os impactos sofridos pela área anteriormente.

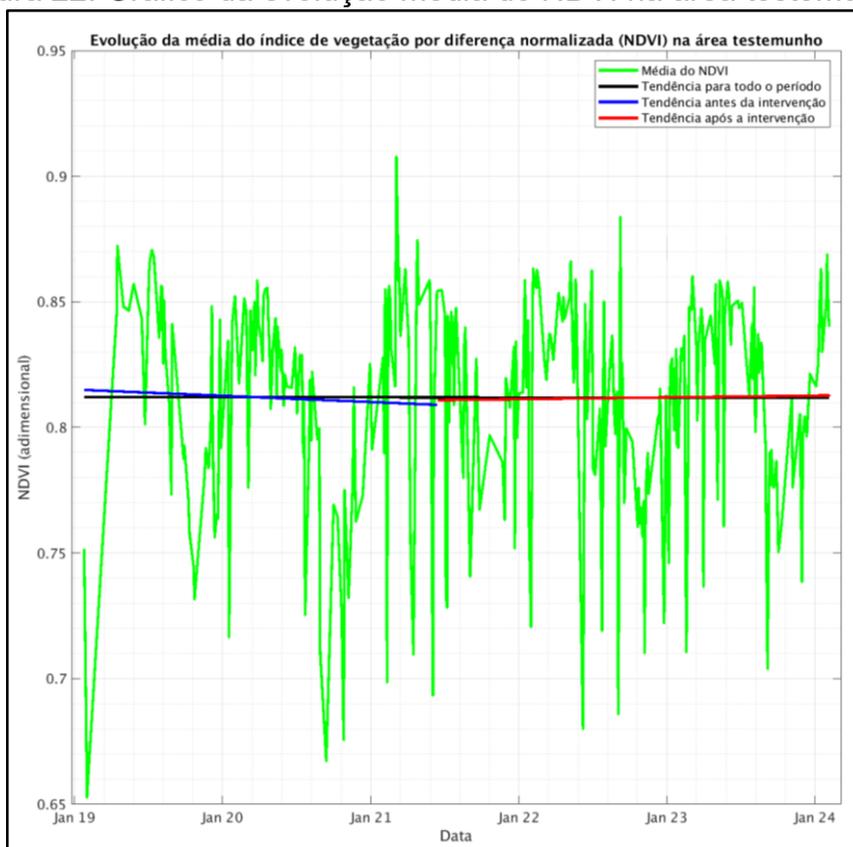
O NDVI é calculado a partir de medições de refletância nas bandas do vermelho (RED) e do infravermelho próximo (NIR), e aproveita o fato de que a vegetação verde reflete menos luz visível e mais infravermelho próximo, enquanto a vegetação esparsa ou menos verde reflete mais luz visível e menos de infravermelho próximo, variando de -1 a 1, onde valores mais baixos indicam ausência de vegetação (por exemplo, água) e valores mais altos indicam abundância de vegetação saudável (Rouse *et al.*, 1974; Yengoh *et al.*, 2016).

A área de estudo apresentou uma média do NDVI inferior à média da área testemunha antes do dano (13/06). Além disso, a área testemunha, que se encontra sem intervenções por aproximadamente 10 anos, apresentou uma linha de tendência com baixo incremento no NDVI, tanto antes quanto depois do dano. O que não acontece na área de estudo, que vem sofrendo intervenções ao longo dos anos e, por isso, apresentou uma linha de tendência com maior incremento nos valores do NDVI.

Gamarra *et al.* (2016) consideraram o NDVI uma medida indireta da complexidade do habitat, pois indica a complexidade estrutural (vertical) e quantidade de fitomassa do habitat e, ao relacionar os valores do NDVI com parâmetros de estrutura da vegetação registrados em campo concluíram que houve relação significativamente positiva entre a complexidade do habitat (NDVI médio) e a cobertura por espécies lenhosas de fitofisionomias do cerrado.

Na Figura 22 é possível observar a evolução da média do NDVI para a área testemunha, a tendência de evolução para todo o período de análise e de forma separada para os períodos antes e depois do dano. Já na Figura 23 é possível observar a tendência de evolução da média do NDVI para a área de estudo antes e depois do dano.

Figura 22: Gráfico da evolução média do NDVI na área testemunha.



Fonte: A autora

Figura 23: Gráfico de evolução média do NDVI na área de estudo.

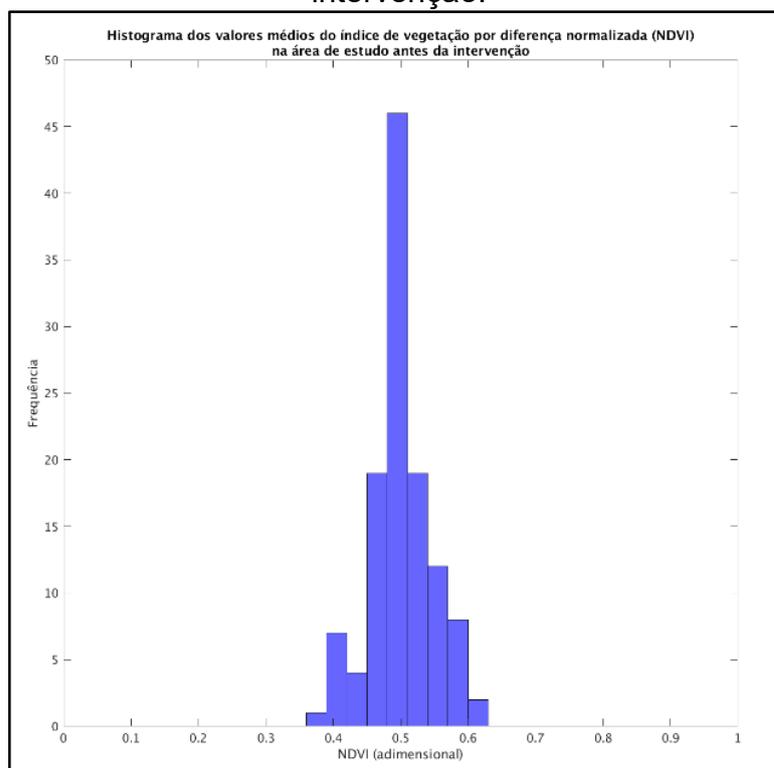


Fonte: A autora.

A partir da análise do Índice de Vegetação Normalizada foi possível observar que a área de estudo apresentou uma queda expressiva na média do NDVI no momento do dano, o que não ocorreu na área testemunha.

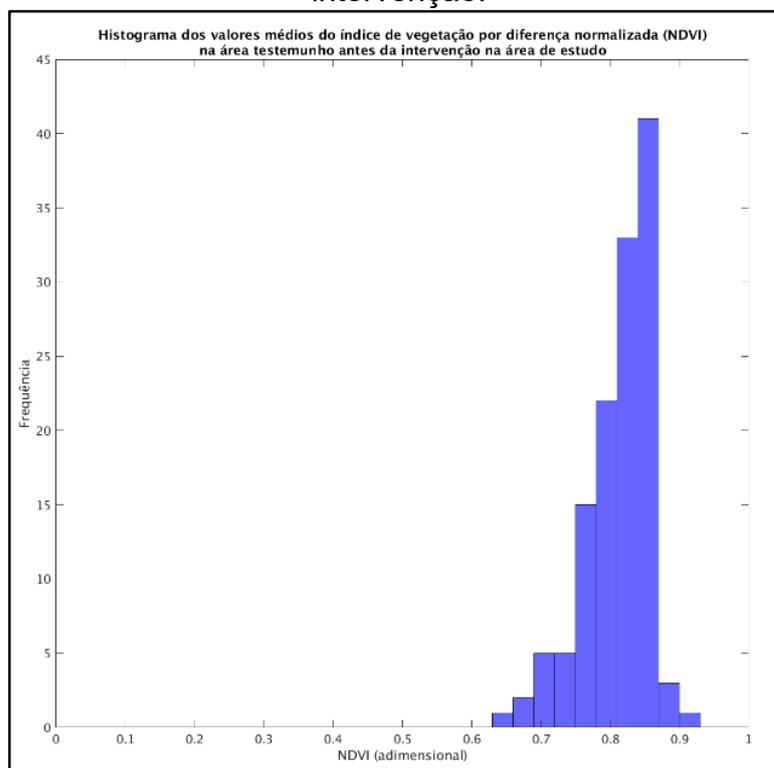
Na Figura 24 o histograma apresenta a frequência dos valores médios do NDVI para a área de estudo antes da intervenção, enquanto a Figura 25 apresenta a frequência dos valores médios da área testemunha antes da intervenção. É possível observar uma maior frequência da média de 0,5 do NDVI para a área de estudo, já para a área testemunha as maiores frequências ficam entre 0,8 e 0,85. Podemos observar que antes mesmo do dano em avaliação a área de estudo apresentou valores médios de NDVI inferiores ao da área testemunha, o que corrobora com o fato de a área já estar sofrendo intervenções anteriores e demonstra que o NDVI conseguiu refletir esta variação no ambiente.

Figura 24: Histograma dos valores médios do NDVI na área de estudo antes da intervenção.



Fonte: A autora.

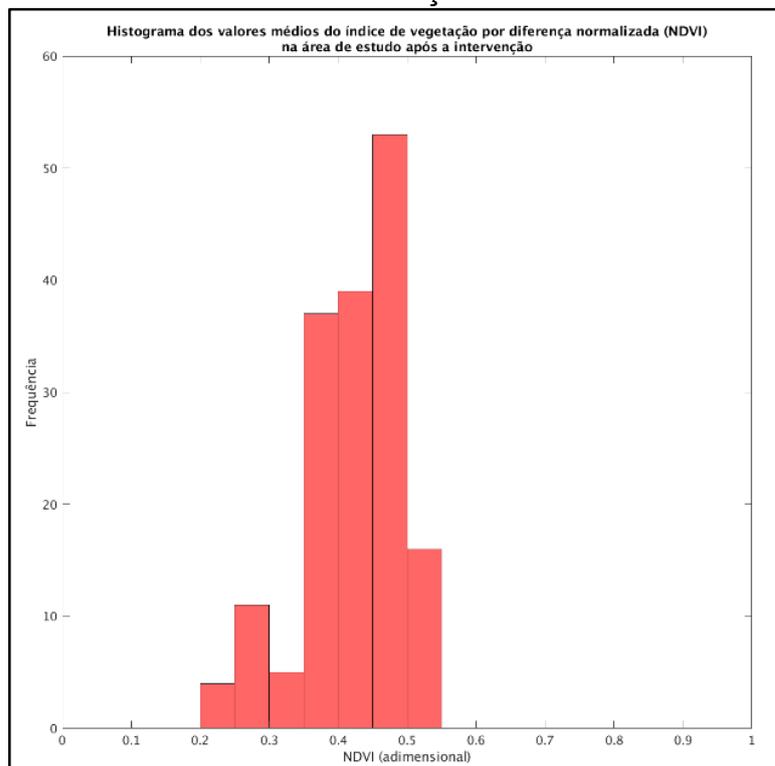
Figura 25: Histograma dos valores médios do NDVI na área testemunha antes da intervenção.



Fonte: A autora.

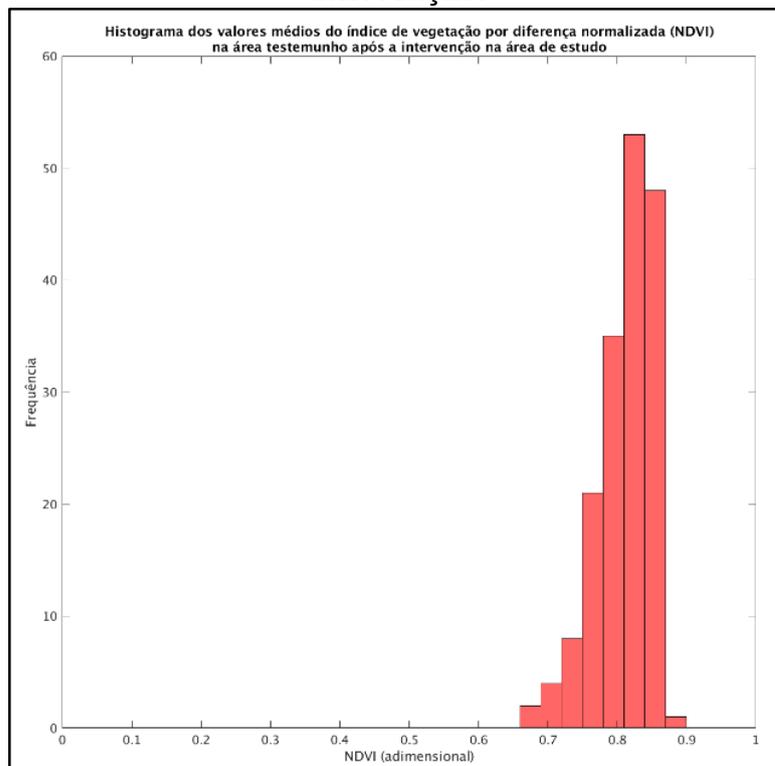
Na Figura 26 que apresenta o histograma com a frequência dos valores médios do NDVI após a intervenção na área de estudo, é possível observar que ocorreu a diminuição da frequência de valores médios acima de 0,5, que são valores que representam uma vegetação mais sadia e houve um aumento expressivo na frequência de valores médios inferiores à 0,5, que são valores relacionados a uma vegetação menos sadia ou de solo exposto. Na Figura 27 conseguimos observar que a mesma análise realizada para a área testemunha confirma que não existiu nenhum outro fator relevante, tanto no ambiente como na imagem de satélite, que pode ter influenciado na variação do NDVI, pois praticamente a frequência da média do NDVI para a área testemunha permaneceu a mesma de antes do dano.

Figura 26: Histograma dos valores médios do NDVI na área de estudo antes da intervenção.



Fonte: A autora.

Figura 27: Histograma dos valores médios do NDVI na área testemunha após a intervenção.



Fonte: A autora.

A partir dos dados da Tabela 6 podemos definir a porcentagem de redução do nível de serviços em relação a linha de base em 40,18%.

Tabela 6: Resultados análise de NDVI.

|   | Área de estudo | Área testemunha |
|---|----------------|-----------------|
| Média do NDVI antes do dano (linha de base) | 0,542417       | 0.808985        |
| Médio do NDVI depois do dano                | 0,324479       | 0.810844        |
| Diferença nos valores de NDVI após o dano   | -0,217938      | 0.000321        |

Fonte: A autora.

A utilização do NDVI como uma ferramenta para a avaliação de danos ambientais é reconhecida como uma solução em casos de não existirem estudos pretéritos na área impactada. Conforme cita o autor:

Praticamente toda mudança de uso do solo em ambientes terrestres afeta a dinâmica, a composição e a produtividade do ecossistema. A medição precisa de danos ambientais exige a realização de inventários e levantamentos in situ, imediatamente antes e após a ocorrência do dano. Nos casos em que a intervenção está sob análise prévia em um procedimento de licenciamento ambiental, o diagnóstico da qualidade ambiental é geralmente realizado em estudo prévio de impacto ambiental, que também apresenta um prognóstico estimativo dos danos a serem autorizados. No entanto, como em geral os danos ambientais decorrem de atividades ilícitas, e não previamente analisadas pelo Estado, não se pode aferir a quantidade e qualidade dos recursos lesionados sem o conhecimento de qual era o estado de conservação anterior. Não havendo inventários anteriores recentes e equivalentes à área degradada, a técnica mais disponível para análises progressas é o uso de acervos de produtos de sensoriamento remoto (Magliano, 2022).

É importante ressaltar que o NDVI representa de forma mais sensível as variações espaciais e temporais da atividade fotossintética da vegetação e de variações estruturais do dossel (Gao *et al.*, 2000; Huete *et al.*, 2002) podendo não retratar a diversidade, a composição de espécies e a qualidade dos seus estratos (Yengoh *et al.*, 2016).

Ainda assim, o NDVI possibilita uma análise quantitativa com menor viés interpretativo do que a estimativa por especialista.

O uso do NDVI neste estudo de caso revelou-se vantajoso devido às características do dano e do estado da área antes do dano. No entanto, é importante notar que esse resultado pode não ser replicável em alguns casos, exigindo uma avaliação prévia pelo especialista quanto à sua aplicabilidade. Por exemplo, se a área já estivesse degradada antes do dano, mas com o plantio de espécies exóticas invasoras, o NDVI poderia indicar valores elevados, erroneamente sugerindo que a

área está provendo serviços ecossistêmicos comparáveis a uma floresta preservada, quando, na realidade, ela está degradada devido a presença da vegetação exótica.

### **5.3.3 Estabelecimento do tempo de recuperação do recurso**

Correia (2017) avaliou a eficiência dos planos de recuperação de áreas degradadas (PRAD) objeto de autuação do ICMBIO avaliando PRADS que contemplaram 29,7 hectares no ecossistema de Restinga com diferentes fitofisionomias. Pode-se observar uma correlação negativa entre o grau de recuperação e o tipo de dano. Ou seja, quanto maior o grau do dano menor o tempo de recuperação da área, os graus de danos avaliados foram: apenas supressão de vegetação, supressão de vegetação com aterro e supressão de vegetação com aterro e construção.

A autora observou também correlação positiva entre o grau de recuperação e o custo das ações de promoção da recuperação. E em nenhum dos ambientes o tamanho da área degradada e o tempo transcorrido desde a autuação tiveram influência significativa sobre o grau de recuperação alcançado.

Sá (2002) ao avaliar florestas de Restinga perturbadas da Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá (REEJ) identificou que 6 anos após o distúrbio, as áreas apresentam aspecto emaranhado composto por trepadeiras, arbustos e árvores, com raros indivíduos atingindo entre 5 e 7 m de altura. O estrato arbustivo representou um estágio mais adiantado da regeneração da floresta de restinga nas clareiras formadas, em relação ao estrato herbáceo.

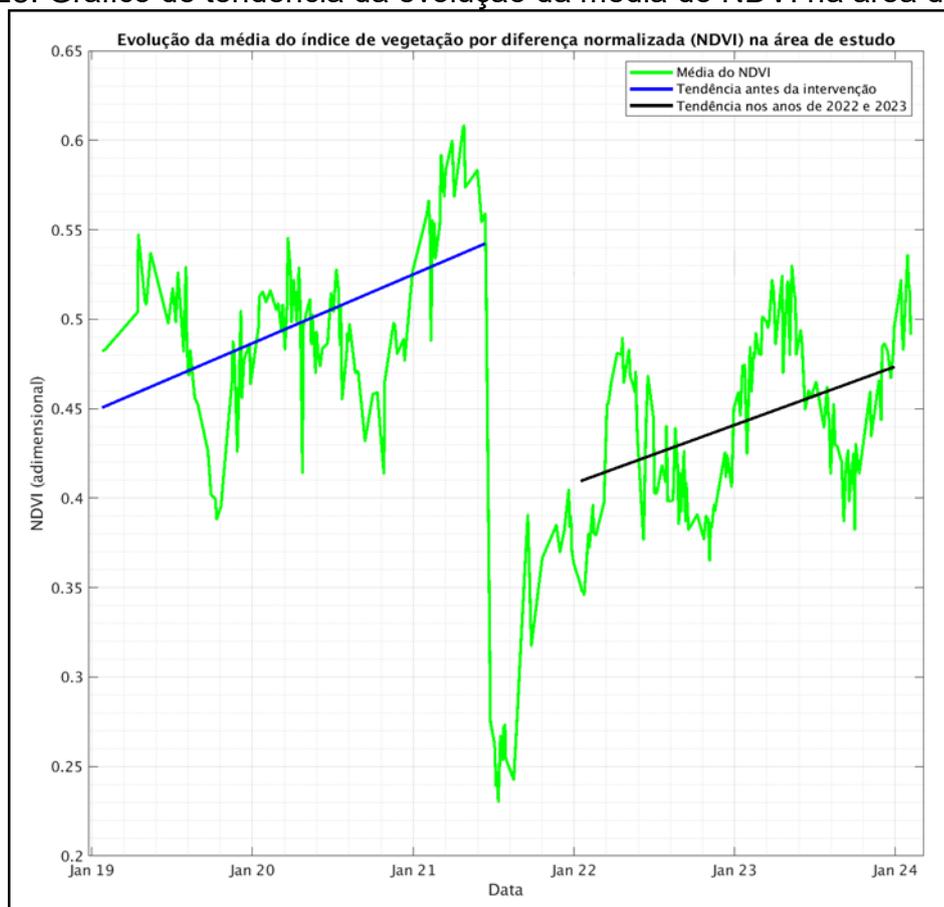
Jones e Schmitz (2009) realizaram uma revisão de literatura de estudos que examinaram a recuperação de ecossistemas após cessar uma perturbação. Os artigos agrupados para a avaliação da recuperação de ecossistemas terrestres incluem campos antigos, pastagens, pradarias e vegetação scrub (vegetação que compartilha características de algumas área de cerrado e restinga). O tempo de recuperação destas áreas variou em aproximadamente 10 anos. Algumas limitações destacadas pelos autores para a determinação do tempo de recuperação incluem a variação dos tipos de vegetação e formas de danos agrupados no estudo e a variação de critérios que os artigos analisados utilizaram para considerar o ecossistema recuperado e concluem que a análise mostra que o prognóstico de recuperação dependerá criticamente do tipo de variável medida.

É possível compreender que existem diferentes variáveis envolvidas no processo de recuperação de uma área degradada, seu histórico, uso do solo, existência de ambientes remanescentes, poluição, temperatura, banco de sementes, espécies invasoras, interações entre espécies, dentre outros (Parker 1997; Pivello *et al.* 2006; Sá 2002; Collinge e Ray 2009; Corbin e D'Antonio 2012; Schmucki *et al.* 2012). E uma estimativa por especialista pode ser imperfeita. Portanto, como a área de estudo encontrava-se em regeneração natural por abandono desde o embargo da obra, foi possível analisar o ritmo de desenvolvimento da vegetação neste período a partir do uso do NDVI, o qual apresenta os valores de recuperação da vegetação específicos do local, contemplando as variáveis envolvidas no processo de recuperação.

Ao avaliar a recuperação de aves marinhas após o derramamento de óleo da Exxon Valdez, Wiens (1995) afirma que a avaliação quantitativa da recuperação de um evento de derramamento requer uma abordagem bem projetada de controle de impacto antes e depois do evento ou uma abordagem que compare medições da variável ambiental de interesse ao longo de um gradiente de perturbação.

A análise da evolução do NDVI após o dano, nos anos de 2022 e 2023, mostrou um coeficiente angular de 0,00009 de variação do NDVI por dia, o que representa um incremento de 3,285% por ano no valor do NDVI médio para a área de estudo. Considerando o percentual de perda de serviços de 40,18%, para se alcançar novamente a linha de base, o tempo de recuperação do recurso é de 12 anos 2 meses e 23 dias.

Figura 28: Gráfico de tendência da evolução da média do NDVI na área de estudo.



Fonte: A autora

Em entrevista com Daniel Barcellos Falkenberg, professor do departamento de Botânica da Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, especialista no ecossistema de restinga em Santa Catarina, o mesmo estimou o tempo de regeneração para a área de estudo em 10 anos. A diferença entre a estimativa do tempo de regeneração pelo índice de NDVI e por estimativa de especialista foi de pouco mais de 2 anos, o que corrobora com a afirmação de que o NDVI representa a regeneração da área de estudo.

#### 5.3.4 Aplicação dos parâmetros HEA

Os resultados das análises anteriores serviram para estabelecer os valores dos parâmetros (Tabela 7 e Tabela 8) necessários à aplicação do método de análise de equivalência de habitat. Alguns parâmetros, como a taxa de desconto anual (3%) foi utilizada devido à sua consolidação na literatura. Esta taxa considera que as perdas e ganhos de serviços se concretizam em anos diferentes e se estendem ao futuro e serve para atualizar todos os valores dos serviços para o presente. Essa taxa de

desconto reflete a preferência temporal da sociedade, evidenciando sua vontade de ajustar o consumo de bens públicos ao longo do tempo (Dunford et al. 2004).

Tabela 7: Parâmetros para o cálculo de perdas de serviços ecossistêmicos.

| Informação da linha de base do recurso impactado  |  |
|---|--|
| Tipo de Habitat   | Restinga Herbácea/Subarbustiva             |
| Ano do dano   | Junho de 2021                              |
| Área do dano (m <sup>2</sup> )  | 36.196                                     |
| Porcentagem de perda de serviços no ano do dano (relativo à linha de base dos serviços) | 40,18%                                     |
| Recuperação de habitat degradado através da regeneração natural                         |  |
| Ano do início do projeto de recuperação   | 2021                                       |
| Tempo até a recuperação total   | 12 anos 2 meses e 23 dias                  |
| Forma da função de restauração  | Linear                                     |
| Taxa de desconto  |  |
| Taxa de desconto anual  | 3% (Conforme Pavanelli e Voulvoulis, 2019) |

Fonte: A autora

Tabela 8: Parâmetros para o cálculo dos ganhos de serviços ecossistêmicos.

| Característica do projeto de Reposição   |   |
|--|---|
| Tipo de Habitat a ser repostado  | Restinga Herbácea/Subarbustiva  |
| Nível inicial de serviços  | 5%  |
| Ano em que se inicia a reposição   | 2024  |
| Ano em que o nível de serviços começa a aumentar   | 2024  |
| Ano em que se alcança o nível determinado de serviços (fim do período de recuperação)                      | 10 anos   |
| Forma da função de recuperação   | Linear  |
| Parâmetro de comparação do projeto de recomposição   |   |
| Razão máxima de serviços por área no local de compensação e a linha de base de serviços perdidos por área. | 1:1<br>Uma unidade de habitat recuperado equivale a 1 unidade de habitat original (em relação a produção de serviços) |

| Taxa de desconto       |  |
|------------------------|--|
| Taxa de desconto anual | 3% (Conforme Pavanelli e Voulvoulis, 2019) |

Fonte: A autora.

A Tabela 9 a seguir apresenta os valores de débito anual de serviços ecossistêmicos a partir da data de ocorrência do dano até que a área volte a produzir os serviços ecossistêmicos que eram produzidos anteriormente.

Tabela 9: Cálculo do débito de serviços na área de estudo.

| Anos após desmatamento | DATA | Área (ha) | Percentual de perda de serviço ecossistêmico (comparado com linha de base) | MVP  | Débito anual (SE.ha.ano) | Débito total (SE.ha.ano) |
|------------------------|------|-----------|--|------|--------------------------|--------------------------|
| 0                      | 2021 | 3,6       | 40,18  | 1,09 | 1,58                     | 1,58                     |
| 1                      | 2022 | 3,6       | 36,895   | 1,06 | 1,41                     | 2,99                     |
| 2                      | 2023 | 3,6       | 33,61  | 1,03 | 1,25                     | 4,24                     |
| 3                      | 2024 | 3,6       | 30,325   | 1,00 | 1,09                     | 5,33                     |
| 4                      | 2025 | 3,6       | 27,04  | 0,97 | 0,95                     | 6,27                     |
| 5                      | 2026 | 3,6       | 23,755   | 0,94 | 0,81                     | 7,08                     |
| 6                      | 2027 | 3,6       | 20,47  | 0,92 | 0,67                     | 7,75                     |
| 7                      | 2028 | 3,6       | 17,185   | 0,89 | 0,55                     | 8,30                     |
| 8                      | 2029 | 3,6       | 13,9   | 0,86 | 0,43                     | 8,73                     |
| 9                      | 2030 | 3,6       | 10,615   | 0,84 | 0,32                     | 9,05                     |
| 10                     | 2031 | 3,6       | 7,33   | 0,81 | 0,21                     | 9,27                     |
| 11                     | 2032 | 3,6       | 4,045  | 0,79 | 0,11                     | 9,38                     |
| 12                     | 2033 | 3,6       | 0,76   | 0,77 | 0,02                     | 9,41                     |
| 12/set/2033*           | 2034 | 3,6       | 0,0004   | 0,74 | 0,00                     | 9,41                     |

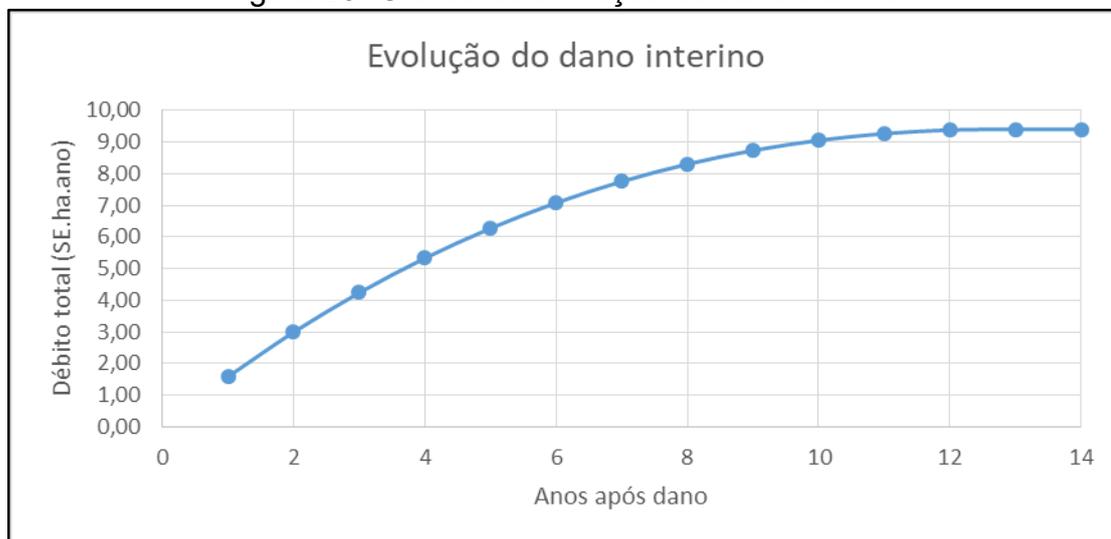
Fonte: Adaptado de Bezzera et al (2020) com dados da autora.

A aplicação do Método de Análise de Equivalência utilizando o NDVI demonstrou que a área voltará a produzir os serviços ecossistêmicos que eram produzidos antes do dano a partir de 12 de setembro de 2033, desde que seja mantida a regeneração natural da área. O total de débito de serviços ecossistêmicos resultou em 9,41 SE.ha.ano, este débito representa o total de serviços ecossistêmicos que não foram produzidos pela área durante o período de regeneração pós dano.

Na Figura 29 a seguir é possível observar o gráfico da evolução do dano interino, o qual demonstra o acumulado do débito de serviços ecossistêmicos ao longo

dos anos que a área precisa para se reestabelecer, a partir do ano 12 (quando a área volta a linha de base) o valor do débito de serviços tende a estabilizar.

Figura 29: Gráfico de evolução do dano interino.



Fonte: Adaptado de Bezzera et al (2020) com dados da autora.

A compensação pelas perdas do dano interino apresentado na Tabela 9 é chamada de remediação compensatória e pode envolver o aumento ou a criação de recursos. A remediação compensatória pode ser implementada para maximizar os serviços ecossistêmicos ou para estabelecer estes serviços em áreas que os carecem (Pavanelli e Voulvoulis, 2019).

A Tabela 10 a seguir apresenta o cálculo da remediação compensatória necessária para o dano interino. Ela apresenta o crédito de serviços que uma área equivalente produziria e a área compensatória necessária conforme o tempo que a mesma ficará em recuperação produzindo serviços ecossistêmicos equivalentes ao da área de estudo.

O uso da Análise de Equivalência neste trabalho não possui o objetivo de estabelecer uma área real de compensação e sim o valor econômico do dano, ainda assim, será considerada a realização do projeto de recuperação e manutenção pelo período de 10 anos que seria o tempo mínimo necessário para que os serviços ecossistêmicos fossem produzidos. Portanto, a área equivalente utilizada no cálculo de compensação foi referente ao tempo de 10 anos (Tabela 10).

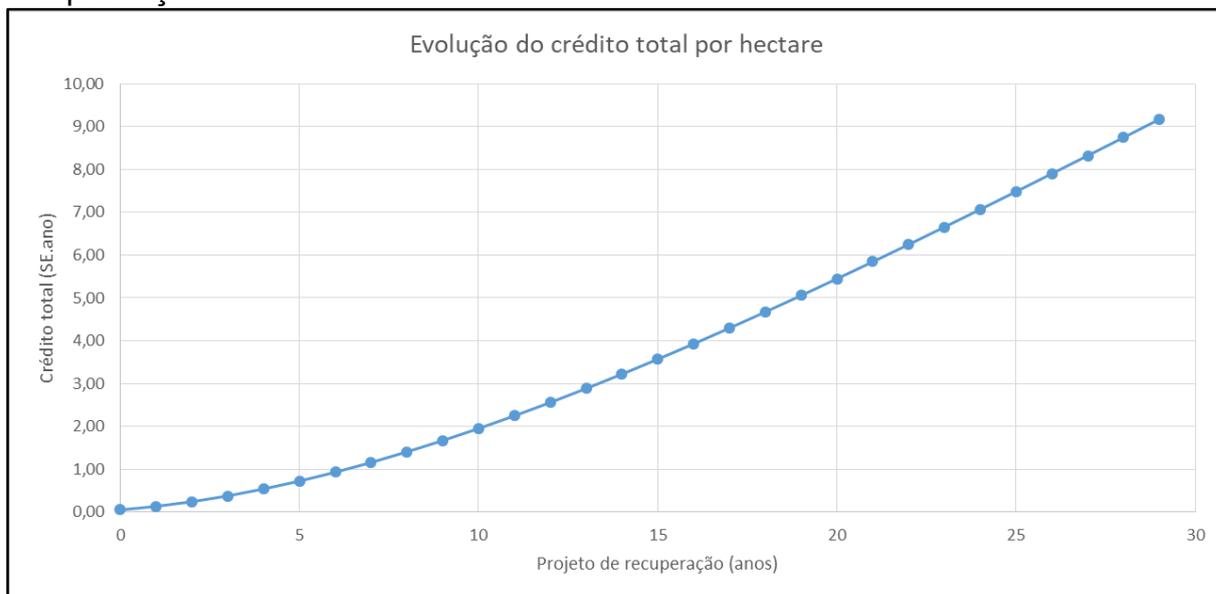
Tabela 10: Cálculo do crédito de serviços do projeto de compensação.

| Anos de projeto de recuperação | Ano  | Área (há) | Percentual de serviço ecossistêmico fornecido | MVP  | Crédito (SE.ano) | Crédito total (SE.ano) | Área de remediação compensatória (há) |
|--------------------------------|------|-----------|---|------|------------------|------------------------|---------------------------------------|
| 0                              | 2024 | 1         | 5   | 1,00 | 0,05             | 0,05                   | 188,10                                |
| 1                              | 2025 | 1         | 8,285   | 0,97 | 0,08             | 0,13                   | 72,10                                 |
| 2                              | 2026 | 1         | 11,57   | 0,94 | 0,11             | 0,24                   | 39,27                                 |
| 3                              | 2027 | 1         | 14,855  | 0,92 | 0,14             | 0,38                   | 25,05                                 |
| 4                              | 2028 | 1         | 18,14   | 0,89 | 0,16             | 0,54                   | 17,53                                 |
| 5                              | 2029 | 1         | 21,425  | 0,86 | 0,18             | 0,72                   | 13,04                                 |
| 6                              | 2030 | 1         | 24,71   | 0,84 | 0,21             | 0,93                   | 10,13                                 |
| 7                              | 2031 | 1         | 27,995  | 0,81 | 0,23             | 1,16                   | 8,14                                  |
| 8                              | 2032 | 1         | 31,28   | 0,79 | 0,25             | 1,40                   | 6,70                                  |
| 9                              | 2033 | 1         | 34,565  | 0,77 | 0,26             | 1,67                   | 5,64                                  |
| 10                             | 2034 | 1         | 37,85   | 0,74 | 0,28             | 1,95                   | 4,82                                  |
| 11                             | 2035 | 1         | 41,135  | 0,72 | 0,30             | 2,25                   | 4,19                                  |
| 12                             | 2036 | 1         | 44,42   | 0,70 | 0,31             | 2,56                   | 3,68                                  |
| 13                             | 2037 | 1         | 47,705  | 0,68 | 0,32             | 2,88                   | 3,26                                  |
| 14                             | 2038 | 1         | 50,99   | 0,66 | 0,34             | 3,22                   | 2,92                                  |
| 15                             | 2039 | 1         | 54,275  | 0,64 | 0,35             | 3,57                   | 2,64                                  |

Fonte: Adaptado de Bezzera et al (2020) com dados da autora.

É possível observar que quanto mais tempo a área de compensação ficar prestando serviços ecossistêmicos, menor precisa ser o seu tamanho para produzir a quantidade necessária de compensação. Em casos nos quais a compensação será efetivamente realizada com a recuperação de uma área, as condições de tamanho da área e tempo de recuperação podem ser determinadas conforme a disponibilidade de áreas e de tempo que a mesma pode permanecer preservada. Na Figura 30 o gráfico apresenta a evolução na produção de serviços ecossistêmicos da área de compensação ao longo dos anos.

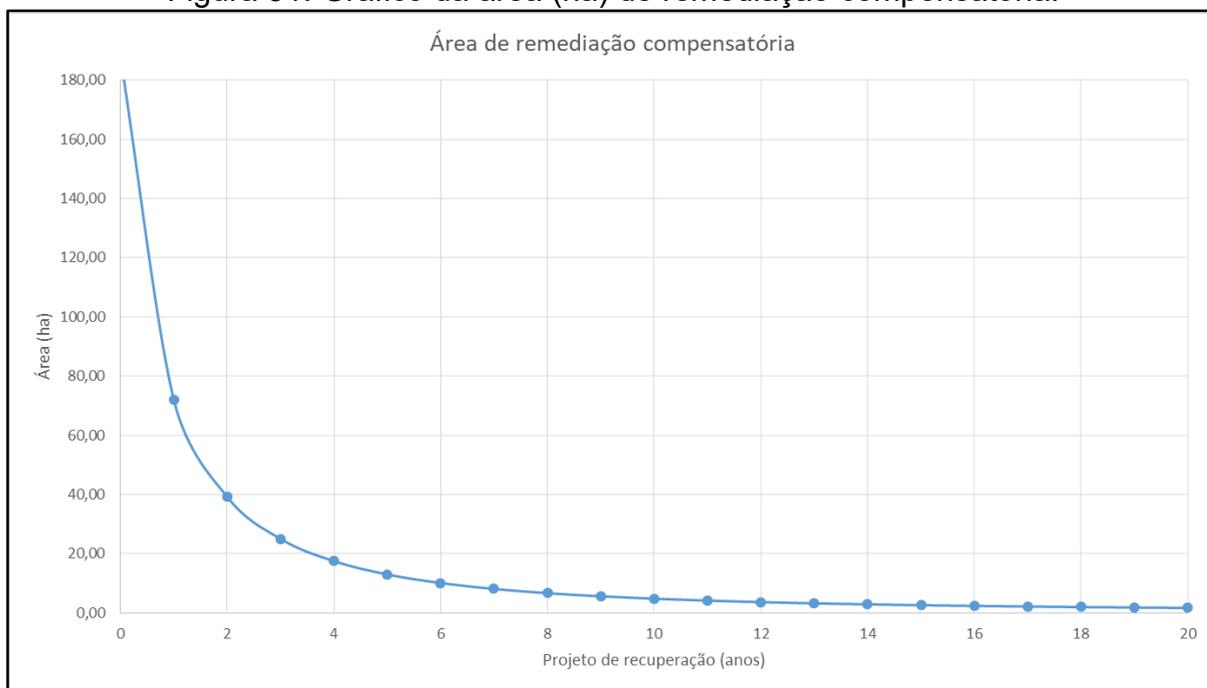
Figura 30: Gráfico da evolução do crédito de serviços ecossistêmicos do projeto de compensação.



Fonte: Adaptado de Bezzera et al (2020) com dados da autora.

A Figura 31 apresenta o gráfico do tamanho da área necessária de compensação em relação ao tempo em anos de preservação da área.

Figura 31: Gráfico da área (ha) de remediação compensatória.



Fonte: Adaptado de Bezzera et al (2020) com dados da autora.

Utilizamos uma taxa de incremento linear nos serviços ecossistêmicos, por ser esta a função mais aplicada atualmente para realizar as estimativas de

equivalência, entretanto, é preciso lembrar que a regeneração dos ambientes não seguem um padrão linear.

Conforme Ricklefs (2003), após uma perturbação, o processo de regeneração natural é iniciado, sendo influenciado pela presença de remanescentes florestais próximos, os quais contribuirão para a dispersão de diásporos. Contudo, o estabelecimento desses diásporos é afetado por diversos fatores ambientais que agora impactam o novo conjunto de espécies na área, incluindo efeitos do clima, disponibilidade de água e nutrientes (Matteucci & Colma, 1982; Rodrigues, 2000). Sendo assim, sugerimos que futuras pesquisas com o HEA busquem aplicar modelos assintóticos para aplicação da taxa de regeneração.

#### 5.3.4.1 Comparação dos resultados da Análise de Equivalência de Habitat com o tempo de regeneração estabelecido por especialista.

Aplicamos novamente o método de Análise de Equivalência de Habitat, substituindo o tempo de regeneração estabelecido neste estudo com o uso do NDVI pelo tempo de regeneração estabelecido em entrevista com o especialista Daniel Barcellos Falkenberg. O cálculo de débito de serviços pode ser observado na Tabela 11.

Tabela 11: Cálculo do débito de serviços.

| Anos após desmatamento | DATA | Área (ha) | Percentual de perda de serviço ecossistêmico | MVP  | Débito anual (SE.ha.ano) | Débito total (SE.ha.ano) |
|------------------------|------|-----------|--|------|--------------------------|--------------------------|
| 0                      | 2021 | 3,6       | 40,18  | 1,09 | 1,58                     | 1,58                     |
| 1                      | 2022 | 3,6       | 36,162                                       | 1,06 | 1,38                     | 2,96                     |
| 2                      | 2023 | 3,6       | 32,144                                       | 1,03 | 1,19                     | 4,15                     |
| 3                      | 2024 | 3,6       | 28,126                                       | 1,00 | 1,01                     | 5,17                     |
| 4                      | 2025 | 3,6       | 24,108                                       | 0,97 | 0,84                     | 6,01                     |
| 5                      | 2026 | 3,6       | 20,09  | 0,94 | 0,68                     | 6,69                     |
| 6                      | 2027 | 3,6       | 16,072                                       | 0,92 | 0,53                     | 7,22                     |
| 7                      | 2028 | 3,6       | 12,054                                       | 0,89 | 0,39                     | 7,61                     |
| 8                      | 2029 | 3,6       | 8,036  | 0,86 | 0,25                     | 7,86                     |
| 9                      | 2030 | 3,6       | 4,018  | 0,84 | 0,12                     | 7,98                     |
| 10                     | 2031 | 3,6       | 0  | 0,81 | 0,00                     | 7,98                     |

Fonte: Adaptado de Bezzer et al (2020) com dados da autora.

Ao utilizar o tempo de 10 anos podemos observar que a perda de serviços ecossistêmicos até a completa regeneração da área é menor do que a perda obtida com a aplicação do NDVI, sendo um total de 7.98 SE.ha.ano.

Na Tabela 12 é possível observar que devido ao menor débito de serviços, conseqüentemente, a área necessária para compensação destas perdas também apresentou valores menores, resultando em 4,09 hectares, contra 4,82 do cálculo com a estimativa do NDVI.

Tabela 12: Cálculo do crédito de serviços do projeto de compensação.

| Anos de projeto de recuperação | Ano  | Área (ha) | Percentual de serviço ecossistêmico fornecido (comparado com linha de base) | MVP  | Crédito (SE.ano) | Crédito total (SE.ano) | Área de remediação compensatória (ha) |
|--------------------------------|------|-----------|---|------|------------------|------------------------|---------------------------------------|
| 0                              | 2024 | 1         | 5   | 1,00 | 0,05             | 0,05                   | 159,52                                |
| 1                              | 2025 | 1         | 8,285   | 0,97 | 0,08             | 0,13                   | 61,15                                 |
| 2                              | 2026 | 1         | 11,57   | 0,94 | 0,11             | 0,24                   | 33,30                                 |
| 3                              | 2027 | 1         | 14,855  | 0,92 | 0,14             | 0,38                   | 21,25                                 |
| 4                              | 2028 | 1         | 18,14   | 0,89 | 0,16             | 0,54                   | 14,86                                 |
| 5                              | 2029 | 1         | 21,425  | 0,86 | 0,18             | 0,72                   | 11,06                                 |
| 6                              | 2030 | 1         | 24,71   | 0,84 | 0,21             | 0,93                   | 8,59                                  |
| 7                              | 2031 | 1         | 27,995  | 0,81 | 0,23             | 1,16                   | 6,90                                  |
| 8                              | 2032 | 1         | 31,28   | 0,79 | 0,25             | 1,40                   | 5,69                                  |
| 9                              | 2033 | 1         | 34,565  | 0,77 | 0,26             | 1,67                   | 4,78                                  |
| 10                             | 2034 | 1         | 37,85   | 0,74 | 0,28             | 1,95                   | 4,09                                  |
| 11                             | 2035 | 1         | 41,135  | 0,72 | 0,30             | 2,25                   | 3,55                                  |
| 12                             | 2036 | 1         | 44,42   | 0,70 | 0,31             | 2,56                   | 3,12                                  |
| 13                             | 2037 | 1         | 47,705  | 0,68 | 0,32             | 2,88                   | 2,77                                  |
| 14                             | 2038 | 1         | 50,99   | 0,66 | 0,34             | 3,22                   | 2,48                                  |
| 15                             | 2039 | 1         | 54,275  | 0,64 | 0,35             | 3,57                   | 2,24                                  |
| 16                             | 2040 | 1         | 57,56   | 0,62 | 0,36             | 3,93                   | 2,03                                  |

Fonte: Adaptado de Bezzer et al (2020) com dados da autora.

O resultado do método de análise de equivalência com a aplicação do tempo de recuperação determinado por especialista demonstra, a partir da pequena variação do resultado, que a aplicação do HEA com o NDVI para o estudo de caso representou o dano e a capacidade de regeneração da área.

Tendo em vista que, dentre as incertezas inerentes à Análise de Habitat Equivalente estão os julgamentos profissionais sobre a linha de base, a avaliação subjetiva dos resultados dos projetos de recuperação e compensação e a falta de

medições objetivas (DESVOUSGES *et al.*, 2018) entendemos que a utilização do método com o uso do NDVI é preferível em casos judiciais devido a diminuição do viés interpretativo e da possibilidade de comparação com outros casos.

Schirpke *et al.*, (2023) realizaram uma revisão sistemática sobre a utilização de tecnologias emergentes para a avaliação de serviços ecossistêmicos, na categoria de observação da terra, os autores levantaram as limitações e oportunidades do seu uso, entre as principais limitações estão, a necessidade de validação e calibração, a incompatibilidade da resolução com os fenômenos que produzem os serviços ecossistêmicos, limitações do processamento de dados (tempo, potência do computador), a necessidade de treinamento especializado na aplicação do software e a avaliação limitada sobre a demanda pelos serviços ecossistêmicos.

Entre as principais oportunidades os autores destacam a informação consistente e coerente em múltiplas escalas espaciais e temporais, tornando-a especialmente adequada para monitorização, avaliação e aprendizagem, avaliação de custo-benefício em grandes áreas; melhoria da disponibilidade de dados em regiões remotas e heterogêneas; integração da observação da Terra e outras fontes de dados espaciais para avaliações ambientais significativas). Mesmo que esta tecnologia possua limitações, o presente estudo demonstra que é possível trabalhar os dados para reduzir os potenciais de erros, como a escolha de imagens de satélite de boa resolução, a escolha de área remanescente para controle de possíveis alterações sazonais e filtro de imagens sem cobertura de nuvens. O uso do NDVI não substitui a presença do perito no local do dano, a avaliação quanto às características do dano e da área são essenciais na determinação da possibilidade de utilização do NDVI na aplicação do HEA.

Este é o primeiro estudo de valoração econômica de danos ambientais em ecossistema de restinga com a aplicação do NDVI para determinação dos parâmetros quantitativos para o HEA.

Magliano (2019) relata que toda medida confiável que possa revelar a alteração na disponibilidade ou qualidade dos serviços ecossistêmicos, seja em escala local ou regional, por medição direta ou remota, pode contribuir na estimativa de danos ambientais e de sua valoração. Portanto, consideramos que a aplicação realizada no presente estudo contribui para a elucidação da aplicação do NDVI na valoração de danos ambientais, não apenas no ecossistema de restinga, mas também para sua extrapolação a outros ecossistemas e escala.

#### 5.4 ETAPA 4: MÉTODO DE CUSTO DE REPOSIÇÃO

Para calcular o **valor monetário total do dano em R\$ ( $C_t$ )**, foi considerado o custo para recuperação da área de compensação resultante do Método de Análise de Equivalência em ( $m^2$ ) e o custo para regeneração natural da área em (ha) que ocorreu o dano.

Portanto:

$$C_t = C_{rn} + C_c \quad (2)$$

Onde:

$C_t$  = Custo total

$C_{rn}$  = Custo para a regeneração natural

$C_c$  = Custo para recuperação da área de compensação

Ressalta-se que não faz parte dos objetivos do trabalho propor formas ou ações de recuperação da área degradada, sendo essa proposição função do órgão ambiental competente.

Para o **custo de regeneração natural ( $C_{rn}$ )** da área em que ocorreu o dano, o cálculo foi realizado com base na Portaria IBAMA nº 118/2022 (BRASIL, 2022) corrigido pelo IGP-M do período, considerando como método a regeneração natural, tendo em vista que a área foi abandonada após a ocorrência do dano e já encontra-se em processo de regeneração natural. Além disto, devido à presença de aterramento com cascalho, também foi acrescido o custo para a remoção do aterramento ( $C_{ra}$ ).

Portanto a fórmula para o **custo de regeneração natural ( $C_{rn}$ )** é a seguinte:

$$C_{rn} = (1.450.08 \times 3,6) + C_{ra} \quad (3)$$

Para o **custo de remoção do aterro ( $C_{ra}$ )** foi realizada pesquisa de preços com profissionais que realizam estes serviços. Para fins de aplicação em perícias, quando não se tem os valores de mercado, foi estabelecida uma fórmula em função da quantidade em ( $m^3$ ) de material a ser removido. Portanto, o **custo da remoção do aterro ( $C_{ra}$ )** é igual ao **custo de diárias da máquina ( $C_{maq}$ )** acrescido do **custo do caminhão ( $C_{ca}$ )** necessários para a realização dos serviços. Conforme a fórmula a seguir:

$$C_{ra} = C_{maq} + C_{ca} \quad (4)$$

Para calcular o **custo de diárias da máquina** ( $C_{maq}$ ) é preciso multiplicar o número de diárias da máquina necessárias ( $N_{dm}$ ) e o valor médio de uma diária em reais.

$$C_{maq} = N_{dmaq} \times Valor_{diária} \quad (5)$$

Para determinar o número de diárias necessárias é preciso considerar a quantidade de material a ser removido ( $Q_{aterro}$ ) em  $m^3$ , suas características e a capacidade da máquina para a remoção do material.

$$N_{dm} = Q_{aterro} \times CapacidadeMáquina \quad (6)$$

Em nosso estudo de caso o material a ser removido é classificado pelo DNIT (2022) como material de 1ª categoria: compreendem os materiais facilmente escaváveis com equipamentos comuns (*scrapers*, tratores, escavadeiras, carregadeiras, etc.), qualquer que seja o teor de umidade. São caracterizados como solos residuais ou sedimentares, rochas em adiantado estado de decomposição, seixos rolados ou não, com diâmetro máximo inferior a 0,15 metros. A quantidade de material a ser retirado é de  $315m^3$ . Para este tipo de material, considerando uma escavadeira hidráulica com caçamba de  $0,2m^3$  a capacidade de trabalho pode ser estimada considerando, a fórmula do Sistema de Custos Referenciais de Obras – DNIT (2022) a seguir:

$$P = (60 \times Cap \times Fca \times Fcv \times Fe) \div Tc \quad (7)$$

Sendo, **P**: Produção horária da máquina; **Cap**: Capacidade da caçamba; **Fca**: Fator de carga; **Fcv**: Fator de conversão; **Fe**: Fator de eficiência e **Tc**: Tempo total de ciclo em minutos.

**Cap**, **Fca**, **Fcv** e **Fe** foram determinados pelo Sistema de Custos Referenciais de Obras – SICRO (DNIT 2022), já o tempo total de ciclos ( $Tc$ ) foi obtido de Carterpillar (2012) *apud* Racia (2016).

Assim, a produção horária da máquina resultou em  $31,87\text{m}^3/\text{h}$ . Portanto o cálculo a quantidade de diárias fica conforme:

$$N_{dm} = 315\text{m}^3 \div 31,87\text{m}^3/\text{h} \quad (8)$$

$$N_{dm} = 9,88\text{h} \quad (9)$$

O resultado do cálculo se dá em horas de trabalho da máquina, portanto é necessário converter para o número de diárias necessárias. Neste caso, considerando uma diária de 8 horas de trabalho, serão necessárias 1 diária e meia para remoção de todo o material.

Para encontrar o valor médio da diária de uma escavadeira hidráulica com  $0,2\text{m}^3$  foi realizada a pesquisa de preços em empresas de terraplenagem da grande Florianópolis. Todos os valores avaliados incluem a disposição final do material a ser retirado. Consideramos os seguintes valores:

Tabela 13: Resultado das pesquisas de preços em empresas de terraplenagem.

| <b>Empresas Consultadas</b>  | <b>Valor da diária (R\$)</b> |
|------------------------------|------------------------------|
| Prestador 1                  | 1.500,00                     |
| Prestador 2                  | 1.500,00                     |
| Prestador 3                  | 1.300,00                     |
| Prestador 4                  | 1.400,00                     |
| <b>Valor médio da Diária</b> | <b>1,425,00</b>              |

Fonte: A autora.

Portando o custo de diárias da máquina ( $C_{maq}$ ) fica:

$$C_{maq} = 1,5 \times 1.425,00 \quad (10)$$

$$C_{maq} = 2.137,5 \quad (11)$$

Para cálculo do **custo do caminhão** ( $C_{ca}$ ) é preciso considerar o número de vezes que o caminhão ( $N_{cc}$ ) precisará ser carregado e o preço médio da carga do caminhão.

$$C_{ca} = N_{cc} \times Valor_{carga} \quad (12)$$

Para determinar o número de cargas do caminhão é preciso fazer a razão entre a quantidade de material a ser retirado em  $m^3$  ( $Q_{aterro}$ ) e a capacidade de carga do caminhão. O caminhão considerado na orçamentação é um caminhão com capacidade para  $6m^3$ . Logo,

$$N_{cc} = Q_{aterro} \div CapacidadeCaminhão \quad (13)$$

$$N_{cc} = 315m^3 \div 6m^3 \quad (14)$$

$$N_{cc} = 52,5 \quad (15)$$

Portanto, o custo de carga de caminhão será:

$$C_{ca} = 52,5 \times 287,50 \quad (16)$$

$$C_{ca} = 15.093,75 \quad (17)$$

Custo da remoção do aterro ficará então em:

$$C_{ra} = C_{maq} + C_{ca} \quad (18)$$

$$C_{ra} = (1,5 \times 1.425,00) + 15.093,75 \quad (19)$$

Assim o Custo para a regeneração natural da área do dano ficará:

$$C_{rn} = (R\$1.450,08 \times 3,6) + ((1,24 \times 1.425,00) + 15.093,75) \quad (20)$$

$$C_{rn} = 22.074,61 \quad (21)$$

### **Cálculo do projeto de recuperação da área de compensação:**

Para o cálculo do **custo de recuperação da área de compensação ( $C_c$ )** foi utilizada como base a metodologia elaborada por Monteiro (2021). A autora considerou a soma das fases necessárias para a realização de um plano de recuperação de área degradada, elaboração, implantação, manutenção e monitoramento. Portanto, para o cálculo de ( $C_c$ ) foi utilizada a fórmula a seguir:

$$C_c = V_{pp} \quad (22)$$

Sendo que,

$$V_{pp} = Ela + Imp + Man + Mon \quad (23)$$

Onde,  $V_{pp}$  é Valor da preservação da paisagem,  $Ela$  é o custo da elaboração do projeto,  $Imp$  é o valor de Implantação do projeto,  $Man$  é o investimento para a manutenção de um projeto de recuperação e  $Mon$  é o investimento para o monitoramento do projeto por responsável técnico durante os três primeiros anos.

Para encontrar o  $Ela$  é utilizada a relação entre horas técnicas necessárias para elaborar o projeto de recuperação multiplicada pelo valor da hora técnica do profissional corrigido pelo BDI. Logo,

$$Ela = h \times \$hora \times BDI \quad (24)$$

Monteiro (2021) estimou o número de horas necessárias para a elaboração de um PRAD de acordo com categorias relativas ao tamanho da área a ser recuperada. Conforme a Tabela 14:

Tabela 14: Horas de trabalho por categorias de PRAD.

| <b>Categorias de PRAD X Horas de trabalho</b> |                                     |                  |                       |                           |                  |
|---|-------------------------------------|------------------|-----------------------|---------------------------|------------------|
| <b>Categoria</b>                              | <b>Área do PRAD (m<sup>2</sup>)</b> | <b>Campo (h)</b> | <b>Escritório (h)</b> | <b>Administrativo (h)</b> | <b>Total (h)</b> |
| Pequeno                                       | Até 3.000                           | 4                | 16                    | 2                         | 22               |
| Médio   | 3.001 – 15.000                      | 6                | 22                    | 3                         | 31               |
| Grande  | Acima de 15.001                     | 8                | 30                    | 4                         | 42               |

Fonte: Monteiro, 2021.

A área resultante do Método de Análise de Equivalência possui 48200m<sup>2</sup>, portanto enquadra-se na categoria de porte grande sendo necessárias 42 horas para a elaboração do projeto. Para o valor da hora técnica ( $\$hora$ ) foi considerado um profissional biólogo, e, portanto, utilizou-se o valor médio entre os valores de

referência para os profissionais com diferentes níveis de experiência conforme a Instrução CFBIO nº 3 de 2023.

Tabela 15: Média de honorários mínimos para profissionais biólogos.

| <b>Nível de experiência X Honorários mínimos</b> |                                    |
|--|------------------------------------|
| <b>Profissional</b>                              | <b>Valor da hora técnica (R\$)</b> |
| Júnior 1   | 97,00                              |
| Júnior 2   | 141,00                             |
| Pleno  | 217,00                             |
| Sênior   | 359,00                             |
| <b>Média</b>                                     | <b>203,50</b>                      |

Fonte: Autora com dados de CFBIO (2023).

Portanto *Ela* resulta em:

$$Ela = (42 \times R\$203,50) \times \left(\frac{10,88}{100}\right) \quad (25)$$

$$Ela = R\$ 9476,91 \quad (26)$$

O BDI - Benefícios e Despesas Indiretas foi estabelecido em 10,88% do valor da obra, obtido do BDI Referencial com desoneração disponível na Instrução Normativa SIE nº 2, de 30/06/2020, que estabelece os procedimentos a serem adotados na Secretaria de Estado da Infraestrutura e Mobilidade (SIE) de Santa Catarina para a elaboração do BDI referencial para as obras civis.

Para obter o valor de Implantação do projeto (*Imp*) que inclui os insumos necessários para o plantio (mudas, estacas, terra, adubo, mão-de-obra), os custos da(s) placa(s) sinalizadora(s) do projeto, da implantação da cerca delimitadora, da eventual remoção de fatores impactantes e/ou de espécies exóticas, a autora estabeleceu o cálculo em função do custo de implantação do projeto de recuperação em R\$/m<sup>2</sup> (*Cip*), multiplicada pela área a ser recuperada em m<sup>2</sup> (*A*). O valor de (*Cip*) para a autora foi estabelecido em R\$ 5,53 por m<sup>2</sup> para maio de 2020, corrigindo este valor pelo IGP-M de janeiro de 2024 temos: R\$ 8,15 m<sup>2</sup>.

$$Imp = C_{ip} \times A \quad (27)$$

$$Imp = 8,15 \times 48200 \quad (28)$$

$$Imp = 392.830,00 \quad (29)$$

O investimento para a manutenção de um projeto de recuperação ( $Man$ ) foi desenvolvido em função do custo de manutenção do replantio em R\$ ( $C_{mr}$ ) — que ocorrerá apenas no primeiro ano da manutenção — somado à multiplicação do custo de manutenção periódica anual do projeto de recuperação em R\$ ( $C_{mp}$ ) — que ocorrerá todos os anos e contempla ações de adubação, limpeza de terreno e controle de exóticas — durante  $n$  anos (Monteiro, 2021). Isto é:

$$Man = ((C_{mr} + (C_{mp} \times n)) \quad (30)$$

Para se chegar ao valor do custo de manutenção do replantio ( $C_{mr}$ ) em R\$ foi desenvolvida uma fórmula que considera a divisão da área total a ser recuperada em  $m^2$  pela área ocupada pelo plantio de 1 muda em  $m^2$  para se obter o número de mudas necessárias para o plantio, multiplicado por 20% que corresponde à porcentagem de replantio normalmente necessária em um PRAD. Por fim, multiplicado pela soma do preço da muda ( $\$muda$ ) e da mão-de-obra para o seu replantio ( $\$mao$ ).

Foi adotado o espaçamento de plantio 3m X 2m ( $e = 6m^2$ ) — comumente adotado em PRADs (Monteiro, 2021) — e os seguintes valores médios obtidos por orçamentação com empresas de jardinagem: preço de R\$ 12,00 para a unidade de muda de até 1m e preço de R\$ 5,00/muda plantada, para mão-de-obra do plantio. Com isso, obteve-se o custo de manutenção do replantio ( $C_{mr}$ ) conforme abaixo:

$$C_{mr} = \frac{A}{e} \times 0,2 (\$muda + \$mao) \quad (31)$$

$$C_{mr} = R\$ 27.313,33 \quad (32)$$

Para se chegar ao valor do custo de manutenção periódica anual do projeto de recuperação em R\$ ( $C_{mp}$ ), foi dividida a extensão total da área a ser recuperada em  $m^2$  ( $A$ ) pela área em  $m^2$  ocupada por cada muda ( $e$ ). Após isso, multiplicou-se o resultado pelo preço de adubação de cada muda ( $\$adubo$ ) e somado ao produto do preço de limpeza do terreno em R\$/ $m^2$  ( $\$limpeza$ ) pela área do PRAD em ( $m^2$ ).

Utilizamos os preços de referência descritos na

Tabela 16 abaixo:

Tabela 16: Valores de referência para adubação e limpeza da área.

| Serviço  | Custo (R\$/m <sup>2</sup> ) SINAP Desonerado |
|----------|--|
| Limpeza  | R\$1,93                                      |
| Adubação | R\$ 4,98                                     |

Fonte: SINAPI (2024)

Com isso, obteve-se o custo de manutenção periódica anual do projeto ( $C_{mp}$ ):

$$C_{mp} = \left( \frac{A}{e} \times \$adubo \right) + (\$limpeza \times A) \quad (33)$$

$$C_{mp} = \left( \left( \frac{48200}{6} \times 4,98 \right) + (1,93 \times 48200) \right) \quad (34)$$

$$C_{mp} = 133.032,00 \quad (35)$$

Logo se,

$$Man = (C_{mr} + C_{mp} \times n) \quad (36)$$

Utilizaremos a determinação de 3 anos de manutenção na área, pois a partir deste período a área pode seguir a sua regeneração sem necessidade de manutenção.

$$Man = (27.313,33) + (133.032,00 \times 3) \quad (37)$$

Então,

$$Man = 426.409,33 \quad (48)$$

O investimento para o monitoramento do projeto por responsável técnico ( $Mon$ ), segundo Monteiro (2021) nos estudos de caso em que não se tenham orçamentos específicos, será reescrito  $Mon$  em função da variável custo de monitoramento do projeto de recuperação em R\$/h ( $C_{mo}$ ), pelo tempo despendido para monitoramento do projeto h/ano ( $T$ ), durante  $n$  anos. Isto é:

$$Mon = C_{mo} \times T \times n \quad (39)$$

Para se chegar ao valor do custo de monitoramento do projeto ( $C_{mo}$ ) em R\$/h, foi considerada a necessidade de contratação de um profissional biólogo pleno, cuja

referência de hora técnica ( $\$hora$ ), foi a mesma utilizada anteriormente para o cálculo de ( $Ela$ ), conforme Tabela 15.

Para se chegar ao valor do tempo despendido para monitoramento do projeto em  $h/ano$  ( $T$ ), por sua vez, foi utilizada a estimativa de Monteiro (2021) estimadas em  $52h/ano$ , que considera as horas médias para elaboração de 2 relatórios semestrais por ano, 1 vistoria a cada dois meses e o gerenciamento do projeto junto ao órgão ambiental e ao cliente. Assim, a fórmula de  $Mon$  será:

$$Mon = 203,50 \times 52 \times 3 \quad (40)$$

$$Mon = 31.746 \quad (41)$$

Logo,

$$Vpp = 9476,91 + 392.830,00 + 426.409,33 + 31.746 \quad (42)$$

$$Vpp = 860.462,25 \quad (43)$$

O custo total do dano ( $Ct$ ) será:

$$Ct = Crn + Cc(Vpp) \quad (44)$$

$$Ct = 22074,61 + 860462,25 \quad (45)$$

$$Ct = 882.536,86 \quad (46)$$

A Tabela 17 abaixo apresenta o resultado do método aplicado no estudo para valores de 2017 e convertidos em 2017Int.\$/ha para comparar com os valores encontrados no estudo de Pavanelli e Voulvoulis (2019).

Pavanelli e Voulvoulis (2019) aplicaram estimaram o valor econômico do dano ambiental de três danos à florestas ombrófila densa da mata atlântica, os danos são: desmatamento para plantio de citrus (5,33 ha), desmatamento para mineração de areia (1,22ha) e desmatamento para plantio de eucaliptos (21,87ha). Os autores aplicaram o método de custo de reposição acrescido do HEA.

Tabela 17: Comparação dos resultados da valoração com outros autores.

| Resultado da pesquisa<br>(2017 Int\$/ha) | Pavanelli e Voulvoulis (2019)<br>(2017 Int.\$/ha)                                    |
|--|--|
| 78.885,42                                | 13.216 (plantio de citrus);<br>28.024 (mina de areia); 19.681 (plantio de eucalipto) |

Fonte: A autora.

A diferença principal nos valores observados na tabela está relacionada aos valores estabelecidos para o método de custo de reposição. O método de Monteiro, aqui adaptado e aplicado, busca incluir no método os custos unitários para a recuperação e inclui a elaboração e o monitoramento do projeto por profissionais especializados. Já o estudo de Pavanelli e Voulvoulis (2019) abordam no custo de reposição os valores referentes ao valor das matérias-primas extraídas das áreas desmatadas e a implementação de projetos de remediação primária e compensatória: com a inclusão do custo das matérias-primas extraídas da área danificada; o custo da remediação primária (projeto de reflorestamento na área danificada); o custo da remediação compensatória (projeto de reflorestamento nas áreas calculadas e o custo de instalação de cerca no entorno de áreas de recuperação e remediação natural.

O valor mínimo por hectare com plantio de mudas, conforme Portaria do IBAMA nº118/2022, é de R\$17.733,17 (Sem correção pelo IGPM) para o custo de reposição. Sendo que, se calcularmos que a cada 6m<sup>2</sup> teremos uma muda, em 1 ha (10.000 m<sup>2</sup>) teremos o plantio de 1.666 mudas. Se considerarmos o preço de R\$ 17,00 para o plantio de uma muda, somente para o plantio das mudas já seriam 28.322,00, quase duas vezes mais que o valor mínimo estabelecido pela referida Portaria. Isto demonstra que o custo de reposição com os valores mínimos estabelecidos pela Portaria do IBAMA nº118/2022 subestima os valores de mercado para os serviços de reposição.

#### **5.4.1 Aplicação do Método de Custo de reposição de Monteiro (2021) sem HEA.**

Para a aplicação do método de custo de reposição sem o HEA, não utilizamos a equação (2), pois consideramos o método de custo de reposição para a área danificada. Ao considerar a equação (2) estaríamos considerando a regeneração natural da área além da sua recuperação, o que causaria um erro na aplicação do método de custo de reposição.

$$V_{pp} = Ela + Imp + Man + Mon \quad (47)$$

$$V_{pp} = 9476,91 + 293.400,00 + 318.480,00 + 31.746 \quad (48)$$

$$V_{pp} = 653.102,91 \quad (49)$$

Assim, o valor do dano com a aplicação apenas do método de custo de reposição resulta em R\$ 653.102,91, equivalente a R\$ 181.417,48/ha.

A diferença entre o valor econômico do dano com e sem a aplicação do HEA é de R\$ 229.433,94 (eq. R\$ 63.731,65/ha), esta diferença representa o custo dos serviços ecossistêmicos que deixaram de ser produzidos pela área de estudo no período entre a intervenção na área até a regeneração natural ao nível de produção de serviços que existiam antes do dano. Este é o custo que o método de custo de reposição aplicado sozinho não consegue captar.

Conforme Motta (1997) os métodos de valoração ambiental têm como objetivo determinar a variação de bem-estar das pessoas em função da qualidade e quantidade de bens e serviços e, para isso, é importante que sejam capazes de captar as distintas parcelas de valor econômico do recurso ambiental (cf. equação 1).

O procedimento de Avaliação de Equivalência de Habitats (HEA) combinado com o custo de reposição inclui, além dos valores de Uso Direto (VUD), o Valor de Uso Indireto (VUI). Este valor, por definição, atribui uma quantia a um recurso natural cujos benefícios provêm de suas funções ecossistêmicas.

Já o Valor de Opção (VO) é atribuído à preservação dos valores de uso direto e indireto para uso futuro (Motta, 1997). Por exemplo, uma planta da Restinga, ainda não classificada, pode conter o princípio ativo de um remédio que poderá vir a ser a cura de uma grave doença que venha a assolar a humanidade. Assim sendo, o valor de opção é de difícil mensuração a partir do procedimento aplicado neste trabalho, principalmente se considerarmos que a área de compensação estabelecida pode ser utilizada após o período estipulado no método para compensar os serviços ecossistêmicos perdidos com o dano interino. Ainda assim, é possível afirmar que os custos pela perda da opção de conservação da área durante o período de análise do HEA são restituídos pelo procedimento utilizado no presente trabalho.

O valor de existência é referente à conservação dos recursos naturais sem interesse de uso, para captarmos este valor com o método deveríamos focar em estimar o custo para conservação da área de estudo, o que não faz parte do escopo deste trabalho.

## **6 CONCLUSÃO**

A avaliação dos serviços ecossistêmicos potenciais no presente estudo serviu para elucidar os serviços que estão sendo representados na valoração econômica do dano ambiental, além de orientar quanto a melhor métrica para avaliar economicamente a perda da produção destes serviços.

Oportunidades recreativas, inspiração e espécies icônicas foram os serviços ecossistêmicos mais impactados pelo dano na área de estudo, sendo os três pertencentes ao grupo de serviços culturais, que foi a categoria que apresentou maior grau de impacto. Os serviços ecossistêmicos menos impactados foram redução de ruído, clima habitável e qualidade do ar.

O método de Análise de Equivalência de Habitat (HEA) vem sendo utilizado e difundido na avaliação de danos aos recursos ambientais nos EUA e Europa. Aos poucos o procedimento aplicado no presente trabalho tem sido estudado para orientar a aplicação em avaliações de danos brasileiros (Pavanelli e Voulouvis, 2019). A área necessária para compensar a perda dos serviços ecossistêmicos foi de 4,82 hectares.

O valor econômico do dano ambiental foi de R\$ 245.149,13 por hectare no ecossistema de restinga herbácea/subarbusiva. Mais importante que os valores encontrados é a discussão e a aplicação do procedimento em um ecossistema tão pouco estudado e bastante impactado. A aplicação do NDVI não era o objetivo inicial da presente pesquisa, entretanto se tornou um dos achados mais importantes do trabalho, a utilização do NDVI neste caso traz luz a um problema de difícil resolução na aplicação do método que é a determinação da linha de base e do tempo de recuperação do recurso.

Ao aplicar-se o método de custo de reposição sem o método de análise de equivalência a diferença no valor do dano ambiental foi de R\$ 63.731,65 por hectare a menos, o que demonstra a importância da utilização do método de análise de equivalência para capturar o prejuízo na produção dos serviços ecossistêmicos.

Para trabalhos futuros, sugere-se o estudo da aplicação do NDVI na valoração de danos ambientais para outros ecossistemas, bem como a adoção de procedimentos que incorporem métodos que consideram os danos interinos, tais como o HEA.

## REFERÊNCIAS

ARAÚJO, D.S.D; LACERDA. L.D. 1987. **A natureza das restingas**. Ciência Hoje 6(33): 42-8.

ARAÚJO, R. C. **Procedimentos prévios para valoração econômica do dano ambiental em inquérito civil público**. 2003. Dissertação de Mestrado em Gestão Econômica do Meio Ambiente. Departamento de Economia. Universidade de Brasília, Brasília, 2003.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14653-6**: Avaliação de bens. Parte 6: Recursos naturais e ambientais. Rio de Janeiro, 2009.

AYANU, Yohannes Zergaw *et al.* Quantifying and Mapping Ecosystem Services Supplies and Demands: a review of remote sensing applications. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 46, n. 16, p. 8529-8541, 30 jul. 2012. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es300157u>.

BARBIER, E.B. *et al.* Estuarine and Coastal Ecosystems and Their Services. **Treatise On Estuarine And Coastal Science**, [S.L.], p. 109-127, 2011. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-374711-2.01206-7>

BARBIER, E. B. *et al.* The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Ecological Monographs**. v. 81. n. 2, p 169 -193, mai. 2011b. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/23047554>. 2021 Acesso em: 18 ago. 2021.

BENAKOUCHE, R.; CRUZ, R. S. **Avaliação monetária do meio ambiente**. São Paulo: Makron Books do Brasil, 1994. 198p.

BERGHÖFER A; SCHNEIDER A. **Indicators for Managing Ecosystem Services – Options & Examples**: Guidance for seeking information that supports the integration of ecosystem services into policy and public management. ValuES Project Report. Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ) GmbH, Leipzig, and Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, Eschborn. Germany. 49p. 2015.

BRASIL. Decreto-Lei nº 3.689, de 3 de outubro de 1941. Código de Processo Penal. Presidência da República, Brasília, DF, 1941. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto-lei/del3689.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto-lei/del3689.htm). Acesso em: 18 ago 2022.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Presidência da República, Brasília, DF, 1981. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l6938.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm). 2021 Acesso em: 18 ago. 2021.

BRASIL. Lei nº 7.347, de 24 de julho de 1985. Disciplina a ação civil pública de responsabilidade por danos causados ao meio-ambiente, ao consumidor, a bens e direitos de valor artístico, estético, histórico, turístico e paisagístico (VETADO) e dá

outras providências. Presidência da República, Brasília, DF, 1985. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l7347orig.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l7347orig.htm). Acesso em: 18 ago. 2021.

BRASIL. Lei nº 7.661, de 16 de maio de 1988. Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro e dá outras providências. Presidência da República, Brasília, DF, 1988. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l7661.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l7661.htm). 2021 Acesso em 18 ago. 2021.

BRASIL. [Constituição (1988)]. **Constituição da República Federativa do Brasil**: promulgada em 05 de outubro de 1988. Presidência da República. Brasília, 2010, 47 p. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/constituicao/constituicao.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm). 2021 Acesso em 18 ago. 2021.

BRASIL. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Presidência da República, Brasília, DF, 1998. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l9605.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm). 2021 Acesso em: 18 ago. 2021.

BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Presidência da República, Brasília, DF, 2006. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm). 2021 Acesso em: 18 ago. 2021.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Presidência da República, Brasília, DF, 2012. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm). 2021 Acesso em: 18 ago. 2021.

BRASIL. Ministério Público do Estado de Santa Catarina. Ação Civil Pública contra Loteamento Santa Clara. Processo nº 1383-2021. Santa Catarina. 2021. Disponível em: <https://sc.movimentoods.org.br/wp-content/uploads/2021/07/ACP-Lot-Santa-Clara-IC-1383-2021-ass.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2023.

BRASIL. Conselho Nacional de Justiça. Informação SEPMA/DPER/INC/DITEC/PF sobre quantificação de danos ambientais: sugestões da Polícia Federal. Brasília: Conselho Nacional de Justiça, 2022. Disponível em: <https://www.cnj.jus.br/wp-content/uploads/2023/07/edital-quantificacao-danos-ambientais-sugestoes-policia-federal-mauro-magliano.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2024.

BOYD, J.; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological Economics**, [S.L.], v. 63, n. 2-3, p. 616-626, ago. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002>.

BUCHIANERI, Viviane Coelho. **O valor dos serviços ecossistêmicos nas bacias hidrográficas dos rios Itaguaré e Guaratuba, Bertioga, SP**. 2017. 279 f. Tese

(Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Geografia Física, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas Departamento de Geografia Física, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

BUENO, L; REIS, L. B. (org.). **Florianópolis Arqueológica**. Florianópolis: Editora Ufsc, 2021. 521 p.

BURKHARD, Benjamin; MÜLLER, Felix. Indicating human-environmental system properties: case study northern fenno-scandinavian reindeer herding. **Ecological Indicators**, [S.L.], v. 8, n. 6, p. 828-840, nov. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.06.003>.

COLLINGE, S. K.; RAY, C. Transient patterns in the assembly of vernal pool plant communities. **Ecology**, [S.L.], v. 90, n. 12, p. 3313-3323, dez. 2009. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1890/08-2155.1>.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 010, de 01 de outubro de 1993. Estabelece parâmetros básicos para análise dos estágios de sucessão da mata atlântica. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0010-011093.PDF>. 2021 Acesso em: 15 ago. 2021.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 261, de 30 de junho de 1999. Aprova, como parâmetro básico para análise dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o estado de Santa Catarina, as diretrizes constantes no anexo desta resolução. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0261-300699.PDF>. 2021 Acesso em: 15 ago. 2021.

CORBIN, J. D.; D'ANTONIO, C.M. Gone but Not Forgotten? Invasive Plants' Legacies on Community and Ecosystem Properties. **Invasive Plant Science And Management**, [S.L.], v. 5, n. 1, p. 117-124, mar. 2012. Cambridge University Press (CUP). <http://dx.doi.org/10.1614/ipsm-d-11-00005.1>.

CORREIA, E. C. **Avaliação da recuperação de áreas degradadas objeto de autuações administrativas na estação ecológica de carijós e entorno**. 2017. 161 f. Dissertação (Doutorado) - Curso de Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Perícias Criminais Ambientais, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

COSTANZA, Robert; DALY, Herman E. Natural Capital and Sustainable Development. **Conservation Biology**, [S.L.], v. 6, n. 1, p. 37-46, mar. 1992. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.610037.x>.

COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**. [S.L.], v. 387, p. 253-260, mai. 1997a.

COSTANZA, R. *et al.* **An Introduction to Ecological Economics**. Florida: CRC Press LLC, 1997b. 275 p.

COSTANZA, R. *et al.* Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, [S.L.], v. 26, p. 152-158, maio 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>.

COSTANZA, R. *et al.* Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go? **Ecosystem Services**, [S.L.], v. 28, p. 1-16, dez. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>.

CORRÊA, R. S.; SOUZA, A. N. Valoração de danos indiretos em perícias ambientais. **Revista Brasileira de Criminalística**, [S.L.], v. 2, n. 1 p.7-15, 2013.

CORREIA, M. L. A.; DIAS, E. R. Desenvolvimento sustentável, crescimento econômico e o princípio da solidariedade intergeracional na perspectiva da justiça ambiental. **Planeta Amazônia: Revista Internacional de Direito Ambiental e Políticas Públicas**, Macapá, n. 8, p. 63, 15 fev. 2017. Disponível em: <https://periodicos.unifap.br/index.php/planeta/article/view/2412>. 2021 Acesso em: 20 ago. 2021,

DAILY, G. C. **Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems** Island Press, Washington DC, 1997. 392p.

DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, [S.L.], v. 1, n. 1, p. 3-10, ago. 2001. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s1470-160x\(01\)00003-6](http://dx.doi.org/10.1016/s1470-160x(01)00003-6).

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics** [S.L.], v. 41, n. 3, p. 393- 408, 2002.

DE GROOT, R.S. *et al.* Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. **Ecological Complexity**, [S.L.], v. 7, n. 3, p. 260-272, set. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>.

DUNFORD, R. W.; GINN, T. C.; DESVOUSGES, W. H. The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. **Ecological Economics**, [S.L.], v. 48, n. 1, p. 49-70, jan. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2003.07.011>.

Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT). Sistema de custos referenciais de obras – SICRO. Caderno Técnico: Terraplenagem. v.1. out 2022.

EHRlich, P. R.; EHRlich, A. H. **Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species**. New York: Random House, 1981. 305 p.

EPA. **National Ecosystem Services Classification System (NESCOs)**: Framework Design and Policy Application. EPA-800-R-15-002. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC. 2015. 188p. Disponível em: [https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/110915\\_nescs\\_final\\_report\\_-\\_compliant\\_1.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/110915_nescs_final_report_-_compliant_1.pdf).

EUA. National Oceanic and Atmospheric Administration. Title 15 - Commerce and Foreign Trade. Electronic Code of Federal Regulations, Washington, D.C., 2024. Disponível em: <<https://www.ecfr.gov/current/title-15/subtitle-B/chapter-IX/subchapter-E/part-990/subpart-C/section-990.30>>. Acesso em: 10 jun. 2023.

FALKENBERG, D. de B. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. **Ínsula**, Florianópolis, v. 28, p. 1-30, 1999.

FISHER, B.; TURNER, R. K. Ecosystem services: classification for valuation. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 141, n. 5, p. 1167-1169, maio 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.02.019>.

FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, [S.L.], v. 68, n. 3, p. 643-653, jan. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>.

FONSECA, M. S. *et al.* Integrating biology and economics in seagrass restoration: how much is enough and why?. **Ecological Engineering**, [S.L.], v. 15, n. 3-4, p. 227-237, jul. 2000. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0925-8574\(00\)00078-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0925-8574(00)00078-1).

FREIRIA, R. C. Aspectos históricos da legislação ambiental no Brasil: da ocupação e exploração territorial ao desafio da sustentabilidade. **História e Cultura**, Franca, v. 4, n. 3, p. 157-179, dez. 2015.

FREEMAN, A. M.; HERRIGES, J. A.; KING, C. L. **The measurement of environmental and resource values**. 3. ed. New York: RFF Press, 2014. 479 p.

FURB, Mapa Interativo. Disponível em: <https://monitora.furb.br/maps/47>. Acesso em: 15 jun. 2024.

GAMARRA, Roberto Macedo *et al.* Uso do ndvi na análise da estrutura da vegetação e efetividade da proteção de unidade de conservação no cerrado. **Ra'E Ga: O espaço geográfico em análise**, Curitiba, v. 37, p. 307-332, Ago 2016.

GAO, X *et al.* Optical–Biophysical Relationships of Vegetation Spectra without Background Contamination. **Remote Sensing Of Environment**, [S.L.], v. 74, n. 3, p. 609-620, dez. 2000. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0034-4257\(00\)00150-4](http://dx.doi.org/10.1016/s0034-4257(00)00150-4).

GHERMANDI, A. *et al.* Recreational, Cultural and Aesthetic Services from Estuarine and Coastal Ecosystems. **SSRN Electronic Journal**, [S.L.], p. 1-61, 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.1532803>.

GÓMEZ-BAGGETHUN, Erik *et al.* The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. **Ecological Economics**, [S.L.], v. 69, n. 6, p. 1209-1218, abr. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBIO). **Atlas dos Manguezais do Brasil**. Brasília: Instituto Chico Mendes de

Conservação da Biodiversidade, 2018. 176 p. Disponível em: [https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/manguezais/atlas\\_dos\\_manguezais\\_do\\_brasil.pdf](https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/manguezais/atlas_dos_manguezais_do_brasil.pdf). 2021 Acesso em: 15 ago. 2021.

IPIUF. Geoportal da Prefeitura Municipal de Florianópolis. Disponível em:

<https://geoportal.pmf.sc.gov.br/map>. Acesso em: 15 jun. 2024.

HAINES-YOUNG, R. POTSCHIN, M.B. **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1**: Guidance on the Application of the Revised Structure. 2018. 53p. Disponível em: [www.cices.eu](http://www.cices.eu).

HUETE, A. *et al.* Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sensing Of Environment**, [S.L.], v. 83, n. 1-2, p. 195-213, nov. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0034-4257\(02\)00096-2](http://dx.doi.org/10.1016/s0034-4257(02)00096-2).

HOLZER, W.; CRICHYNO, J.; PIRES, A. C. SUSTENTABILIDADE DA URBANIZAÇÃO EM ÁREAS DE RESTINGA: uma proposta de avaliação pós-ocupação. **Paisagem Ambiente**: ensaios, São Paulo, v. 19, p. 49-66, 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS- IBAMA. **Guia de avaliação de impacto ambiental**: Relação Causal de Referência de Sistema de Transmissão de Energia. Brasília. 2020. p.07-36.

LACTEC. Institutos Lactec. **Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente**: diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de fundão na bacia do rio doce e região costeira adjacente. Curitiba, 2021.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. In: Reports working group II. Climate Change 2014: Impacts, Adaptation and Vulnerability. 2014. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg2/>. Acesso em: 20 ago. 2022.

JESUS, R. M. de. Recuperação de Áreas Degradadas. In: CONGRESSO NACIONAL DE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2, 1992, São Paulo. **Anais [...]**. São Paulo: Instituto Florestal, 1992. p. 407-412.

JOHANSON, P. Valuing environmental damage. **Oxford Review of Economic Policy**: economic policy towards the environment, [S.L.], Vol. 6, No. 1, p. 34-50, 1990.

JONES, H. P.; SCHMITZ, O. J. Rapid Recovery of Damaged Ecosystems. **Plos One**, [S.L.], v. 4, n. 5, p. 1-6, 27 maio 2009. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0005653>.

JUNK, W. J. *et al.* Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**. [S.L.], v. 24, n. 1, p. 5-22, 15 ago. 2013. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/aqc.2386>. 2021. Acesso em: 15 ago. 2021.

KANDZIORA, M. *et al.* Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. **Ecological Indicators**, [S.L.], v. 28, p. 54-78, maio 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.006>.

KATO, D. S; MARTINS, L. Al-C. P. A “sociologia de plantas”: Arthur George Tansley e o conceito de ecossistema (1935). **Filosofia e História da Biologia**, São Paulo, v. 11, n. 2, p. 189-202, 2016.

KING, D. M; ADLER, K. J. **Scientifically Defensible Compensation Ratios For Wetland Mitigation**. Washington, D.C.: [s.n.] 16p. 1991.

KLOTZ, A. O. **Valoração de danos a ecossistemas florestais naturais em perícias criminais ambientais no Estado da Bahia**. Dissertação de mestrado profissional. Programa de Pós-Graduação em Perícias Criminais Ambientais. Universidade Federal de Santa, Florianópolis, SC, 2016. 120 p. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/168009>. 2021 Acesso em: 12 ago. 2021.

KUBISZEWSKI, I. *et al.* The costs of increasing precision for ecosystem services valuation studies. **Ecological Indicators**, [S.L.], v. 135, p. 108551, fev. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108551>.

LANDERS, D. H.; NAHLIK A. M. **Final Ecosystem Goods and Services Classification System (FECS-CS)**. EPA/600/R-13/ORD-004914. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, D.C. 2013. 108p. Disponível em: [https://www.pame.is/images/03\\_Projects/EA/Project\\_Team\\_Site/landers\\_nahlik2013\\_EPA\\_report\\_FECS-CS\\_FINAL\\_V.2.8a.pdf](https://www.pame.is/images/03_Projects/EA/Project_Team_Site/landers_nahlik2013_EPA_report_FECS-CS_FINAL_V.2.8a.pdf)

LIMBURG, K.E., FOLKE, C. The ecology of ecosystem services: introduction to the special issue. **Ecological Economics**. Elsevier. [S.L.]. Vol. 29, n. 2, p. 179-182. Mai. 1999.

LIPTON, J. *et al.* **Equivalency Methods for Environmental Liability: Assessing Damage and Compensation Under the European Environmental Liability Directive**. Dordrecht: Springer, 2018. 281 p. (978-90-481-9811-5).

LONGO, M. H. C.; RODRIGUES, R. R. Ecosystem Services Analysis in Environmental Impact Assessments: proposal and application in a mining project. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, [S.L.], v. 43, n. 0, p. 103-125, 24 dez. 2017. Universidade Federal do Parana. <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v43i0.54106>.

LUNDBERG, Cecilia. Conceptualizing the Baltic Sea Ecosystem: an interdisciplinary tool for environmental decision making. **Ambio: A Journal of the Human Environment**, [S.L.], v. 34, n. 6, p. 433-439, ago. 2005. Royal Swedish Academy of Sciences. <http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447-34.6.433>.

MAGLIANO, M. M. **VALORAÇÃO ECONÔMICA DE DANOS AMBIENTAIS**. 183 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências Florestais, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, 2019.

MAGLIANO, M. M. Valoração econômica em perícias de crimes ambientais: por que, para quem e os desafios de realizá-la. **Revista Brasileira de Ciências Policiais**, [S.L.], v. 13, n. 7, p. 351, 19 jan. 2022. Academia Nacional de Polícia. <http://dx.doi.org/10.31412/rbcp.v13i7.814>.

MAIA, A. G. **Valoração de Recursos Ambientais**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Econômico. Universidade Estadual de Campinas. Campinas. 2002. 183 p. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls00024357> 3. 2021 Acesso em: 15 ago. 2021.

MATTEUCCI, S.D; COLMA, A. Metodologia para el estudio de la vegetation. Washington, Secretaria General de la Organizacion de los Estados Americanos, Programa Regional de Desarrollo Cientifico y Tecnologico. 1982. 159p. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/44553298\\_Metodologia\\_para\\_el\\_estudio\\_de\\_la\\_vegetacion\\_por\\_Silvia\\_D\\_Matteucci\\_y\\_Aida\\_Colma/link/553a55fd0cf245bdd763f4ab/download?\\_tp=eyJjb250ZXh0Ijp7ImZpcnN0UGFnZSI6InB1YmxpY2F0aW9uIiwicGFnZSI6InB1YmxpY2F0aW9uIn19](https://www.researchgate.net/publication/44553298_Metodologia_para_el_estudio_de_la_vegetacion_por_Silvia_D_Matteucci_y_Aida_Colma/link/553a55fd0cf245bdd763f4ab/download?_tp=eyJjb250ZXh0Ijp7ImZpcnN0UGFnZSI6InB1YmxpY2F0aW9uIiwicGFnZSI6InB1YmxpY2F0aW9uIn19). Acesso em: 28 mai 2022.

MILARÉ, É. **Direito do ambiente: a gestão ambiental em foco**. 7a. ed. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2011.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MA), 2005. Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis. Island Press, Washington, DC. Disponível em: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>. 2021. Acesso em: 15 ago. 2021.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Macrodiagnóstico da Zona Costeira e Marinha do Brasil**, Brasília, DF. 242p. 2008.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Panorama da Erosão Costeira no Brasil**. Secretaria de Recursos Hídricos e Qualidade Ambiental. Dieter Mueher (Org.). Brasília, DF. 759p. 2018.

MONTEIRO, Patrícia Cardoso. **VESEAPP - Valoração econômica dos serviços ecossistêmicos em Área de Preservação Permanente de curso d'água**: subsídio para avaliação de danos, impactos e compensações ambientais. 2021. 105 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Periciais Criminais Ambientais, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis/Sc, 2021.

MOTTA, R.S. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**. Brasília: IPEA/MMA/PNUD/CNPq, 1997, 254p.

National Oceanic And Atmospheric Administration (NOAA). U.S. Department Of Commerce. **Habitat Equivalency Analysis**. Disponível em: <https://darrp.noaa.gov/economics/habitat-equivalency-analysis>. Acesso em: 20 out. 2022.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **An Ecosystem Services Approach to Assessing the Impacts of the Deepwater Horizon Oil Spill in the Gulf of Mexico**. Washington, DC: The National Academic Press, 2013. 350 p.

NELSON, E. *et al.* Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. **Frontiers In Ecology And The Environment**, [S.L.], v. 7, n. 1, p. 4-11, fev. 2009. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1890/080023>.

NOGUEIRA, J. M.; MEDEIROS, M. A. A. de; ARRUDA, F. S. T. de. Valoração Econômica do Meio Ambiente: Ciência ou Empiricismo? **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v.17, n.2, p.81-115, maio/ago. 2000. Disponível em: <https://seer.sct.embrapa.br/index.php/cct/article/view/8870>. 2021. Acesso em: 15 ago. 2021.

OECD (2024). Purchasing power parities (PPP) (indicator). doi: 10.1787/1290ee5a-em. Acesso em: 14 Jan 2024.

ODUM, E. P. **Fundamentos da Ecologia**. 6. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2001. 927 p. Tradução de António Manuel de Azevedo Gomes.

OLIVEIRA, T. H. *et al.* **Avaliação da Cobertura vegetal e do Albedo da Bacia Hidrográfica do Rio Moxotó com Imagens do Satélite Landsat 5**. In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Anais, Natal: INPE, abril, p. 2865-2872, 2009.

OLIVEIRA, M. A. M. **Potencial de regeneração de um fragmento de Floresta Baixa de Restinga, em Ilha Comprida, SP, degradado para cultivo agrícola**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente. Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo, 2014. 84 p. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/pgibt/dissertacoestes/2014-marcelo-augusto-meratti-de-oliveira/>. Acesso em: 20 jan. 2023.

PADILHA, N. S. **Fundamentos constitucionais do direito ambiental brasileiro**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010.

PARKER, V. T. The Scale of Successional Models and Restoration Objectives. **Restoration Ecology**, [S.L.], v. 5, n. 4, p. 301-306, dez. 1997. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1526-100x.1997.00031.x>.

PAVANELLI, D. D.; VOULVOULIS, N. Habitat Equivalency Analysis, a framework for forensic cost evaluation of environmental damage. **Ecosystem Services**, [S.L.], v. 38, p. 100953, ago. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100953>. 2019.

PAVANELLI, D. D. *et al.* Transient Alterations in Streamwater Quality Induced by Pollution Incidents: interim losses calculations and compensation alternatives based on habitat equivalency analysis. **Environmental Management**, [S.L.], v. 69, n. 3, p. 576-587, 14 jan. 2022. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-021-01571-x>.

PBMC, 2016: **Impacto, vulnerabilidade e adaptação das cidades costeiras brasileiras às mudanças climáticas**: Relatório Especial do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas MARENGO, J.A., SCARANO, F.R. (Eds.). PBMC, COPPE - UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil. 184 p. Disponível em: [https://ppgoceano.paginas.ufsc.br/files/2017/06/Relatorio\\_DOIS\\_v1\\_04.06.17.pdf](https://ppgoceano.paginas.ufsc.br/files/2017/06/Relatorio_DOIS_v1_04.06.17.pdf). 2021. Acesso em: 15 ago. 2021.

PENN, Tony; TOMASI, Theodore. Calculating Resource Restoration for an Oil Discharge in Lake Barre, Louisiana, USA. **Environmental Management**, [S.L.], v. 29, n. 5, p. 691-702, 1 maio 2002. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-001-0059-2>.

PERRINGS, C.; FOLKE, C.; MALER, K. G. The ecology and economics of biodiversity loss: the research agenda. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 63, n. 2, p. 189, 1993. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(93\)90513-z](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(93)90513-z).

PILLET, G. **Economia ecológica**: introdução à economia do ambiente e de recursos naturais. Lisboa: Instituto Piaget, 1993. 300 p.

PIVELLO, V. R. *et al.* Chuva de sementes em fragmentos de Floresta Atlântica (São Paulo, SP, Brasil), sob diferentes situações de conectividade, estrutura florestal e proximidade da borda. **Acta Botanica Brasilica**, [S.L.], v. 20, n. 4, p. 845-859, dez. 2006. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0102-33062006000400010>.

PMMA. Plano Municipal da Mata Atlântica- Florianópolis: Prefeitura Municipal de Florianópolis, 2020. 160 p. Disponível em: <https://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/PDF/PMMA%202020.pdf>. Acesso em: 05 ago 2023.

PRANDINI, F. L.; IWASA, O. Y.; OLIVEIRA, A. M. S. A cobertura vegetal nos processos e evolução do relevo: o papel da floresta. In: Congresso Nacional sobre Essências Nativas, 1, 1982, Campos de Jordão. Anais... Campos de Jordão: Silvicultura em São Paulo, 1982. p.1568-1582.

RACIA, I. M. **Desenvolvimento de um modelo de dimensionamento de equipamento de escavação e de transporte em mineração**. 2016. 107 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais – Ppge3M, Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.

RICKLEFS, R. E. A economia da natureza. 5ª ed. Rio de Janeiro: **Guanabara Koogan**, 2003.

ROCHA, R. M. da. A restinga como exemplo de ecossistema e a sua urbanização subsídios para possíveis intervenções. **Paisagem Ambiente Ensaios**, São Paulo, v. 6, p. 57-73, dez. 1994.

ROCHA, C.F.D. *et al.* The remnants of restinga habitats in the Brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro state, Brazil: habitat loss and risk of disappearance. **Brazilian Journal Of Biology**, [S.L.], v. 67, n. 2, p. 263-273, maio 2007. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1519-69842007000200011>.

ROUSE, J. W. *et al.* Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS". In: Proceeding of ERTS Symposium. Anais. NASA, United States, n. 3. p. 309-317, 1973.

SÁ, C. F. C. de. Regeneração de um trecho de floresta de restinga na Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, Saquarema, Estado do Rio de Janeiro: ii - estrato arbustivo. **Rodriguésia**, [S.L.], v. 53, n. 82, p. 5-23, jan. 2002. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/2175-78602002538201>.

SANTOS, J. C. dos. A Perícia Ambiental Criminal. In: TOCCHETTO, D. (Org.). **Perícia Ambiental Criminal**. 1 ed. Campinas, SP: Millennium, 2010.

SCEMAMA, P., LEVREL, H. Using Habitat Equivalency Analysis to Assess the Cost Effectiveness of Restoration Outcomes in Four Institutional Contexts. **Environmental Management** v.57, 109–122 (2016). <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0598-6>

SCHAPER, D. do V. **Proposição e aplicação de um índice de relevância, temporalidade e abrangência para valoração de danos ambientais**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015. 98 p. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/169529>. 2021. Acesso em: 15 ago. 2021.

SCHIRPKE, Uta *et al.* Emerging technologies for assessing ecosystem services: a synthesis of opportunities and challenges. **Ecosystem Services**, [S.L.], v. 63, p. 101558, out. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2023.101558>.

SCHMUCKI, R. *et al.* Landscape context and management regime structure plant diversity in grassland communities. **Journal Of Ecology**, [S.L.], v. 100, n. 5, p. 1164-1173, 17 maio 2012. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.01988.x>.

SCOTT, D. A.; JONES, T. A. Classification and inventory of wetlands: a global overview. **Vegetatio**, [S.L.], Vol. 118, p. 3-16, 1995.

SHABMAN, L. A.; BATIE, S. S. Economic value of natural Coastal wetlands: a critique. **Coastal Zone Management Journal**, [S.L.], v. 4, n. 3, p. 231-247, jan. 1978. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/08920757809361777>.

SEPPELT, R. *et al.* A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. **Journal Of Applied Ecology**, [S.L.], v. 48, n. 3, p. 630-636, 26 jan. 2011. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x>.

SUGUIO, K. **Dicionário de geologia sedimentar e áreas afins**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 1998.

SILVA, T. B. B. da; CORRÊA, R. S. Comparação entre métodos de valoração de danos ambientais para fins periciais. **Revista Brasileira de Criminalística**, [S.L.], v. 4, n. 3, p. 7-14, 26 nov. 2015. Disponível em: <http://rbc.org.br/ojs/index.php/rbc/article/view/101>. 2021. Acesso em: 15 ago. 2021

SINAPI: Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil. Cadernos Técnicos, custos de composições. Caixa Econômica Federal. Brasília, CAIXA, 2024.

SINISGALLI, P. A. de A. **Valoração dos danos ambientais de hidrelétricas: estudos de caso**. 226 f. Tese (Doutorado) - Curso de Economia, Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

SOUZA, C. R. de G. *et al.* **"Restinga"**: conceitos e empregos do termo no brasil e implicações na legislação ambiental. São Paulo: Instituto Geológico, 2008. 105 p.

STRANGE, E. *et al.* Determining Ecological Equivalence in Service-to-Service Scaling of Salt Marsh Restoration. **Environmental Management**, [S.L.], v. 29, n. 2, p. 290-300, 1 fev. 2002. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-001-0019-x>.

TEEB. **The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB**. 2010. 39p. ISBN 978-3-9813410-3-4. Disponível em: <https://www.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Synthesis%20report/TEEB%20Synthesis%20Report%202010.pdf>.

TOMAZZOLI, E.R. & PELLERIN, J.R.G.M. 2014. Mapa geológico da ilha de Santa Catarina. Universidade Federal de Santa Catarina. Departamento de Geociências, 1ª edição. Disponível em: <https://lmo.ufsc.br/mapa-geologico-da-ilha-de-santa-catarina/>. Acesso em: 10 jun. 2023.

TONIETTO, A; SILVA, J. M. C. Valoração de danos nos casos de mineração de ferro no Brasil. **Revista Brasileira de Criminalística**, [S.L.], v. 1, p. 29-36, 2011. Disponível em: <http://rbc.org.br/ojs/index.php/rbc/article/view/15>. 2021. Acesso em: 12 ago. 2021.

TRAUZYNSKI, R. A. **PERÍCIAS CRIMINAIS EM DELITOS CONTRA A FLORA NO ESTADO DE SANTA CATARINA**: diagnóstico, metodologia e perspectivas. 2013. 88 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Perícias Criminais Ambientais, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013. Disponível em: <https://tede.ufsc.br/teses/PPCA0001-D.pdf>. Acesso em: 18 maio 2022.

UNSWORTH, R. E; BISHOP, R. C. Assessing natural resource damages using environmental annuities. *Ecological Economics*. [S.L.], v. 11, p. 35-41, 1994. Elsevier. [https://doi.org/10.1016/0921-8009\(94\)90048-5](https://doi.org/10.1016/0921-8009(94)90048-5).

UFBA - Universidade Federal da Bahia. 2013. Disponível em: <http://www.zonacosteira.bio.ufba.br/vrestinga.html>. Acesso em: 23 jul. 2023.

VIEIRA, J. P. P. **Valoração de danos ambientais em ecossistemas florestais: adaptação do método do custo de reposição com vistas à sua aplicação na perícia criminal ambiental**. Dissertação de Mestrado Profissional. Programa de Pós-Graduação em Perícias Ambientais Criminais. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013. 115 p. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/122633>. 2021. Acesso em: 15 ago. 2021.

VIEHMAN, Shay; THUR, Steven M.; PINIAK, Gregory A.. Coral reef metrics and habitat equivalency analysis. **Ocean & Coastal Management**, [S.L.], v. 52, n. 3-4, p. 181-188, mar. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2008.12.004>.

WALLACE, K. J. Classification of ecosystem services: problems and solutions. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 139, n. 3-4, p. 235-246, out. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.015>.

WANG, X. *et al.* Estimating the ecosystem service losses from proposed land reclamation projects: a case study in Xiamen. **Ecological Economics**, [S.L.], v. 69, n. 12, p. 2549-2556, out. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.07.031>.

WESTMAN, W. E. How Much Are Nature's Services Worth? measuring the social benefits of ecosystem functioning is both controversial and illuminating. **Science**, [S.L.], v. 197, p. 960-964, 02 set. 1997. DOI: 10.1126/science.197.4307.960.

WIENS, J. A. **Recovery of seabirds following the Exxon Valdez oil spill**: An overview. ASTM Special Technical Publication 1219. Philadelphia: American Society for Testing and Materials. p.854-893. 1995.

YENGOH, G. T. *et al.* Use of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to Assess Land Degradation at Multiple Scales. **Springerbriefs In Environmental Science**, [S.L.], p. 1-110. 2016. Springer International Publishing. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-24112-8>.