

FELIPE PINTO GUIMARÃES

**VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS DANOS À VEGETAÇÃO NATIVA
DO DOMÍNIO FITOGEOGRÁFICO DA CAATINGA NA REGIÃO
SEMIÁRIDA DO ESTADO DE PERNAMBUCO**

**RECIFE
Pernambuco - Brasil
2024**

FELIPE PINTO GUIMARÃES

VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS DANOS À VEGETAÇÃO NATIVA DO
DOMÍNIO FITOGEOGRÁFICO DA CAATINGA NA REGIÃO SEMIÁRIDA
DO ESTADO DE PERNAMBUCO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para obtenção do Título de Doutor em Ciências Florestais, Área de concentração: Manejo Florestal e Utilização de Produtos Florestais.

Orientador: Prof. Phd. José Antonio Aleixo da Silva
Coorientador: Prof. Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira

RECIFE
Pernambuco - Brasil
2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- G963v Guimarães, Felipe Pinto
 Valoração econômica dos danos à vegetação nativa do domínio fitogeográfico da Caatinga na região semiárida do estado de Pernambuco / Felipe Pinto Guimarães. - 2024.
 147 f. : il.
- Orientador: Jose Antonio Aleixo da Silva.
 Coorientador: Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira.
 Inclui referências e anexo(s).
- Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Recife, 2024.
1. recurso florestal. 2. dano ambiental. 3. reparação ambiental. 4. valoração econômica. I. Silva, Jose Antonio Aleixo da, orient. II. Ferreira, Rinaldo Luiz Caraciolo, coorient. III. Título

CDD 634.9

FELIPE PINTO GUIMARÃES

**VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS DANOS À VEGETAÇÃO NATIVA
DO DOMÍNIO FITOGEOGRÁFICO DA CAATINGA NA REGIÃO
SEMIÁRIDA DO ESTADO DE PERNAMBUCO**

APROVADA em ___/___/___

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Emanuel Araújo Silva
(Universidade Federal Rural de Pernambuco – DCFL/UFRPE)

Prof. Dr. Fernando Henrique de Lima Gadelha
(Instituto Federal de Pernambuco – IFPE)

Prof.(a) Dr.(a) Marcia Maria Guedes Alcoforado de Moraes – UFPE
(Universidade Federal de Pernambuco – PIMES/UFPE)

Dr. Marcos Antonio Camargo Ferreira
(Secretaria de Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso – SEMA/MT)

Orientador:

Prof. Dr. José Antônio Aleixo da Silva
(Universidade Federal Rural de Pernambuco – DCFL/UFRPE)

RECIFE
Pernambuco - Brasil
2024

À minha filha Esther

Minha esposa Talita

Meus pais Guilherme e Marta

Meus irmãos Gabriel e Ana Luísa

Sem vocês eu não seria nada!

AGRADECIMENTOS

A Deus pela sustentação espiritual e pela luz no fim do túnel, quando tudo parecia perdido.

Agradeço a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, especialmente:

Ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama) pela oportunidade conferida para desenvolver este trabalho.

A todos os que fazem o Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, professores, colaboradores e colegas de turma, pela convivência e amizade construída durante o caminho percorrido.

Ao Prof. Phd. José Antônio Aleixo da Silva, orientador, e Prof. Dr. Rinaldo Caraciolo Ferreira, coorientador, pelas contribuições para a execução bem-sucedida deste trabalho, sobretudo com seus ensinamentos e sugestões pertinentes ao desenvolvimento do trabalho.

Aos membros das bancas de projeto de pesquisa, de qualificação, de resultados parciais e de defesa Prof. Dr. Luís Carlos Marangon, Dr. Marcos Antônio Camargo Ferreira, Prof^a. Dr^a. Ana Paula Donicht Fernandes, Prof. Dr. Fernando Henrique de Lima Gadelha, Prof. Dr. Marcone Moreira Santos, Prof. Dr. Emanuel Araújo Silva, Prof^a. Dr^a Marcia Maria Guedes Alcoforado de Moraes, Dr^a Cristina Farias da Fonseca e Prof^a. Dr^a. Rogeria Mendes do Nascimento, pelas contribuições ao trabalho de Tese.

Aos colegas do Ibama, em especial aos colegas de trabalho lotados no do Núcleo de Biodiversidade e Floresta da Superintendência do Ibama em Pernambuco, pela experiência, apoio profissional, amizade e acima de tudo aprendizado, elementos fundamentais que inspiraram a realização deste trabalho.

Ao meu Amor Talita Cibely da Costa Guimarães, a quem me falta palavras para expressar minha gratidão, mas cuja presença na minha vida, tornou tudo isto possível.

A todos os amigos, que de alguma forma participaram e contribuíram para esta importante conquista.

GUIMARAES, FELIPE PINTO, Valoração econômica dos danos à vegetação nativa do domínio fitogeográfico da Caatinga na região semiárida do estado de Pernambuco. 2024. Orientador: Prof. Phd. José Antonio Aleixo da Silva. Coorientador: Prof. Dr. Rinaldo Caraciolo Ferreira

RESUMO

A exploração ilegal das florestas e demais formas de vegetação nativa e a consequente degradação ambiental pelos usos antrópicos tem ocasionado lesão e alterado adversamente a disponibilidade de bens e serviços fornecidos pelo componente florestal da Caatinga. A preocupação com a questão da sustentabilidade, a necessidade por melhorias ambientais e a demanda das pessoas e da economia pelos bens e serviços gerados pela vegetação da Caatinga culmina no cumprimento da obrigação de reparar os danos causados por condutas e atividades consideradas lesivas ao meio ambiente. O Estado, por meio dos órgãos competentes do Sisnama, busca em procedimento administrativo sancionador, apurar condutas e atividades tipificadas como infração administrativa ambiental e aplicar sanções/ medidas administrativas, que tem por objetivo prevenir a ocorrência de novas infrações, resguardar a recuperação ambiental e garantir o resultado prático do processo administrativo. O objetivo do presente trabalho consiste em verificar e avaliar se danos ambientais decorrentes do corte ou supressão irregular da vegetação nativa no sertão do estado de Pernambuco estão sendo reparados, a partir do processo administrativo sancionador em nível federal e, a partir de então, identificar, se possível, as bases sobre as quais a reparação de danos está acontecendo, bem como identificar e indicar possíveis soluções para ampliar a capacidade de reparação. Para avaliação da reparação de danos ambientais, coletou-se dados do procedimento administrativo sancionador para ajuste de modelo de regressão logística e análise descritiva. Verificou-se, por meio de inferência estatística, que há a reparação dos danos ambientais decorrentes do corte ou supressão irregular da vegetação nativa, a partir do procedimento administrativo sancionador, cabendo às variáveis alusivas ao cumprimento da sanção de embargo ao longo do tempo e à ação judicial as bases sobre as quais a reparação ambiental está se dando, devido ao aumento nas chances de reparação do dano em 2,7 e 6,6 vezes, respectivamente. A verificação dos danos que podem ou não ser recuperados e a quantificação, por alguma medida que seja equivalente do ponto de vista ecológico e/ou econômico, dos danos para fins de ressarcimento dos prejuízos causados foram apontadas como as principais possibilidades para se ampliar capacidade de reparação. A partir de dados e informações sobre a recuperação ambiental, oriundos do procedimento administrativo sancionador, do sensoriamento remoto, de campo e de estimativas de custos de PRAD, empregou-se o método do custo de reposição, custo de viagem e análise de equivalência de habitat para realizar a valoração econômica do dano ambiental visando o custeio da recuperação, a perda de serviços ecossistêmicos e o resguardo da recuperação pelo Estado. Como resultado, obteve-se valores estimados de R\$ 34.546,19/ha para a área de estudo de caso do São Francisco e de R\$ 1.929,2/ha para a área de estudo de caso do Araripe, indicando importância dessas ferramentas para apoiar decisões de gestão ambiental ligadas a reparação de danos ambientais.

Palavras-chave: recurso florestal, dano ambiental, reparação ambiental, valoração econômica.

GUIMARAES, FELIPE PINTO, Economic valuation of damage to the native vegetation of the Caatinga phytogeographic domain in the semiarid region of the Pernambuco state. 2024. Advisor: Prof. Phd. José Antonio Aleixo da Silva. Co-advisor: Prof. Dr. Rinaldo Caraciolo Ferreira

ABSTRACT

The illegal exploitation of forests and other forms of native vegetation and the consequent environmental degradation by anthropic uses has caused injury and adversely altered the availability of goods and services provided by the forest component of Caatinga. The concern about the sustainability issue, the need for environmental improvements and the demand of people and the economy for the goods and services generated by the Caatinga vegetation culminated in the obligation to repair the damage caused by conduct and activities considered harmful to the environment. The State, through the competent agency of Sisnama, seeks in a sanctioning administrative procedure, investigates conduct and activities typified as an environmental administrative infraction and apply administrative sanctions/ actions, which aims to prevent new infractions, safeguard environmental recovery and ensure the practical result of the administrative process. The purpose of the present study is to verify and evaluate whether environmental damage arising from the cutting or irregular suppression of native vegetation in the semiarid Pernambuco State are being repaired, from the sanctioning administrative process at the federal level and, from then on, identifying, if possible, the basis on which damage repair is happening, as well as identifying and indicating possible solutions to expand the capacity of environmental repair. To evaluate the repair of environmental damage, data was collected from the sanctioning administrative procedure to adjust the logistic regression model and descriptive analysis. It was verified, through statistical inference, that there is repair of environmental damage resulting from the irregular cutting or suppression of native vegetation, based on the sanctioning administrative procedure, with the variables referring to compliance with the embargo sanction over time and the lawsuit being the basis on which environmental repair is taking place, due to the increase in the chances of repairing the damage by 2.7 and 6.6 times, respectively. The verification of damages that may or may not be recovered and the quantification, by some measure that is equivalent from an ecological and/or economic point of view, of the damages for the purpose of compensation for losses caused were highlighted as the main possibilities for expanding the repair capacity. Based on data and information about environmental recovery, originating from the administrative sanctioning procedure, remote sensing, field sensing and PRAD cost estimates, the replacement cost method, travel cost and habitat equivalence analysis were used to carry out the economic valuation of environmental damage aiming at the financing recovery actions, the loss of ecosystem services and the protection of recovery by the State. As a result, estimated values of R\$ 34,546.19/ha were obtained for the São Francisco case study area and R\$ 1,929.2/ha for the Araripe case study area, indicating the importance of these tools to support environmental management decisions linked to the repairing environmental damage.

Key words: forestry resource, environmental damage, environmental repair, economic valuation.

LISTA DE FIGURAS

REFERENCIAL TEÓRICO

Figura 1 –	Estrutura hierárquica da classificação CICES	26
Figura 2 –	Serviços Ecosistêmicos de provisão prestados pelo componente florestal da Caatinga nas mesorregiões do São Francisco e do Sertão Pernambucano	29
Figura 3 –	Variação do quantitativo de área em regeneração em função da supressão de vegetação de Caatinga na região semiárida, compreendida pelas mesorregiões do São Francisco e do Sertão Pernambucano	39
Figura 4 –	Valor econômico total e métodos de valoração econômica	50
Figura 5 –	Ilustração abordando o funcionamento da técnica de equivalência de habitat	57
Figura 6 –	Base conceitual da HEA	59

CAPÍTULO 1

Figura 1 –	Localização da área de estudo	65
Figura 2 –	Dados climáticos registrados de temperatura e precipitação para a área de estudo, entre os anos de 2011 e 2021	66
Figura 3 –	Dados de elevação, em metros e por intervalo de altitude para a área de estudo	66
Figura 4 –	Quantitativo de processos administrativos levantados por ano para a área de estudo	75
Figura 5 –	Distribuição dos processos administrativos levantados, para a área de estudo	75
Figura 6 –	Curva ROC considerando o modelo final ajustado	79
Figura 7 –	Curva logística representando somente o intercepto, a sanção de embargo da área e a sanção de embargo cumulado com a ação judicial, referente às medidas administrativas do procedimento administrativo sancionador significativas	79
Figura 8 –	Quantitativo e distribuição das notificações emitidas, para a área de estudo	80
Figura 9 –	Quantitativo e distribuição do cumprimento da sanção do embargo imposto	81
Figura 10 –	Quantitativo e distribuição da exigibilidade de PRAD, na área de estudo	82
Figura 11 –	Quantitativo e distribuição da celebração de Termo de Compromisso, na área de estudo	83
Figura 12 –	Quantitativo e distribuição de ação judicial nos processos administrativos levantados para a área de estudo	84

CAPÍTULO 2

Figura 1 –	Fluxograma da metodologia aplicada valoração	90
-------------------	--	----

Figura 2 –	Localização e situação das áreas de estudo de caso	91
Figura 3 –	Registro fotográfico da área do Estudo de Caso 1 ilustrando (i) o Rio São Francisco e (ii) uso alternativo do solo (agricultura irrigada) em APP	91
Figura 4 –	Registro fotográfico da área do Estudo de Caso 2 ilustrando (i) o corte seletivo de árvores em RL e (ii) os produtos florestais obtidos	92
Figura 5 –	Número de diárias para realização de serviço externo considerando o deslocamento: a) a partir do (extinto) Escritório Regional (ESREG) de Salgueiro, e b) a partir da Superintendência do IBAMA em Pernambuco (SUPES-PE)	94
Figura 6 –	Distância-custo, em métrica euclidiana tendo como sede de unidade do IBAMA: a) ESREG de Salgueiro, e b) SUPES-PE ..	95
Figura 7 –	Consumo médio de combustível, por quilômetro rodado, considerado para as viaturas e valor médio utilizado no custo médio com combustível	96
Figura 8 –	Valor real e nominal para o preço médio mensal do óleo diesel, no período de 2011 a 2021	96
Figura 9 –	Geração de composição de imagens multitemporal no Google Earth Engine	98
Figura 10 –	Exemplo ilustrativo da obtenção da tríade de cenas de imagens de satélite para a área de estudo	100
Figura 11 –	Síntese das etapas do procedimento de implementação da HEA	106
Figura 12 –	Distribuição do número de vistorias por categoria de tamanho de área e por tempo em anos de duração do processo	114
Figura 13 –	Quantidade de vistorias realizadas, para a área de estudo, no período entre os anos de 2011 e 2021	115
Figura 14 –	Gasto anual dispendido com a realização de vistorias de acompanhamento da recuperação de áreas em processos administrativo sancionador no semiárido do Estado de Pernambuco	116
Figura 15 –	Gráfico de dispersão entre: a) B3 do L5 (Dia D-1) com a do L7 (Dia D); b) B3 do L5 (Dia D+1) com a do L7 (Dia D); c) B4 do L5 (Dia D-1) com a do L7 (Dia D); d) B4 do L5 (Dia D+1) com a do L7 (Dia D); e) NDVI do L5 (Dia D-1) com o do L7 (Dia D); e f) NDVI do L5 (Dia D+1) com o do L7 (Dia D)	118
Figura 16 –	Gráfico de dispersão entre: a) B4 do L8 (Dia D-1) com B3 do L7 (Dia D); b) B4 do L8 (Dia D+1) com B3 do L7 (Dia D); c) B5 do L8 (Dia D-1) com B4 do L7 (Dia D); d) B5 do L8 (Dia D+1) com B4 do L7 (Dia D); e) NDVI do L8 (Dia D-1) com o do L7 (Dia D); e f) NDVI do L8 (Dia D+1) com o do L7 (Dia D)	120
Figura 17 –	Composições NDVI geradas para a área objeto de auto de infração do Estudo de Caso 1	124
Figura 18 –	Curvas ajustadas que representam a linha de base e o nível de serviços ecossistêmicos fornecidos pela área do estudo de caso 1	125
Figura 19 –	Composições NDVI geradas para a área objeto de auto de infração do Estudo de Caso 2	129

Figura 20 –	Evolução das perdas e ganhos para a área de estudo 2	130
Figura 21–	Distribuição do número de viagens realizadas na área de estudo, entre 2011 e 2021.....	133

LISTA DE QUADROS

REFERENCIAL TEÓRICO

Quadro 1 –	Classificação dos serviços ecossistêmicos segundo a MEA	25
Quadro 2 –	Classificação do TEEB para os serviços ecossistêmicos	26
Quadro 3 –	Classificação CICES para os serviços de provisão	27
Quadro 4 –	Características dos satélites Landsat 5, Landsat 7 e Landsat 8	32
Quadro 4 –	Tipos de valor econômico estimados para os serviços ecossistêmicos	47

CAPÍTULO 1

Quadro 1 –	Exemplo de matriz de confusão para um classificador binário	73
Quadro 2 –	Quadro demonstrativo de indicadores derivados da matriz de confusão	73
Quadro 3 –	Matriz de confusão para o modelo final	78
Quadro 4 –	Demonstrativo dos indicadores derivados da matriz de confusão	78

CAPÍTULO 2

Quadro 1 –	Componentes do modelo de valoração econômica do meio ambiente proposto na Tese	89
Quadro 2 –	Registro temporal de observações da superfície terrestre pelos satélites LANDSAT, considerando o período do trabalho	98
Quadro 3 –	Bases e parâmetros da implementação HEA para a área do estudo de caso 1	125
Quadro 4 –	Bases e parâmetros da implementação HEA para a área do estudo de caso 2	129
Quadro 5 –	Estimativa do valor econômico do dano ambiental para a área do estudo de caso 1	132
Quadro 6 –	Estimativa do valor econômico do dano ambiental para a área do estudo de caso 2	133

LISTA DE TABELAS

REFERENCIAL TEÓRICO

Tabela 1 –	Resultado de estudos científicos sobre métodos de valoração econômica do dano ambiental	51
-------------------	---	----

CAPÍTULO 1

Tabela 1 –	Classes de tipologias de danos a serem utilizadas no levantamento realizado	68
Tabela 2 –	Descrição das variáveis associada a recuperação dos danos ambientais	69
Tabela 3 –	Análise da diferença de deviance entre o modelo nulo e o modelo com os parâmetros que representam as medidas administrativas do procedimento administrativo sancionador ...	76
Tabela 4 –	Análise da diferença de deviance para as variáveis que representam as medidas administrativas do procedimento administrativo sancionador que compõem o modelo completo.	77
Tabela 5 –	Estimativa dos coeficientes referente ao modelo final	78

CAPÍTULO 2

Tabela 1 –	Estimativas de custo para recomposição da vegetação nativa consideradas na recuperação de áreas degradadas dos estudos de caso	112
Tabela 2 –	Estimativas para os parâmetros do modelo	113
Tabela 3 –	Estimativas do Custo de Viagem visando obter o valor do resguardo da recuperação ambiental para as áreas de estudo de caso propostas	117
Tabela 4 –	Valores médios e diferença absoluta da reflectância de superfície para as bandas do vermelho, do infravermelho próximo de do NDVI entre os satélites L5 e L7	119
Tabela 5 –	Resultado da regressão linear simples entre o NDVI do satélite L5 para equivaler ao NDVI do satélite L7	120
Tabela 6 –	Valores médios e diferença absoluta da reflectância de superfície para as bandas do vermelho, do infravermelho próximo de do NDVI entre os satélites L8 e L7	121
Tabela 7 –	Resultado da regressão linear simples entre o NDVI do satélite L8 para equivaler ao NDVI do satélite L7	122
Tabela 8 –	Débitos computados oriundo do dano ambiental causado pela exploração florestal irregular, para a área do estudo de caso 1.	125
Tabela 9 –	Créditos resultante da recuperação da cobertura florestal, para fins de compensação/ reposição, para a área do estudo de caso 2	126
Tabela 10 –	Débitos computados oriundo do dano ambiental causado pela exploração florestal irregular, para a área do estudo de caso 2.	131
Tabela 11 –	Créditos resultante da recuperação da cobertura florestal, para fins de compensação/ reposição, para a área do estudo de caso 2	131

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	17
1.1	ANTECEDENTES, JUSTIFICATIVA E NATUREZA DO PROBLEMA ...	18
1.2	HIPÓTESE	21
1.3	OBJETIVOS	21
2	REFERENCIAL TEÓRICO	23
2.1	RECURSOS NATURAIS E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DO COMPONENTE FLORESTAL DA VEGETAÇÃO DA CAATINGA	23
2.2	SENSORIAMENTO REMOTO NA MENSURAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS	29
2.3	DANOS AMBIENTAIS AO COMPONENTE FLORESTAL DA VEGETAÇÃO DA CAATINGA	33
2.4	REPARAÇÃO DE DANOS AMBIENTAIS AO COMPONENTE FLORESTAL DA VEGETAÇÃO DA CAATINGA	36
2.5	ASPECTOS DO PROCEDIMENTO ADMINISTRATIVO SANCIONADOR DO IBAMA NA REPARAÇÃO POR DANOS AMBIENTAIS	39
2.6	VALORAÇÃO ECONÔMICA DO MEIO AMBIENTE	42
2.7	MÉTODOS DE VALORAÇÃO PARA EXPRESSÃO DO VALOR ECONÔMICO DE DANOS À VEGETAÇÃO DA CAATINGA	50
2.8	MÉTODOS DE VALORAÇÃO ECONÔMICA QUE SE PRETENDE UTILIZAR NO PRESENTE TRABALHO	53
2.8.1	Método do Custo de Reposição	54
2.8.2	Método do Custo de Viagem	55
2.8.3	Análise de Equivalência de Habitat	57
	CAPÍTULO 1	63
1	INTRODUÇÃO	64
2	MATERIAIS E MÉTODOS	65
2.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	65
2.2	FONTE E COLETA DOS DADOS SOBRE A CONDUÇÃO DA REPARAÇÃO DE DANOS EM PROCEDIMENTO ADMINISTRATIVO SANCIONADOR	67
2.3	ANÁLISE DOS DADOS SOBRE A RECUPERAÇÃO DOS DANOS AMBIENTAIS	71
3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	75
4.	CONCLUSÃO	86
	CAPÍTULO 2	87
1	INTRODUÇÃO	88
2	MATERIAIS E MÉTODOS	89
2.1	ÁREA DE ESTUDO E ESTUDOS DE CASO	90
2.2	FONTE E COLETA DE DADOS	93
2.2.1	Estimativas de custos de PRAD	93
2.2.2	Dados sobre o acompanhamento da recuperação em procedimento administrativo sancionador	93
2.2.3	Dados de sensoriamento remoto	97
2.2.4	Dados de campo	101
2.3	APLICAÇÃO DOS MÉTODOS DE VALORAÇÃO	102

2.3.1	Método do Custo de Reposição	102
2.3.2	Método do Custo de Viagem	102
2.3.3	Análise de Equivalência de Habitat (HEA)	105
2.4	VALOR ECONÔMICO DO DANO AO MEIO AMBIENTE	111
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	112
3.1	MÉTODO DO CUSTO DE REPOSIÇÃO	112
3.2	MÉTODO DO CUSTO DE VIAGEM	113
3.3	ANÁLISE DE EQUIVALÊNCIA DE HABITAT	117
3.4	VALOR ECONÔMICO DO DANO AO MEIO AMBIENTE	132
4	CONCLUSÃO	135
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	136
	ANEXO	146

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANP	Agência Nacional de Petróleo
APNE	Associação Plantas do Nordeste
APA	Área de Proteção Ambiental
APP	Área de Preservação Permanente
CDM	Count Data Model (Modelos de Dados de Contagem)
CEPAN	Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste
CERCLA	Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act (Lei Geral de Resposta Ambiental, Compensação e Responsabilidade)
CICES	Common International Classification for Ecosystem Services (Classificação Internacional Comum para Serviços Ecossistêmicos)
CNMP	Conselho Nacional do Ministério Público
CRIA	Centro de Referência em Informação Ambiental
DAP	Disposição a Pagar
ELD	Environmental Liability Directive (Diretiva de Responsabilidade Ambiental)
Embrapa	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA	Environmental Protection Agency (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos)
ESREG	Escritório Regional de Salgueiro
ETM	Enhanced Thematic Mapper (Mapeador Temático Aprimorado)
GAM	Generalized Additive Model (Modelo Aditivo Generalizado)
GAMS	General Algebraic Modeling System (Sistema de Modelagem Geral Algébrica)
GEE	Google Earth Engine
HEA	Habitat Equivalency Analysis (Análise de Equivalência de Habitat)
Ibama	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IC	Índice de Compensação
INMETRO	Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia
IN	Instrução Normativa
IPCA	Índice de Preços ao Consumidor Acumulado
KT	Kuhn-Tucker
LANDSAT	Land Remote Sensing Satellite (Satélite de Sensoriamento Remoto da Terra)
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MAPBIOMAS	Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil
MCR	Método do Custo de Reposição
MCV	Método do Custo de Viagem
MDC	Modelos de Escolhas Múltiplas Discretas-Contínuas
MDE	Modelo Digital de Elevação
MEA	Millenium Ecosystem Assesment (Avaliação do Ecossistema do Milênio)
MMA	Ministério do Meio Ambiente e Mudanças Climáticas
MP	Ministério Público

MPSP	Ministério Público de São Paulo
NASA	National Aeronautics and Space Administration (Administração Nacional Aeronáutica e Espacial)
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada)
OLI	Operational Land Imager (Imageador operacional terrestre)
PMFS	Plano de Manejo Florestal Sustentável
PNAPA	Plano Anual de Proteção Ambiental
PNMC	Política Nacional sobre Mudança do Clima
PRAD	Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas
PSU	Pennsylvania State University
RL	Reserva Legal
ROC	Receiver Operating Characteristic (Característica de Operação do Receptor)
RUM	Random Utility Maximization (Maximização Aleatória da Utilidade)
SE	Serviços Ecossistêmicos
SEI	Sistema Eletrônico de Informações
SICAFI	Sistema Integrado de Cadastro, Arrecadação e Fiscalização
SIDRA	Sistema IBGE e Recuperação Automática
Sinaflor	Sistema Nacional de Controle da Origem dos Produtos Florestais
Sisnama	Sistema Nacional do Meio Ambiente
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission (Missão Topográfica de Radar Embarcado)
SUPES-PE	Superintendência do IBAMA em Pernambuco
TAC	Termo de Ajuste de Conduta
TC	Termo de Compromisso
TEEB	The Economics of Ecosystem & Biodiversity (A Economia do Ecossistema e Biodiversidade)
TIRS	Thermal Infrared Sensor (Sensor Infravermelho Termal)
TM	Thematic Mapper (Mapeador Temático)
USGS	U.S. Geological Survey (Serviço Geológico dos Estados Unidos)
VE	Valor de Existência
VERA	Valor Econômico do Recursos Ambientais
VET	Valor Econômico Total
VNU	Valor de Não Uso
VO	Valor de Opção
VU	Valor de Uso
VUD	Valor de Uso Direto
VUI	Valor de Uso Indireto
WRS-2	World Reference System 2 (Sistema de Referência Mundial 2)

1 INTRODUÇÃO GERAL

Os recursos naturais são elementos da natureza de extrema utilidade para a existência de vida. Para o ser humano, além da sobrevivência, os recursos naturais são importantes para a vida em sociedade, para o processo de desenvolvimento da civilização e para o conforto da sociedade em geral.

O avanço da ciência e tecnologia aliado ao uso dos recursos naturais, permitiu ao homem ter uma qualidade de vida melhor. Contudo, a intervenção humana sobre os recursos naturais tem sido intensa, causando alteração no equilíbrio natural dos ecossistemas e ameaçando a biodiversidade.

Neste contexto, utilização racional dos recursos naturais é um grande desafio a ser enfrentado pela sociedade contemporânea, tendo em vista que muitas das atividades antrópicas, associadas como fonte de degradação ambiental, dificultam a racionalização e a sustentabilidade de recursos naturais.

As florestas e demais formas de vegetação nativa são intensamente exploradas e por conta disso são alvos constantes de degradação ambiental. A exploração da vegetação nativa, quando feita sem o devido controle, resulta em perda de áreas florestais. Além da redução e fragmentação da cobertura de vegetação nativa, as transformações causadas pela degradação ambiental sofridas pelas florestas e formações sucessoras provocam outros tipos de danos ambientais como perda de habitats, perda da biodiversidade, erosão dos solos, risco de incêndio e de desertificação, entre outros (Majdalawi *et al.*, 2015).

O manejo florestal pode ser considerado uma alternativa ao acesso às florestas, considerando as diferentes formas de ação do homem, seja por motivos econômicos ou ambientais. Sob o enfoque da produção de madeira, no Nordeste brasileiro, o manejo florestal sustentável pode ser considerado a principal forma de controle da exploração da vegetação sem implicar, necessariamente, na proibição do uso (Meunier, 2014). Por outro lado, tendo em vista um melhor entendimento de que áreas ocupadas por florestas fornecem outros bens e serviços, tais como abrigo e alimento, proteção dos recursos hídricos, amenização do clima, conservação da biodiversidade, dentre outros, que proporcionam bem-estar às pessoas (Hanson *et al.*, 2013), o manejo florestal pode ser empregado em uma perspectiva ambiental.

A depender da intensidade do distúrbio e do nível da degradação, pode-se, por meio de ações de restauração florestal, recuperar ambientalmente uma área de

vegetação nativa da Caatinga, seja aproveitando e/ou estimulando a regeneração natural (Gomes, 2017; Gonçalves, 2017), seja realizando a regeneração artificial, mediante intervenção antrópica na implantação de uma comunidade florestal em um local degradado (Corrêa; Souza, 2013; Souza; Soares, 2013).

A medida, contudo, pode se mostrar pouco efetiva em algumas situações, por dificilmente conseguir fazer com que o dano ambiental seja, de fato, recuperado. Nestas situações, resta impor ao causador do dano ambiental a obrigação de ressarcir o prejuízo causado a terceiros e ao meio ambiente. Tal medida, segundo Bergmann, Hüller e Carli (2015, p. 8), encontra “[...] fundamento jurídico no art. 225, §3º da Constituição Federal de 1988 e art. 14, §1º da Lei Federal 6.938/81”.

A quantificação e a aferição dos prejuízos causados pelo dano ambiental de atividades antrópicas sobre os ecossistemas florestais para fixar o valor mínimo para fins de reparação é necessário e os métodos que tratam da valoração econômica do meio ambiente podem se constituir em uma ferramenta importante para tal.

Por todo o exposto, o uso intenso dos recursos florestais pode culminar na sua degradação, além de alterar de maneira adversa o equilíbrio dos ecossistemas naturais e ameaçar a biodiversidade, comprometendo a provisão de serviços ecossistêmicos essenciais ao bem-estar da sociedade.

Portanto, a preocupação com a sustentabilidade, a demanda urgente por melhorias ambientais a fim de conservar os ambientes naturais e evitar a extinção de espécies e o compromisso com a geração de serviços ecossistêmicos abre espaço para que ações planejadas possam ser adotadas com o fito de contornar a má gestão dos recursos florestal e desacelerar a degradação da Caatinga.

Neste trabalho buscar-se-á enfrentar a questão no caso de danos ambientais à vegetação da Caatinga, apurados em processos administrativos sancionador em nível federal, por meio da identificação das perdas de serviços ecossistêmicos e incorporação dos prejuízos causados a terceiros e ao meio ambiente em um modelo de valoração econômica do meio ambiente.

1.1 ANTECEDENTES, JUSTIFICATIVA E NATUREZA DO PROBLEMA

Cabe destacar, inicialmente, a tensão que existe entre o uso e intervenção humana nos recursos florestais e a necessidade de prevenir o uso excessivo de tais recursos.

Em levantamento realizado a partir de dados do Sistema Nacional de Controle da Origem dos Produtos Florestais (Sinaflor) quanto a supressão da vegetação para uso alternativo do solo, emitidas no estado Pernambuco, entre os anos de 2019 e 2021, para a Caatinga, verificou-se ter sido computado um total de aproximadamente 161,54 km² de área de supressão da vegetação autorizada (Ibama, 2022).

Considerando os Planos de Manejo autorizados em Pernambuco entre os anos de 2019 e 2021, computou-se, para o período, uma área total autorizada para exploração via manejo florestal de cerca de 54,54 km² no domínio fitogeográfico Caatinga em Pernambuco (Ibama, 2022).

Logo, a área total em que se observou exploração florestal lícita, do ponto de vista legal, para a Caatinga no estado de Pernambuco foi de 216,08 km², entre os anos de 2019 e 2021.

Dados do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (Mapbiomas, 2023) revelaram, por meio do emprego do sensoriamento remoto e mapeamento da vegetação, que entre os anos de 2019 e 2021, no Semiárido do estado de Pernambuco, que houve um decréscimo na área de vegetação nativa da ordem de 1.149 km².

Conforme se observa, mais de 80% da vegetação nativa foi explorada no período de maneira ilegal, corroborando estudos que indicaram tais percentuais de ilegalidade no consumo material lenhoso (Riegelhaupt; Pareyn, 2010; Campello, 2011; Gadelha; Silva; Ferreira, 2018). Nesta situação, não há análise nem mitigação do dano ambiental cometido, fazendo com que a perda do ativo florestal em troca do potencial ganho socioeconômico seja desconectada do pressuposto da sustentabilidade dos recursos naturais (Magliano, 2019).

Quando isto acontece, custos pela degradação ecológica não são assimilados por aqueles que o geram, afetando terceiros sem a devida compensação e resultando em externalidades negativas para o sistema econômico que podem implicar em custos sociais maiores do que os benefícios socioeconômicos eventualmente obtidos, caso não sejam adequadamente compensadas ou reduzidas (Magliano, 2019; Motta, 1997).

Tendo em vista, conforme a situação ilustrada, que grande parte do ativo florestal explorado ficou sujeita à degradação, causando danos e prejuízos ao meio ambiente e a terceiros afetados, a aplicação de ferramentas de valoração econômica do meio ambiente pode ser necessária, para que as áreas exploradas que não foram

autorizadas pelo Estado, caso não sejam recuperadas, possam ser contabilizadas para efeitos de ressarcimento dos prejuízos causados.

No passado, não se via a necessidade de se valorar economicamente o meio ambiente, pois os recursos naturais eram abundantes e se tinha uma ideia de que nunca iriam se exaurir, fazendo com que fossem considerados bens gratuitos, a ponto de não entrarem na contabilidade econômica, apesar de serem utilizados na produção de bens e serviços (Mattos, 2006).

Com o passar do tempo, entretanto, percebeu-se que esses recursos poderiam se tornar escassos e até se extinguirem, fazendo com que se tornasse necessária a existência de legislação protecionista e da valoração econômica, sendo que esta última se deveu à necessidade de se atribuir um valor diferente de zero para os recursos naturais, com o intuito de se evitar o uso excessivo bem como sua completa degradação (Mattos, 2006).

A valoração econômica do meio ambiente visa representar os benefícios que os elementos da natureza provêm para as pessoas, comunidades e economia e muito por conta da ideia que transmite de que os recursos naturais são valiosos do ponto de vista social e, em razão disto, tem havido um aumento na busca e no aperfeiçoamento das ferramentas de valoração econômica do meio ambiente (Corrêa; Souza, 2013).

Apesar da importância reconhecida, proceder com a valoração econômica do meio ambiente ainda é uma tarefa elusiva, haja vista que para muitas situações não há mercados disponíveis, sem contar que muitos bens e serviços são de difícil mensuração e, uma vez calculados, trazem significativa parcela de subjetivismo e imprecisão (Corrêa; Souza, 2013, Magliano, 2019).

Sob a ótica da ocorrência de um dano ambiental sobre os recursos florestais, a aplicação de penalidades disciplinares ou compensatória ao não cumprimento das medidas necessárias à preservação ou correção da degradação ambiental é um instrumento da Política Nacional do Meio Ambiente – PNMA (Brasil, 1981). A este respeito, Magliano (2019) adverte para a falta de estrutura institucional do Estado para a valoração econômica dos danos ambientais no Brasil. Segundo mesmo autor:

“A importância da valoração econômica para a responsabilização por danos ambientais contrasta com a baixa experiência, a falta de definição de competências legais e a ausência de uma estrutura de mensuração econômica de danos ambientais no Brasil. A literatura científica brasileira não reflete a existência de protagonismo institucional ou de debate sobre a melhor maneira de valorar, responsabilizar e compensar os danos ambientais”.

Conforme se verifica, não há dúvidas quanto à necessidade de uma estrutura

concreta e objetiva para valoração econômica de danos ambientais aos recursos florestais, com vistas a ampliar a aplicação da valoração econômica do meio ambiente, cujo emprego conforme observado, ainda é incipiente.

1.2 HIPÓTESE

O problema central que se busca enfrentar nesta tese é a possibilidade de desenvolver uma metodologia de valoração que permita captar as perdas ao meio ambiente e à sociedade por danos ambientais provocados pela exploração ilegal da vegetação nativa no Semiárido do estado de Pernambuco, convertendo-as em um montante financeiro, para efeito de valoração econômica do meio ambiente.

No trabalho proposto buscou-se enfrentar a questão no caso de danos ambientais à vegetação da Caatinga, apurados e cobrado a recuperação em processos administrativos sancionador em nível federal, por meio da identificação das perdas de serviços ecossistêmicos por meio de indicadores e incorporação dos prejuízos causados a terceiros e ao meio ambiente em um modelo de valoração econômica do meio ambiente.

Logo, uma primeira hipótese que surge e que buscou-se verificar e avaliar, na Tese, é “os danos ambientais decorrentes do corte ou supressão irregular da vegetação nativa no sertão do estado de Pernambuco estão sendo reparados, a partir do procedimento administrativo sancionador, em nível federal”.

A partir da identificação das bases sobre as quais a reparação de danos está acontecendo, o próximo passo será identificar e indicar possíveis soluções para ampliar a capacidade de reparação.

Tendo em vista o exposto acima, outra hipótese considerada é: “os métodos empregados neste estudo de valoração econômica podem contribuir de maneira assertiva na reparação por permitir, sob resguardo dos princípios da razoabilidade e da proporcionalidade, a mensuração do dano ambiental e a fixação dos prejuízos causados pela exploração ilegal da vegetação nativa no sertão do estado de Pernambuco”.

1.3 OBJETIVOS

É objetivo geral do presente trabalho propor e aplicar um modelo de valoração

econômica do meio ambiente que tem como base a mensuração e correção do dano ambiental, as perdas ecossistêmicas e o resguardo da recuperação, para a atividade de exploração ilegal da vegetação nativa na Caatinga, região semiárida de Pernambuco, apurado em procedimento administrativo sancionador, em nível federal.

Para tanto, definiu-se os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar a reparação de dano ambiental decorrente da exploração ilegal da vegetação na região semiárida do estado de Pernambuco, a partir de procedimento administrativo sancionador, em nível federal;
- Converter o dano ambiental em um montante financeiro empregando variáveis econômicas e ecológicas que permitam mensurar de maneira objetiva o valor de uso direto, uso indireto e de opção do dano ambiental; e
- Aplicar a metodologia proposta de valoração econômica do meio ambiente em atividades de exploração da vegetação nativa da Caatinga na região semiárida do estado de Pernambuco realizados em desacordo com o regime de manejo florestal sustentável e com a supressão da vegetação autorizada para uso alternativo do solo.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 RECURSOS NATURAIS E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DO COMPONENTE FLORESTAL DA VEGETAÇÃO DA CAATINGA

A Caatinga, considerada oficialmente como um dos grandes biomas nacionais (MAPA, 2019) ou, na visão de pesquisadores, como um domínio fitogeográfico, por incluir diferentes fitofisionomias (Andrade Lima, 1981), é um espaço geográfico que ocupa cerca de 10% do território nacional, sendo que no estado de Pernambuco, ocupa uma proporção considerável do território do Estado (cerca de 83%), cobrindo, de maneira integral, as mesorregiões do São Francisco e do Sertão Pernambucano (IBGE, 2004).

Submetida a um clima predominantemente semiárido e ocupada, com a mesma predominância, por vegetação caracterizada por apresentar adaptações à deficiência hídrica, a Caatinga é considerada heterogênea, rica em diversidade biológica, com muitas espécies endêmicas e essencial para a sobrevivência de grande parte da população (Oliveira, 2016), em razão da multiplicidade de usos conferida pela ampla diversidade de espécies com potencial energético, madeireiro, frutífero, medicinal, aromático, forrageiro, melífero e ornamental (Gomes *et al.*, 2018).

A Caatinga também é de suma importância para o desenvolvimento regional, seja como fonte energética para consumo industrial ou residencial, “[...] seja no fornecimento de forragem para manutenção do rebanho ou ainda ofertando outros produtos florestais madeireiros e não madeireiros” (MMA, 2008, p. 3).

Por conta deste caráter utilitário, como fonte de bens e serviços para as pessoas, economia e sociedade, seja como fator de produção, seja como bens de consumo, a vegetação da Caatinga é considerada um recurso natural. Segundo Rabelo (2014), a definição utilitarista dos bens e serviços, desenvolvida entre os anos 70 e 80, possibilitou atrair a atenção para a necessidade de conservação e uso sustentável dos recursos naturais sem que, contudo, tal medida atingisse de maneira assertiva a economia, cuja dependência com relação aos recursos naturais não era reconhecida, sendo-lhe dado pouco ou nenhum valor, por se acreditar em uma disponibilidade infinita e gratuita dos recursos naturais.

Além dos bens fornecidos pelo componente florestal da Caatinga, também beneficiam as pessoas serviços relacionados aos processos associados ao componente florestal da Caatinga, dentre os quais destacam-se qualidade da água e

do ar, controle de erosão, polinização etc (MMA, 2008).

É importante salientar que a vegetação da Caatinga possui papel crucial no equilíbrio ambiental e nas questões climáticas devido ao desempenho de funções essenciais como a regulação climática local, sequestro de carbono pelas espécies adaptadas às condições semiáridas e regulação natural do ciclo da água por meio da infiltração da água no solo e contribuição para recarga de aquíferos (Macedo *et al.*, 2023, Andrade *et al.*, 2017, Vieira *et al.*, 2022).

Contudo, à medida que as atividades humanas sobre os processos e componentes naturais afetava a disponibilidade de bens e serviços, a dependência do sistema econômico em relação ao meio ambiente tornava-se mais evidente, acirrando, desta maneira os debates sobre os bens e serviços fornecidos pelos ecossistemas e a sua importância para a humanidade, além de começar a inspirar métodos que culminavam na sua valoração (Rabelo, 2014).

Os bens e serviços, de uma maneira geral, assumem um viés antropocêntrico em termo dos benefícios e possibilidades de usos que os ecossistemas naturais e a biodiversidade proporcionam para o ser humano, direta ou indiretamente, desde condições básicas para a sobrevivência aos bens e serviços que podem ser considerados supérfluos, mas que geram bem-estar (Vieira, 2013).

Os bens e serviços resultam de uma série de funções ecossistêmicas que traduzem um conjunto complexo de estruturas e processos ecológicos gerados pela atuação combinada de fatores bióticos e abióticos dos ecossistemas (Groot; Wilson; Boumans, 2002; Santos *et al.*, 2019). A estes bens e serviços ambientais que geram benefícios para o bem-estar das pessoas, denomina-se serviços ecossistêmicos, conceito este definido em um consenso maior, no âmbito das Nações Unidas (MEA, 2005).

Além desta lógica mais simplista que vincula os serviços ecossistêmicos a benefícios providos de uma forma geral pelos ecossistemas e biodiversidade, é possível encontrar na literatura outras abordagens conceituais, tais como a disponível em Embrapa (2019), que serviços ecossistêmicos constituem bens e serviços derivados explicitamente de funções ecossistêmicas, ou que serviços ecossistêmicos são equiparados às condições e processos provenientes dos ecossistemas naturais ou mesmo que serviços ecossistêmicos não são benefícios de forma geral e sim componentes da natureza, diretamente aproveitados, consumidos ou usufruídos para o bem-estar humano.

Legalmente, os serviços ecossistêmicos são definidos como “os benefícios relevantes para a sociedade gerados pelos ecossistemas, em termos de manutenção, recuperação ou melhoria das condições ambientais”, conforme art. 2º, inciso II, da Lei Federal nº 14.119/2021, que instituiu a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (Brasil, 2021).

Os conceitos de serviços ecossistêmicos utilizados são genéricos e não expressa quais são os serviços ecossistêmicos prestados. Costanza *et al.* (1997) identificaram 17 serviços ecossistêmicos cuja oferta e valor foram objeto de estudo por Cunha *et al.* (2014), na Bacia do Jacuípe, localizado no sertão do estado da Bahia. Groot, Wilson e Boumans (2002) e Corrêa e Souza (2013), por sua vez, fazem menção a pelo menos 23 serviços ecossistêmicos.

Seja pela variedade de bens e serviços fornecidos pelos ecossistemas, seja pela necessidade de se entender, didaticamente, os benefícios conferidos pelos ecossistemas, foram criadas classificações para os serviços ecossistêmicos.

Uma das classificações mais difundidas foi instituída no âmbito do projeto *The Millenium Ecosystem Assesment* (MEA), um trabalho que envolveu a participação de mais de 1.200 pesquisadores em todo mundo (MEA, 2005). Nela, os serviços ecossistêmicos foram agrupados em quatro categorias, conforme Quadro 1 abaixo.

Quadro 1 – Classificação dos serviços ecossistêmicos segundo a MEA.

Serviços de provisão	Serviços de regulação	Serviços culturais
Produtos obtidos do ecossistema -Alimento -Água doce -Combustível -Fibras -Bioquímicos	Benefícios obtidos da regulação dos processos do ecossistema -Regulação do clima -Regulação de enfermidades -Regulação de água -Purificação de água	Benefícios intangíveis obtidos do ecossistema -Espirituais e religiosos -Recreativos e ecoturísticos -Estéticos/ inspiradores -Educaçãois
Serviços de Apoio Serviços necessários para a produção de todos os outros serviços do ecossistema -Formação do solo -Ciclagem de nutrientes -Produção primária		

Fonte: MEA (2005) *apud* Rabelo (2014).

Outra classificação (Quadro 2) importante foi desenvolvida pelo *The Economics of Ecosystem & Biodiversity* (TEEB), instituição criada em 2007 em reunião dos Ministros de Meio Ambiente do G8+5, em Podstan, Alemanha (Rabelo, 2014).

Tal classificação baseia-se na desenvolvida pela MEA, diferindo-se desta pela inclusão da categoria de Habitat ou Serviços de Suporte, alusivo ao fornecimento de espaço para plantas e animais e auxílio à manutenção da diversidade de espécies.

Quadro 2 – Classificação do TEEB para os serviços ecossistêmicos.

CATEGORIAS	SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS
Serviços de provisão	Alimentos
	Matéria-prima
	Água
	Recursos medicinais
Serviços de regulação	Regulação local do clima e da qualidade do ar
	Sequestro e armazenamento do carbono
	Moderação de eventos extremos
	Tratamento de efluentes
	Prevenção de erosões e manutenção da fertilidade do solo
	Polinização
	Controle biológico
	Habitats ou serviços de suporte
Serviços culturais	Manutenção da diversidade genética
	Recreação e saúde física e mental
	Contemplação estética e inspiração para cultura e design
	Turismo
	Experiência espiritual e sentido de pertencer a algum lugar

Fonte: TEEB (2010) *apud* Rabelo (2014).

Uma terceira classificação que vale a pena ser mencionada foi desenvolvida pela divisão de Estatística das Nações Unidas, tendo sido denominada de *Common International Classification for Ecosystem Services* (CICES).

A classificação CICES se baseia em um sistema de contabilidade econômico ambiental e tem o condão de ser aplicável em diferentes escalas geográficas, partindo de uma descrição mais genérica, denominada Seção, até descrições mais detalhadas, denominadas tipo de classe (Haines-Young; Potschin, 2018), conforme Figura 1.



Figura 1 – Estrutura hierárquica da classificação CICES.

Fonte: Rabelo (2014).

Quadro 3 – Classificação CICES para os serviços de provisão.

SEÇÃO	DIVISÃO	GRUPO	CLASSE	TIPO	EXEMPLO	
Provisão	Nutrição	Biomassa	Culturas	Culturas por quantidade, tipo	Cereais	
			Animais criados	Animais, produtos, por quantidade, tipo	Carne	
			Plantas selvagens, algas	Plantas, algas por quantidade, tipo	Frutos	
			Animais selvagens	Animais por quantidade, tipo	Pesca comercial/ subsistência	
			Plantas e algas da aquicultura	Plantas, algas por quantidade, tipo	Cultivo de algas marinhas	
			Animais da aquicultura	Animais por quantidade, tipo	Peixes de água doce	
		Água	Água de superfície potável	Por quantidade, tipo	Coleta por precipitação	
			Água subterrânea potável		Captação de água doce subterrânea	
		Materiais	Biomassa	Fibras/ materiais de plantas e animais para uso direto ou transformação	Material por quantidade, tipo, uso	Fibras, madeira, celulose, algodão, óleo, cera, resina, remédios naturais e medicamentos
				Materiais de plantas e animais para uso agrícola		
				Materiais genéticos		
			Água	Água de superfície potável	Por quantidade, tipo e uso	Coletada por precipitação
	Água subterrânea potável			Captação de água doce subterrânea		
	Energia		Fonte de energia à base de biomassa	Recursos à base de plantas	Por quantidade, tipo e uso	Madeiras e culturas energéticas
		Recursos à base de animais		Esterco, gorduras e óleos		
		Energia mecânica	Energia à base de animais	Ex: por recursos	Trabalho físico gerado pelos animais	

Fonte: Rabelo (2014).

A classificação CICES encontra-se atualmente na sua versão 5.1, lançada em

2018, e está sendo sempre alvo de análise, revisão com base em literatura científica e discussão com diversos grupos de pesquisadores (Haines-Young; Potschin, 2018). Uma aplicação da classificação CICES para os serviços de provisão é apresentado no Quadro 3.

Santos *et al.* (2019) seguiram a classificação CICES para identificar os serviços ecossistêmicos de provisão prestados pelas áreas de Caatinga na microrregião do Seridó Ocidental/RN.

Por fim, a Lei nº 14.119/2021, em seu art. 2º, inciso II (Brasil, 2021) reconhece e classifica os serviços ecossistêmicos da seguinte maneira:

- “a) serviços de provisão: os que fornecem bens ou produtos ambientais utilizados pelo ser humano para consumo ou comercialização, tais como água, alimentos, madeira, fibras e extratos, entre outros;
- b) serviços de suporte: os que mantêm a perenidade da vida na Terra, tais como a ciclagem de nutrientes, a decomposição de resíduos, a produção, a manutenção ou a renovação da fertilidade do solo, a polinização, a dispersão de sementes, o controle de populações de potenciais pragas e de vetores potenciais de doenças humanas, a proteção contra a radiação solar ultravioleta e a manutenção da biodiversidade e do patrimônio genético;
- c) serviços de regulação: os que concorrem para a manutenção da estabilidade dos processos ecossistêmicos, tais como o sequestro de carbono, a purificação do ar, a moderação de eventos climáticos extremos, a manutenção do equilíbrio do ciclo hidrológico, a minimização de enchentes e secas e o controle dos processos críticos de erosão e de deslizamento de encostas;
- d) serviços culturais: os que constituem benefícios não materiais providos pelos ecossistemas, por meio da recreação, do turismo, da identidade cultural, de experiências espirituais e estéticas e do desenvolvimento intelectual, entre outros;”

O usufruto dos serviços ecossistêmicos pela população humana depende de questões como o uso prático propriamente dito, da organização de trabalho, da tecnologia disponível, da cultura, etc, além dos diversos atores envolvidos, tais como o indivíduo, a coletividade, a economia, etc (Constanza *et al.*, 2014).

No caso das florestas, a função dominante tem sido, de uma maneira geral, fornecer produtos derivados da exploração do componente florestal (Magliano, 2019). A Figura 2 ilustra serviços ecossistêmicos de provisão prestados pelo componente florestal da Caatinga nas mesorregiões do São Francisco e do Sertão Pernambucano, obtidos a partir de dados da produção referentes a extração vegetal e silvicultura, levantados junto ao Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA).

No Sertão de Pernambuco, como em toda região semiárida do Nordeste brasileiro, por exemplo, existe forte dependência de vegetação de Caatinga como combustível, tanto pela indústria (principalmente cerâmicas e gesseiras) quanto para o consumo residencial (Gioda, 2019).

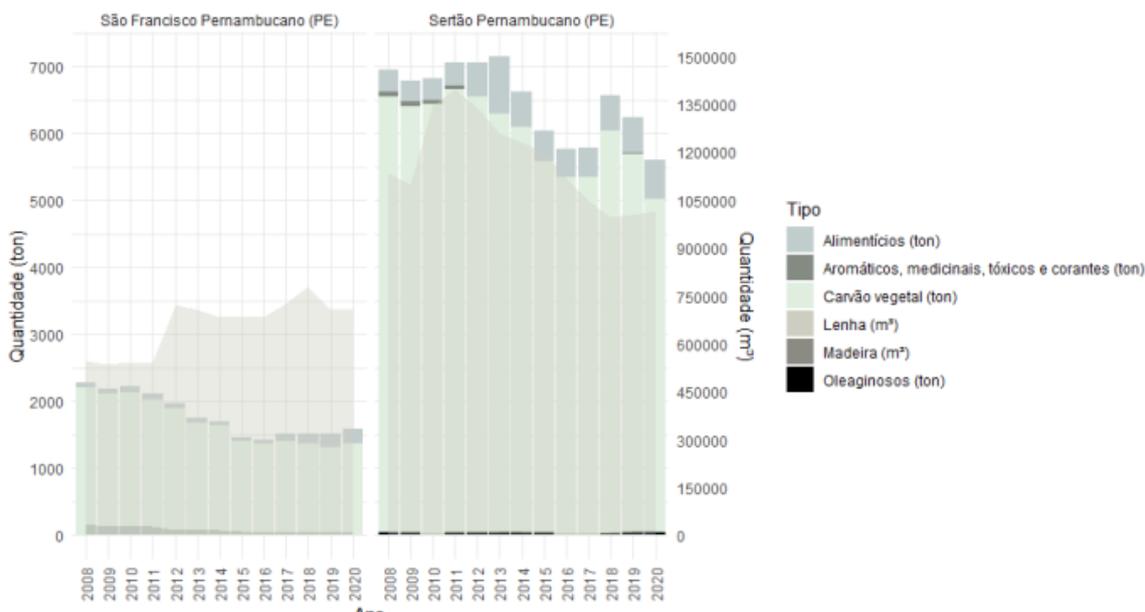


Figura 2 – Serviços Ecosistêmicos de provisão prestados pelo componente florestal da Caatinga nas mesorregiões do São Francisco e do Sertão Pernambucano.

Fonte: SIDRA (IBGE, 2021). Elaborado pelo Autor.

2.2 SENSORIAMENTO REMOTO NA MENSURAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

A abordagem dos bens e serviços fornecidos pelo componente florestal da Caatinga como serviços ecosistêmicos decorre da importância do ecossistema e da biodiversidade para a sobrevivência da população, para o desenvolvimento econômico e para o próprio equilíbrio ecológico do meio ambiente, que também beneficia as pessoas.

De acordo com Magliano (2019), esses serviços ecosistêmicos são vistos como fluxos, e como tal podem ser desconhecidos ou apresentar dificuldades de ordem técnica na sua medição, dado situações como a contribuição marginal, compreensão das relações físicas e biológicas, custo para se estimar o valor desses serviços e as incertezas sobre as estimativas resultantes.

Apesar das dificuldades, há algumas abordagens para a medição dos serviços ecosistêmicos, a depender da categoria a que pertencem e do seu aproveitamento, uma vez que pode afetar a disponibilidade de outro serviço ecosistêmico.

De uma maneira geral, a mensuração de serviços ecosistêmicos compreende a escolha de indicadores que expresse a variação de disponibilidade de tais serviços, escolhidos de acordo com características ou atributo ambiental que está sendo representado em um contexto, capaz de expressar um parâmetro ecológico e que seja

representativo do habitat e/ou recurso natural (Magliano, 2019, Pavanelli; Voulvloulis, 2019).

Brown *et al.* (2014) aborda exemplos de definição de serviços ecossistêmicos bem como estratégias correlatas para mensuração desses serviços e exemplos de indicadores que podem ser empregados. Para indicadores de serviços ecossistêmicos, por exemplo, foram mencionados pelo autor, de uma maneira geral, estatísticas oficiais documentadas em escala nacional ou local, sensoriamento remoto e modelos e/ou estimativas de campo.

O volume e a biomassa podem ser considerados excelentes indicadores para a mensuração dos serviços ecossistêmicos de provisão, ou seja, dos produtos derivados da exploração do componente florestal da Caatinga. Entretanto, cabe destacar que o uso da biomassa como indicador depende de inventários e levantamentos *in situ*, antes e após a ocorrência da exploração. Todavia, é comum não se realizar o levantamento de dados prévio à exploração nos casos de realização da atividade de maneira ilícita.

Neste sentido, o acervo de sensoriamento remoto pode ser interessante, devido ao catálogo histórico de imagens de satélite e por estar diretamente correlacionada com a biomassa da vegetação ao longo do tempo.

Sensores remotos captam e medem o comprimento de onda de diferentes intervalos do espectro da energia eletromagnética refletida pela superfície terrestre e são largamente utilizados para monitorar variações na vegetação e entender como elas afetam o meio ambiente, fornecendo dados presente e pretéritos de uma determinada área ou região de interesse em intervalos frequentes e contínuos de observação (Weier; Herring, 2000).

Desde o lançamento da primeira plataforma orbital de sensoriamento remoto em 1960 (Florenzano, 2011), diversos países passaram a investir e a desenvolver plataformas próprias, individualmente como os Estados Unidos com os satélites da série Landsat e a França com os satélites da série Spot, ou cooperação com outros países, como o Brasil e a China com os satélites da série CBERS.

Especificamente o Landsat (Land Remote Sensing Satellite), é um programa desenvolvido desde 1972, pela NASA - National Aeronautics and Space Administration e pela U.S. Geological Survey – USGS (USGS, 2023).

Os satélites da constelação Landsat realizam o imageamento da superfície terrestre, de maneira contínua, registrando dados multiespectrais da cobertura global,

com aplicações das mais diversas, como o uso e cobertura da terra, estimação de parâmetros biofísicos, etc (Oliveira, 2020).

Em virtude da facilidade de acesso, das bandas espectrais com aplicação em estudos de vegetação, do período em que permaneceram ativos (conforme Quadro 2 do Capítulo 2) e da resolução espacial, considerada satisfatória para estudos de escala regional e razoável para estudos de escala local, foi dado ênfase aos satélites Landsat 5, Landsat 7 e Landsat 8, cujas características podem ser visualizadas no Quadro 4.

Notadamente a vegetação e suas diferentes coberturas apresentam diferentes respostas espectrais, das quais destacam-se a radiação no vermelho (630-690 nm) absorvida pela clorofila e a radiação no infravermelho próximo (760-900 nm), que, por sua vez, é refletida pelas estruturas celulares das folhas (Jensen, 2009).

Tais métricas de comprimentos de onda podem ser então combinadas por meio de algoritmos, dentro os quais têm-se os Índices de Vegetação, que são medidas radiométricas adimensionais que podem ser utilizadas para quantificar o “vigor da vegetação”, ou medir a “concentração de vegetação de folhas verdes” ou detalhar a “densidade de vegetação verde” de um determinado local (Jensen, 2009, Weier; Herring, 2000).

Índices de vegetação possuem diversas aplicações, tais como: detecção da mudança de uso do solo, caracterização da vegetação, identificação e previsão da colheita, análise de produtividade, estudos climáticos, de enchentes e secas, obtenção e modelagem de parâmetros biofísicos das plantas, etc.

Jensen (2009) apresenta um sumário com uma série de índices de vegetação e afirma que além dos citados, são numerosos, porém vários deles apresentam equivalência funcional enquanto outros fornecem informações biofísicas singulares únicas.

Nesse sentido, Magliano (2019) sugeriu o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) como plausível. Além disso, Francisco *et al.* (2015) em seu estudo sobre a análise espectral e avaliação de índices de vegetação para o mapeamento da caatinga concluíram que o NDVI, para o período seco, é o melhor índice que correlaciona com a cobertura vegetal da caatinga.

Quadro 4 – Características dos satélites Landsat 5, Landsat 7 e Landsat 8.

Landsat 5					Landsat 7					Landsat 8				
Banda	Sensor	Faixa Espectral (µm)	Resposta Espectral	Resolução Espacial (m)	Banda	Sensor	Faixa Espectral (µm)	Resposta Espectral	Resolução Espacial (m)	Banda	Sensor	Faixa Espectral (µm)	Resposta Espectral	Resolução Espacial (m)
B1	TM ¹	0,45-0,52	Azul	30	B1	ETM ²	0,45-0,52	Azul	30	B1	OLI ³	0,43-0,45	Ultra-azul	30
B2		0,52-0,60	Verde		B2		0,52-0,60	Verde		B2		0,45-0,51	Azul	
B3		0,63-0,69	Vermelho		B3		0,63-0,69	Vermelho		B3		0,53-0,59	Verde	
B4		0,76-0,90	Infravermelho próximo		B4		0,76-0,90	Infravermelho próximo		B4		0,64-0,67	Vermelho	
B5		1,55-1,75	Infravermelho médio	B5	1,55-1,75		Infravermelho médio	B5	0,85-0,88	Infravermelho próximo				
B6		10,4-12,5	Termal	120	B6		10,4-12,5	Termal	120	B6		1,57-1,65	Infravermelho médio 1	
B7		2,08-2,35	Infravermelho próximo	30	B7		2,08-2,35	Infravermelho próximo	30	B7		2,11-2,29	Infravermelho médio 2	
Resolução Temporal: 16 dias					B8		0,52-0,90	Pancromático	15	B8		0,50-0,68	Pancromático	15
Resolução Radiométrica: 8 bits					Resolução Temporal: 16 dias					B9		1,36-1,38	Cirrus	30
					Resolução Radiométrica: 8 bits					B10	TIRS ⁴	10,60-11,19	Termal 1	100
										B11		11,50-12,51	Termal 2	
										Resolução Temporal: 16 dias				
										Resolução Radiométrica: 12 bits				

¹TM: Thematic Mapper;

²ETM: Enhanced Thematic Mapper;

³OLI: Operational Land Imager;

⁴TIRS: Thermal Infrared Sensor.

Fonte: USGS (2023), adaptado pelo Autor.

O NDVI é derivado da manipulação algébrica da reflectância das bandas do vermelho e do infravermelho próximo e é um índice que tem relação com a capacidade fotossintética, podendo então revelar informações a respeito das características da vegetação, tais como a estrutura e o estado da cobertura vegetal, dentre outros (Jensen, 2009). Seus valores variam entre -1 a 1 e a vegetação está associado com valores maiores de NDVI.

Assim, é possível utilizar a informação do NDVI como um indicador da biomassa e, conseqüentemente, dos serviços ecossistêmicos de provisão prestados pelo componente florestal da Caatinga e, por extensão, pode ser utilizada para quantificar a disponibilidade desses serviços ecossistêmicos, por meio da variação de suas medidas.

2.3 DANOS AMBIENTAIS AO COMPONENTE FLORESTAL DA VEGETAÇÃO DA CAATINGA

A Caatinga, apesar da riqueza biológica, da importância para a economia e para a sobrevivência da população e das medidas técnicas e legais voltadas para a conservação dos seus recursos florestais, tem sofrido com danos ambientais, devido à exploração inadequada e uso insustentável dos recursos naturais.

Cabe destacar, inicialmente, que os elementos bióticos e abióticos de um ecossistema buscam se adaptar, de maneira bem-sucedida ou não, às mudanças que acontecem no ambiente ao qual fazem parte (Magliano, 2019).

Neste sentido é importante salientar que o dano ambiental se vincula com maior força às mudanças no ambiente que são de origem antrópica e que não são bem-sucedidas. No caso florestal, esta percepção antropocêntrica se relaciona a maneira como o uso indiscriminado dos recursos florestais podem alterar de maneira adversa o equilíbrio dos ecossistemas naturais, comprometer a provisão de serviços ecossistêmicos essenciais ao bem-estar da humanidade e ameaçar a biodiversidade.

O termo dano ambiental tem sido apregoado por meio de analogias (Schmitt, 2015; Magliano, 2019; CNMP, 2021). Uma das acepções com a qual o dano ambiental tem sido associado diz respeito aos danos causados ao meio ambiente pela degradação e pela poluição, conforme seguinte definição expressa na Lei Federal nº 6.938/81 (Brasil, 1981):

“Art 3º - Para os fins previstos nesta Lei, entende-se por:

[...]

II - degradação da qualidade ambiental, a alteração adversa das características do meio ambiente;

III - poluição, a 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; [...]"

Sob a ótica da degradação e da poluição, os danos ambientais, no contexto da exploração florestal, estão relacionados, principalmente, à perda ou diminuição da provisão de produtos e subprodutos florestal, devido a supressão do componente florestal e a geração de resíduos diversos, numa intensidade tal que o fluxo de provisão desses recursos é interrompido, o estoque (ou capital natural) é perdido e a inadequação, tanto da utilização do recurso quanto da destinação do resíduo gerado, provocando decréscimos da qualidade ambiental (Corrêa; Souza, 2013; Magliano, 2019).

As adversidades para o bem-estar humano, neste caso, possuem implicações socioeconômicas consideráveis, como a escassez do recurso natural danificado (perda do capital natural), perda de produtividade, geração de conflitos entre povos, aumento dos custos de produção nas indústrias consumidoras de matéria prima florestal, distúrbios associados a práticas agrícolas, etc (Mauro, 2016).

Uma característica que o dano ambiental possui consiste em dispor de um caráter evolutivo, sendo possível considerar outros aspectos da lesividade ambiental além da degradação e da poluição (CNMP, 2021).

Nesse sentido, menciona-se o dano ambiental como dano à biodiversidade, em razão da perda de habitats naturais e da redução da diversidade biológica. Esta singularidade da lesividade ambiental encontra lastro na legislação, como se observa no Decreto Federal nº 4339/2002 (Brasil, 2002) cujo anexo faz referência à Política Nacional da Biodiversidade, em que se verifica, como um dos princípios, a conservação da biodiversidade como responsabilidade do país, para que “danos à biodiversidade não sejam causados além do limite”.

A diversidade biológica suporta a vida sob todas as suas formas, prestando auxílio fundamental para a manutenção de processos ecológicos essenciais tais como a ciclagem de nutrientes, habitat para flora e fauna, meios bióticos para a regeneração natural, dentre outros. A interrupção devido a um desmatamento, por exemplo, causa

alterações adversas no fornecimento desses serviços ecossistêmicos, com consequências igualmente prejudiciais para o bem-estar humano.

De acordo com Antongiovanni, Venticinque e Fonseca (2018) a vegetação remanescente da Caatinga encontra-se atualmente subdividida em fragmentos de variados tamanhos sendo que destes, três quartos (3/4) estão submetidos a efeito de borda, expondo a maior parte da floresta seca ao uso antrópico.

Outro aspecto da lesividade ambiental a ser considerado é o que relaciona dano ambiental às mudanças climáticas, culminando em um dano climático. Neste caso, de acordo com a Lei nº 12.187/2009 que institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima – PNMC (Brasil, 2009), as emissões de gases de efeito estufa e a redução de sumidouros de gases de efeito estufa, causadas por atividades antrópicas como o desmatamento e as queimadas, por exemplo, podem levar a mudanças no clima com efeitos adversos nos serviços de regulação, culminando na expressão da variabilidade climática e ocorrência de eventos extremos. Salienta-se que a Caatinga é a região brasileira mais vulnerável às mudanças climáticas e já tem sofrido com o aumento na frequência e na severidade das secas, evento climático considerado extremo, consequência do déficit hídrico e do aumento da aridez (Albuquerque; Melo, 2018).

Segundo o Conselho Nacional do Ministério Público – CNMP (2021), o reconhecimento do clima estável como um bem jurídico, pelo fato de o dano climático constar em lei específica, possibilitou o reconhecimento, por parte da doutrina, do clima estável como um direito fundamental, admitindo uma abordagem evolutiva do direito fundamental ao ambiente ecologicamente equilibrado.

Além dos aspectos da lesividade abordados, considera-se, ainda, a repercussão social e econômica do dano ambiental, cujas particularidades podem ser reconhecidas no que CNMP (2021) denomina múltiplas dimensões do dano ambiental e compreende:

- a) a perda ou diminuição da qualidade ambiental e da disponibilidade de serviços ecossistêmicos;
- b) danos interinos, ou lucro cessante ambiental, que representa o tempo em que as pessoas e o ecossistema ficaram privados de fruir dos bens e serviços que eram prestados antes do dano ambiental;
- c) a mais-valia ambiental, que se refere ao que foi ganho ilicitamente com o dano ambiental causado;

- d) danos morais coletivos ou extrapatrimoniais, que tem a ver com o sentimento de repulsa social pelo cometimento do dano ambiental;
- e) danos sociais que atinge a oportunidade de a coletividade utilizar os bens e serviços para finalidades recreativas, turísticas, científicas, etc; e
- f) dimensão futura, que compreende a imposição de medidas inibitórias, como o controle de riscos e o *compliance*, com vistas a impedir novas ocorrências de ilícitos.

O aproveitamento privado de determinado serviço pode afetar a disponibilidade de outro (Magliano, 2019). Neste sentido, tendo em vista que a provisão de lenha na região Nordeste, serviço ecossistêmico que pode ser considerado predominante pelo componente florestal da Caatinga, há estudos apontando para uma piora da qualidade ambiental associados a degradação da cobertura vegetal, emissão de gases de efeito estufa, mudanças climáticas e efeitos adversos à saúde das pessoas causados pela exposição à queima de lenha (Gioda, 2019; Santos *et al.*, 2019).

Na região semiárida do estado de Pernambuco, a exploração florestal da vegetação de caatinga pode não compreender as diretrizes legais do regime de manejo florestal sustentável e de supressão da vegetação para uso alternativo do solo, não havendo garantias de que foi feita mensuração e mitigação dos danos ambientais relacionados com o corte raso da vegetação tais como a quantificação do estoque e determinação da intensidade de exploração compatível com a capacidade da floresta ou mesmo o cumprimento da reposição florestal devida.

Logo, danos ambientais provocados ao componente florestal da Caatinga devido a supressão da vegetação podem impor prejuízos de ordem econômica, social e ambiental à sociedade pela redução da quantidade e da qualidade de bens e serviços de uso comum, ainda que sejam causados em áreas privadas (Corrêa; Souza, 2013) e a reparação dos danos ambientais cometidos se faz necessária, para que os prejuízos causados possam ser minimizados, reduzidos, revertidos ou até mesmo ressarcidos.

2.4 – REPARAÇÃO DE DANOS AMBIENTAIS AO COMPONENTE FLORESTAL DA VEGETAÇÃO DA CAATINGA

A preocupação com a questão da sustentabilidade, a necessidade por melhorias ambientais e a demanda das pessoas e da economia pelos bens e serviços gerados pela vegetação da Caatinga implica no estabelecimento de uma relação entre

o uso sustentável e a conservação da biodiversidade, visto que a Caatinga vem sendo explorada de uma forma não sustentável, acelerando seu processo de degradação.

Neste sentido, visando a correção da degradação ambiental, a Constituição Federal (CF) de 1988 e a PNMA mencionam explicitamente a obrigação de reparar os danos causados por condutas e atividades consideradas lesivas ao meio ambiente, buscando-se, inicialmente a recuperação do meio ambiente e, na sua impossibilidade, a compensação e/ou indenização pelos danos causados (Brasil, 1981, 1988; Magliano, 2019; CNMP, 2021).

O Ministério Público de São Paulo (MPSP, 2012 *apud* CNMP, 2021) sintetiza as alternativas para reparação por danos ambientais em tecnicamente recuperáveis e/ou restauráveis total ou parcialmente e em tecnicamente irrecuperáveis e/ou irrestauráveis. O pressuposto para tal especificação é que os esforços sejam efetuados inicialmente na restauração/ recuperação do dano ambiental cumulativamente com a compensação pela parcela de danos não passível de reparação *in situ* e/ou com a indenização pela parcela irreversível do dano.

O art. 2º, incisos XIII e XIV, da Lei Federal nº 9985/2000 (Brasil, 2000) definem restauração e recuperação da seguinte maneira:

“Art. 2º [...]

XIII – recuperação: restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada; que pode ser diferente de sua condição original;

XIV – restauração: restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível de sua condição original. [...]”

Sob o enfoque da reparação dos danos causados aos recursos florestais, ambos os conceitos são aplicados, tendo-se como premissa a restauração florestal em locais degradados/ alterados pela ação antrópica e a recuperação da forma, das funções ecológicas e da capacidade suporte do ambiente (Corrêa; Souza, 2013).

Nesse sentido, é importante salientar que se espera com a restauração/ recuperação a recomposição da vegetação nativa na paisagem e a reposição dos elementos naturais para que ocorra a regeneração natural da vegetação no local degradado/ alterado, a intensificação da sucessão ecológica e o restabelecimento das funções ecossistêmicas ao longo do tempo.

A restauração/ recuperação do dano aos recursos florestais pode compreender desde atividades empíricas empregadas para mitigar impactos ambientais com efeitos negativos advindos das ações antrópicas a aplicação de conhecimentos ecológicos para favorecer a restauração de ecossistemas florestais degradados (Brançalion;

Gandolfi; Rodrigues, 2015).

Neste sentido, Lima *et al.* (2015), em sua revisão bibliográfica, sobre a restauração/ recuperação da vegetação nativa em áreas degradadas no Brasil identificaram algumas fases que demonstram a evolução de suas ações, que podem ser sintetizadas em: a) plantio aleatório de árvores, para conter processos erosivos, proteger os recursos hídricos ou por questões estéticas; b) plantio de árvores nativas à luz dos conceitos de sucessão florestal (espécies pioneiras, clímax inicial e clímax tardia); c) modelos de restauração florestal com atributos de possuir elevada diversidade e ter interações e funções ecológicas reestabelecidas e composição florística e estrutura da vegetação à semelhança de remanescentes florestais bem conservados (áreas de referência); e d) inserção dos conceitos de restauração ecológica associado ao restabelecimento dos processos ecológicos, aos conceitos de ecologia de paisagem e aos aspectos econômicos e sociais.

Na Caatinga, ações de restauração/ recuperação devem levar em conta características da vegetação bem como peculiaridades locais. Nesse sentido, algumas características que dizem respeito ao desenvolvimento da vegetação podem ser enumeradas, tais como a densidade de árvores de pequeno a médio porte, propagação principalmente por rebrota de tocos e raízes, período curto de crescimento, estoque inicialmente baixo com incrementos médios anuais razoável e grau de resiliência razoável quando submetida a algum tipo de intervenção (MMA, 2008).

Trabalhos como os de Gomes (2017) e de Gonçalves (2017), encontraram resultados satisfatórios na recuperação da vegetação nativa da Caatinga por meio da aplicação de técnicas baseadas no aproveitamento inicial do processo de regeneração natural, mediante o emprego, caso disponível, de espécies com potencial nucleador ou com capacidade de rebrota e da presença de remanescentes de vegetação nativa no entorno.

Em situações em que o aproveitamento inicial da regeneração não se mostra viável, ações planejadas para iniciar, facilitar ou acelerar a recuperação de ecossistemas nativos devem ser consideradas. Contudo, tais ações podem não ser viáveis, devido a restrições de ordem edafoclimáticas, tais como indisponibilidade hídrica, uma camada de solo não agricultável ou mesmo o uso alternativo do solo, que podem limitar ou mesmo suprimir a recomposição da vegetação nativa da Caatinga (Figura 3).

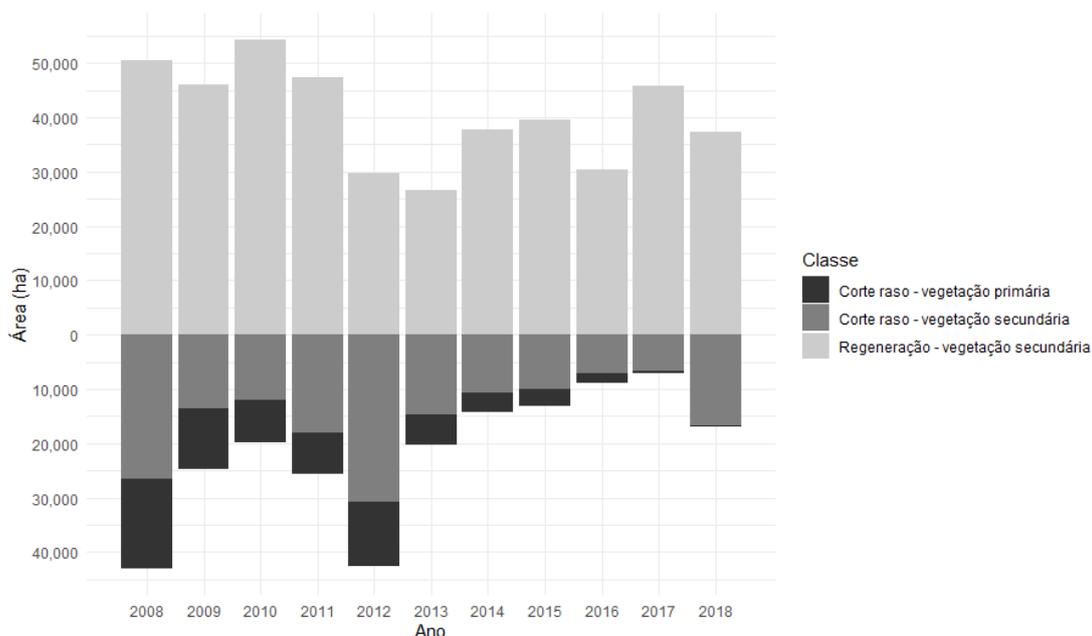


Figura 3 – Variação do quantitativo de área em regeneração em função da supressão de vegetação de Caatinga na região semiárida, compreendida pelas mesorregiões do São Francisco e do Sertão Pernambucano.

Fonte: Mapbiomas (2023), elaborado pelo Autor.

Quando a restauração/ recuperação do dano ambiental à vegetação de Caatinga se mostrar tecnicamente inviável, total ou parcialmente, deve-se considerar a reposição de tais recursos por alguma medida equivalente. Segundo CNMP (2021), a restauração/ recuperação de uma área degradada pode ser substituída por uma medida que seja equivalente do ponto de vista ecológico e/ou monetário sugerindo, ainda, como ordem de prioridade, a compensação, que pode ser substituída por equivalente “*in situ*” ou substituição por equivalente em outro local ou medida compensatória patrimonial e indenização pecuniária.

2.5 ASPECTOS DO PROCEDIMENTO ADMINISTRATIVO SANCIONADOR DO IBAMA NA REPARAÇÃO POR DANOS AMBIENTAIS

Condutas e atividades consideradas lesivas ao meio ambiente sujeitam os infratores a sanções administrativas e a obrigação de reparar o dano ambiental causado (Brasil, 1988).

Nesse sentido, considera-se infração administrativa ambiental toda ação ou omissão que viole as regras jurídicas de uso, gozo, promoção, proteção e recuperação do meio ambiente, devendo a sua apuração ocorrer em processo administrativo próprio (Brasil, 1998).

O processo administrativo instaurado visa apurar condutas e atividades tipificadas como infração administrativa ambiental e aplicar sanções e medidas administrativas, com o fito de prevenir a ocorrência de novas infrações e resguardar a recuperação ambiental, com vistas a garantir o resultado prático do processo administrativo (Brasil, 2008).

A este rito da administração pública (Ibama) que busca a responsabilização administrativa ambiental do agente responsável pelo cometimento de infração administrativa ambiental denomina-se procedimento administrativo sancionador (Schmitt, 2015).

Tendo em vista que os infratores se sujeitam a uma obrigação constitucional de reparar os danos causados por condutas e atividades consideradas lesivas ao meio ambiente (Brasil, 1988), a recuperação de áreas degradadas é um princípio e sua imposição pelos danos causados ao meio ambiente é um objetivo da Política Nacional de Meio Ambiente – PNMA (Brasil, 1981), sendo uma competência do Ibama (Brasil, 2022) e o resguardo da recuperação, um dos objetivos do procedimento administrativo sancionador (Brasil, 2008).

Durante o curso do processo administrativo sancionador algumas medidas são adotadas visando o resguardo da recuperação ambiental.

Constatada a ocorrência de infração administrativa ambiental, o agente ambiental, autoridade competente designada para atividade de fiscalização (Brasil 1998), busca aplicar cautelarmente a sanção de embargo, uma medida adotada inicialmente que visa cessar o dano ambiental.

O embargo de obra ou atividade e suas respectivas áreas tem por objetivo impedir a continuidade do dano ambiental, propiciar a regeneração do meio ambiente e dar viabilidade à recuperação da área degradada (Brasil, 2008).

Uma vez autuado, o processo administrativo sancionador é instruído, buscando-se assegurar o direito de defesa e o contraditório (Brasil, 1998). Confirmado o cometimento de infração administrativa ambiental, por meio de decisão administrativa, outra medida administrativa adotada é a notificação do infrator, para tomar ciência da manutenção e execução das sanções e do cumprimento da obrigação de recuperar o dano ambiental causado.

Paralelamente, área técnica competente pode conduzir procedimentos administrativos referentes à reparação pelos danos ambientais (Ibama, 2023).

Uma dessas ações é a aferição dos efeitos e o cumprimento da sanção de

embargo. Neste sentido, cabe a verificação quanto a instrução do processo administrativo sancionador com documentos que comprovem ou indiquem a regularidade ambiental da atividade e suas respectivas áreas bem como a indicação da situação atual da recuperação do dano, mediante verificação do estado atual da área objeto de embargo.

Adicionalmente no processo administrativo a condução do cumprimento da obrigação de recuperar o meio ambiente degradado pode se dar de acordo com solução técnica aprovada por órgão competente do Sisnama.

Neste caso, a adoção de medidas necessárias à correção dos inconvenientes e danos causados pela degradação da qualidade ambiental (Brasil, 1981) podem ser contempladas em um documento que reúne as diretrizes técnicas que orientam a sua execução e o acompanhamento (Ibama, 2011), denominado Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD).

Além disso, os órgãos ambientais integrantes do Sistema Nacional de Meio Ambiente (Sisnama) possuem autorização para celebrar, com força de título executivo extrajudicial, Termo de Compromisso, para permitir que infratores possam promover correções ao dano ambiental cometido em razão de suas atividades (Brasil, 1998).

Tanto o PRAD quanto o termo de compromisso são instrumentos por meio do qual o infrator, no processo administrativo, assume o compromisso de adotar ações que visam iniciar, facilitar ou acelerar a recuperação ambiental de uma área objeto de auto de infração, até que se atinja um estágio de regeneração que dispense a intervenção humana para sua manutenção.

É possível ainda dar andamento a ação judicial para persecução da reparação pelos danos causados e apurado em procedimento administrativo sancionador, que pode se dar na esfera cível quanto criminal, a partir de medidas tomadas no procedimento administrativo sancionador como a comunicação de notícias crime ao Ministério Público neste caso e naquele pelo acionamento das Procuradorias Especializadas dos órgãos ambientais integrantes do Sisnama.

A proposição de ações judiciais, de responsabilidade civil ou criminal, é o meio pelo qual o infrator é compelido a cumprir com a obrigação de indenizar ou reparar os danos causados ao meio ambiente e a terceiros afetados (Brasil, 1981). Essas ações judiciais podem ocorrer por meio de Ação Civil Pública (Brasil, 1985), que visa proteger os bens difusos e coletivos (dentre eles o meio ambiente) ou ação penal de rito comum ou rito sumário, no caso daquelas infrações administrativas ambiental análogas aos

crimes ambientais visando a aplicação de sanções penais, conforme Lei de Crimes Ambientais (Brasil, 1998).

No que tange a exigibilidade pelo cumprimento da obrigação de reparar os danos ambientais cometidos pelo infrator, os esforços devem se concentrar inicialmente no cumprimento de medidas necessárias à preservação e correção do dano ambiental (recuperação do meio ambiente degradado).

Caso contrário, deve-se considerar as penalidades disciplinares ou compensatórias ao não cumprimento das medidas necessárias à preservação ou correção da degradação ambiental (Brasil, 1981) que tem, nas ferramentas de valoração econômica do meio ambiente uma possibilidade para levantamento dos prejuízos causados e sua contabilização em um montante para fins de ressarcimento.

2.6 – VALORAÇÃO ECONÔMICA DO MEIO AMBIENTE

Na atualidade, a exploração florestal da vegetação da Caatinga enfrenta diversos problemas ambientais, relacionados à falta de alinhamento do desenvolvimento econômico e social com a preservação ambiental. Dentre as diversas razões para tal, além da inobservância da legislação ambiental, segundo Motta (1997), menciona-se também o planejamento das atividades econômicas sem levar em conta as externalidades ambientais (cuja internalização é uma ideia que está ligada a relação entre valor econômico e reparação de danos ambientais).

A economia, ciência que trata da alocação de recursos escassos, tem, como uma das suas vertentes, a compreensão da natureza, da dinâmica de seus processos e dos impactos que as atividades humanas exercem, com o fito de incorporá-las aos sistemas econômicos (Araujo; Maia, 2018).

Neste sentido, Araujo e Maia (2018) citam que na esfera econômica há duas correntes principais de aplicação. A primeira refere-se à economia ambiental, ligada à teoria neoclássica microeconômica, que busca incorporar os problemas ambientais e os critérios de sustentabilidade ao sistema econômico, sendo a corrente que vem prevalecendo no desenvolvimento de vários métodos de valoração econômica. A segunda trata-se da economia ecológica, uma corrente recente do pensamento econômico que busca incorporar uma visão sistêmica sobre a relação meio ambiente e economia, ampliando o escopo da análise dos problemas ambientais.

Tendo em vista o exposto, uma possível solução para minimizar problema

ambiental mencionado consiste em aplicar a teoria econômica sobre os recursos florestais objeto de exploração, com vistas a atribuir um valor econômico aos bens e serviços ou sobre os danos causados. Quando ocorre o dano ambiental, o valor econômico atribuído é referente aos custos associados à recuperação do meio ambiente, às perdas ecossistêmicas, dentre outros, para definir um montante necessário para fins de reparação.

Quantificar o valor econômico dos serviços ecossistêmicos é interessante, pois permite inserir os problemas da conservação do meio ambiente, geralmente abordados no âmbito ecológico, num contexto econômico e social, possibilitando a identificação assim como a busca de um equilíbrio na distribuição de ganhos e perdas entre as pessoas, sociedade e economia, o que pode ajudar a aumentar a eficiência do manejo e conseqüentemente contribuir para o uso sustentável dos recursos naturais (Aranha; Souza, 2012). Tal fato está de acordo com a definição oficial de manejo florestal sustentável, entendida como a administração de florestas para a obtenção de benefícios ambientais, econômicos e sociais (Brasil, 2006).

Um aspecto que merece guarida é a distinção do conceito de valor econômico em relação a outras concepções do termo valor. Magliano (2019), por exemplo, menciona que o termo valor, para os “ecologistas”, significa “aquilo que é desejável ou digno de estima por si mesmo” (valor intrínseco), definição esta que não deriva de uma utilidade para as pessoas, enquanto para os economistas o significado do termo valor diz respeito às contribuições que os bens e serviços fornecidos pelos ecossistemas trazem para o bem-estar humano (valor instrumental ou valor econômico).

Os indivíduos fazem escolhas (expressam suas preferências) considerando restrições orçamentárias, sempre relacionando a disposição a pagar a preços, renda e outras variáveis condicionantes (Magliano, 2019).

Nesse sentido, atribuir valor às preferências dos indivíduos em relação ao uso dos serviços ecossistêmicos é menos complexo do que quantificar o valor do meio ambiente ou do recurso natural em si, que conta com alguns complicadores, como a incerteza sobre o valor de meio ambiente, que varia de pessoa para pessoa, a percepção social sobre o dano ao meio ambiente e a dificuldade de se colocar valor em bens intangíveis, como é o caso de alguns serviços ecossistêmicos da categoria de suporte e regulação (Aranha; Souza, 2012).

Portanto, o valor econômico dos serviços ecossistêmicos existe à medida que

seu uso altera o nível de produção e consumo (contribuição ao bem-estar) da sociedade (Motta, 1997).

No entanto, nem todos os serviços ecossistêmicos foram incorporados pelo mercado. Por consequência, a utilização destes recursos tem se dado sem o devido repasse financeiro pelo uso dos bens e serviços utilizados e sem a devida internalização dos custos causados pela sua degradação (Aranha; Souza, 2012).

A não internalização de tais custos ambientais geram externalidades, que por sua vez modifica o estado de bem-estar social, fazendo com que poucos ganhem os benefícios econômicos do uso dos recursos naturais e muitos percam com a sua escassez e degradação (Motta, 1997).

Adicionalmente, o padrão de consumo das pessoas é forjado, visto que os serviços fornecidos pelos ecossistemas não têm sido adequadamente pagos pela sociedade (Motta, 1997), culminando em mercados irrestritos que podem levar ao comprometimento ou colapso dos ecossistemas (Magliano, 2019).

Segundo Magliano (2019), em muitos casos a sociedade se beneficiaria muito mais da proteção dos ecossistemas e de seus serviços do que dos resultados econômicos de mercados não regulamentados.

Portanto, considerando que a utilização dos recursos naturais pela sociedade não tem sido racional, nem sustentável, a incorporação de valor econômico aos bens e serviços fornecidos pelos ecossistemas para a humanidade é imprescindível e constitui uma aplicação da valoração econômica do meio ambiente. Neste sentido, o exercício da valoração econômica consiste em aferir diferenças provocadas por mudanças na qualidade ou quantidade dos serviços ecossistêmicos, que podem alterar os benefícios associados ou modificar os custos relacionados que afetam o bem-estar humano, podendo ser determinadas por mercados estabelecidos ou por atividades não constituídas em mercados (Costanza *et al.*, 1997).

Valorar compreende atribuir preço a características e atributos do meio ambiente sujeitos a contingências ambientais, econômicas e sociais que podem estar ou não associados a um uso (Motta, 1997).

Seu propósito compreende identificar o preço dos serviços ecossistêmicos fornecidos ou o valor monetário de um dano ambiental, este último com base no custo de reparação pelos danos causados ao meio ambiente (Corrêa; Souza, 2013).

Neste sentido, Corrêa e Souza (2013) abordam que a valoração econômica do meio ambiente pode ser, basicamente, de dois tipos: a valoração econômica ambiental

e a valoração econômica do dano ambiental. A primeira busca mensurar o preço dos serviços ecossistêmicos fornecidos enquanto a segunda busca mensurar o custo de reposição e compensação (que pode ser ecológica ou financeira) pela perda destes serviços ecossistêmicos.

O valor econômico associado ao meio ambiente, seja dos benefícios de um ganho ambiental, seja dos danos causados pela perda ambiental, tem o condão de influenciar o preço e o custo do bem ou serviço ambiental, respectivamente, e pode ser identificado pelo custo de oportunidade ou pela soma de parcelas do valor de componentes associados ao meio ambientes (Magliano, 2019).

O custo de oportunidade, que se refere ao valor econômico de bens e serviços que é abdicado devido a alocação de recursos em investimentos e gastos ambientais diversos e, de uma maneira geral, não é observável no mercado através de um preço que o reflita (Motta, 1997).

A soma do valor econômico de atributos e característica do meio ambiente, por sua vez, deriva o valor econômico do meio ambiente denominado Valor Econômico dos Recursos Ambientais (VERA) ou Valor Econômico Total (VET).

CNMP (2021) menciona que os economistas ambientais inicialmente distinguem o VET em Valor de Uso (VU) e Valor de Não Uso (VNU). Segundo os autores, VU se caracteriza por contemplar componentes predominantemente tangíveis do ambiente e geralmente associados a uma atividade econômica, enquanto VNU visa essencialmente os componentes intangíveis e independe do fluxo de serviços ecossistêmicos. De acordo com Magliano (2019), o VNU reflete o valor que surge para além da utilização dos bens e serviços dos ecossistemas, numa situação em que um determinado atributo ambiental pode ter pouco ou nenhum uso, mas que revela uma perda se tais coisas desaparecem.

O VU pode ser subdividido em Valor de Uso Direto (VUD), Valor de Uso Indireto (VUI) e Valor de Opção (VO). O VUD está relacionado ao uso real do recurso, consumível ou não; VUI referem-se aos benefícios derivados das funções ecossistêmicas e VO diz respeito a possibilidades de usos futuros, diretos e indiretos, dos recursos naturais e dos benefícios associados (CNMP, 2021). Há ainda o valor de quase-opção, que representa o valor potencial de um determinado recurso do meio ambiente para o qual a humanidade ainda não conhece as possibilidades de uso mas que, por se tratar de algo a ser utilizado no futuro, é incorporado ao valor de opção (Vieira, 2013).

As parcelas do VET referente ao VUI e VO, contudo, não são simples de serem estabelecidos, muito em função das limitações do conhecimento científico a respeito desses serviços ecossistêmicos para a qualidade de vida. Vieira (2013) reconhece que o valor de muito dos serviços ecossistêmicos prestados pelos ecossistemas naturais, por serem indispensáveis à sobrevivência humana, podem ser considerados imensuráveis.

Com relação ao VNU, de uma maneira geral, a literatura reconhece o Valor de Existência (VE), que não está ligado ao uso e sim a questões morais, éticas ou culturais relacionadas ao direito de existência de espécies não humanas ou preservação das riquezas naturais, mesmo que não representem uso atual ou futuro para o indivíduo (Motta, 1997; Corrêa; Souza, 2013; CNMP, 2021).

No entanto, Magliano (2019) pondera que rotular como VE motivações humanas como a conservação da natureza “em seu próprio direito” não integra o pensamento econômico convencional, assim como pode não fazer sentido expressar, em termos monetários, o valor de atributos do meio ambiente que tenha importância histórica, simbólica ou sociocultural.

Além disso, Magliano (2019) alerta para a falta de clareza na definição dos limites da categoria de VNU, visto que há autores, como ELD (2019) que reconhecem, como VNU, o valor atribuído pelas pessoas aos recursos ambientais a serem usufruídos pela geração futura (valor de herança ou “*bequest value*”) bem como o valor que expressa a disposição das pessoas em pagar para a manutenção de um ambiente saudável para todos os organismos vivos e não apenas humanos, denominado valor de administração (“*stewardship value*”).

Para Vieira (2013), VE é o componente que apresenta os maiores desafios de mensuração, por envolver aspectos que são baseados em conceitos subjetivos e que podem variar de acordo com os contextos social, econômico, cultural e político da sociedade.

Apesar de toda a controvérsia, o que importa é a possibilidade de o indivíduo atribuir valor econômico ao meio ambiente, seja na apropriação por uso ou não, independentemente de a situação ser atual ou futura (Motta, 1997). Neste sentido, há uma convergência para a taxonomia geral do valor econômico total (VET) conforme a equação 1:

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

A simplicidade da equação 1, contudo, não condiz com os desafios que se tem

para se mensurar o valor econômico total. A principal razão, sem dúvida, é o grau de dificuldade para encontrar preços de mercado que representam adequadamente o valor de cada componente no cômputo do VET, sendo que esta dificuldade é maior para VNU em relação ao VU, que também apresenta gradações no nível de dificuldade de VUI e VO, em relação a VUD (Motta, 1997).

Outra questão que merece destaque é que diferenças entre os tipos de valores (uso e não uso) na prática, é mais impreciso do que sugere a expressão VET. O Quadro 4, adaptado de ELD (2019), lista os tipos de valor econômico estimados para as categorias de serviços ecossistêmicos.

Quadro 5 – Tipos de valor econômico estimados para os serviços ecossistêmicos.

		Serviços de provisão	Serviços de suporte	Serviços de regulação	Serviços culturais
Valor de uso	Valor de uso direto	x		x	x
	Valor de uso indireto		x	x	x
	Valor de opção	x		x	x
Valor de não uso	Valor de existência				x

Fonte: Adaptado de ELD (2019).

Nestas condições, para mensurar um valor econômico, é necessário, portanto, definir um objetivo e identificar, se possível, as contribuições dos componentes para o alcance do objetivo (Magliano, 2019). E nesta seara caberá aos métodos de valoração econômica do meio ambiente captar o valor econômico das distintas parcelas dos componentes.

Os métodos de valoração econômica do meio ambiente possuem fundamentações teóricas diversas, devido a metodologias e base de dados disponíveis, comportamento do indivíduo e efeitos sobre o meio ambiente, implicando no alcance de cada um dos valores dos componentes do valor econômico total (Motta, 1997).

De acordo com a literatura consultada (Magliano, 2019, Motta, 1997, ELD 2019) os métodos de valoração se dividem, basicamente, em métodos baseados ou não na demanda, que se caracterizam pelo tipo de abordagem utilizada para estimar as mudanças de bem-estar e como tais mudanças são mensuradas.

Basicamente, os métodos não baseados em demanda utilizam preços de bens e serviços disponíveis no mercado utilizados para mensurar indiretamente o valor econômico de serviços ecossistêmicos, associados à variação de disponibilidade de tais serviços ecossistêmicos e à aferição dos benefícios ou dos custos ambientais (Motta, 1997).

Os métodos não baseados em demanda, também denominados função de produção ou método indireto (ABNT, 2009, Corrêa; Souza, 2013), tem seu emprego fundamentado no aproveitamento dos serviços ecossistêmicos como insumo – derivando os métodos da produtividade marginal, tal como o método dose-resposta – ou como substituto – culminando nos métodos de mercado de bens substitutos, tais como o método de custo de reposição, de custos evitados, de custos de controle, de custo de oportunidade e análise de equivalência de habitat – na produção de bens e serviços que possuem preço de mercado (Magliano, 2019, Motta, 1997).

Segundo ELD (2019), o que é mensurado pelos métodos não baseados em demanda é a mudança no bem-estar associada à mudança nos custos incorridos provenientes de uma piora ou melhora da qualidade ambiental.

Tais métodos tem emprego recorrente em decisões de gestão ambiental, desde que os dados relativos aos custos incorridos estejam disponíveis. Magliano (2013) *apud* Magliano (2019) afirma que os métodos não baseados em demanda são capazes de estimar, de forma mais objetiva e persuasiva, o valor econômico de um dano ambiental, no âmbito jurídico-criminal, justamente por se basear no exame de vestígios dos fatos.

Por outro lado, os métodos não baseados em demanda ignoram a influência da demanda na determinação do valor econômico dos serviços ecossistêmicos, o que tem levado segmentos mais especializados, como os economistas, a preferir os métodos baseado em demanda (ELD, 2019).

Os métodos baseados em demanda estimam diretamente o valor econômico dos serviços ecossistêmicos com base nas mudanças de bem-estar observadas em uma curva de demanda, quando comparada com a curva de oferta (ELD, 2019).

Neste sentido, a curva de demanda relacionada a análise do serviço ecossistêmico objeto de valoração pode ser obtida por meio de mercados de bens e serviços complementares ou de mercados hipotéticos construídos especificamente para o serviço ecossistêmico em análise, dando origem ao método das preferências reveladas e das preferências declaradas, respectivamente (Magliano, 2019).

O método das preferências reveladas usa preços de mercado de bens e serviços para estimar o valor econômico de serviços ecossistêmicos, com base nas preferências em função do comportamento de mercado dos indivíduos, assumindo-se que parte dos pagamentos e custos incorridos está associado ao serviço ecossistêmico objeto de valoração (ELD, 2019).

Neste sentido, a função de demanda, que é gerada mantendo-se a renda constante e variando a utilidade derivada dos bens e serviços (curva de demanda Marshalliana), é utilizada para estimar variações no nível de bem-estar pelo excesso de satisfação que uma pessoa obtém quando paga um preço (ou nada paga) por um bem e serviço abaixo do que estaria disposto a pagar, denominado excedente do consumidor e corresponde a área da área abaixo da curva de demanda e acima da linha de preço, em que o benefício (ou custo) da variação de disponibilidade do serviço ecossistêmico será dado pela variação no excedente do consumidor medida pela curva de demanda Marshalliana estimada (Motta, 1997). O método do custo de viagem e dos preços hedônicos são exemplos de métodos das preferências reveladas.

O método das preferências declaradas estima o valor econômico dos serviços ecossistêmicos a partir da intenção dos indivíduos ao declarar o quanto eles estariam dispostos a pagar por um aumento na prestação de um serviço ecossistêmico ou o quanto eles estariam dispostos a aceitar uma diminuição na provisão (ELD, 2019). Neste caso, a curva de demanda é obtida por meio de uma função baseada na alteração dos níveis de renda (curva de demanda Hicksiana), que podem ser identificadas em uma pesquisa que questiona, junto a uma amostra da população, valores de pagamento (ou recebimento) frente às variações de disponibilidade do serviço ecossistêmico (Motta, 1997).

A disposição a pagar, neste caso, representa a área sob a curva de demanda e expressa a quantidade de renda que o indivíduo está disposto a ceder (ou receber) para assegurar um benefício (ou custo) relacionado aos serviços ecossistêmicos (ELD, 2019). O método da Valoração Contingente e da Modelagem ou Experimento de Escolhas são os principais exemplos de métodos das preferências declaradas. A Figura 4 sintetiza os principais métodos de valoração econômica.

Embora a metodologia de preferências declaradas tem sido desenvolvida para estimar valores de não uso (ELD, 2019), os métodos baseados em demanda, de uma maneira geral, são propensos a vieses experimentais, fazendo com que sejam alvo de críticas. Segundo Magliano (2019), a complexidade e incerteza científica destes

métodos, a incapacidade dos entrevistados individuais de dimensionar o problema e o fato de que valores morais-espirituais de certas sociedades podem não comportar a previsão de substitutos ou de compensação monetária podem restringir a adequação da valoração econômica dos serviços ecossistêmicos.

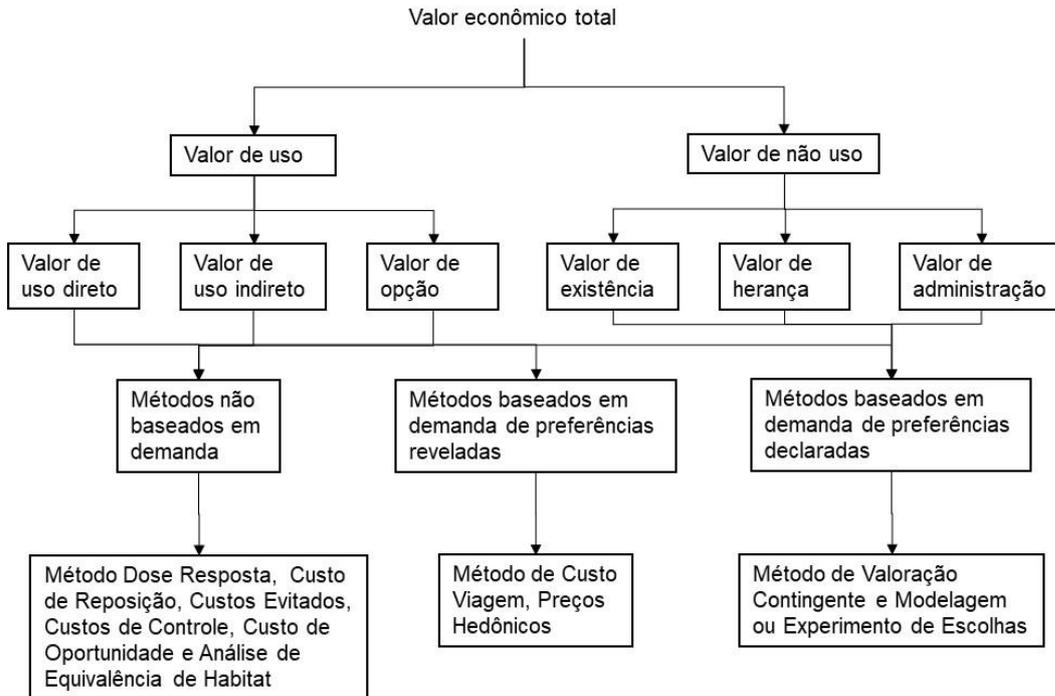


Figura 4 – Valor econômico total e métodos de valoração econômica.

Fonte: ELD (2019), adaptado pelo Autor.

2.7 MÉTODOS DE VALORAÇÃO APLICÁVEIS PARA EXPRESSÃO DO VALOR ECONÔMICO DO DANO À VEGETAÇÃO

A Tabela 1 apresenta uma síntese de estudos científicos, nacionais e internacionais (estes últimos, com enfoque em áreas situadas em regiões áridas e semiáridas) cujos resultados buscam expressar um valor econômico para a vegetação sob diversas circunstâncias de dano ambiental.

Com relação aos métodos de valoração, é importante destacar que o valor apurado não se refere ao dano ambiental propriamente dito, mas a um valor econômico que expressa a diferença entre os atributos ambientais dos bens e serviços ecossistêmicos prestados em diferentes níveis de magnitude da ocorrência do dano, aos custos associados a uma alternativa de reparação desses danos ou ao valor monetário de medidas aplicáveis que poderiam impedir e/ou corrigir a ocorrência do dano por meio da internalização de externalidades ambientais negativas.

Tabela 1 – Resultado de estudos científicos sobre métodos de valoração econômica do dano ambiental.

Ano	Objeto da valoração	País (região)	Método de valoração	Valores estimados¹	Referência
2006	Disposição a pagar (DAP) que represente o Valor de Existência (VE) de uma floresta que sofreu uma redução de quase metade de sua área florestal.	Irã (Norte do país, adjacente ao mar Cáspio).	Método da Valoração Contingente	US\$ 198,7/ha (VE estimado unitário) R\$ 2.924,51/ha ²	Amirnejad <i>et al.</i> , 2006
2012	Estudo de cenários (dentre os quais consta o de conservação ambiental e de restauração florestal) para o uso do solo em ambiente semiárido de bacia hidrográfica.	Espanha (Bacia Hidrográfica de Nacimiento)	Experimento de Escolhas Discretas	R\$ 27.422,72/ha ³	García-Llorente <i>et al.</i> , 2012
2012	Valor econômico da regeneração natural como um serviço do ecossistema para a restauração florestal.	Brasil (estado de São Paulo, região de Floresta Estacional Semidecidual)	Método dos Custos Evitados (baseado na resiliência da área e nas condições do entorno).	R\$ 12.151,80/ha ⁴	Aranha; Souza, 2012
2013	Valoração econômica de danos ambientais para utilização em perícias ambientais criminais.	Brasil (Distrito Federal)	Custo de reposição e taxa de juros decrescentes	R\$ 3.300,94/ha ⁵ R\$ 36.613,39/ha ⁶	Corrêa; Souza, 2013
2013	Valoração econômica de danos a ecossistemas florestais para utilização em perícias ambientais criminais.	Brasil (estado de Santa Catarina)	Custo de reposição e fatores de correção para serviços ambientais, estágio de regeneração da vegetação, uso do solo e proteção legal.	R\$ 116.291,7/ha (estudo de caso 1) R\$ 97.778,7/ha (estudo de caso 2) R\$ 63.897,2/ha (estudo de caso 3)	Vieira, 2013
2015	Valoração econômica de danos a ecossistemas florestais para utilização em perícias ambientais criminais.	Brasil (estado do Rio Grande do Sul)	Custo de reposição e um valor inicial relacionado a dados dendrométricos do produto extraído ponderado por índices relacionado a fatores como estágio de regeneração da vegetação e à proteção legal.	R\$ 43.311,50/ha	Bergmann; Huller; Carli, 2015

Continua...

Continuação...

Ano	Objeto da valoração	País (região)	Método de valoração	Valores estimados¹	Referência
2016	Valoração econômica de danos a ecossistemas florestais para utilização em perícias ambientais criminais.	Brasil (município de Capim Grosso, semiárido da BA)	Custo de reposição e método da capitalização de renda	R\$ 53.508,38/ha	Klotz, 2016
2018	Identificação da disposição a pagar pela recuperação da Caatinga no município de Mossoró, RN.	Brasil (município de Mossoró, RN)	Método da Valoração Contingente	R\$ 40.946,38/ha	Araújo; Maia, 2018
2019	Valoração econômica de danos ambientais para utilização em perícias ambientais criminais	Brasil (região de Mata Atlântica do estado de São Paulo)	Análise de Equivalência de Habitat	R\$ 17.419,1/ha (estudo de caso 1) R\$ 36.936,5/ha (estudo de caso 2) R\$ 25.940,2/ha (estudo de caso 3)	Pavanelli; Voulvoulis, 2019
2022	Identificação da disposição a pagar pela recuperação do rio Poti no município de Crateús, CE.	Brasil (município de Crateús, CE)	Método da Valoração Contingente	R\$ 153.434,24/ha	Loyolla, 2022

Notas: ¹Valores estimados em R\$/ha e corrigido pela inflação até dezembro de 2023; ²Valor em dólar convertido para real e corrigido pela inflação até dezembro de 2023; ³Valor em euro convertido para real e corrigido pela inflação até dezembro 2023; ⁴área com baixa resiliência e potencial de dispersão ausente; ⁵custo de reposição estimado pela regeneração natural; ⁶custo de reposição estimado pelo plantio de mudas.

Busca-se atribuir um valor monetário à redução no nível de bem-estar (métodos baseados em demanda) ou no nível de produtividade (métodos não baseados em demanda ou de função de produção) que a sociedade deixa de apropriar em decorrência de um dano ambiental ocasionado pela ocorrência de uma lesão aos recursos florestais e serviços ecossistêmicos associados (Magliano, 2019).

O que se faz, na prática, é captar um VET que busque expressar um valor instrumental (econômico) para o dano ambiental e, apesar do número crescente de métodos de valoração econômica atualmente utilizados, nenhum deles é eficiente para aferir sozinho um valor econômico que expresse de maneira integral a lesão provocada sobre a vegetação e as perdas ecológicas e sociais causadas pelo dano.

É possível identificar limitações metodológicas e de informações disponíveis nos diferentes métodos de valoração econômica do meio ambiente, fazendo com que a escolha de um ou mais métodos dependa do objetivo da valoração, das hipóteses assumidas, da disponibilidade de dados e do conhecimento da dinâmica ecológica do bem e serviços ecossistêmicos que se pretende valorar (Corrêa; Souza, 2013).

A exploração intensiva dos recursos florestais provoca danos que culminam na interrupção no fluxo de provimento dos recursos florestais, perda no estoque ou capital natural, bem como no decréscimo da qualidade ambiental, que vão afetar de maneira adversa o bem-estar humano. Dessa forma, a valoração econômica do dano deve incluir as perdas ecológicas e sociais, conforme o caso.

A conversão desse dano ambiental em um montante financeiro, como se observa, é um desafio para as ferramentas de valoração econômica do meio ambiente e sua escolha adequada é essencial para o dimensionamento da reparação com relação às perdas e prejuízos incorridos, considerando mensuração dos danos e de sua repercussão, bem como atribuição do valor econômico apropriado.

2.8 MÉTODOS DE VALORAÇÃO ECONÔMICA QUE SE PRETENDE UTILIZAR NO PRESENTE TRABALHO

Alguns trabalhos apresentados na Tabela 1, notadamente aqueles realizados no Brasil, tais como Corrêa e Souza (2013), Vieira (2013), Bergmann, Hüller e Carli (2015) e Klotz (2016) possuem uma característica em comum de utilizar um método indireto (não baseado em demanda) de valoração que incorpora no VET de um dano ambiental aos recursos florestais um VUD mais um VUI. São trabalhos adaptados ao

cotidiano da perícia criminal ambiental que busca, por meio de estimativas de custos da recuperação, obter aproximações, sob o resguardo dos princípios da proporcionalidade e da razoabilidade, do valor econômica que o dano causa.

Cabe salientar, ainda, que os trabalhos mencionados no parágrafo anterior convergem ao definir o custo de reposição como um VUD, embora não haja uma convergência entre os autores para uma proposta comum, no que tange a definição do VUI.

2.8.1 Método do Custo de Reposição

O Método do Custo de Reposição (MCR) consiste na estimativa do custo para recuperação ambiental mediante revegetação da área degradada (Bergmann; Hüller; Carli, 2015), em que os preços dos insumos e dos serviços necessários aos trabalhos de recomposição da vegetação são orçados e o valor obtido é imputado ao agente causador do dano (Corrêa; Souza, 2013).

No caso da exploração florestal ilegal causadora de dano ambiental, a ideia básica por trás do método consiste em predizer um valor econômico, para fins de reparação ambiental, necessário à recomposição da cobertura de vegetação da paisagem no local degradado.

Segundo Vieira (2013), as principais vantagens do MCR estão relacionadas à sua simplicidade, praticidade e rapidez de aplicação, não exigindo levantamento de dados complexos em campo (uma pesquisa simples de preços, com base em valores disponíveis no mercado tradicional de bens e serviços é o suficiente) ou análises estatísticas e econométricas aprofundadas.

Por outro lado, o método possui desvantagens, pois nem todos os atributos ambientais perdidos são repostos pela substituição do recurso, fazendo com que os valores sejam subestimados, por não internalizar a perda dos serviços ambientais prestados pelo ecossistema tampouco o tempo em que esses serviços ecossistêmicos ficarão indisponíveis (Vieira, 2013).

Por conta disso, visando minimizar o efeito desta limitação, adaptações ao método do custo de reposição foram desenvolvidas, a exemplo dos trabalhos supramencionados, em que se buscou, por meio da incorporação de fatores de correção, aplicar um adicional de forma a contemplar, ainda que parcialmente, parcela de valores intangíveis na estimativa do valor econômico do dano ambiental.

2.8.2 Método do Custo de Viagem

O Método de Custo de Viagem (MCV), embora não tenha sido contemplado entre os estudos científicos que embasam a revisão sobre métodos de valoração econômica do dano ambiental, justamente por não ser uma metodologia recomendada para este tipo de avaliação (Magliano, 2019), merece guarida, em razão da análise que se pretende realizar baseada na demanda relacionada ao acompanhamento da recuperação/ regeneração de áreas desmatadas objeto de auto de infração.

O MCV é apontado como uma abordagem de estimação da demanda de sites específicos e se trata de um método de preferências reveladas baseado na Teoria da Demanda, que assume que a demanda associada a visita de um ou múltiplos sites é inversamente relacionada aos custos de viagem (Parsons, 2013).

De uma maneira geral, o MCV é aplicado em situações que envolve a aferição de um benefício atrelado ao valor de uso, por um determinado período, relacionado à experiência dos indivíduos com as amenidades advindas dos bens e serviços existentes associados, tais como beleza cênica, contato com a natureza, observação da fauna silvestre, atividades ao ar livre, dentre outros (Aragao, 2017), podendo também ser aplicado em situações que envolvem a conservação da biodiversidade (Sánchez; Baerenklau; González-Cabán, 2016).

O gasto dispendido pelo indivíduo nas atividades relacionadas à visitação, tais como deslocamento, hospedagem e taxas de ingresso, etc, representam o custo de viagem ao sítio natural e a análise deste custo permite fazer uma aproximação da disposição a pagar quanto aos benefícios oriundos da experiência vivenciada (Motta, 1997).

A literatura possui diversos estudos de casos que ilustram a utilização do MCV para estimar a demanda em situações de visitação, com vistas a obter o valor do benefício econômico, com destaque para aplicação em casos de recreação em locais turísticos, especialmente áreas protegidas e regiões costeiras (Aragao, 2017; Nicita; Signorello; Salvo, 2015; Von Haefen; Phaneuf; Parsons, 2004).

O MCV pode também ser aplicado para obter o valor econômico dos recursos florestais e subsidiar uma tomada de decisão sobre políticas públicas referente a gestão e o manejo florestal. Contudo, trabalhos sob a ótica da aplicação do MCV para se aferir o impacto monetário sobre os serviços ecossistêmicos fornecidos pelas florestas são raros e escassos. Sánchez, Baerenklau e González-Cabán (2016), por

exemplo, aplicaram MCV para estimar, em termos monetários, as consequências do impacto causado por incêndios florestais, na demanda do serviço de recreação por trilheiros, em Floresta Nacional do Sul da Califórnia.

Modelos de dados de contagem (Count Data Model – CDM) e os modelos de maximização da utilidade aleatória (*random utility maximization* – RUM) são dois dos tipos de MCV com emprego mais recorrente (Nicita; Signorello; Salvo, 2015).

CDM e RUM fazem parte dos MCV no contexto das escolhas individuais (Lloyd-Smith, 2020), sendo este caracterizado como de margem extensiva (isto é, que alternativa escolher) e aquele de margem intensiva (ou seja, o quanto – intensidade – de uma determinada alternativa) (Nicita; Signorello; Salvo, 2015). Ambos os modelos integram os Modelos De Escolhas Múltiplas Discretas – Contínuas (*multiple discrete-continuous choice* – MDC) e são empregados em aplicações abrangendo transporte, saúde, marketing e tomada de decisões envolvendo recursos naturais (Lloyd-Smith, 2020).

Os modelos MDC, contudo, apresentam limitações quando empregadas em sistema de modelos econômicos (Von Haefen; Phaneuf; Parsons, 2004), o que tem representado uma lacuna na aplicação desses modelos em dados envolvendo exemplos reais (Lloyd-Smith, 2020).

Para esta situação, o modelo Kuhn-Tucker (KT) é apontado como um “*framework*” para modelar demanda com base nos MCV mencionados, permitindo obter soluções consideradas consistentes (Lloyd-Smith, 2020; Nicita; Signorello; Salvo, 2015; Von Haefen; Phaneuf; Parsons, 2004). A formulação matemática encontra-se na seção de metodologia do Capítulo 2.

Segundo Nicita; Signorello; Salvo (2015) o modelo KT estima a demanda por viagens ao longo de um período, em vez de uma ocasião escolhida, modelando simultaneamente as decisões de seleção de um site e de intensidade quanto a visitas de um determinado site.

Os modelos KT, inicialmente empregados em análises envolvendo demanda de recreação, vem sofrendo progressos e melhoria tem sido incorporadas nas estruturas de modelagem econométrica, tais como a aplicação em um conjunto com um número grande de escolhas e a incorporação de heterogeneidade não observada (Lloyd-Smith, 2020; Nicita; Signorello; Salvo, 2015; Von Haefen; Phaneuf; Parsons, 2004). O modelo KT foi a abordagem escolhida por Sánchez; Baerenklau; González-Cabán (2016) para a análise do impacto dos incêndios florestais na demanda e

consequentemente no valor de uso da conservação da biodiversidade.

2.8.3 Análise de Equivalência de Habitat

A Análise de Equivalência de Habitat (*Habitat Equivalency Analysis* – HEA) foi contemplada nos resultados de estudos científicos sobre métodos de valoração econômica do dano ambiental da Tabela 1, como ferramenta para auxiliar na expressão do valor econômico associado a uma alternativa de reparação de danos ambientais, bem como para aferir perdas de atributos ambientais, em termos monetários, causados pela redução de área florestal em um determinado local.

A HEA tem como uma grande virtude a quantificação da perda, no espaço e no tempo, de Serviços Ecossistêmicos (SE) provocadas pelo cometimento de um dano ambiental um aspecto que dada as dificuldades de mensuração, acaba sendo negligenciado na valoração econômica do dano ambiental.

Cabe destacar que a HEA deriva da metodologia de equivalência de habitat, descrita inicialmente pela Agência Ambiental de Proteção dos Estados Unidos (*Environmental Protection Agency* – EPA) para dimensionar a mitigação de áreas úmidas (King; Adler, 1991). Didaticamente a equivalência de habitat funciona conforme ilustração da Figura 5.

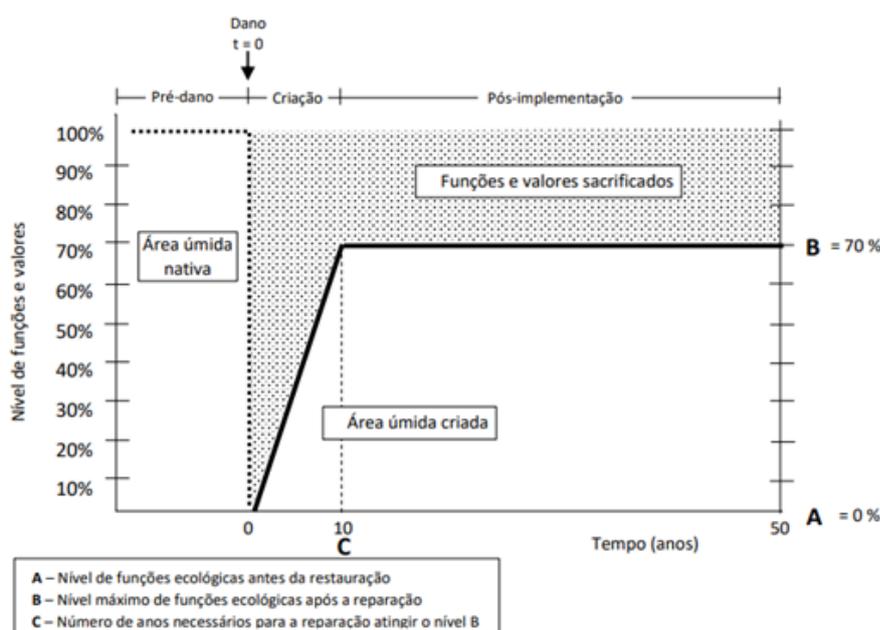


Figura 5 – Ilustração abordando o funcionamento da técnica de equivalência de habitat.

Fonte: Magliano (2019), adaptado de King; Adler (1991).

Após a identificação do dano, deve-se buscar, sempre que possível a restituição dos serviços ecossistêmicos por meio da criação de um ambiente (área de reposição), que pode ser a recuperação da área degradada ou, na sua impossibilidade a compensação por uma área com características ecológicas semelhantes ou mesmo a substituição por equivalente, este último quando a avaliação ocorrer nos estágios iniciais do dano ambiental.

A diferença entre o que era esperado em termos de serviços ecossistêmicos para a área caso estivesse em sua condição natural e o que é esperado para ser fornecido pela área de reposição, corresponde a perda de serviços ecossistêmicos (área sacrificada) e pode ser representada, em termos percentuais, pela divisão da área do ambiente sacrificado (trecho sombreado do gráfico) pela área total do gráfico, tomada durante o período em que se buscará suprir total de serviços sacrificados no período intercorrente.

Esta perda percentual, referida como L, pode ser usada para definir o índice de compensação (IC), pela expressão $IC = 1/(1-L)$ (Magliano, 2019). Este índice de compensação, que dimensiona a reparação compensatória necessária para repor as perdas intercorrentes, é baseado em parâmetros que indicam o nível de serviços ecossistêmicos fornecidos pela área antes do dano ambiental, o nível de serviços ecossistêmicos da área após os efeitos das ações de mitigação (recuperação, compensação ou substituição por equivalente), número de anos necessários para a reparação de danos produzir os efeitos e número de anos para que a reparação de danos seja iniciada após a ocorrência do dano ambiental (Adler; King, 1991).

Cabe salientar, conforme Adler e King (1991), que neste cenário de mitigação para reparação integral dos danos, o IC gera razões de compensação maiores que 1:1, pois a recuperação da área ou a implementação da compensação ou do substituto equivalente demanda tempo para restabelecer o nível de serviço ecossistêmico que fora sacrificado em decorrência do dano ambiental e nem sempre esses ambientes criados gera a reposição integral dos serviços ecossistêmicos.

Além disso, é importante considerar que o valor presente no nível de SE perdidos possui diferenças quando comparadas com o valor no nível de SE restituídos, que nem sempre funcionam como o esperado, sendo necessária considerar uma incerteza sobre tais valores (Magliano, 2019).

Como o objetivo é garantir que os ganhos em termos de serviços adicionais oriundo da área de reposição sejam equivalentes às perdas provocadas pelo dano

ambiental causado na área sacrificada, a metodologia de equivalência de habitat foi aprimorada com a incorporação de aspectos econômicos, em um trabalho que tinha como foco a avaliação de danos aos recursos naturais utilizando uma espécie de anuidade ambiental (Unsworth; Bishop, 1994 *apud* Magliano, 2019), conforme base conceitual disposta na Figura 6.

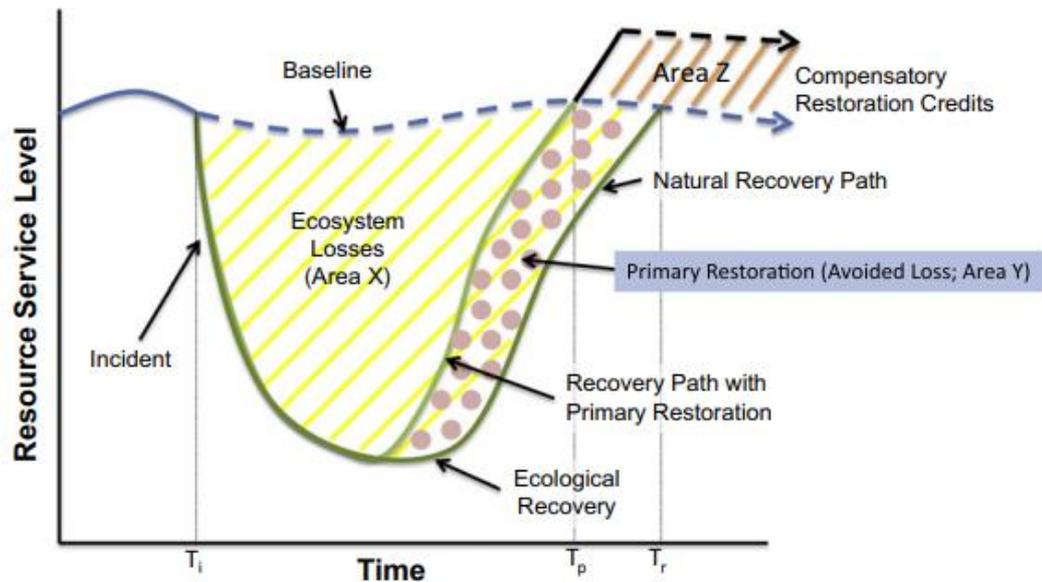


Figura 6 – Base conceitual da HEA.

Fonte: Hanson *et al.* (2013).

De acordo com Unsworth e Bishop (1994) *apud* Magliano (2019), o fluxo dos serviços prestados anualmente pela área de reposição é comparado com o fluxo dos serviços que seria anualmente prestado pela área afetada pelo dano ambiental e uma vez observado valores adicionais nos serviços prestados pelo ambiente criado, efeitos de desconto ao longo do tempo são propiciados na compensação das perdas.

Esta nova abordagem que inclui pressupostos econômicos e ecológicos é denominada Análise de Equivalência de Habitat (*Habitat Equivalency Analysis* – HEA) e pode ser entendida como um meio para estimar a quantidade de serviços ecossistêmicos que seriam necessários e suficientes para compensar e/ou repor a perda de serviços ocorrida entre a data do início do dano e a do restabelecimento dos serviços, com a reparação dos danos causados (Magliano, 2019).

Segundo Desvougues *et al.* (2018), para a obtenção de uma estimativa confiável, na implementação da HEA, dos danos a ser quantificado e da reposição a ser dimensionada, é preciso: (i) que os serviços prestados pela área de reposição sejam comparáveis aos prestados pela área sacrificada; (ii) que os valores dos serviços

perdidos pelo dano e ganhos pela reparação compensatória sejam equivalentes e constantes ao longo do tempo; (iii) que a mudança no nível de serviços ecossistêmicos seja marginal; e (iv) que os custos tanto da compensação quanto dos serviços perdidos sejam iguais.

Para que essas suposições sejam mantidas, fatores-chave como a escolha da métrica, medição da linha de base, a taxa de desconto e as incertezas devem ser considerados.

Identificar e medir serviços ecossistêmicos é complexo e a escolha de uma métrica que seja capaz de refletir o nível de serviços ecossistêmicos perdidos na área sacrificada assim como o nível dos serviços ecossistêmicos ganhos na área de reposição é uma das dificuldades de aplicação da HEA (Desvousges *et al.*, 2018).

Os indicadores podem ser escolhidos de acordo com características ou atributo ambiental que está sendo representado em um contexto, cuja avaliação da variação de disponibilidade pode representar uma *proxy* do nível de serviços ecossistêmicos, sendo que um decréscimo nesse fluxo, por sua vez, representa uma *proxy* do dano cometido (Magliano, 2019).

Além da questão da representatividade do habitat criado ou sacrificado por parte da métrica, Magliano (2019) enfatiza que deve ser dada preferência a métricas quantitativas, que são mais precisas e transparentes em relação ao cálculo de perdas e ganhos do que as métricas qualitativas, que por serem mais sujeitas a viés de interpretação e julgamento subjetivo, devem ser evitadas, na medida do possível.

A linha de base, notadamente a sua determinação, é também considerada uma etapa crítica e complexa. De acordo com Magliano (2019) tendo em vista a definição adotada pela Diretiva de Responsabilidade Ambiental (*Environmental Liability Directive* – ELD) da União Europeia, a linha de base refere-se à condição dos recursos naturais que teriam existido se o dano ambiental não tivesse ocorrido, estimado com base na melhor informação disponível.

Importante salientar que os ecossistemas fornecem um nível de serviços antes da ocorrência do dano ambiental assumido como 100%, como um ponto de partida para a avaliação (Hanson *et al.*, 2013), cuja determinação pode ser mais difícil em casos de dano a longo prazo, mudanças e usos significativos que afetam o habitat, presença de elementos estressores externos (limitações edafoclimáticas) e indisponibilidade de dados do local objeto de avaliação, sendo necessário a busca de locais de referência e adaptar para o caso concreto (Desvousges *et al.*, 2018).

A taxa de desconto é utilizada para corrigir diferenças que podem ocorrer em um determinado período no valor entre perdas e ganhos de serviço ecossistêmico, uma vez que é assumido que os benefícios acumulados no futuro (ganhos) decorrentes da reparação compensatória vale menos que os benefícios que se deixa de receber no presente (perdas) por ocasião do dano ambiental (Magliano, 2019).

Magliano (2019) e Desvousges *et al.* (2018) em suas revisões a respeito da taxa que pode ser aplicada para contabilizar o desconto dentro do fluxo do valor de ativo e de passivo ambiental dos serviços ecossistêmicos, identificaram que o modelo HEA, de uma maneira geral, utiliza uma taxa de desconto de 3% ao ano, tendo sido identificado taxa cuja variação chega a até 8% ao ano, sendo menor quanto maior o prazo para que a HEA gere efeitos de reparação compensatória.

A taxa de desconto também pode ser utilizada para incorporar incertezas do fluxo de benefícios do ganho ambiental oriundo de uma reparação compensatória e dos custos decorrentes das perdas causadas por um dano ambiental, além de poder ser considerado a possibilidade de incorporação dessas incertezas diretamente no cálculo de benefícios e custos (Magliano, 2019).

A incerteza, compreendida como a perda intercorrente e/ou os ganhos da reparação compensatória não aproveitada ou estimada de maneira incorreta pode afetar a HEA e pode ter relação com fatores como a quantificação do passado do local do dano, quantificação do futuro do sítio de reparação compensatória, julgamento profissional, equivalências entre habitats distintos, estimativas do fluxo de serviços ecossistêmicos e definição de taxas que reflitam uma incerteza geral (Desvousges *et al.*, 2018).

Apesar dos fatores-chave que precisam ser considerados com cuidados para a implementação da HEA, esta preenche uma lacuna no processo de avaliação dos danos aos recursos naturais, considerando valores de uso e não uso, sendo que os valores de uso (notadamente os valores de uso indireto) podem ser consideradas o principal objeto da reparação compensatória (Corrêa; Souza, 2013).

A HEA é bastante empregada nos Estados Unidos, onde surgiu, foi aprimorada e amplamente experimentada, conforme Desvousges *et al.* (2018). Além disso, a HEA foi regulamentada para avaliação de danos de recursos naturais no âmbito da CERCLA (*Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act*), cuja validade, embora tenha sido contestada, foi defendida e mantida por decisões judiciais de Tribunais Americanos como técnica apropriada para determinar a

dimensão de projetos de reparação compensatória quando os serviços perdidos se referem a uma função biológica ou ecológica da área (Magliano, 2019).

A experiência americana possivelmente inspirou a adoção, por parte da União Europeia, de métodos de equivalência similares à HEA em regulamentos relativos à responsabilidade ambiental em termos de prevenção e reparação de danos com o propósito de dimensionar a reparação compensatória de organismos e/ou habitat (Desvousges *et al.*, 2018), contando também com ampla experimentação (Bezombes, 2017 *apud* Magliano, 2019).

No Brasil, a aplicação da HEA ainda é incipiente, com experimentação pontual e limitada a alguns poucos estudos de casos publicados envolvendo situações de derramamento de óleo (Kaskantziz, 2010), contaminação do solo e da água superficial (Cotrim, 2012) e desmatamento (Pavanelli; Voulvloulis, 2019).

Magliano (2019) apresentou aspectos fundamentais de diversos métodos de valoração econômica do meio ambiente, tais como definição, vantagens e desvantagens e a partir de uma análise crítica, identificou a HEA como uma abordagem mais próxima das necessidades de valoração econômica do meio ambiente em casos de danos aos recursos florestais.

A despeito da baixa experiência e da falta de competências legais que permeiam a aplicação da HEA no Brasil, é importante salientar a iniciativa do Ministério Público (MP) de fomentar debates a respeito da HEA, a reconhecendo como procedimento relevante para fixar um montante de recurso quando da avaliação de um dano ambiental causado, com a ressalva de que a definição de critérios e parâmetros seja cuidadosa, face a complexidade dos serviços ecossistêmicos (CNMP, 2021).

CAPÍTULO 1
REPARAÇÃO POR DANOS CAUSADOS PELA EXPLORAÇÃO FLORESTAL
ILEGAL DA CAATINGA A PARTIR DE PROCEDIMENTO ADMINISTRATIVO
SANCIONADOR DO IBAMA

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, destaca-se que Constituição Federal incumbiu a tarefa de assegurar a efetividade do meio ambiente ecologicamente equilibrado (Brasil, 1988), cabendo ao poder público a apuração da ocorrência de danos ambientais (Brasil, 1998).

Nesse sentido, o Estado, por meio dos órgãos competente do Sistema Nacional de Meio Ambiente (Sisnama) que atuam na proteção do meio ambiente, procura apurar, em processos administrativos, as violações às regras jurídicas (infração administrativa ambiental) com relação ao uso e exploração dos recursos florestais, tais como o corte ou supressão da vegetação nativa sem autorização da autoridade ambiental competente, impedimento à regeneração natural, uso do fogo sem licença e execução de Plano de Manejo Florestal Sustentável - PMFS em desacordo com o aprovado por órgãos competente do Sisnama (Brasil, 1998, 2008, 2012).

Nos procedimentos administrativos de apuração da infração administrativa ambiental (procedimento administrativo sancionador) contra a flora, a verificação dos danos ambientais compreende constatar as consequências da ação ou omissão não somente em relação a conduta do agente, haja vista os prejuízos impostos à sociedade pela degradação dos recursos florestais, considerados bens de uso comum (Brasil, 2008, 2012; Corrêa; Souza, 2013; Magliano, 2019).

As avaliações decorrentes da apuração da infração administrativa ambiental devem subsidiar a tomada de decisão com relação recuperação do dano ambiental provocado pelo agente degradador. A este respeito, Schmitt (2015) menciona, que o procedimento administrativo sancionador, em nível federal, é pouco eficaz no que diz respeito à reparação de danos, por dificilmente conseguir obrigar o infrator a recuperar o dano. Contudo, como destaca o próprio autor, a menção é feita de forma empírica, pois a análise da situação da reparação de danos ambientais esbarrou a ausência de dados sistematizados e de medidas mensuráveis no âmbito do processo administrativo sancionador em nível federal.

Tendo em vista o exposto, o presente capítulo consiste em compilar dados e avaliar se danos ambientais decorrentes do corte ou supressão irregular da vegetação nativa no sertão do estado de Pernambuco estão sendo reparados, a partir do processo administrativo sancionador em nível federal, buscando identificar, se possível, as bases sobre as quais a reparação de danos está acontecendo, bem como identificar e indicar possíveis soluções para ampliar a capacidade de reparação.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo da primeira etapa deste trabalho compreende o Semiárido do estado de Pernambuco, abrangida pelas mesorregiões do Sertão Pernambucano e do São Francisco Pernambucano. Ao todo a região possui uma área de cerca de 62,3 mil km², e está compreendida entre as latitudes 7°16'22,6" S e 9°28'58,4" S e as longitudes 36°53'48,7" W e 41°21'30,0" W (Figura 1).

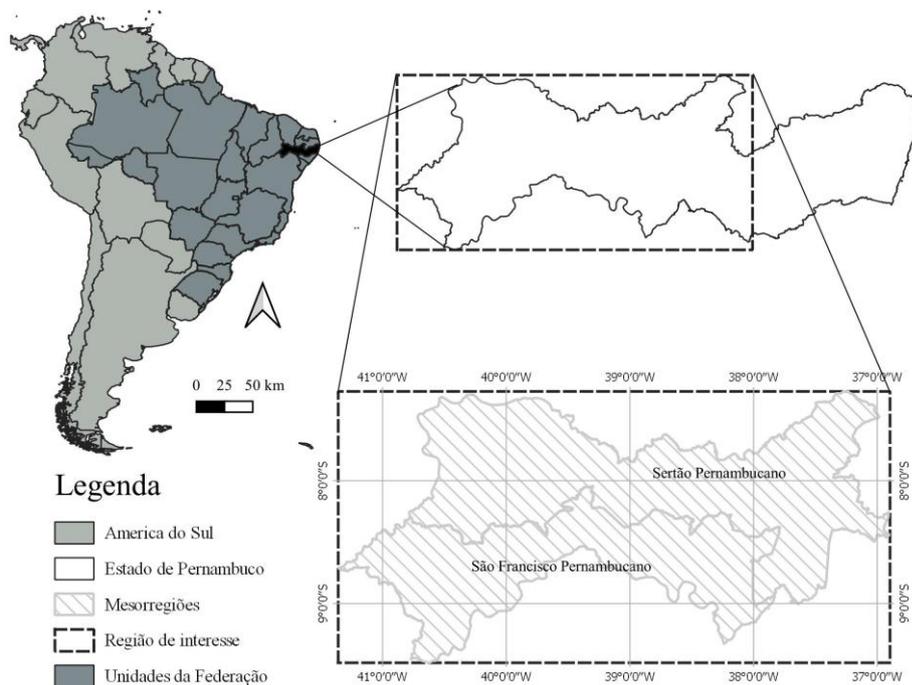


Figura 1 – Localização da área de estudo.

Fonte: IBGE (2019), elaborado pelo Autor.

A região de interesse está submetida a um clima predominantemente semiárido caracterizado por apresentar temperaturas altas e pouco variáveis e precipitação limitante e irregular conforme se observa na Figura 2.

As altitudes (Figura 3), aferidas por meio de modelo digital de elevação (MDE) derivados da missão SRTM (Farr *et al.*, 2007) podem ser consideradas relativamente baixas, com valores que variam de 248 metros a 1.079 metros, sendo que alguns pontos que ultrapassam 1.000 metros de altitude.

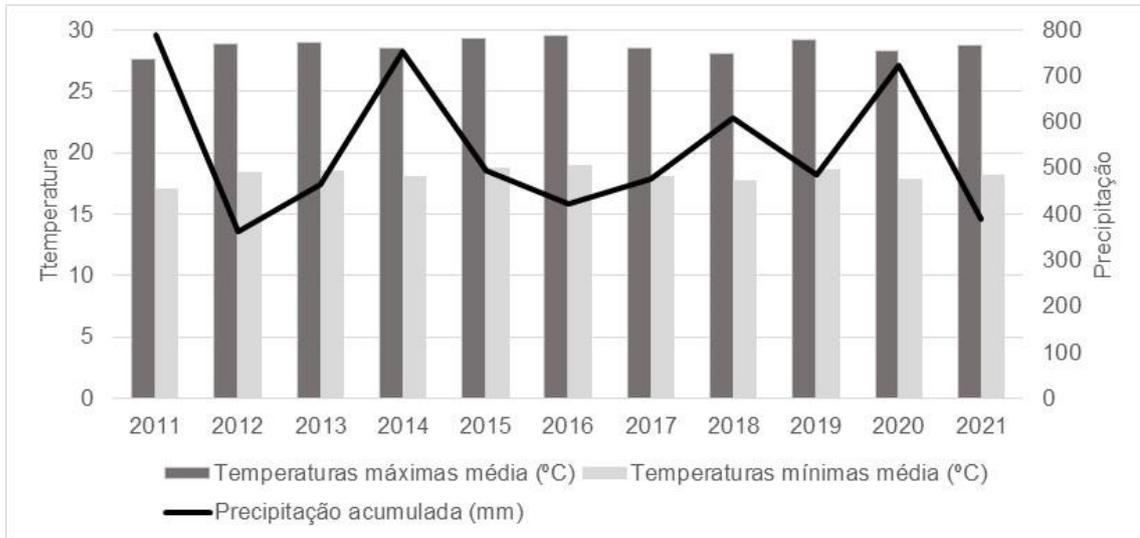


Figura 2 – Dados climáticos registrados de temperatura e precipitação para a área de estudo, entre os anos de 2011 e 2021.

Fonte: Dados da coleção de imagens Terraclimate (Abatzoglou *et al.*, 2018) disponível no Google Earth Engine (Gorelick *et al.*, 2017). Elaborado pelo Autor.

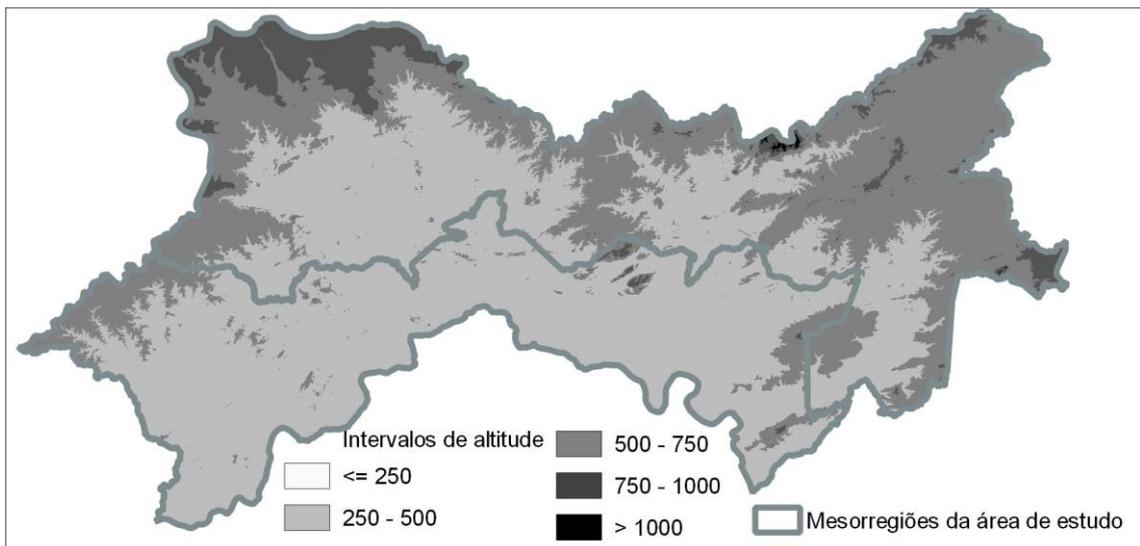


Figura 3 – Dados de elevação, em metros e por intervalo de altitude para a área de estudo.

Fonte: Dados da imagem SRTM (FARR *et al.*, 2007) disponível no Google Earth Engine (GORELICK *et al.*, 2017). Elaborado pelo Autor.

Os solos são variáveis, com predominância de solos pouco desenvolvidos, tais como Neossolos, Luvisolos e Planossolos (Sampaio, 2010).

O clima predominantemente semiárido e a considerável diversidade de situações ambientais, de cunho edafoclimático, condicionam uma flora muito diversificada e fisionomias que vão desde campos de herbáceas a matas densas, com predominância das caatingas arbustivas relativamente abertas (Loiola; Roque;

Oliveira, 2012).

Para se ter uma ideia do quão diversificada é a flora do sertão do estado de Pernambuco, compreendido pelas mesorregiões do Sertão e do São Francisco Pernambucano, uma consulta ao banco de dados de flora da rede specieLink, para a região de estudo há mais de 42.500 registros, contemplando 3.099 espécies, pertencentes a 1.108 gêneros e 271 famílias (CRIA, 2021).

2.2 FONTE E COLETA DOS DADOS SOBRE A CONDUÇÃO DA REPARAÇÃO DE DANOS EM PROCEDIMENTO ADMINISTRATIVO SANCIONADOR

Os dados utilizados são provenientes de fonte primária, coletados por meio dos processos administrativos instaurados entre os anos de 2008 e de 2018, para apuração das infrações administrativa ambiental cometidas contra a flora, na mesorregião do Sertão e do São Francisco Pernambucano.

O levantamento foi feito por meio da identificação de informações sobre a recuperação do dano ambiental disponíveis nos autos eletrônicos do Sistema Eletrônico de Informações (SEI) do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama).

O tamanho da amostra foi estimado pela seguinte expressão para populações finitas (Meunier; Silva; Ferreira, 2001):

$$n = \frac{t_{\alpha}^2 \cdot p \cdot q \cdot N}{e^2(N - 1) + t_{\alpha}^2 \cdot p \cdot q} \quad (01)$$

Em que n é o tamanho da amostra, t é o valor t tabelado com $(N-1)$ graus de liberdade de significância α , p é a probabilidade de o fenômeno ocorrer, q é a probabilidade complementar, N é o tamanho da população e e é o erro admitido.

Foi verificado junto ao Sistema Integrado de Cadastro, Arrecadação e Fiscalização (Sicafi) um total de 816 autos por infrações cometidas contra a flora no estado de Pernambuco, entre 2008 e 2018 (Ibama, 2020). Destes, 427 autos de infração foram lavrados em áreas localizadas em municípios situados no Semiárido de Pernambuco, abrangido pelas mesorregiões do Sertão e do São Francisco Pernambucano e compreendem a população de estudo. Para a determinação da amostra adotou-se o valor máximo de p igual a 0,5 já que a estimativa não foi estabelecida previamente e, conseqüentemente, q igual a 0,5, valor de t tabelado com

95% de probabilidade e erro admitido de 10%. O tamanho mínimo da amostra resultante foi de 78,9 autos de infração, arredondado para 79.

Sobre a amostra, inicialmente realizou-se o levantamento de informações sobre o local em que ocorreu o ilícito, o tamanho da área objeto do ilícito, status de medidas administrativas sancionatórias, tipologia do dano cometido contra a flora à luz do enquadramento quanto às infrações administrativas ambientais (conforme descrição da Tabela 2), procedimentos administrativos conduzidos para a reparação do dano ambiental cometido, as vistorias técnicas realizadas entre 2011 e 2021 e status de recuperação da área objeto de autuação.

Tabela 1. Classes de tipologias de danos a serem utilizadas no levantamento realizado.

Tipologia do dano

Cortar árvores em APP

Extrair mineral em floresta ou APP

Impedir regeneração em APP

Impedir regeneração

Desmatar sem autorização

Desmatar em RL

Executar PMFS em desacordo com a autorização obtida

Desmatar sem autorização fora da RL

Explorar floresta na RL

Comercializar produto de área embargada

Deixar de averbar a RL

Desmatar com fogo

Descumprir embargo

Fonte: Schmidt (2015).

O levantamento de informações feito nos 30 primeiros processos serviram como teste, possibilitando a identificação de falhas e de dificuldades com relação à informação coletada. Dessa forma, visando mitigar tais falhas e dificuldades, mudanças na coleta de dados foram feitas, culminando no conjunto de variáveis conforme definido na Tabela 2. A consolidação dos dados obtidos foi feita com o auxílio do Microsoft Excel 365 MSO 64 bits (Microsoft Office, 2022) e do software R versão 4.3 64 bits (R Core Team, 2023). Após a coleta, os dados foram tratados inicialmente por meio de operações de limpeza de *missing values*¹. Após a compilação dos dados, foi feita uma etapa de exploração/ inspeção visual, mediante resumo por meio de estatística descritiva e representação gráfica dos dados.

¹ *Missing values* corresponde à ausência de dados de uma variável para uma determinada observação associados à falha na obtenção de respostas sobre elementos selecionados e designados para pertencerem à amostra.

Tabela 2 – Descrição das variáveis associada a recuperação dos danos ambientais.

Variável	Descrição	Tipo	Categoria
Processo	Identifica o processo do qual as informações foram levantadas	Caracteres	-
Enquadramento	Refere-se à tipologia do dano cometido	Categórico	CD_UC: Causar dano em UC D_APP: Desmatar em APP D_fRL: Desmatar sem autorização fora da Reserva Legal D_RL: Desmatar na Reserva Legal DF: Desmatar com o uso do fogo DAS: Desmatar sem autorização EM_APP: Extrair mineral em floresta ou APP IR_APP: Impedir regeneração em APP PMFS_I: Executar PMFS em desacordo com a autorização obtida
AREA	Área medida, em ha, sobre a qual ocorreu o ilícito	Numérico	-
AGE	Tempo decorrido, em anos, desde a autuação do processo à finalização/acompanhamento da recuperação	Numérico	-
VIST	Número de vistorias realizadas na área de cada processo, entre 2011 e 2021	Numérico	-
NOT	Identifica se houve notificação do autuado após decisão administrativa para providências quanto a recuperação	Categórico	0: interessado não foi notificado ou não tomou ciência 1: interessado foi notificado e tomou ciência
CUM	Identifica se a sanção de embargo está sendo cumprida	Categórico	0: embargo não está sendo cumprido 1: embargo está sendo cumprido
PRAD	Identifica se houve a apresentação de PRAD pelo Interessado	Categórico	0: interessado não apresentou PRAD 1: interessado apresentou PRAD
TRTC	Identifica se foi firmado termo de compromisso com o interessado	Categórico	0: não foi firmado termo de compromisso 1: foi firmado termo de compromisso

Continua...

Continuação...

Variável	Descrição	Tipo	Categoria
AJ	Identifica se foi instaurado ação judicial para reparação do dano	Categórico	0: não foi instaurado ação judicial 1: foi instaurado ação judicial
REC	Identifica se a área objeto de acompanhamento pelo setor técnico em processo de recuperação para efeito de desoneração do Interessado do vínculo com sanções administrativas	Categórico	0: a área objeto de acompanhamento pelo setor técnico encontra-se com a recuperação pendente 1: a área objeto de acompanhamento pelo setor técnico encontra-se em processo de recuperação
COST	Refere-se ao custo de viagem médio de realizar o acompanhamento da recuperação em cada processo, entre 2011 e 2021	Numérico	-
FUND	Refere-se ao recurso financeiro anual disponível para acompanhamento da recuperação em cada processo, em função do orçamento anual de 2011 a 2021	Numérico	-
ANO	Ano em que foi realizada a vistoria técnica para o acompanhamento da recuperação da vegetação cujo dano foi objeto de procedimento administrativo sancionador em um determinado processo	Categórico	2011: Vistoria técnica realizada no ano de 2011 2012: Vistoria técnica realizada no ano de 2012 2013: Vistoria técnica realizada no ano de 2013 2014: Vistoria técnica realizada no ano de 2014 2015: Vistoria técnica realizada no ano de 2015 2016: Vistoria técnica realizada no ano de 2016 2017: Vistoria técnica realizada no ano de 2017 2018: Vistoria técnica realizada no ano de 2018 2019: Vistoria técnica realizada no ano de 2019 2020: Vistoria técnica realizada no ano de 2020 2021: Vistoria técnica realizada no ano de 2021

2.3 ANÁLISE DOS DADOS SOBRE A RECUPERAÇÃO DOS DANOS AMBIENTAIS

Em uma primeira etapa, buscou-se explorar relações entre uma variável resposta indicadora da recuperação de uma área e variáveis preditoras referente a medidas administrativas contidas em processo administrativo sancionador, por meio de um modelo de regressão.

A variável resposta recuperação (REC) em que reside o interesse de se encontrar padrões é binária, assumindo dois valores, sendo 1 em caso de sucesso (quando a área acompanhada tiver sido considerada recuperada ou em vias de recuperação) ou 0 no caso de fracasso (quando a área acompanhada não tiver sido considerada recuperada).

Neste caso, um modelo que pode estabelecer a relação entre as variáveis, considerando a variável resposta binária é a regressão logística. A regressão logística também é utilizada para estabelecer a probabilidade ou não de o fenômeno em estudo ocorrer (Moura, 2018).

Segundo Mattos (2006), o modelo se baseia na função de probabilidade logística acumulada podendo ser expressa da seguinte forma:

$$P_i = f(\beta X) = \frac{1}{1 + e^{-\beta X}} \quad (02)$$

em que X é a matriz de variáveis independentes do modelo e β é o vetor de parâmetros associados a cada variável independente.

Ainda de acordo com Mattos (2006), a adequação de forma à modelagem linear é feita usando a expressão $\frac{P_i}{1-P_i} = e^{\beta X}$ ou $L_i = \log\left(\frac{P_i}{1-P_i}\right) = \beta X$ em que a variável dependente é o logaritmo das chances de uma escolha, denominado logito, que por sua vez é uma função linear dos parâmetros e das variáveis explicativas.

Substituindo a equação acima pelas variáveis a serem consideradas neste trabalho, tem-se o seguinte modelo:

$$L_i(REC) = \beta_0 + \beta_1 AREA + \beta_2 AGE + \beta_3 VIST + \beta_4 NOT + \beta_5 CUM + \beta_6 PRAD + \beta_7 TRTC + \beta_8 AJ \quad (03)$$

cujas denominação das variáveis encontra-se discriminada na Tabela 3.

Embora estimação dos parâmetros da expressão 03 considere a maximização da função de verossimilhança, a estimação se dá por meio de procedimento iterativo

dos mínimos quadrados ponderados, utilizando-se o software R, com o apoio do pacote stats (R Core Team, 2022).

Em razão do número considerável de variáveis preditoras bem como da presença de variáveis contínuas, os dados não foram agrupados por meio de tabelas de contingência. Como a base desta modelagem é a aproximação da distribuição de qui-quadrado para dados discretos (com base na aproximação distribuição normal padrão conforme Lei dos Grandes Números) para valores de n suficientemente grande, a disposição dos dados de maneira individual na tabela não confere os requisitos necessários de tamanho de amostra para os testes de hipótese e construção de intervalos de confiança (PSU, 2022) que são fornecidos pelo output do software R.

Para superar esta questão, uma das alternativas, conforme disposto por PSU (2022) é comparar modelos de regressão logística ajustados com diferentes combinações das variáveis preditoras e testar a diferença da estatística de razão de log-verossimilhança, também denominada diferença de deviance, que pode ser calculada pela seguinte expressão:

$$D = 2 \sum_{i=1}^n \left\{ y_i \log \frac{y_i}{\hat{y}_i} + (n_i - y_i) \log \frac{(n_i - y_i)}{(n_i - \hat{y}_i)} \right\} \quad (04)$$

Para avaliar se os danos ambientais decorrentes do corte ou supressão irregular da vegetação nativa na região semiárida do estado de Pernambuco estão sendo reparados, a partir do processo administrativo sancionador em nível federal, será feita uma inferência em que o modelo da expressão 03 será comparado com o modelo nulo (composto apenas pelo intercepto como variável independente), por meio da diferença de deviance disposta em uma tabela a semelhança de uma ANOVA, utilizando-se o teste de Qui-Quadrado e o p-valor de 0,05 para testar a significância da diferença.

Neste caso, a hipótese nula (H_0) a ser testada é que a diferença entre os dois modelos não é significativa enquanto a hipótese alternativa (H_1) indica que a diferença entre os dois modelos é significativa.

Também será feita análise da diferença de deviance para os parâmetros do modelo da expressão 03, com o teste de Qui-Quadrado sendo novamente utilizado como teste de significância para os dados de frequência da variável resposta, a um p-

valor de 0,05 para testar a significância. Esta análise visa selecionar as variáveis que apresentaram significância estatística para compor o modelo que buscar-se-á identificar, se possível, as bases sobre as quais a reparação de danos está acontecendo. Para a inferência estatística proposta, também será utilizado o software R, com o apoio do pacote stats (R Core Team, 2022).

A avaliação do modelo final composto pelas variáveis selecionadas será feita utilizando-se matriz de confusão (Quadro 1) e métricas derivadas (Quadro 2).

Quadro 1. Exemplo de matriz de confusão para um classificador binário.

Matriz de confusão		Situação real	
		Área com indicativo de recuperação pendente (N)	Área com indicativo de processo de recuperação (P)
Previsto pelo modelo	Área com indicativo de recuperação pendente (N)	Verdadeiro Negativo (TN)	Falso Positivo (FP)
	Área com indicativo de processo de recuperação (P)	Falso Negativo (FN)	Verdadeiro Positivo (TP)

Fonte: Franceschi (2019), adaptado pelo Autor.

Segundo Castro e Braga (2011) *apud* Franceschi (2019), a matriz de confusão é tida como a maneira mais eficaz de se avaliar um modelo de classificação e consiste na distinção dos erros (ou acertos) cometidos para cada classe, por meio de uma matriz de interposição dos valores observados da variável resposta e os valores preditos.

Da matriz de confusão, podem ser extraídas algumas métricas para avaliação dos resultados do modelo, conforme quadro abaixo.

Quadro 2. Quadro demonstrativo de indicadores derivados da matriz de confusão.

Sensibilidade	Especificidade	Acurácia
$= \frac{TP}{TP + FP}$	$= \frac{TN}{TN + FN}$	$= \frac{TP + TN}{TP + FN + FP + FN}$

Fonte: Franceschi, 2019.

A Acurácia representa o percentual de acerto, enquanto a Sensibilidade representa a taxa de verdadeiros positivos, conforme expressão do Quadro 2, medida pela proporção de áreas com indicativo de processo de recuperação observado que foram previstos no modelo como áreas em processo de recuperação.

A Especificidade, por sua vez, representa a taxa de falsos positivos e expressa a proporção de áreas com indicativo pendente de recuperação que foram previstas no modelo como áreas com indicativo de recuperação pendente.

A Sensibilidade e a Especificidade foram avaliadas em um plano gráfico, denominado curva ROC (Receiver Operating Characteristic) que, segundo Castro e Braga (2011) *apud* Franceschi (2019) relaciona os indicadores de Sensibilidade e Especificidade e fornece uma estimativa da capacidade de discriminação, ou seja, das observações estarem corretamente preditas. A obtenção da curva será feita por meio do software R, com o apoio do pacote pROC (Robin *et al.*, 2011).

A análise foi feita por meio da interpretação da *odds ratio* (OR) das variáveis cujas estimativas apresentaram significância. Segundo Salles (2018), a OR, também denotada por razão de chances é definida pela seguinte razão de *odds*:

$$OR = \frac{\frac{P_1}{(1-P_1)}}{\frac{P_0}{(1-P_0)}} = \frac{\frac{\frac{e^{\beta_0+\beta_1}}{1+e^{\beta_0+\beta_1}}}{\frac{1}{1+e^{\beta_0+\beta_1}}}}{\frac{\frac{e^{\beta_0}}{1+e^{\beta_0}}}{\frac{1}{1+e^{\beta_0}}}} = \frac{e^{\beta_0+\beta_1}}{e^{\beta_0}} = e^{\beta_0+\beta_1-\beta_0} = e^{\beta_1} \quad (05)$$

Que denota o exponencial do coeficiente estimado da variável que se deseja analisar.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao todo, foram levantados 146 processos, o que corresponde a cerca de 35% do número de processos administrativos instaurados para apurar infração administrativa ambiental cometidas contra flora referente à exploração florestal ilegal. Destes, 133 processos foram contemplados, o que corresponde a cerca 1/3 do total, sendo os demais excluídos por questões inerentes ao processo administrativo.

As Figuras 4 e 5 ilustram o número de processos administrativos e a sua distribuição, respectivamente, instaurado pelo Ibama, para apurar infração ambiental cometidos contra a flora, levantado para a área de estudo, no período entre 2008 e 2018.

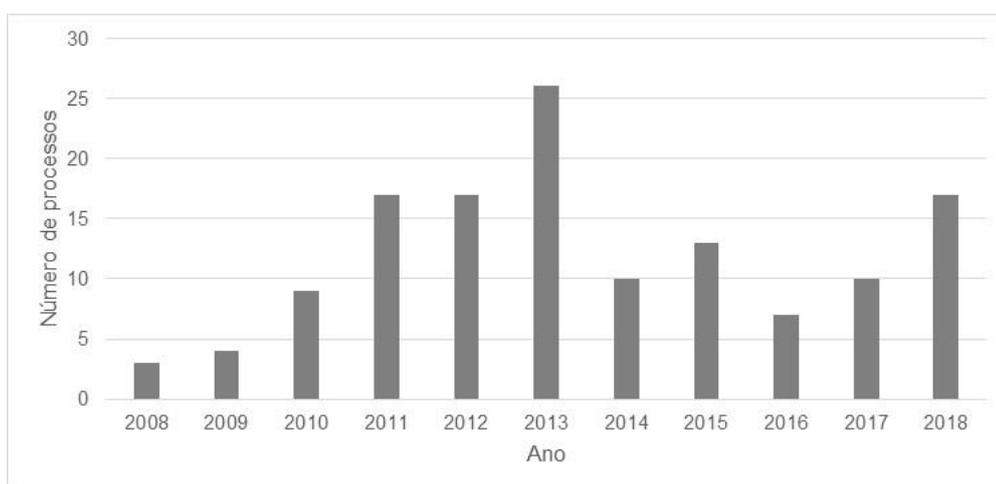


Figura 4 – Quantitativo de processos administrativos levantados por ano para a área de estudo.

Fonte: O Autor.



Figura 5 – Distribuição dos processos administrativos levantados, para a área de estudo.

Fonte: O Autor.

Esta amostragem, superior a 80% do tamanho mínimo da amostra, além de buscar ser representativa do número de processos administrativos instaurados por ano entre 2008 e 2018, confere um erro de amostragem próximo dos 5%, considerando que aproximadamente 1/4 dos processos levantados foram finalizados devido a observância de indicativo de recuperação ambiental da área.

A primeira análise que compreende verificar se danos ambientais decorrentes do corte ou supressão irregular da vegetação nativa na região semiárida do estado de Pernambuco estão sendo reparados, a partir do processo administrativo sancionador do Ibama pode ser observado na tabela da anova para a análise da diferença de deviance abaixo (Tabela 3), em que, por meio de inferência estatística, o modelo completo foi comparado com o modelo nulo (modelo que contém apenas o intercepto).

Tabela 3 – Análise da diferença de deviance entre o modelo nulo e o modelo com os parâmetros que representam as medidas administrativas do procedimento administrativo sancionador.

	Gl	Dev	Df Gl	Df Dev (χ^2)	P-value ($>\chi^2$)
Modelo nulo	132	151,2			
Modelo completo	124	93,7	8	57,5	1,448e-09***

Nota 1: (Gl) Graus de liberdade. (Dev) Deviance. (Df Gl) Diferença de Graus de liberdade. (Df Dev) Diferença de Deviance.

Nota 2: Significância: 0 '****' 0.001 '***' 0.01 '**' 0.05 '*' 0.1 '.' 1

Fonte: O Autor.

Como P-value é praticamente igual a 0 (estatística qui-quadrado igual a 57,5 contra uma valor tabelado de 15,5 a um nível de significância de 5% e 8 graus de liberdade), rejeita-se H_0 concluindo que existe diferença significativa entre o modelo completo e o modelo nulo, se constituindo em uma evidência estatística de que há, em algum nível, a reparação, por meio da recuperação ambiental, dos danos decorrentes do corte ou supressão irregular da vegetação nativa na região semiárida do estado de Pernambuco, a partir do procedimento administrativo sancionador do Ibama.

Quanto a identificação das bases sobre as quais a reparação de danos está acontecendo, por sua vez, a análise compreende, inicialmente, a seleção de medidas administrativas que se traduzem nas variáveis do modelo completo que apresentam significância estatística e sua interpretação.

A Tabela 4 apresenta a análise de diferença de deviance em relação às variáveis do modelo completo. No que tange às medidas administrativas do

procedimento administrativo sancionador, considerando o valor de χ^2 tabelado de 3,84 a um nível de significância de 5% e 1 (um) grau de liberdade, tanto o cumprimento do embargo (CUM) quanto a ação judicial (AJ) apresentaram significância estatística com a recuperação ambiental dos danos cometidos pela exploração florestal ilegal na região semiárida do estado de Pernambuco, apurados a partir do procedimento administrativo sancionador do Ibama.

Tabela 4 – Análise da diferença de deviance para as variáveis que representam as medidas administrativas do procedimento administrativo sancionador que compõem o modelo completo.

Variáveis	Coefficientes	GL	DEV	DF	GL	Df	Dev (χ^2)	P-value ($>\chi^2$)
Intercepto	-0,8486	132	151,2					
NOT	0,3106	131	150,9	1		0,309	0,578	
CUM	1,1804	130	135,5	1		15,39	8,746e-05 ***	
PRAD	0,7339	129	135,5	1		0,005	0,945	
TRTC	1,3586	128	135,5	1		0,023	0,878	
AJ	2,2318	127	130,4	1		5,063	0,024 *	
VIST	-0,7156	126	129,4	1		0,994	0,318	
AGE	0,2345	125	93,8	1		35,624	2,393e-09 ***	
AREA	0,0091	124	93,72	1		0,077	0,781	

Nota 1: (Gl) Graus de liberdade. (Dev) Deviance. (Df Gl) Diferença de Graus de liberdade. (Df Dev) Diferença de Deviance.

Nota 2: Significância: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Nota 3: Descrição das variáveis:

-NOT: identifica se houve notificação do autuado após decisão administrativa para providências quanto a recuperação;

-CUM: identifica se a sanção de embargo está sendo cumprida;

-PRAD: identifica se houve a apresentação de PRAD pelo Interessado;

-TRTC: identifica se foi firmado termo de compromisso com o interessado;

-AJ: identifica se foi instaurado ação judicial para reparação do dano;

-VIST: número de vistorias realizadas na área de cada processo, entre 2011 e 2021;

-AGE: tempo decorrido, em anos, desde a autuação do processo à finalização/ acompanhamento da recuperação;

-AREA: área medida, em ha, sobre a qual ocorreu o ilícito.

Fonte: O Autor.

A variável AGE, que diz respeito ao tempo decorrido, em anos, desde a instauração do processo administrativo devido a lavratura do auto de infração à finalização e/ou último acompanhamento realizado da recuperação também apresentou efeito significativo, do ponto de vista estatístico. Aplicando-se *odds ratios* para interpretação do coeficiente associado à variável AGE ($\beta_2 = 0,23457$), obtêm-se o valor de 1,264, o que implica dizer que quando há a aplicação de medidas administrativas por infrações administrativas ambientais cometidas pela exploração florestal ilegal na região semiárida do estado de Pernambuco, o cumprimento dessas

medidas ao longo do tempo aumenta-se as chances de reparação em pouco mais de 1/4, por meio da recuperação ambiental dos danos cometidos.

O modelo final, parametrizado pela medida administrativa de sanção do embargo e pela ação judicial na recuperação ambiental por danos cometidos pela exploração florestal ilegal na região semiárida do estado de Pernambuco, apurados a partir do processo administrativo sancionador em nível federal, é apresentado conforme estimativas da Tabela 5.

Tabela 5 – Estimativa dos coeficientes referente ao modelo final.

	Estimativa	Erro padrão	Valor Z	P-value
Intercepto	-1,547	0,692	-2,235	0,025 *
CUM	1,012	0,741	1,366	0,017*
AJ	1,888	0,902	2,093	0,036 *

Nota 1: Significância: 0 **** 0.001 *** 0.01 ** 0.05 * 0.1 ' ' 1

Nota 2: Descrição das variáveis conforme Tabela 1.

Fonte: O Autor.

A avaliação do modelo final pode ser observada nos Quadros 3 e 4 e Figura 6.

Quadro 3 – Matriz de confusão para o modelo final.

Matriz de confusão		Situação real	
		Área não considerada recuperada (N)	Área considerada recuperada (P)
Previsto pelo modelo	Área não considerada recuperada (N)	92	12
	Área considerada recuperada (P)	7	22

Fonte: O Autor.

Quadro 4 – Demonstrativo dos indicadores derivados da matriz de confusão.

Sensibilidade	Especificidade	Acurácia
0,6471	0,9293	0,8571

Fonte: O Autor.

De acordo com os resultados obtidos sobre a performance do modelo final, tanto o percentual de acerto quanto a capacidade de discriminação (medida pela área sob a curva – AUC – da Curva ROC) figuraram dentro do intervalo entre 0,8 e 0,9, indicando que o ajuste do modelo pode ser considerado muito bom, pois o modelo final se mostrou bem acurado, apresentando um percentual de acerto de 85,71% bem como possuindo um poder discriminatório considerado excelente, com a área sob a curva do gráfico de Curva ROC atingindo o valor de 0,8708, se posicionando dentro

do intervalo entre 0,8 e 0,9, considerado excelente (Hosmer; Lemeshow, 2000 *apud* Moura, 2018).

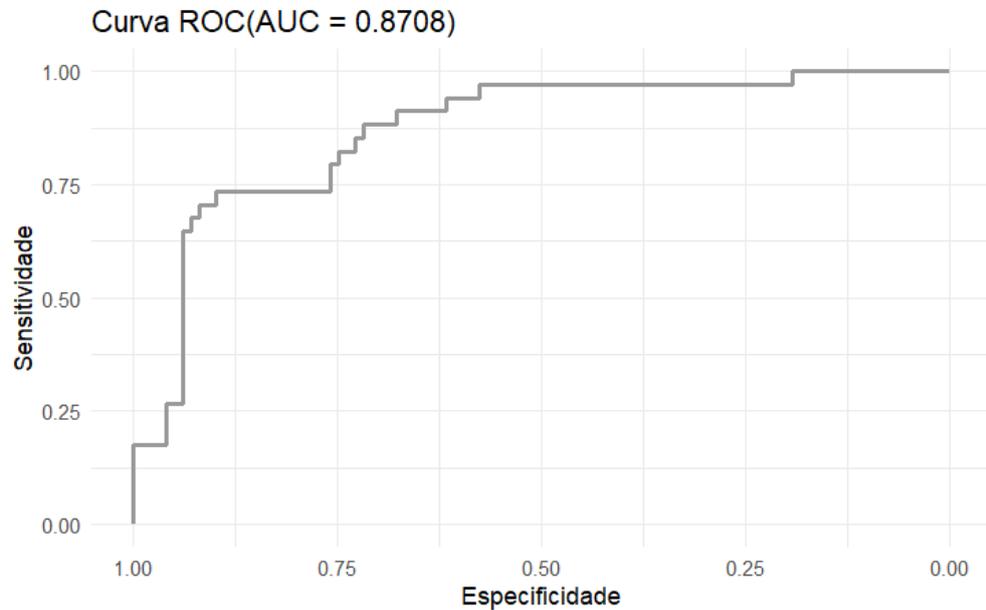


Figura 6 – Curva ROC considerando o modelo final ajustado.

Fonte: O Autor.

A Figura abaixo representa o efeito das variáveis selecionadas no modelo sobre a recuperação mediante o cumprimento ao longo do tempo.

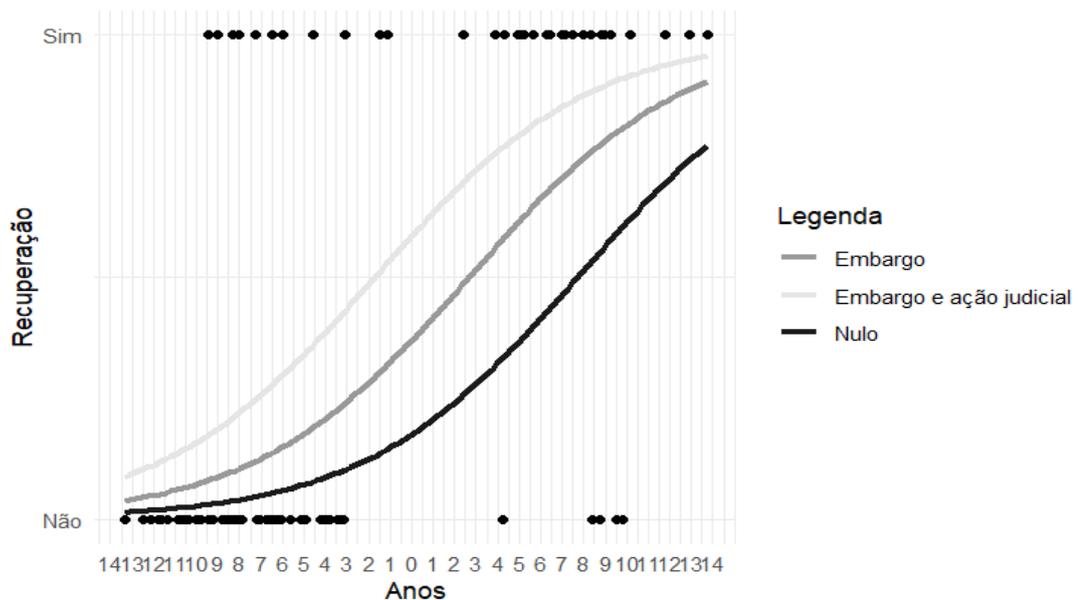


Figura 7 – Curva logística representando somente o intercepto, a sanção de embargo da área e a sanção de embargo cumulado com a ação judicial, referente às medidas administrativas do procedimento administrativo sancionador significativas.

Fonte: O Autor.

Em procedimento administrativo sancionador do Ibama, após a apuração da

constatação da ocorrência ou cometimento de infração administrativa ambiental e decisão de confirmação das sanções aplicadas, o infrator é notificado para tomar ciência sobre a manutenção bem como providências com relação ao cumprimento das medidas administrativas aplicadas e ao resguardo da recuperação ambiental (Brasil, 2008, Ibama, 2023).

A Figura 8 ilustra a distribuição e quantificação das notificações emitidas, nos processos administrativos instaurado pelo Ibama, para apurar infração ambiental cometidos contra a flora, levantado nas mesorregiões do São Francisco e do Sertão Pernambucano, para o período entre 2008 e 2018.

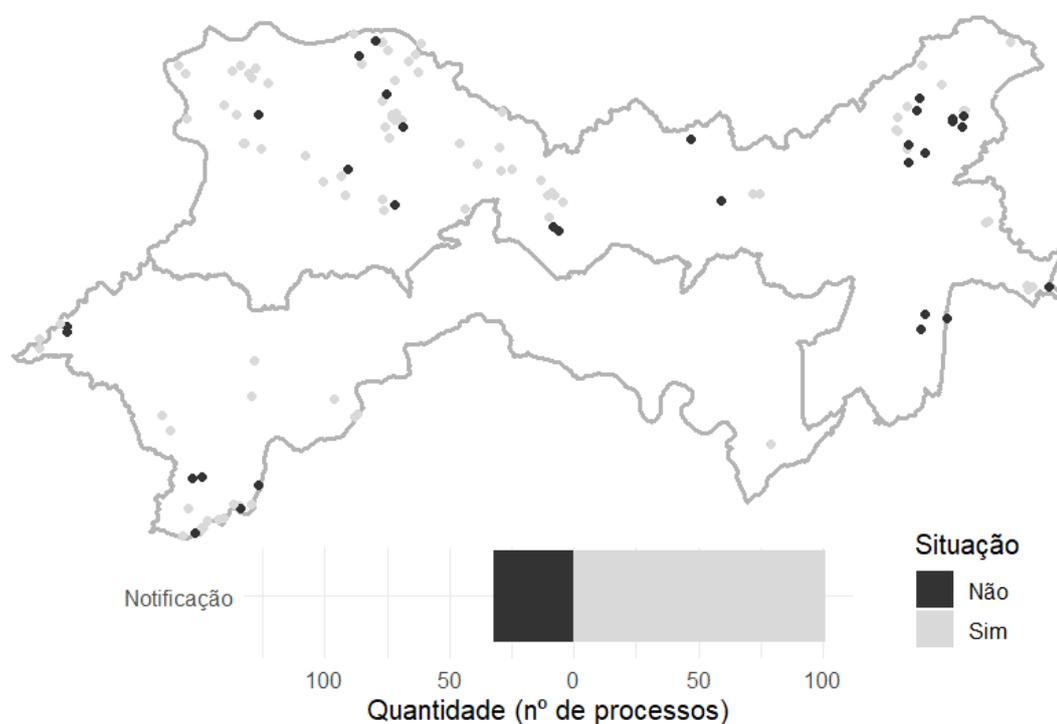


Figura 8 – Quantitativo e distribuição das notificações emitidas, para a área de estudo.
Fonte: O Autor.

Adicionalmente à notificação, outra medida adotada é a condução do cumprimento da obrigação de recuperar o meio ambiente degradado de acordo com solução técnica aprovada pelo Ibama. Nesse sentido, é comum o encaminhamento do processo administrativo à área técnica para manifestação e recomendação de medidas que possam ser adotadas pelo autuado para a regularização da atividade objeto da autuação, a reparação do dano ambiental e a reposição florestal, quando cabível (Ibama, 2023).

As avaliações decorrentes da apuração da infração administrativa ambiental devem subsidiar a tomada de decisão com relação a recuperação do dano ambiental

provocado pelo infrator. Tais avaliações envolvem, dentre outros, a verificação dos danos que podem ou não ser recuperados.

Nesse sentido, a análise técnica visa contemplar peculiaridades locais e características da vegetação da caatinga na área em que ocorreu a infração e seu entorno, tais como porte e densidade dos indivíduos da flora nativa arbustivos e arbóreos porventura existentes, ocorrência de fontes de propágulos para recomposição da vegetação, grau de resiliência da área em que se verificou o dano ambiental e do seu entorno bem como questões edafoclimáticas e bióticas que limitam o estabelecimento de espécies de flora nativa.

E a maneira mais convencional de se proceder com a análise técnica é analisando a situação atual das áreas embargadas, com a finalidade de apontar as condições em que está se dando a recuperação bem como indicar, se possível, medidas consideradas adequadas para o efetivo alcance da recuperação.

A Figura 9 ilustra a situação quanto ao cumprimento da sanção de embargo imposto.

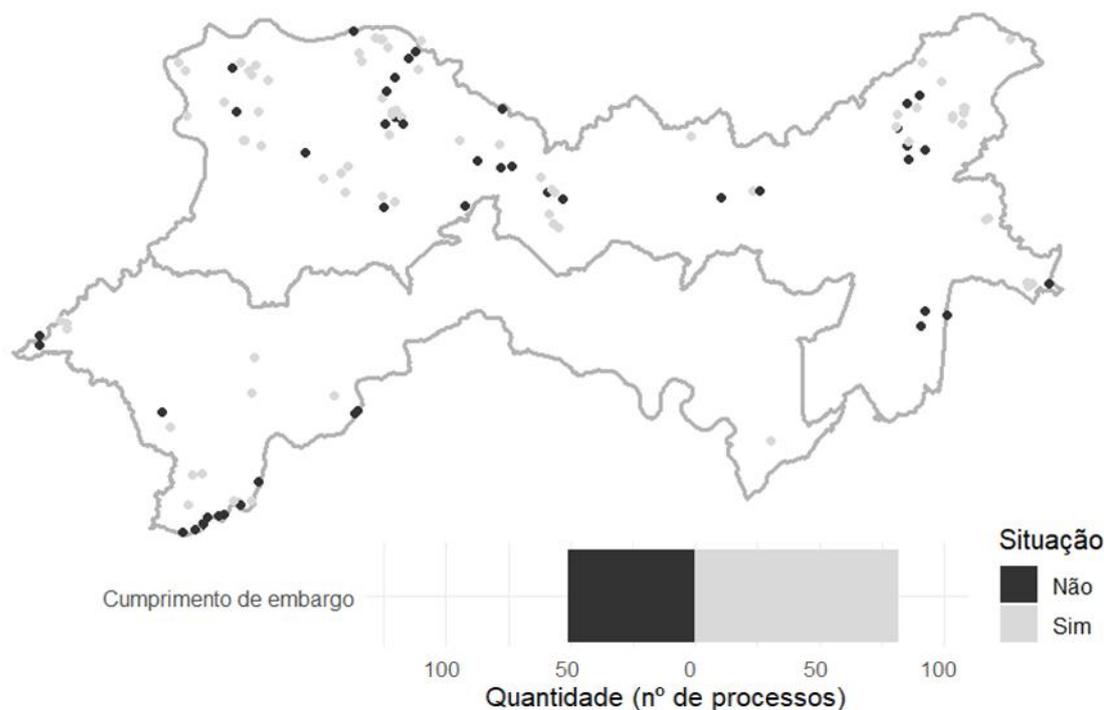


Figura 9 – Quantitativo e distribuição do cumprimento da sanção do embargo imposto.

Fonte: O Autor.

Aplicando *odds ratios* para interpretação do coeficiente estimado no modelo final para o cumprimento da sanção de embargo (CUM), aumenta-se em 2,7 vezes as chances de reparação, por meio da recuperação, dos danos cometidos pela

exploração florestal ilegal na região semiárida do estado de Pernambuco, apurados a partir de procedimento administrativo sancionador do Ibama, ao longo do tempo.

Do levantamento feito, em cerca de 2/3 da área a sanção de embargo imposto e mantido por decisão administrativa está sendo cumprido, nos procedimentos administrativos instaurados pelo Ibama, para apuração infração ambiental cometidos contra a flora, levantado nas mesorregiões do São Francisco e do Sertão Pernambucano, entre o período de 2008 a 2018.

No entanto, sanção de embargo possui eficácia limitada, pois medidas administrativas auxiliares que poderiam para potencializar os efeitos da sanção de embargo, tais como a exigibilidade de Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) e a celebração de Termos de Compromissos (TRTC), apresentaram resultados ínfimos, conforme observado nas Figuras 10 e 11, respectivamente, implicando também na falta de significância observada dessas variáveis do modelo final, conforme expresso na Tabela 5.

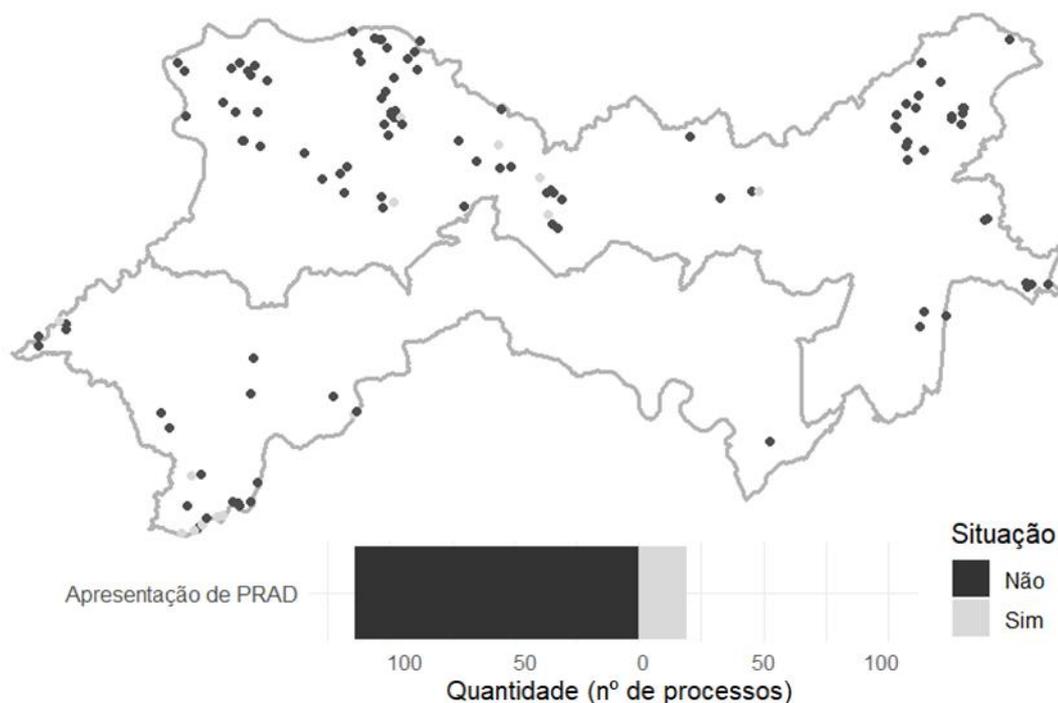


Figura 10 – Quantitativo e distribuição da exigibilidade de PRAD, na área de estudo.

Fonte: O Autor.

Com base no levantamento realizado, do total de 101 notificações emitidas para os autos do Sertão do estado de Pernambuco, cerca de 20% foram atendidas, por meio da apresentação de PRAD. Do total de PRAD apresentado conforme o levantamento realizado (19 ao todo), também cerca de 20% foram executados de

maneira satisfatória.

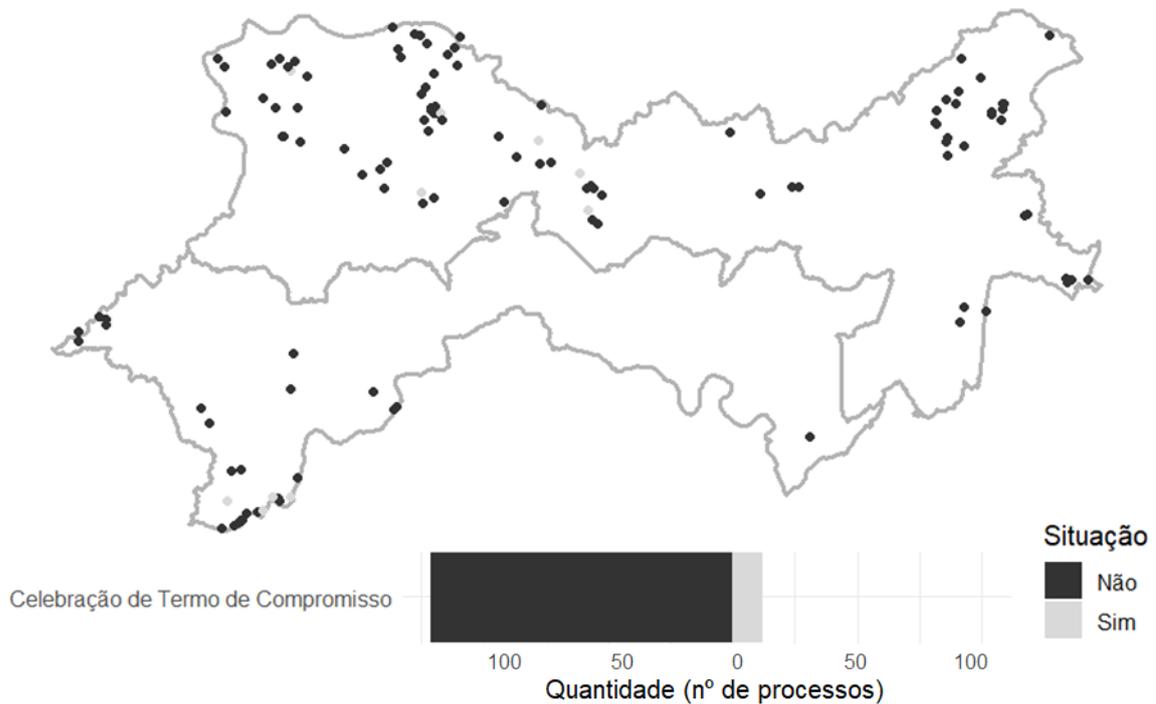


Figura 11 – Quantitativo e distribuição da celebração de Termo de Compromisso, na área de estudo.

Fonte: O Autor.

Dentre os projetos apresentados, predominou a metodologia da restauração ativa, considerando a técnica de plantio de mudas. No entanto, dificuldades de ordem técnica, gerencial e econômica na execução desses PRAD's por vezes inviabilizam o alcance dos objetivos propostos pela recuperação ambiental.

O Manual para Projetos de Recuperação da Vegetação Nativa (Ibama, 2021) orienta que uma vez o método de recomposição da vegetação nativa se baseie em técnicas de introdução de mudas e/ou sementes e haja risco considerável para a sobrevivência dos indivíduos implantados, acarretando prejuízos para a execução do projeto, em determinados casos, é preferível optar pela restauração passiva, assegurando que haja isolamento da área dos fatores de degradação e o restabelecimento gradativo da vegetação por meio de fontes de propágulos dispersos de maneira natural.

Como existe a prerrogativa, na IN Ibama nº 04/2011, de que condições possam ser apontadas na análise técnica (Ibama, 2011), como a inviabilidade do plantio de mudas dada as peculiaridades locais, a restauração passiva na Caatinga, pela manutenção do embargo imposto, tem sido a opção para buscar a recuperação

ambiental da área embargada.

Se adicionalmente à esfera administrativa, for dado andamento na esfera cível ou criminal à exigibilidade para que o infrator cumpra com a obrigação de reparar o dano ambiental cometido pela exploração florestal ilegal na região semiárida do estado de Pernambuco, apurados a partir do processo administrativo sancionador do Ibama, as chances aumentam em mais de 6 (seis) vezes, conforme *odds ratios* para o coeficiente do modelo final referente a ação judicial disposto na Tabela 5.

No que tange às ações judiciais, apenas 10% das autuações apuradas em procedimentos administrativos instaurado pelo Ibama, para apurar infração ambiental cometidos contra a flora, levantado nas mesorregiões do São Francisco e do Sertão Pernambucano, entre o período de 2008 a 2018, são efetivamente judicializados (Figura 12). Tanto a apuração quanto o ajuizamento da reponsabilidade civil ambiental do infrator, conforme se observa, é pouco eficiente.

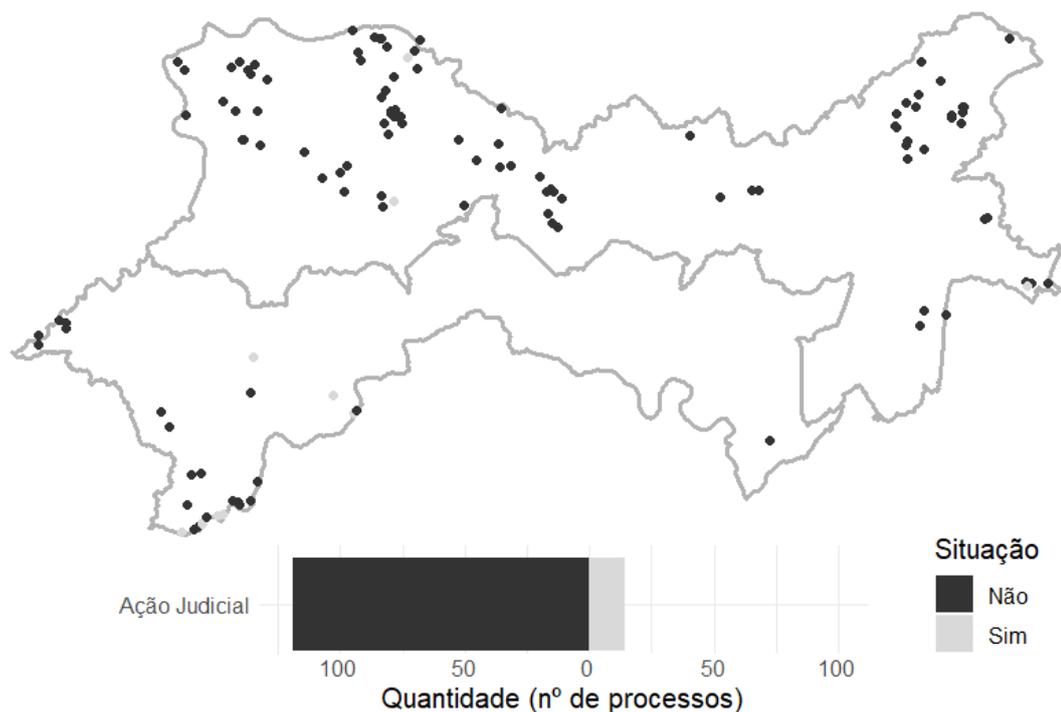


Figura 12 – Quantitativo e distribuição de ação judicial nos processos administrativos levantados para a área de estudo.

Fonte: O Autor.

O Ibama, por meio das unidades das Procuradorias Federais Especializadas tem buscado, por meio do estabelecimento de diretrizes, aperfeiçoar o ajuizamento de ações civis públicas. Para tanto, a Portaria Conjunta nº 2 de 26 de agosto de 2014

se constituiu numa primeira tentativa de planejamento e priorização de ações civis públicas baseadas em critérios, tais como existência de manifestação técnica conclusiva da Divisão Técnica acerca do status da recuperação do dano e da quantificação e qualificação do pedido judicial a ser formulado, estar em consonância com o Plano Anual de Proteção Ambiental (PNAPA), priorizar os maiores infratores, dentre outros (Ibama, 2014).

O Portaria Conjunta nº 2/2014 fora substituída Portaria Conjunta Ibama/PFE-Ibama nº 01 de 19 de setembro de 2018 (Ibama, 2018), alterada pela Portaria Conjunta nº 2, de 31 de julho de 2019 (Ibama, 2019) visando incorporar novas diretrizes que regulam o processo de ajuizamento de ações civis públicas, como a otimização de recursos e a centralização em Brasília do planejamento administrativo das ações civis públicas.

Embora tenha havido melhorias no processo de ajuizamento das ações civis públicas, o processo de apuração da responsabilidade civil ambiental do infrator apresenta gargalos, tais como a necessidade de quantificação do dano em alguma medida que seja equivalente do ponto de vista ecológico e/ou econômico, para fins de ressarcimento dos prejuízos causados.

E no levantamento dos prejuízos causados, a aplicação das ferramentas de valoração econômica pode ser de suma importância, pois quando ocorrem danos ambientais, é imperioso a avaliação desses danos. Isso envolve a mensuração dos danos (por área, volume ou outra unidade de medida conveniente) e a quantificação dos custos associados à recuperação do meio ambiente, das perdas de bens e serviços pelos danos causados ao ecossistema e a biodiversidade no local degradado, dentre outros, fornecendo uma base para se determinar um montante (seja de compensação ecológica e/ou financeira) necessário para fins de reparação.

É importante salientar, contudo, conforme demonstrado, que o esforço inicial, principalmente no âmbito do processo administrativo sancionador do Ibama, é concentrado no cumprimento de medidas necessárias à preservação e correção do dano ambiental (recuperação do meio ambiente degradado).

Na impossibilidade de recuperação do meio ambiente degradado, total ou parcialmente, busca-se considerar penalidades disciplinares ou compensatórias ao não cumprimento das medidas necessárias à preservação ou correção da degradação ambiental como a compensação e/ou indenização pelos danos causados.

Para a persecução da reparação pelos danos causados, na impossibilidade de

recuperação integral do meio ambiente degradado, é essencial o levantamento dos prejuízos causados, seja a partir de demanda no procedimento administrativo sancionador do Ibama, perícias de constatação do dano ambiental ou composição prévia dos danos ambientais.

4 CONCLUSÃO

A partir do levantamento de processos administrativos instaurados pelo Ibama para apurar a infração administrativa ambiental cometida contra flora, nas mesorregiões do São Francisco e do Sertão Pernambucano, para o período entre os anos de 2008 e 2018, verificou-se, por meio de inferência estatística, que há a reparação dos danos ambientais decorrentes do corte ou supressão irregular da vegetação nativa, a partir do procedimento administrativo sancionador.

Com relação às bases sobre as quais a reparação ambiental está se dando, o modelo final, que compreendeu as variáveis alusivas ao cumprimento da sanção de embargo ao longo do tempo e à ação judicial, foi considerado bem acurado e com poder discriminatório considerado excelente para identificar as chances de reparação, por meio da recuperação, dos danos cometidos pela exploração florestal ilegal na região semiárida do estado de Pernambuco.

A evidência estatística apontou que as chances de reparação, por meio da recuperação, dos danos cometidos pela exploração florestal ilegal na região semiárida do estado de Pernambuco, são aumentadas em 2,7 vezes quando a sanção de embargo é cumprida ao longo do tempo.

Dentre as medidas que visam compelir o infrator a adotar ações para iniciar, facilitar ou acelerar a recuperação ambiental de uma área objeto de auto de infração, a ação judicial, em complemento à sanção de cumprimento de embargo, foi a que apresentou evidência estatística significativa, incrementando as chances de reparação do dano ambiental cometido pela exploração florestal ilegal na região semiárida do estado de Pernambuco em mais de 6 vezes.

O esforço para a reparação pelos danos cometidos à flora foi concentrado em medidas administrativas voltadas à recuperação do meio ambiente degradado e, para a ampliação dessa capacidade de reparação, foi apontada como possibilidade a quantificação, por alguma medida que seja equivalente do ponto de vista ecológico e/ou econômico, dos danos para fins de ressarcimento dos prejuízos causados.

CAPÍTULO 2
VALORAÇÃO DOS DANOS CAUSADOS PELA EXPLORAÇÃO FLORESTAL
ILEGAL DA CAATINGA A PARTIR DE PROCEDIMENTO ADMINISTRATIVO
SANCIONADOR, EM NÍVEL FEDERAL

1. INTRODUÇÃO

Até a década de 90, os danos ambientais decorrentes das ações antrópicas não eram quantificados tampouco valorados, havendo apenas ações de fiscalização com aplicação multas (Cotrim, 2012). É importante destacar que, à época, o desmatamento ilegal atingiu níveis alarmantes (Mapbiomas, 2023) e a atenção do governo começava a se voltar para a proteção dos recursos florestais (Ferreira, 2017) e para a avaliação econômica de danos, em razão dos prejuízos causados à sociedade pela perda e degradação florestal (Corrêa; Souza, 2013).

A obrigação de indenizar os danos causados ao meio ambiente emergiu da defesa de interesses difusos e coletivos, no qual as florestas podem se enquadrar (Ribas, 1996). O escopo pecuniário da valoração ambiental de danos surge em meio à necessidade de se reparar, em casos de dano ambiental, o mal ocasionado, repondo os recursos em seu estado anterior, na medida do possível (Ribas, 1996).

No caso das florestas, a valoração do dano ambiental pode ser aplicada quando parte ou totalidade das florestas são destruídas ou retiradas da natureza, alterando adversamente as funções do ecossistema a ponto de a floresta não conseguir voltar ao estado natural sem um longo processo de recuperação, culminando em perdas de serviços ecossistêmicos (Bergmann; Hüller; Carli, 2015).

Neste caso, a valoração do dano ambiental pode se referir ao custo da reposição das estruturas que impulsionarão a sucessão ecológica (esperando-se que a regeneração natural restabeleça os serviços ecossistêmicos no local degradado ao longo do tempo), às perdas intercorrentes ocorrida entre a data de início dos danos e a eventual recuperação da área degradada e ao resguardo da recuperação ambiental pelas perdas não autorizadas pelo Estado em casos que envolvam a apuração de infração administrativa ambiental.

Desta forma, neste capítulo buscou-se propor e aplicar um modelo de valoração econômica de danos ambientais, com vistas a obter um montante para fins de ressarcimentos dos prejuízos causados para fins de reparação do dano ambiental, a partir do levantamento de informações sobre o custeio das ações corretivas da degradação da qualidade ambiental, as perdas ecossistêmicas e o resguardo da recuperação ambiental, para a atividade de exploração ilegal da vegetação nativa da Caatinga no sertão de Pernambuco, cuja infração ambiental tenha sido objeto de apurado em procedimento administrativo sancionador do Ibama.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

Considerando o objetivo proposto, buscou-se aferir o valor dos componentes do dano ambiental associado a atividade de exploração ilegal da vegetação nativa da Caatinga, no sertão do estado de Pernambuco, considerando a reparação a que o infrator se obriga, a partir da apuração de infração ambiental em procedimento administrativo sancionador, em nível federal, conforme Quadro 1.

Quadro 1 – Componentes do modelo de valoração econômica do meio ambiente proposto na Tese.

Dimensão do dano	Componente associado a reparação do dano para compor o VET	Métodos de valoração	Valor econômico total – VET		
			VUD*	VUI**	VO***
Degradação da qualidade ambiental	Custeio de ações de recuperação	Custo de reposição	X		
Lucro cessante ambiental	Valor das perdas ecossistêmicas	Análise de equivalência de habitat		X	
Dimensão futura	Resguardo da recuperação ambiental	Custo de viagem			X

* VUD: Valor de Uso Direto; ** VUI é Valor de Uso Indireto; *** VO: Valor de Opção.

Fonte: O Autor.

A captação das diferentes parcelas que compõem o valor econômico total do dano, pressupõe a aplicação de diferentes métodos de valoração econômica do meio ambiente. Os diferentes métodos de valoração econômica do meio ambiente possuem limitações metodológicas e de informações disponíveis, fazendo com que a escolha desses métodos tenha sido em função dos objetivos da valoração, conforme discriminado acima, das hipóteses assumidas com relação a avaliação e mensuração do dano ambiental provocado pela exploração ilegal da vegetação nativa no semiárido do estado de Pernambuco e da disponibilidade de dados, conforme será visto a seguir.

A aplicação desses métodos e a consequente transferência de benefícios culminam na valoração econômica do meio ambiente. Segundo Plummer (2009), o método da transferência de benefícios, em suma, pode ser definido genericamente como o uso de dados ou informações existentes em configurações diferentes do que foi originalmente coletado e envolve a transferência das estimativas de valores de bens e serviços ambientais para um dado local de estudo.

A valoração, portanto, será efetuado por meio de estudos de caso, escolhidos dentre os procedimentos administrativos instaurados em nível federal para apurar o

cometimento de infração administrativa ambiental decorrente da atividade de exploração ilegal da vegetação nativa da Caatinga, no sertão do estado de Pernambuco.

A metodologia utilizada na valoração pode ser visualizada no fluxograma conforme Figura 1.

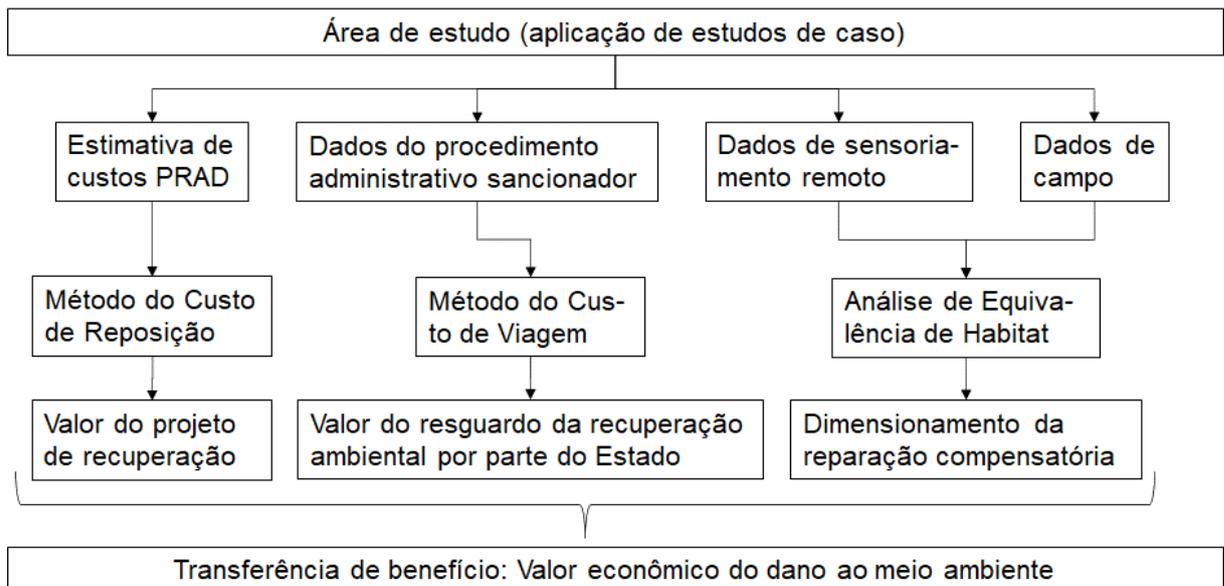


Figura 1 – Fluxograma da metodologia aplicada valoração.

Fonte: O Autor.

2.1 ÁREA DE ESTUDO E ESTUDOS DE CASO

A área de estudo compreende o semiárido do estado de Pernambuco, abrangida pelas mesorregiões do Sertão Pernambucano e do São Francisco Pernambucano, conforme caracterização da Área de Estudo descrita no Capítulo 1.

Para aplicação do modelo de valoração econômica proposto, escolheu-se dois estudos de caso dentre as áreas objeto de auto de infração com situações em termos de dano ambiental, grau de recuperação e regime de exploração florestal distintos. A localização das áreas de estudo de caso podem ser visualizadas na Figura 2.

A área do estudo de caso situada na Mesorregião do São Francisco Pernambucano, encontra-se localizada em um Projeto de Assentamento de Reforma Agrária, às margens do Rio São Francisco em área de preservação permanente (APP).

A área tem cerca de 69,2 ha e possui histórico de uso alternativo do solo continuado, notadamente agricultura irrigada (Figura3), fato que motivou a apuração

de infração administrativa ambiental por impedir a regeneração natural em APP.

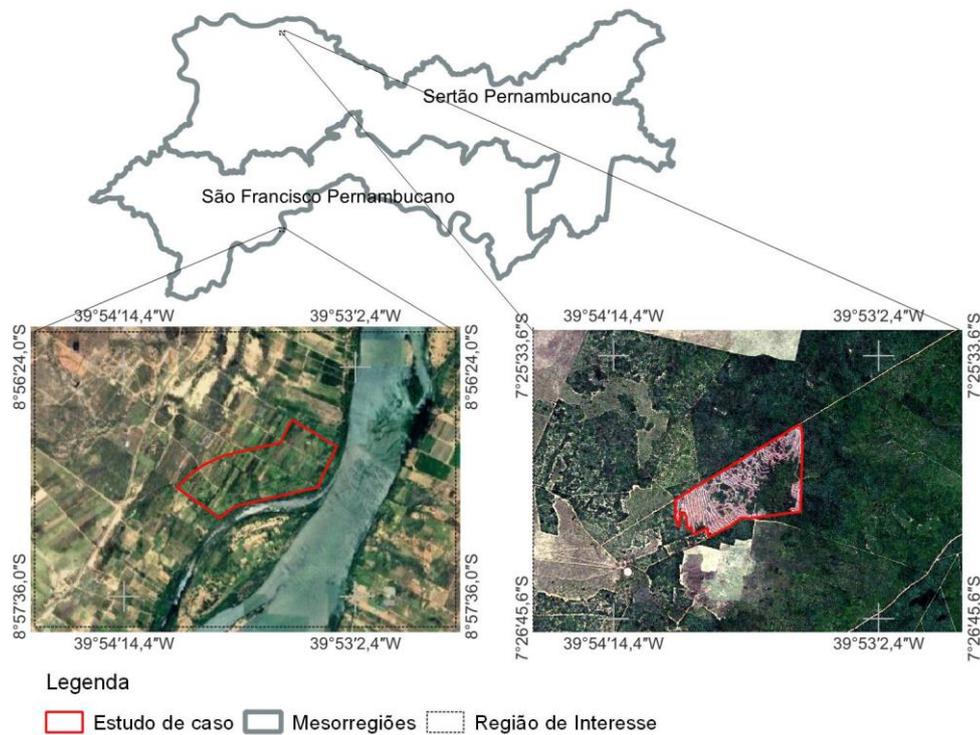


Figura 2 – Localização e situação das áreas de estudo de caso.

Fonte: O Autor.

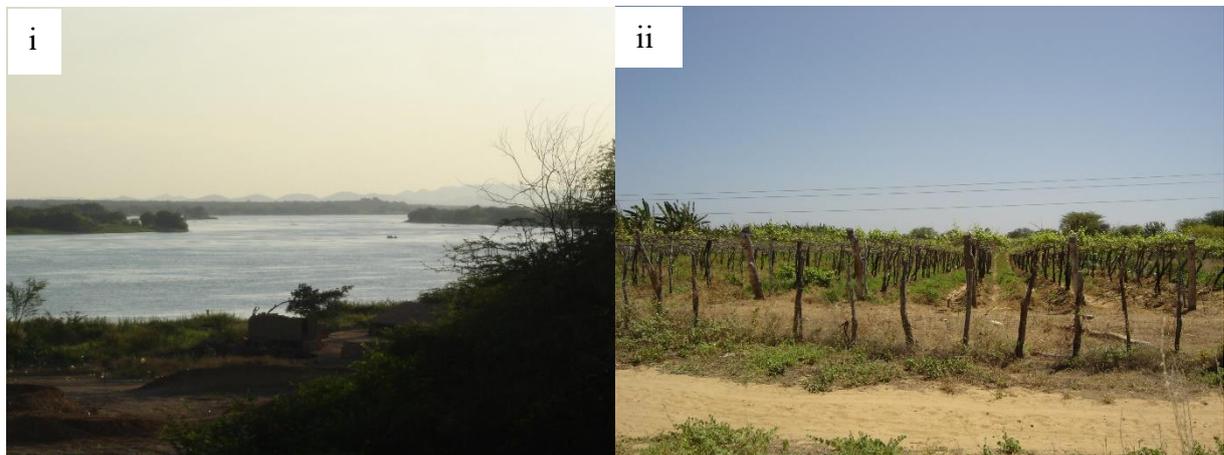


Figura 3 – Registro fotográfico da área de Estudo de Caso localizado no São Francisco ilustrando (i) o Rio São Francisco e (ii) uso alternativo do solo (agricultura irrigada) em APP.

Fonte: O Autor.

Conforme registro disponível no *Google Earth Engine* (Gorelick *et al.*, 2017) referente a série histórica de dados climáticos (Abatzoglou *et al.*, 2018) e de dados de elevação (Farr *et al.*, 2007), verificou-se, entre os anos de 2011 e 2021, para a área do estudo de caso do São Francisco, valores de precipitação anual acumulada

variando de 127 a 381 mm/ano, com valor médio de 249,6 mm/ano, temperatura com mínima média em 19,2°C e máxima média em 31,6°C e altitude em torno de 350 metros.

Tais características condicionadas à observação “in loco” de solos predominantemente arenosos, do tipo Neossolo, além da localização na borda de um curso d'água, permite uma situação ambiental que confere à vegetação nativa uma tipologia de mata úmida, característica por possuir um porte mais alto em relação à caatinga de terra mais seca, estrato herbáceo mais ralo e presença de cipós e epífitas (Sampaio, 2010). Por ser uma área favorável à agropecuária, pouco resta da cobertura original de vegetação nativa (Taura *et al.*, 2010).

A área referente ao estudo de caso proposto no Araripe, por sua vez, situa-se na Mesorregião do Sertão Pernambucano, em um imóvel rural autorizado a explorar a vegetação sob o regime de manejo florestal sustentável, inserido dentro dos limites da Área de Proteção Ambiental – APA – Chapada do Araripe.

Parte da área de Reserva Legal (RL), de aproximadamente 53 ha, foi irregularmente explorada mediante corte de árvores (Figura 4), visando a obtenção de produtos florestais como estacas, culminando na instauração de procedimento administrativo por executar PMFS em desacordo com a autorização obtida.



Figura 4 – Registro fotográfico da área do Estudo de Caso do Araripe ilustrando (i) o corte seletivo de árvores em RL e (ii) os produtos florestais obtidos.

Fonte: O Autor.

De igual maneira, a partir dos registros disponíveis no *Google Earth Engine* (Gorelick *et al.*, 2017) referente a série histórica de dados climáticos (Abatzoglou *et al.*, 2018) e de dados de elevação (Farr *et al.*, 2007), a área do estudo de caso do Araripe apresentou, entre 2011 e 2021, valores de precipitação anual acumulada variando de 400 a 995 mm/ano, com valor médio de 660 mm/ano, temperatura com

mínima média em 17,3°C e máxima média em 27,6°C, altitude em torno de 880 metros.

Além da aridez e temperaturas mais amenas e topografia com altimetria mais elevada, condicionam o ambiente da área do estudo de caso do Araripe o Latossolo, que é um tipo de solo bem intemperizado, profundo, bem drenado e com boa capacidade de retenção de água, conferindo à área uma tipologia florestal denominada mata seca, devido ao padrão típico de vegetação relativamente fechado, com árvores e arbustos formando um dossel contínuo (Sampaio, 2010).

Ainda segundo Sampaio (2010), o desmatamento repetido para usos diversos, está contribuindo para que uma proporção considerável da cobertura de vegetação nativa esteja mais aberta e mais baixa que originalmente, com uma parte menor já degradada, com arbustos esparsos e trechos de solo descoberto, compondo áreas que podem ser consideradas aptas a entrar em processo de desertificação.

2.2 FONTE E COLETA DE DADOS

2.2.1 Estimativas de custos de PRAD

Trata-se da estimativa do custo de uma ação corretiva considerada necessária para a recuperação de áreas degradadas em local objeto de auto de infração apurado em procedimento administrativo sancionador, em nível federal.

A Portaria nº 118/2022 (IBAMA, 2022) contempla estimativas dos custos de implantação e manutenção de projeto de recuperação ambiental para os diferentes biomas brasileiros, considerando diferentes métodos e técnicas de recuperação ambiental.

2.2.2 Dados sobre o acompanhamento da recuperação em procedimento administrativo sancionador

Além do levantamento de informações sobre o procedimento administrativo sancionador, feito no Capítulo 1, para análise do comportamento da recuperação das áreas que são objeto de auto de infração, buscou-se também a obtenção de variáveis relacionadas ao tempo de acompanhamento da recuperação, custo de viagem e o número de viagens que foram feitas para realizar o acompanhamento da recuperação em determinado processo, entre 2011 e 2021.

O tempo de acompanhamento da recuperação consistiu na diferença entre a data em que ocorreu o último acompanhamento ou arquivamento do processo e a data da lavratura do auto de infração e da instauração do processo administrativo.

O custo de viagem, por sua vez, foi obtido por meio da soma dos gastos efetuados para a execução do serviço externo relacionado com a vistoria técnica de acompanhamento da recuperação ambiental da área, composto pelo valor das diárias aferidas para cobrir despesas com hospedagem e alimentação mais o custo com deslocamento.

Para o valor de diárias, foi considerado o valor de R\$ 177,00 definido para demais deslocamentos, conforme Decreto nº 5.992, de 19 de dezembro de 2006 (Brasil, 2006) descontado do valor médio diário do auxílio alimentação, culminando no valor total da diária de R\$ 156,18. Este valor foi multiplicado pelo número de diárias necessárias para realização do serviço externo relacionado com a vistoria técnica de acompanhamento da recuperação ambiental da área, conforme Figura 5.

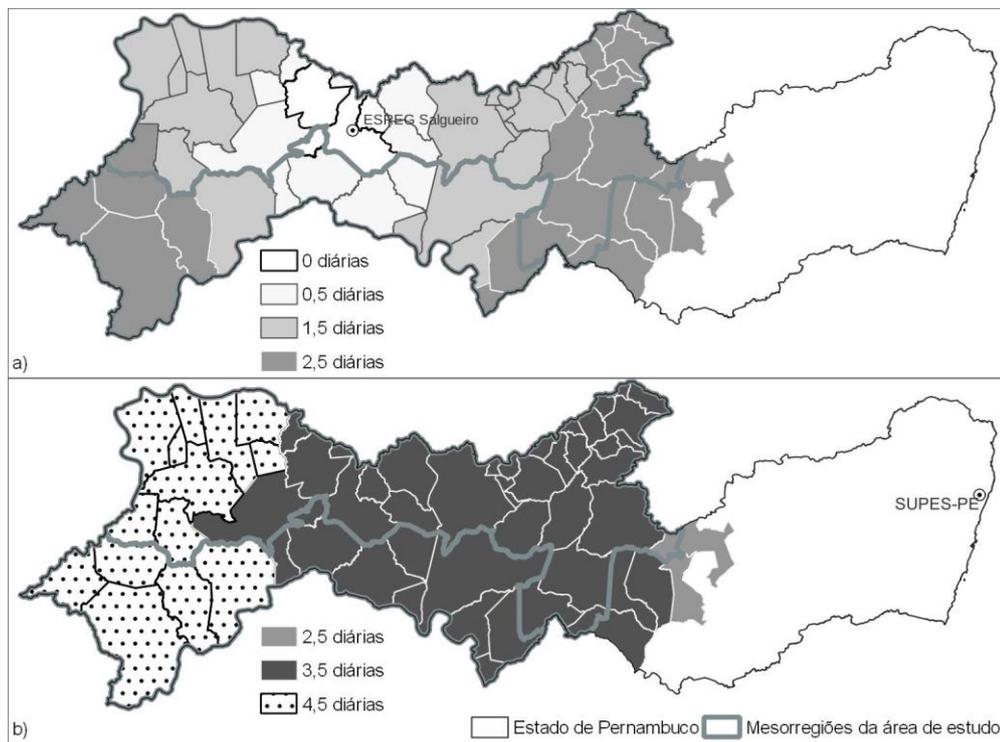


Figura 5 – Número de diárias para realização de serviço externo considerando o deslocamento: a) a partir do (extinto) Escritório Regional (ESREG) de Salgueiro, e b) a partir da Superintendência do IBAMA em Pernambuco (SUPES-PE).

Fonte: O Autor.

O custo com deslocamento foi obtido por meio do produto entre a distância

percorrida da sede da unidade do IBAMA responsável pela realização da vistoria até o ponto de referência com coordenadas geográficas conhecidas da área objeto de vistoria de acompanhamento (Figura 6) e o custo médio com combustível. Para o cálculo do custo médio do combustível, considerou-se que as viaturas utilizadas no deslocamento percorrem, em média, 10 km por litro de diesel, conforme Figura 7.

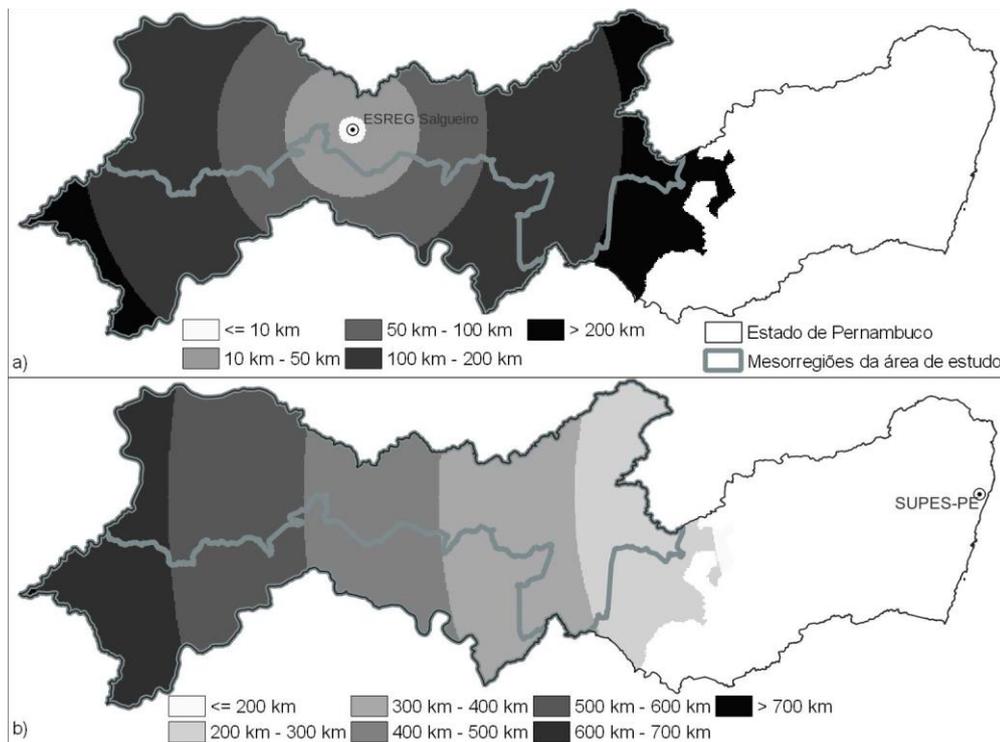


Figura 6 – Distância-custo, em métrica euclidiana tendo como sede de unidade do IBAMA: a) ESREG de Salgueiro, e b) SUPES-PE.

Fonte: O Autor.

Foram escolhidos modelos segundo características compatíveis com as das viaturas utilizadas, tais como motorização a diesel turbo, tração nas 4 (quatro) rodas e ano do modelo de acordo com o ano em que foi feita substituição da frota, total ou parcialmente, dentro do intervalo de 2011 a 2021.

Para o consumo, considerou-se a média do consumo do modelo em ciclo urbano e ciclo rodoviário (Figura 7), conforme testes de eficiência realizados pelo Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (INMETRO).

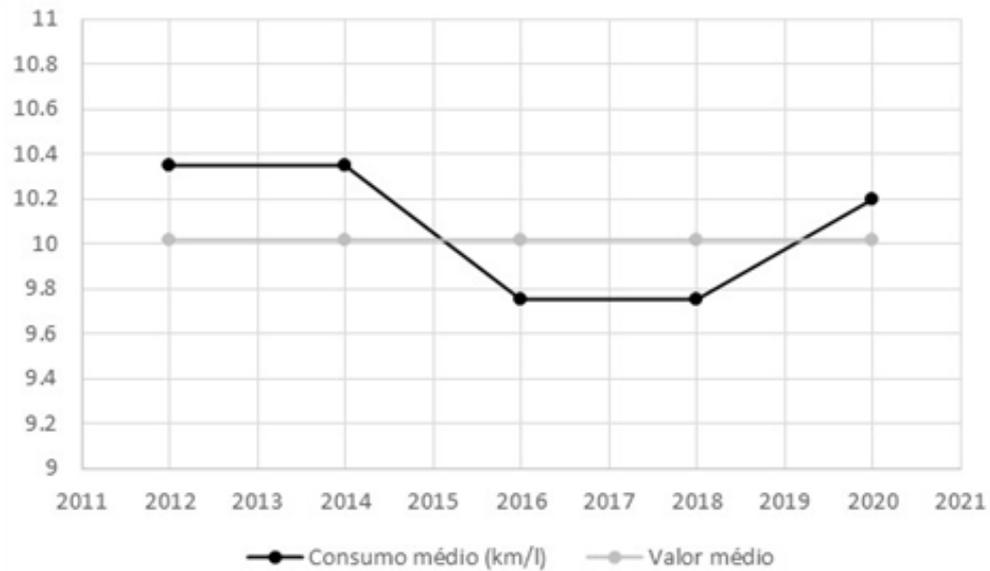


Figura 7 – Consumo médio de combustível, por quilômetro rodado, considerado para as viaturas e valor médio utilizado no custo médio com combustível.

Fonte: COMBUSTIVEL.APP (2020), elaborado pelo Autor.

O preço médio do litro do óleo diesel foi obtido pelo preço médio segundo pesquisa disponível no site da Agência Nacional de Petróleo (ANP), com base em observações de preços coletados em postos revendedores de combustível, mensalmente, entre os anos de 2011 e 2021, no estado de Pernambuco (Figura 8).

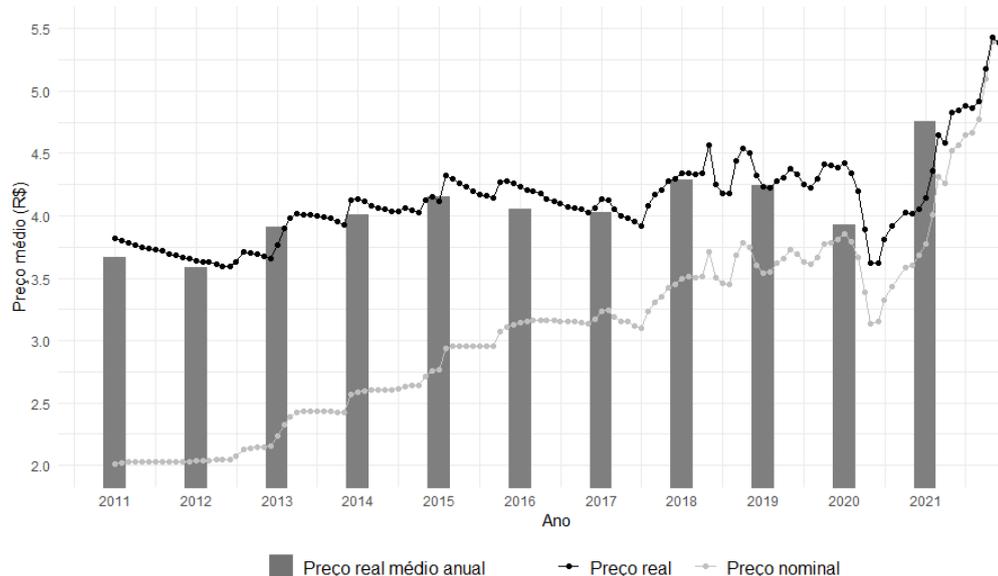


Figura 8 – Valor real e nominal para o preço médio mensal do óleo diesel, no período de 2011 a 2021.

Fonte: Prado Siqueira (2022), ANP (2022), elaborado pelo Autor.

Como o preço do combustível é afetado pela inflação, computou-se o valor

real do preço médio do óleo diesel, para o ano de 2021, pelo produto do preço nominal (preço do óleo diesel vigente no mês do ano em que foi feita a pesquisa da ANP) por um fator que considera a razão de um índice de inflação (optou-se, neste estudo, por utilizar o índice de preços ao consumidor acumulado – IPCA) tomado no momento atual (neste caso, o mês de dezembro de 2021) e no mês do ano referente a determinado preço do óleo diesel, culminando no preço real (Figura 8).

Os valores reais médios mensais foram então agrupados por ano e calculado a média para cada ano, culminando no valor real médio anual do preço do óleo diesel, conforme ilustrado na Figura 8.

2.2.3 Dados de sensoriamento remoto

Nesta etapa, o trabalho consiste em gerar composições NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) multitemporais com a finalidade de implementar um modelo de detecção de mudanças, por meio da variação do NDVI como indicativos tanto dos danos ambientais quanto da recuperação do ecossistema.

A geração de composições de bandas multitemporais desenvolveu-se a partir de uma implementação na nuvem na plataforma geoespacial *Google Earth Engine* (GEE) (Gorelick *et al.*, 2017). Este tipo de abordagem possibilita gerar e exportar uma pilha de dados obtidos a partir de imagens de satélite de longo prazo para áreas de variadas extensões, sem a necessidade de se fazer o download de centenas de cenas de imagens de satélite, poupar de maneira significativa o recurso computacional para processamento de imagens e não necessitar de software especializado de processamento de imagem (Pironkova; Whaley; Lan, 2018).

Para a geração de composições NDVI multitemporal, inicialmente será obtido no GEE as imagens de satélite conforme etapas discriminadas na Figura 9.

A primeira instrução refere-se ao carregamento da coleção de imagens de satélite Landsat para consulta. O GEE dispõe de um catálogo de dados geoespaciais públicos, incluindo dados de sensoriamento remoto, como todo o acervo Landsat, que são empilhados e apresentados na forma de uma classe de objetos do tipo “*ImageCollection*” (Gorelick *et al.*, 2017). Cabe destacar que o acesso a coleções de imagens de satélite Landsat no GEE engloba acesso a coleções de produtos de nível superior, ou seja, em que as imagens Landsat encontram-se pré-processadas, com correção atmosférica e com os valores digitais convertidos para reflectância (Gorelick

da coleção de imagens Landsat serão acessados por meio de consultas utilizando-se como critério a área de estudo, os anos correspondentes ao do registro temporal da Quadro 2, os meses de agosto ou setembro, em que as variações sazonais do clima entre os anos são as menores possíveis, além de cenas com maiores chances de estarem livres da incidência de sombras e nuvens.

A etapa seguinte compreende a manipulação de dados rasters, por meio da seleção de cenas e de bandas, composição e recorte das imagens de satélite para a região de interesse. Cabe destacar que a seleção de cenas e de bandas bem como a composição são funções que integram um conjunto de métodos associados a classe de objetos do tipo de coleção de imagens enquanto a função de recortar imagens compõe um conjunto de métodos que se aplicam a classe de objetos do tipo imagem (Gorelick *et al.*, 2017). Deve-se, portanto, após a seleção de cenas, das bandas e respectiva composição, converter as cenas de imagem Landsat e que foram acessadas pela *query* e que estão no formato *ImageCollection* para o formato *Image*.

Por fim a última instrução consiste em exportar as cenas no formato *Image* recortadas para a área de estudo, no formato GeoTIFF para o Google Drive que, por sua vez, permite que o download das imagens, já pré-processadas, para o computador.

Para cobrir todo o período pretendido, as imagens Landsat serão obtidas sob diferentes condições de aquisição e por diferentes sensores, podendo culminar em diferenças de reflectâncias, que podem ser introduzidas por fatores como contaminação atmosférica e de nuvem, diferenças de respostas espectrais entre sensores, variações na geometria sol-superfície-sensor, questões envolvendo processamento de dados (alterações na calibração dos sensores, algoritmo de correção atmosférica do Landsat, etc) e fatores antropogênicos (Roy *et al.*, 2016).

Nesse sentido, a observação de dados obtidos o mais próximo possível no tempo durante o ano e a aplicação de fator de multiplicação entre produtos obtidos de diferentes satélites para correção de discrepâncias são necessários para o uso de imagens de satélite de vários anos com base em registro de dados consistentes (Ju; Masek, 2016, Roy *et al.*, 2016).

Segundo Ju e Masek (2016) a órbita de voo dos satélites Landsat, denominado “*World Reference System 2*” (WRS-2), confere uma oportunidade para avaliar a compatibilidade de dados entre dois satélites. Isto porque as cenas das imagens dos satélites Landsat são identificadas conforme o *Patch* e *Row* do WRS-2 e, de acordo

com os autores, um satélite Landsat está sincronizado para uma revisita a uma determinada cena a cada ciclo de 16 dias (resolução temporal) e 7 dias depois que passa sobre um determinado *Patch*, passa sobre o *Patch* adjacente situado a oeste, possibilitando a obtenção de 3 observações em um intervalo de 7 dias.

Quando o Landsat 5 (L5) (posteriormente o Landsat 8 (L8) no lugar do L5) e o Landsat 7 (L7) estavam em órbita, eles foram configurados para passar sobre um determinado Patch em um intervalo de 8 dias o que, tendo em vista o disposto acima, possibilita intervalos entre observações de apenas 1 (um) dia, possibilitando a realização de 3 observações em um intervalo de 3 dias (Ju; Masek, 2016). Na Figura 10 abaixo é possível visualizar a situação para 3 diferentes *Patch* no mesmo Row, para a área de estudo, compreendendo os satélites L5 e L7.

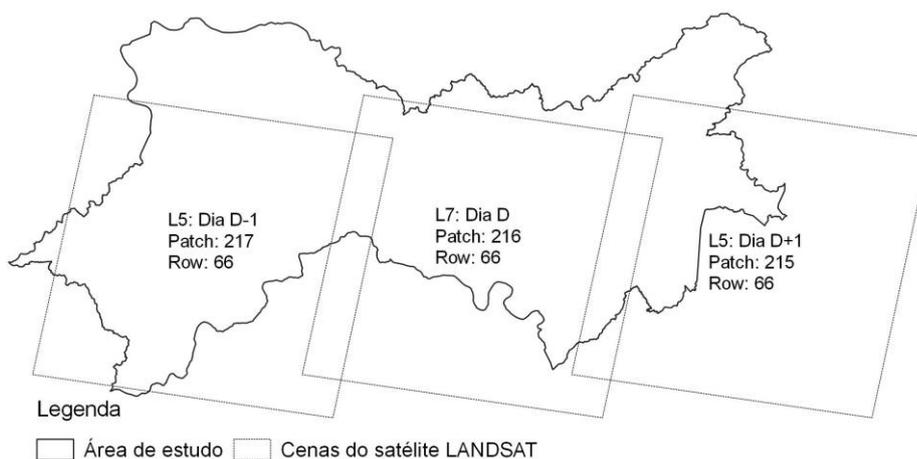


Figura 10 – Exemplo ilustrativo da obtenção da tríade de cenas de imagens de satélite para a área de estudo.

Fonte: USGS (2023). Elaborado pelo Autor.

A tríade formada por cenas dos satélites L5 e L7 foram consultadas para agosto ou setembro, entre os anos de 1999 (devido ao início da operação do L7) e 2011 (por conta do encerramento da operação do L5) e para agosto ou setembro, entre os satélites L7 e L8, de 2013 até o presente, em razão do início a operação do L8 em 2013, conforme observado na Figura 10.

Para reduzir efeitos de erros de geolocalização e de resíduos de nuvens e sombra de nuvens Ju e Masek (2016) utilizaram uma janela 3x3 para selecionar locais relativamente homogêneos para análise. No presente estudo, devido a sobreposição lateral de cenas estreita (cerca de 10%) e da predominância, em determinados anos, da incidência de nuvens e sombras nas cenas das imagens que incidem sobre a área

de estudo, para obter todos os 9 pixels da janela 3x3 livres de resíduos de nuvens e de sombras, foram coletadas ao todo 4 janelas 3x3 em cada seção, de forma que os dados se mantivessem balanceados e a distribuição amostral do conjunto de dados se constituísse numa aproximação da Normal, para fins de aplicação de modelos estatísticos.

A análise consistiu em inspeção visual gráfica da reflectância entre os satélites L5 e L7 e entre L8 e L7, para as bandas do vermelho, do infravermelho próximo e do NDVI, sendo que este último será utilizado como proxy na mensuração dos serviços ecossistêmicos.

Para corrigir a discrepância no NDVI causada pela diferença na reflectância observada entre os satélites, será obtido por meio de regressão linear simples um fator de multiplicação que será usado no NDVI do satélite L5 para equivaler ao NDVI do satélite L7 bem como um fator de multiplicação para ser aplicado NDVI do satélite L8 para equivaler ao NDVI do satélite L7.

2.2.4 Dados de campo

Cabe destacar, inicialmente que a avaliação mais precisa de um dano ambiental exige a realização de inventários e levantamentos *in situ*, imediatamente antes e após a ocorrência do dano (Magliano, 2019).

As avaliações do dano ambiental decorrente da apuração do cometimento das infrações administrativas ambientais ocorrem muitas vezes sobre áreas em que não se previa a ocorrência de tais atividades ilícitas, não se tendo o levantamento de dados prévios à ocorrência do dano. Nesse sentido, a aferição da quantidade e qualidade dos recursos florestais lesionados ficam prejudicados sem se ter uma ideia clara de qual era o estado de conservação anterior da área.

O componente do modelo de valoração econômica do dano ambiental proposto na Tese relacionado com as perdas ecossistêmicas depende da informação sobre o estado de conservação da vegetação da área antes da ocorrência do dano.

Para enfrentar a questão, a ideia consiste em suprir, pelo menos parcialmente, a ausência de inventários e levantamentos *in situ* prévios à ocorrência do dano por fontes de informações que permitam caracterizar a vegetação bem como estado de conservação anterior da área no caso de danos ambientais decorrentes de atividades ilícitas, tais como base de dados online, compêndios estatísticos, mapeamento

espacial, pesquisas acadêmicas, livros, etc.

É importante destacar que, embora as fontes de dados mencionadas contenham informações desejadas sobre os atributos ambientais, elas podem ter menor nível de precisão e/ou alto grau de incerteza em escala local, que precisam ser levadas em consideração (Magliano, 2019).

2.3 APLICAÇÃO DOS MÉTODOS DE VALORAÇÃO

2.3.1 Método do Custo de Reposição

O custo direto das ações corretivas para a recuperação de áreas degradadas, objeto de auto de infração apurado em procedimento administrativo sancionador, em nível federal pode ser obtido por meio da seguinte expressão:

$$C_R = A * C_U * f \quad (05)$$

onde C_R é o custo total da recuperação da área degradada, em reais, A é a área total a ser recuperada, C_U é o custo unitário da recuperação, em reais, por hectare, técnica empregada e bioma, e f é um fator de proporção a ser considerado para a implementação da técnica, por hectare.

2.3.2 Método do Custo de Viagem

Esta etapa consiste em adaptar e aplicar um Método de Custo de Viagem (MCV), conhecido como modelo de Kuhn-Tucker, para uma análise baseada na demanda relacionada ao acompanhamento da recuperação de áreas desmatadas objeto de auto de infração, em múltiplos sites, para o sertão do estado de Pernambuco, com vistas a aferir possíveis valores econômicos pelo resguardo da recuperação ambiental por parte do Estado.

O modelo Kuhn-Tucker é baseado em um problema de otimização com restrição e exploração das condições de primeira ordem (Lloyd-Smith, 2020), em que se assume que a demanda relacionada à visita (vistoria técnica para acompanhamento da recuperação ambiental) em múltiplos sites (áreas desmatadas e embargadas) pode ser representada por uma função de utilidade aleatória que pode ser maximizada sujeita a uma restrição de orçamento, de acordo com a expressão 06:

$$\max_{x_{ik}, z_i} U(x_{ik}, z_i) \quad (06)$$

$$s. t. y = \sum p_{ik} x_{ik} + z_i, x_{ik} > 0,$$

onde x_{ik} é a número de viagens realizadas no site i e no ano k , para acompanhar a recuperação de áreas degradadas e objeto de auto de infração, p_{ik} refere-se ao custo da viagem em relação ao site i no ano k para aferir o alcance da recuperação da área objeto de auto de infração, z_i refere-se a um gasto alternativo, que pode ser obtido, conforme Sánchez, Baerenklau e González-Cabán (2016) em função custo de viagem e do recurso y_k , que é o recurso que se tinha disponível em função do orçamento no ano k , para atender a demanda.

A função de utilidade empregada, conforme Lloyd-Smith (2020) é expressa pela equação 07:

$$U(x_i, z) = \sum \psi_i \ln(\phi_i x_i + \gamma_i) + \frac{1}{\alpha} z^\alpha, \forall i, \quad (07)$$

em que ψ , ϕ , γ e α são parâmetros estruturais, sendo os dois primeiros ligados a atributos da recuperação da área objeto de autuação, o terceiro é um parâmetro de translação e o quarto é um parâmetro que incorpora os efeitos do orçamento.

Segundo Lloyd-Smith (2020) a estimação dos parâmetros pode se dar pela Máxima Verossimilhança, por meio do ajuste da função de verossimilhança da expressão 08 derivada da expressão 09, considerando a seguinte parametrização da função de utilidade (expressões 10 a 15):

$$L(x|\beta, \theta, \gamma *, \alpha *, \sigma *) = |J| \prod [\exp(-g_i(.))/\sigma]^{1_{x_k>0}} \exp[-\exp(-g(.))] \quad (08)$$

$$g_i(.) = \frac{1}{\sigma} (-\beta'S + \ln(\frac{p_i}{\phi_i}) + \ln(\phi_i x_i + \gamma_i) + (\alpha - 1) \ln(y - p_i x_i)) \quad (09)$$

$$\psi_i = \exp(\beta'S + \varepsilon_i) \quad (10)$$

$$\phi_i = \exp(\theta'Q) \quad (11)$$

$$\alpha = 1 - \exp(\alpha *) \quad (12)$$

$$\gamma = \exp(\gamma *) \quad (13)$$

$$\sigma = \exp(\sigma *) \quad (14)$$

$$\varepsilon_i = EV(\sigma) \quad (15)$$

em que S é uma matriz de um conjunto de vetores alusivos de alternativas individuais alusivos a procedimentos administrativos relacionados à recuperação da área objeto de autuação, Q é uma matriz do conjunto de vetores alusivos a características do site, também quanto à recuperação, β , θ e σ são coeficientes auxiliares dos parâmetros a serem estimados, $|J|$ é o determinante do jacobiano de transformação, $1_{x_k>0}$ é uma função indicadora igual a 1 se x_k é estritamente positivo e zero caso contrário e ε_i captura heterogeneidade não observada, assumindo que cada termo de erro é uma escolha independente de uma distribuição normal com valores extremos (Sánchez;

Baerenklau; González-Cabán, 2016).

Para estimação dos parâmetros especificados na função de utilidade, será utilizado o software R, versão 4.3.2 (R Core Team, 2023), com o apoio do pacote `rmdcev` (Lloyd-Smith, 2020).

Os dados coletados, para serem aplicados na estimação dos parâmetros, precisam estar no formato correto para aplicação na estimação. De acordo com Lloyd-Smith (2020) o formato consiste na disposição de uma linha por cada alternativa k disponível para cada observação i . Ou seja, o arranjo dos dados para estimação dos parâmetros considera o número de viagens realizadas em cada ano k para cada processo i que foi utilizado no levantamento das informações.

Além disso, para a estimação dos parâmetros, definiu-se como alternativas individuais (matriz S) variáveis referentes à notificação do autuado para apresentação de PRAD (NOT), se houve a apresentação do PRAD por parte do Interessado (PRAD), se foi firmado termo de compromisso (TRTC) e se foi instaurado ação judicial para reparação do dano (AJ).

Como característica do site (matriz Q), definiu-se as variáveis relacionadas ao tamanho da área embargada em hectare (AREA), tempo decorrido desde a autuação do processo até a finalização ou último acompanhamento da recuperação (AGE), se houve ou está havendo o cumprimento da sanção de embargo (CUM) e se a área foi considerada recuperada para efeito de desoneração do Interessado do vínculo com as sanções administrativas (REC).

Uma vez obtidos os parâmetros, inicialmente foi realizado uma análise com base na sua interpretação, com o apoio dos dados coletados de atividade de acompanhamento da recuperação ambiental dos danos cometidos contra a flora e apurados administrativamente, em procedimento administrativo sancionador, em nível federal.

Com relação ao problema de otimização, foi implementado um modelo de programação não linear com a expressão 06, utilizando-se como função objetivo a expressão 07. Os coeficientes que compõem os parâmetros estruturais ψ e ϕ , são obtidos a partir da aplicação dos coeficientes estimados e das variáveis nas equações auxiliares correspondentes do modelo Kuhn-Tucker com o auxílio do Microsoft Excel 365 MSO 64 bits (Microsoft Corporation, 2022) enquanto os demais coeficientes (γ e α) são obtidos diretamente do output do modelo Kuhn-Tucker no software R, versão 4.3.2 (R Core Team, 2023).

O conjunto de instruções que integra o modelo de programação linear está estruturado segundo dois conjuntos: o número de i processos administrativos levantados e o ano k em que a recuperação ambiental da área do objeto de ilícito fora acompanhado.

Assim como os coeficientes estimados do modelo Kuhn-Tucker, o número de vitorias realizadas e seu custo médio, por processo e o recurso anual disponível para vistoria de acompanhamento da recuperação também compõem os parâmetros do modelo de programação não linear formulado. Já o valor da função utilidade e os gastos alternativos são parte das variáveis do modelo de programação não linear formulado.

A segunda parte da expressão 06 foi definida como restrição do problema. Para executar o conjunto de instruções que traduz o problema de programação não linear formulado, foi implementado um modelo no software GAMS (*General Algebraic Modeling System*) versão 36.1.0 (GAMS Development Corporation, 2021), para execução de uma otimização de maximização de programação não linear “nlp”, com o algoritmo CONOPT3 (Calasan; Nikitovic; Mujovic, 2019).

Buscou-se, a partir das informações sobre o acompanhamento da recuperação dos danos causados pela exploração ilegal da vegetação no sertão do estado de Pernambuco, objeto de auto de infração e apurado em procedimento administrativo sancionador, em nível federal, contabilizar o impacto, em termos monetários, na conta do Estado dos custos gerados para efeitos de reparação.

2.3.3 Análise de Equivalência de Habitat (HEA)

Buscou-se, por intermédio da HEA, estimar a quantidade de serviços ecossistêmicos (SE) que seriam necessários e suficientes para compensar a quantidade de SE que foram perdidos entre a data de início do dano ambiental e o seu possível restabelecimento, com vistas a atingir uma reparação mais plena dos danos causados.

A Figura 11 apresenta a síntese do procedimento de implementação da HEA para determinação da parcela de reparação compensatória por serviços ecossistêmicos perdidos.

As disposições preliminares dizem respeito à definição das bases e parâmetros que vão nortear a implementação da HEA. A descrição do incidente e sua cronologia

são duas etapas iniciais cruciais, pois, segundo Corrêa e Souza (2013) a aplicação da HEA requer conhecimento das vulnerabilidades e resiliência do ecossistema afetado.

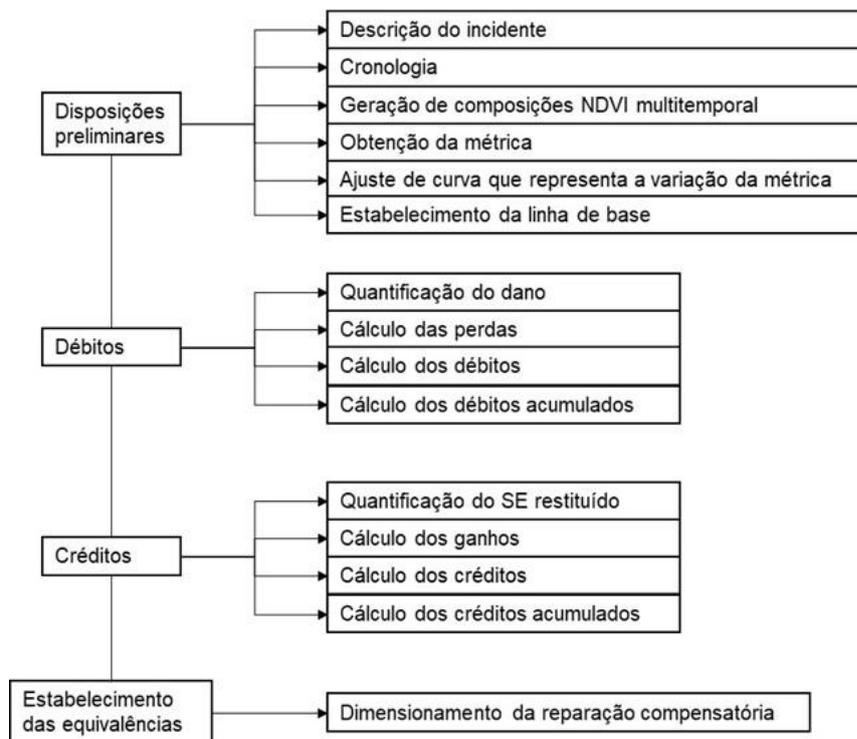


Figura 11. Síntese das etapas do procedimento de implementação da HEA.

Fonte: Magliano (2019); Pavanelli; Voulvloulis (2019), adaptado pelo Autor.

Nesse sentido, buscou-se informações sobre a descrição do incidente, tais como definição do ecossistema afetado, causas do dano, tamanho da área e se o dano ambiental se encontra cessado ou ainda em andamento, bem como sua cronologia (quando o dano ocorreu, quando e se a recuperação da área teve início, período a ser considerado para quantificação das perdas provisórias e período a ser considerado para quantificação da restituição dos serviços ecossistêmicos) para as áreas dos estudos de caso.

Geradas as composições NDVI multitemporal, conforme estudos de caso propostos, procedeu-se na sequência com a obtenção de uma métrica capaz de detectar, por meio da variação do NDVI, mudanças provocadas pelo dano ambiental causado bem como pela recuperação da área, caso esteja acontecendo.

Neste trabalho, propõe-se como métrica o NDVI quadrático (NDVI_q), dado pela expressão 16:

$$NDVIq = \sqrt{n^{-1} \sum_{i=1}^n NDVI_i^2} \quad (16)$$

normalizado, de forma linear pelo NDVI_q máximo da área antes do incidente e NDVI_q mínimo da área após o incidente, dado por $NDVIq' = NDVIq - \min/\max - \min$.

Uma curva foi empregada para representar a variação da métrica do NDVI ao longo do tempo. Para o ajuste de uma curva representativa do comportamento da métrica, foi escolhido regressão spline penalizada, na forma de um modelo aditivo generalizado (GAM). A escolha reside no fato que a escolha do grau de suavização empregado nos modelos spline convencionais (dado pelo parâmetro de locação de nós) é arbitrário, resultando em curvas de diferente formato (Nugent, 2019).

De acordo com Wood (2001), GAM, pode ser representado, basicamente, por uma composição de função de suavização, do tipo:

$$Y = f(x) \quad (17)$$

Onde

$$Y = NDVIq';$$

$$x = \text{Anos};$$

$f(x)$ = bases da função spline cúbica, dada, conforme Wood (2017), por:

$$f(x) = a_j^-(x)\beta_j + a_j^+(x)\beta_{j+1} + c_j^-(x)F_j\beta + c_j^+(x)F_{j+1}\beta \quad (18)$$

onde

$$a_j^-(x) = (\varepsilon_{j+1} - x)/h_j \quad (19),$$

$$a_j^+(x) = (x - \varepsilon_j)/h_j \quad (20),$$

$$c_j^-(x) = [(\varepsilon_{j+1} - x)^3/h_j - h_j(\varepsilon_{j+1} - x)]/6 \quad (21),$$

$$c_j^+(x) = [(x - \varepsilon_j)^3/h_j - h_j(x - \varepsilon_j)]/6 \quad (22),$$

$$h_j = \varepsilon_{j+1} - \varepsilon_j \quad (23)$$

em que

j = índice associado ao j -ésimo nó;

ε = parâmetro de locação dos nós espaçados de maneira uniforme, com divisão dos dados a cada percentil 10;

ε_{j+1} e ε_j são nós consecutivos mais próximos de x ;

$$F = [0 \ F^- \ 0]^T \quad (24)$$

sendo

$$F^- = B^{-1}D \quad (25)$$

em que

$$D_{i,i} = 1/h_i \quad (26),$$

$$D_{i,i+1} = -1/h_i - 1/h_{i+1} \quad (27),$$

$$D_{i,i+2} = 1/h_{i+1} \quad (28),$$

$$B_{i,i} = (h_i + h_{i+1})/3 \quad (29),$$

$$B_{i,i+1} = h_{i+1}/6 \quad (30),$$

$$B_{i+1,i} = h_{i+1}/6 \quad (31).$$

Um fator de penalidade e um parâmetro λ são incorporados ao ajuste de mínimos quadrados. O fator de penalidade tem o condão de adicionar “sinuosidades” ao modelo enquanto o parâmetro de suavização λ exerce uma espécie de limite à penalidade que é de fato incorporada (WOOD, 2001). Dessa maneira, o estimador dos coeficientes β é dado por (Nuggent, 2019):

$$\hat{\beta} = (\mathbf{X}^T \mathbf{X} + \lambda \mathbf{S})^{-1} \mathbf{X}^T \mathbf{y} \quad (32)$$

em que

$\hat{\beta}$ = vetor de parâmetros estimados do modelo;

\mathbf{X} = matriz de valores das variáveis preditoras dos dados aumentada dos valores referentes as bases da regressão spline cúbica;

\mathbf{S} = matriz de penalidades, dada por $\mathbf{S} \equiv \mathbf{D}^T \mathbf{B}^{-1} \mathbf{D}$ (Wood, 2017);

\mathbf{y} = vetor de valores da variável resposta dos dados;

Como GAM é estruturado como um modelo linear generalizado em que o preditor linear envolve uma soma de funções de suavização como covariáveis, seu ajuste pode ser dado pelo método dos mínimos quadrados penalizados iterativamente reponderados até a convergência (Wood, 2001).

O grau de suavização da curva, por sua vez, é realizado utilizando validação cruzada, em que, conforme Wood (2001), emprega-se processos iterativos para a escolha do parâmetro de suavização λ que minimiza a expressão score de validação cruzada generalizada, dada pela expressão 33:

$$\mathcal{V}_g = \frac{n \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{f}_i)^2}{[\text{tr}(\mathbf{I} - \mathbf{A})]^2} \quad (33)$$

Onde

y_i é o valor da variável resposta observado;

\hat{f}_i é o valor da variável resposta predito;

\mathbf{A} é a matriz de influência, dada por $\mathbf{X}(\mathbf{X}^T \mathbf{X} + \lambda \mathbf{S})^{-1} \mathbf{X}^T$.

Todo o procedimento para o ajuste da curva que representa a variação da métrica do NDVI ao longo do tempo, é realizado utilizando o software R, versão 4.2, com o apoio do pacote mgcv (Wood, 2001).

O estabelecimento da linha de base é baseado no nível de SE que a área objeto do dano ambiental apresentava antes do incidente, segundo algum indicador de mensuração obtido com base no monitoramento da área pré-incidente, modelagem e/ou dados de áreas adjacentes (Pavanelli; Voulvloulis, 2019).

Neste sentido, o estabelecimento da linha de base para a área do estudo de caso do São Francisco foi definido com base em uma área de referência que conservava, predominantemente, as características originais de vegetação ciliar das margens do Rio São Francisco da região de Juazeiro-Petrolina.

Para a área do estudo de caso do Araripe, a linha de base foi definida com base nos SE prestados antes do incidente, calculando-se a média e o desvio padrão de todos os valores de NDVI das imagens anteriores ao incidente e o intervalo formado pela média \pm o desvio padrão foi utilizado para filtrar valores de NDVI das imagens após o incidente.

Esses valores de NDVI obtidos para a linha de base foram utilizados para gerar novos $NDVIq'$, assumidos como proxy da linha de base e modelados, conforme o modelo GAM, para cada estudo de caso proposto.

Na sequência, a curva que leva em conta o dano causado pelo incidente e sua recuperação e a curva da linha de base foram utilizadas para computar as perdas e os ganhos de SE ao longo do tempo. Conforme exposto por Magliano (2019), este procedimento pode dar por meio da elaboração de uma tabela contendo perdas capitalizadas dos SE e outra tabela contemplando os ganhos descontados, sendo ambas comparadas em uma mesma data de referência.

A etapa dos débitos diz respeito ao cômputo das perdas, que se baseia no nível dos SE verificados com base na extensão e duração observada do dano ambiental.

O primeiro passo, que consiste na determinação das perdas, diz respeito a área entre a curva da linha de base e a curva que representa o nível de SE prestado após o incidente, em período anual, até o ano que houve o restabelecimento de SE ao nível do SE da linha de base. Esta área é obtida pela diferença entre a área de linha de base e a área que representa o nível de SE prestados após o incidente e representa uma proxy da perda causada pelo dano ambiental.

A quantificação das perdas, por sua vez, é obtida por meio da expressão 34

$$A = (b^j - x_t^j)/b^j \quad (34)$$

em que A representa a perda dos serviços ecossistêmicos, b^j é o nível de SE da linha base na área afetada e x_t^j é o nível de serviços fornecidos na área afetada, no final do tempo t .

O cálculo dos débitos consiste na elaboração de uma tabela contendo as perdas capitalizadas em relação a uma data da referência e seu somatório,

culminando no cálculo dos débitos acumulados conforme a expressão 35

$$\sum_{t=0}^B \rho \cdot A * J \quad (35),$$

sendo que ρ é um fator de desconto, obtido por $(1/1 + r)^{t-C}$, em que C é o ano de referência adotado para capitalização das perdas, t é o tempo alusivo ao ano em que ocorreu o dano até o tempo em que o dano cessou, para efeitos de compensação e r a taxa de desconto.

Como essas perdas e ganhos (este último, quando houver) ocorrem em diferentes anos continuando no futuro, uma taxa de desconto é aplicada para traduzir esses ganhos e perdas em um valor presente (Pavanelli; Voulvloulis, 2019).

A taxa de desconto é utilizada para corrigir diferenças que podem ocorrer em um determinado período no valor entre as perdas e os ganhos de serviço ecossistêmico, uma vez que é assumido que os benefícios acumulados no futuro (ganhos) decorrentes da reparação compensatória valem menos que os benefícios que se deixa de receber no presente (perdas) por ocasião do dano ambiental (Magliano, 2019).

A literatura consultada (Desvousges *et al.*, 2018; Magliano, 2019, Pavanelli; Voulvloulis, 2019) que trata a respeito da taxa que pode ser aplicada para contabilizar o desconto dentro do fluxo do valor de ativo e de passivo ambiental dos serviços ecossistêmicos, identificou que o modelo HEA, de uma maneira geral, utiliza uma taxa de desconto de 3% ao ano, adotado no presente trabalho.

A etapa dos créditos, por sua vez, refere-se ao cômputo de eventuais ganhos no nível dos SE. Inicia-se pela determinação dos ganhos, representado pela diferença entre a área da curva que representa o nível de SE restituído, em período anual, após iniciada a recuperação, compensação ou substituição por equivalente e o nível de SE inicial após as perdas causadas pelo dano ambiental.

A quantificação dos ganhos é feita por meio da expressão 36

$$B = (x_t^p - b^p)/b_j \quad (36),$$

em que B representa os ganhos oriundo da restituição dos serviços ecossistêmicos, x_t^p é o nível de serviços fornecidos na área de reposição no ano t e b^p é o nível inicial dos serviços, por unidade de área de reposição.

O cálculo dos créditos leva em conta a elaboração de uma tabela contendo os ganhos descontados em relação a uma data da referência e seu somatório, culminando no cálculo dos créditos acumulados conforme a expressão 37

$$\sum_{t=l}^L \rho \cdot B \quad (37),$$

sendo que ρ é o mesmo fator utilizado na expressão do cômputo dos débitos acumulados, com a diferença de que t , neste caso, é o tempo alusivo ao ano em que se iniciou a restituição dos SE perdidos ($t = l$) até o tempo em que se considera que a área de reposição cessa o fornecimento de SE.

Por fim se procedo com o estabelecimento das equivalências, que se refere à definição de uma área para ser alocada, de forma que sua extensão restitua o SE de mesmo valor e em quantidade equivalente ao que fora pedido por ocasião do dano ambiental, dentro de um determinado período.

A equivalência é estabelecida conforme expressão 38:

$$P = \frac{V_j}{V_p} * \frac{\sum_{t=0}^B \rho \cdot A}{\sum_{t=l}^L \rho \cdot B} * J \quad (38)$$

em que P é a área de habitat equivalente, referente ao tamanho do projeto de reparação compensatória, V_j é o valor dos serviços fornecidos na área afetada, por unidade de área e tempo e V_p é o valor dos serviços fornecidos na área de reposição, por unidade de área e tempo.

Assume-se que o nível de SE da área afetada nos estudos de caso é equivalente, do ponto de vista ecológico, aos SE na área de reposição, fazendo com que o dimensionamento da reparação compensatória seja definido pela divisão do total de débitos acumulados, pelos créditos acumulados em um determinado período.

2.4 VALOR ECONÔMICO DO DANO AO MEIO AMBIENTE

Trata-se da determinação do valor econômico do dano associado a atividade de exploração ilegal da vegetação nativa da Caatinga, sertão de Pernambuco, considerando as parcelas dos diferentes componentes, obtidos a partir da aplicação de métodos de valorização econômica do meio ambiente, para cada estudo de caso.

A este valor, são considerados a soma do custo de reposição pela recuperação do dano da área objeto de auto de infração, do custo administrativo pelo resguardo da recuperação ambiental obtido a partir do método do custo de viagem e do valor dos serviços ecossistêmicos perdidos por meio do custeio de ações corretivas de uma área com ecossistema e características ecológicas semelhantes à da área objeto de auto de infração, conforme extensão dimensionada para fins de reparação compensatória.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 MÉTODO DO CUSTO DE REPOSIÇÃO

Os métodos e técnicas a serem considerados nas estimativas dos custos para a recuperação da área no estudo de caso do São Francisco contemplam o domínio fitogeográfico da Caatinga e as medidas que asseguram a proteção da área degradada de fatores que possam impedir e/ou dificultar o processo de recuperação bem como técnicas para introdução de espécies florestais para o restabelecimento da cobertura de vegetação.

No estudo de caso do Araripe, considerando que a recuperação ambiental já encontra amparo no aproveitamento inicial do processo de regeneração natural, a estimativa de custo contempla, além do domínio fitogeográfico da Caatinga, medidas que asseguram a proteção da área degradada de fatores que possam impedir e/ou dificultar o processo de recuperação.

A Tabela 1 discrimina estimativas de custos mínimos de recuperação ambiental por meio da recomposição da vegetação nativa no âmbito do domínio fitogeográfico da Caatinga disposto na Portaria nº 118/2022 (Ibama, 2022).

Tabela 1 – Estimativas de custo para recomposição da vegetação nativa consideradas na recuperação de áreas degradadas dos estudos de caso.

	Técnica	Valores (R\$/ha)
Estudo de Caso do São Francisco	Plantio de mudas	20.860,75
Estudo de Caso do Araripe	Condução da regeneração natural	1.536,00

Fonte: IBAMA (2022).

Os valores estimados para recomposição da vegetação nativa conforme a técnica para cada estudo de caso podem ser considerados condizentes com a realidade de mercado.

De acordo com o Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste (Cepan, 2018), conforme levantamento realizado entre abril de 2016 e junho de 2017, o custo da restauração em Pernambuco, para bioma Caatinga foi estimado em R\$ 1.033/ha (R\$ 1.447,93/ha o valor atual corrigido pela inflação) para a restauração passiva (sem considerar o cercamento da área) e R\$ 13.655/ha (R\$ 19.153,88/ha o valor atual corrigido pela inflação) para o plantio de mudas.

3.2 MÉTODO DO CUSTO DE VIAGEM

Cabe destacar, inicialmente, que a realização de vistorias na área embargada é a maneira convencional de se efetuar a análise técnica que fundamenta a avaliação do dano ambiental que, por sua vez, vai subsidiar a tomada de decisão com relação a recuperação do dano ambiental provocado pelo infrator.

De uma maneira geral, o custo associado às vistorias realizadas pelo Ibama para acompanhar a recuperação é negligenciado, fazendo com este passivo monetário seja rateado pela sociedade, e não arcado pelo infrator. Tal prática, inclusive, conforme mencionado por Corrêa e Souza (2013), é divergente da atual política dos órgãos ambientais brasileiros, que repassam aos interessados os custos referentes ao licenciamento de suas atividades e empreendimento.

O gasto dispendido para a realização de vistorias e acompanhamento da recuperação com deslocamento e pagamento de diárias representam o custo de viagem e sua análise permite inferir a respeito do impacto às contas nacionais e que devem ser contabilizados para efeitos de reparação.

O modelo Kuhn-Tucker foi implementado para essa finalidade. A Tabela 2 contém as estimativas para os parâmetros do modelo.

Tabela 2. Estimativas para os parâmetros do modelo.

Parâmetros	Estimativas
Parâmetro das características individuais (Φ)	
Notificação (NOT)	-0,07048
Apresentação de PRAD (PRAD)	0,16886
Celebração de Termo de Compromisso (TRTC)	0,55308
Ação judicial (AJ)	1,525
Parâmetro das características do site (Ψ)	
Tamanho da área (AREA)	0,674
Tempo em anos (AGEINDEX)	0,7279
Cumprimento da sanção de embargo (CUM)	-0,1509
Recuperação da área (REC)	1,1639
Parâmetro de translação (γ)	
Ano 2011	0,5783
Ano 2012	2,036
Ano 2013	4,9146
Ano 2014	0,1869
Ano 2015	0,1719
Ano 2016	1,1849

Continua....

Continuação...

Parâmetros	Estimativas
Ano 2017	0,2296
Ano 2018	1,1097
Ano 2019	0,8509
Ano 2020	0,3334
Ano 2021	1,4368
Parâmetro que incorpora efeito à renda (α)	0,6854

Fonte: O Autor.

Quanto aos parâmetros relacionados às características individuais, tanto a ação judicial quanto a celebração de Termo de Compromisso tendem a causar um aumento no número de viagens realizadas para o acompanhamento da recuperação.

Isto se deve a circunstâncias tais como demanda por parte de órgãos de controle para que o órgão competente do Sisnama em nível federal informe sobre a situação atual da recuperação da área para instruir procedimentos investigatórios próprios, à existência de obrigação do acompanhamento da recuperação em sentenças judiciais ou Termos de Ajuste de Conduta (TAC) ou mesmo a realização de vistoria de quitação de Termos de Compromisso (TC).

Com relação às características do site, a verificação da situação atual quanto a recuperação ambiental da área é um fator que impulsiona a realização de vistorias. E essas vistorias tendem a acontecer com mais frequência em processos com mais de 6 anos e que possuem áreas menores, com menos de 10 hectares (Figura 12).

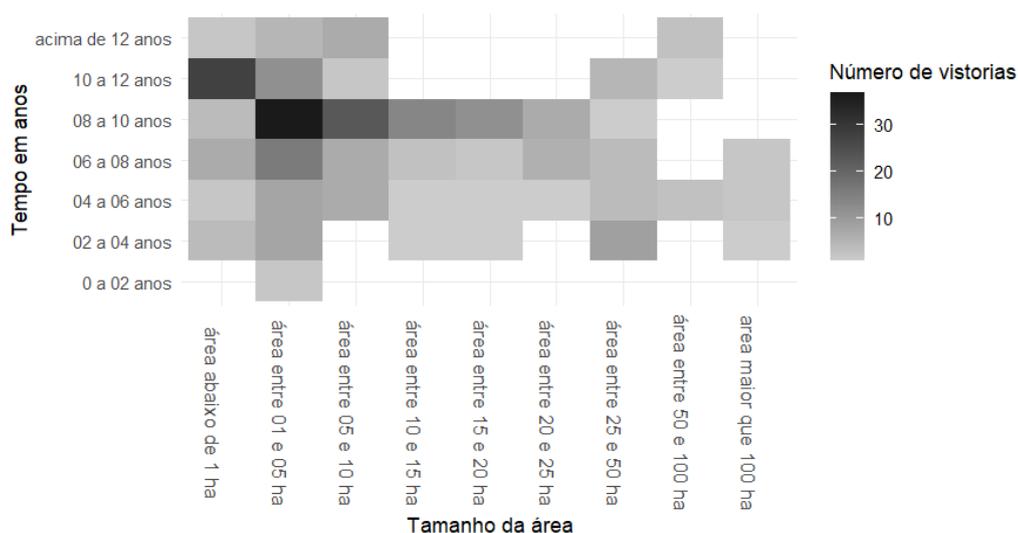


Figura 12 – Distribuição do número de vistorias por categoria de tamanho de área e por tempo em anos de duração do processo.

Fonte: O Autor.

O parâmetro gamma apresenta coeficientes que estão relacionados com o ano k em que foi realizada a vistoria de acompanhamento da recuperação para o processo i . Quanto aos coeficientes apresentados, destaque para aqueles que apresentaram valores alusivos aos anos 2012, 2013, 2016 e 2021. Conforme Figura 13, que ilustra o número de vistorias realizadas por órgão competente do Sisnama, em nível federal, para acompanhar a recuperação no âmbito de processos de apuração de infração ambiental cometidas contra a flora, levantados nas mesorregiões do São Francisco e do Sertão Pernambucano, é possível aferir que nos anos de 2012 e 2013 houve um aumento na realização de vistorias para acompanhamento de áreas em decorrência da lavratura do auto de infração, ao passo que para o anos 2016 e 2021, a tendência foi de redução das vistorias realizadas. A diminuição no número de vistorias realizadas em 2016 e 2021 tem a ver com eventos como o fechamento do Escritório Regional de Salgueiro ocorrido no ano de 2016 e a pandemia do coronavírus, que motivou medidas mais drásticas de isolamento e distanciamento social entre 2020 e 2021 para o enfrentamento do surto.

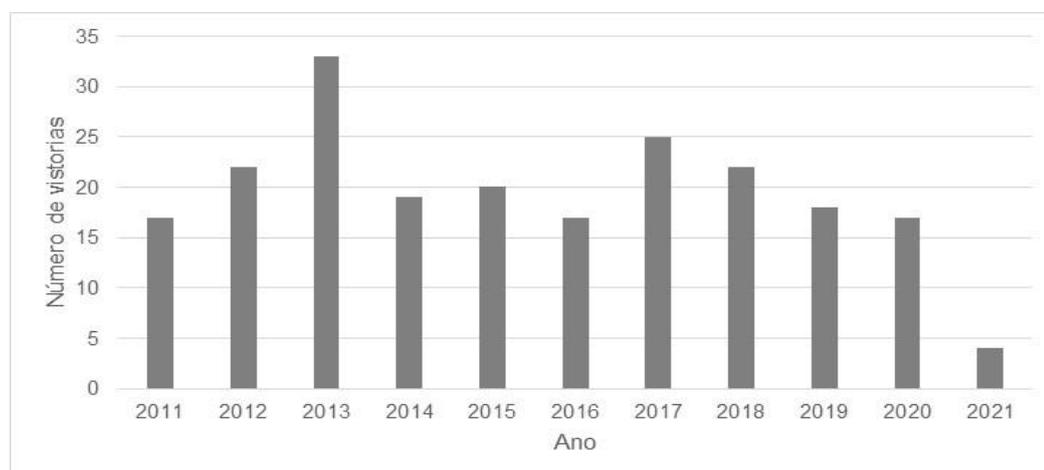


Figura 13 – Quantidade de vistorias realizadas, para a área de estudo, no período entre os anos de 2011 e 2021.

Fonte: O Autor.

O modelo de otimização implementado com parâmetros do modelo Kuhn-Tucker obtidos a partir dos coeficientes estimados geram dois resultados principais. Um deles é o valor da função objetivo. Trata-se de um valor numérico que representa a utilidade da função objetivo utilizadas em análises que compreendam o benefício econômico e o impacto sobre o bem-estar que seriam causados por mudanças nas variáveis que exprimem a dinâmica do acompanhamento da recuperação de áreas

degradadas em procedimento administrativo sancionador. Diferentes valores da função objetivo para diferentes cenários seriam obtidos e então comparados, para se verificar qual cenário maximizava a utilidade.

No entanto, como o interesse reside na verificação do impacto das vistorias realizadas para acompanhamento de áreas em decorrência da lavratura do auto de infração, o valor obtido pela restrição do modelo de otimização que compreende gastos alternativos fornece uma informação relevante. E o valor conferido por meio do relatório de saída do GAMS é de R\$ 10.210,479 (Anexo 1) e representa uma medida do que poderia ser gasto anualmente em alternativas que não fosse as vistorias de acompanhamento da recuperação de áreas no âmbito de processos administrativo sancionador.

A Figura 14 ilustra o gasto anual com vistorias de acompanhamento da recuperação de áreas no âmbito de processos administrativo sancionador realizados para a área de estudo.

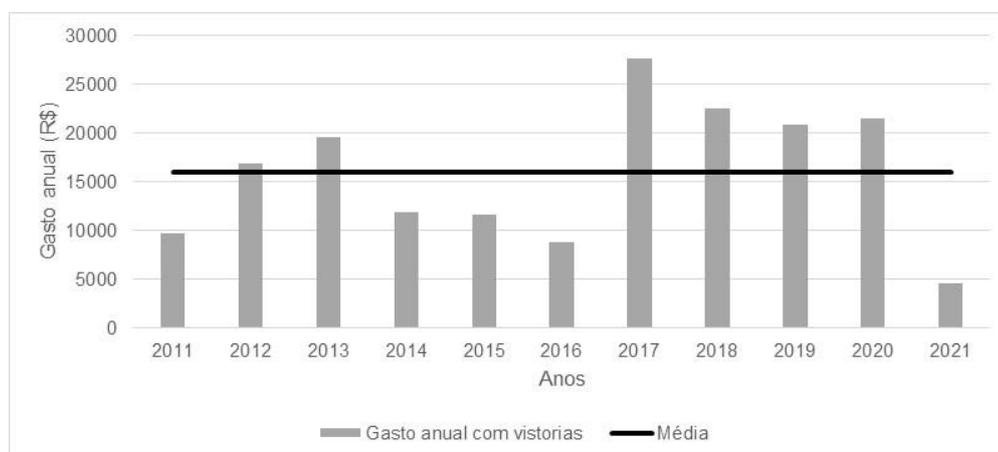


Figura 14 – Gasto anual dispendido com a realização de vistorias de acompanhamento da recuperação de áreas em processos administrativo sancionador no semiárido do Estado de Pernambuco.

Fonte: O Autor.

O gasto médio anual empregado na atividade foi de R\$ 15.946,03. Considerando o gasto anual médio alocado e o gasto previsto anual em atividades alternativas abdicados, a diferença é de R\$ 5.735,55. Esta dedução de gastos alternativos, representativo de atividades porventura abdicadas, sobre os gastos efetivamente alocados para o resguardo da recuperação ambiental, por parte do órgão ambiental competente do Sisnama, em nível federal, pode ser considerado uma medida do custo de oportunidade, tendo em vista, conforme disposto por Motta (1997),

que considera, por exemplo, como custo de oportunidade o valor monetário que é abdicado pela restrição de uma atividade deduzido dos custos incorridos das ações para proteção ou conservação ambiental.

O custo de oportunidade representa cerca de 35% do gasto médio anual com as atividades de vistoria técnica para o resguardo da recuperação ambiental. Sánchez, Baerenklau e González-Cabán (2016) definiram como custo de oportunidade em seu trabalho o valor de 1/3 da renda horária média do respondente no cômputo do custo de viagem.

De acordo com Motta (1997), aos custos associados à operação das ações de gestão ambiental, também devem ser somados o custo de oportunidade, visto que demandam recursos que poderiam estar sendo realizados em outra atividade.

Desta forma, o gasto com deslocamento e pagamento de diárias para realização de vistorias técnicas na área embargada representam o custo de viagem e acrescido de 1/3 do valor do custo de viagem fornece uma boa medida do valor monetário alusivo ao resguardo da recuperação ambiental, por parte do órgão ambiental do Sisnama em nível federal, no semiárido do estado de Pernambuco.

A Tabela 3 discrimina as estimativas de valor monetário para o Custo de Viagem.

Tabela 3 – Estimativas do Custo de Viagem visando obter o valor do resguardo da recuperação ambiental para as áreas de estudo de caso propostas.

Situação	Valores (R\$)
Conforme distância e gastos de deslocamento para área do Estudo de Caso do São Francisco	2.941,37
Conforme distância e gastos de deslocamento para área do Estudo de Caso do Araripe	3.482,67

Fonte: O Autor.

3.3 ANÁLISE DE EQUIVALÊNCIA DE HABITAT

Além da realização de vistorias, o acervo de imagens de satélite também pode ser utilizado em análises técnicas que fundamentam a avaliação do dano ambiental, principalmente nas situações em que não foi feito levantamentos *in situ*, diagnósticos ou inventários florestais prévios à ocorrência do dano contra a flora.

Como esta avaliação envolve a aferição, por meio de indicadores, do nível de serviços ecossistêmicos (SE) prestados ao longo do tempo, em que se faz necessário

a aquisição de dados de cenas de imagem de satélite obtidas sob diferentes condições e sensores, é importante se conhecer previamente as discrepâncias causadas por tais diferenças na reflectância, bem como sua correção, para o uso mais consistente de dados de imagens de satélite.

A Figura 15 e a Tabela 4 apresentam os resultados, para a área de estudo, da diferença de reflectância para as bandas do vermelho (B3, Red), do infravermelho próximo (B4, Nir) e do NDVI, entre os satélites Landsat 5 (L5) e Landsat 7 (L7).

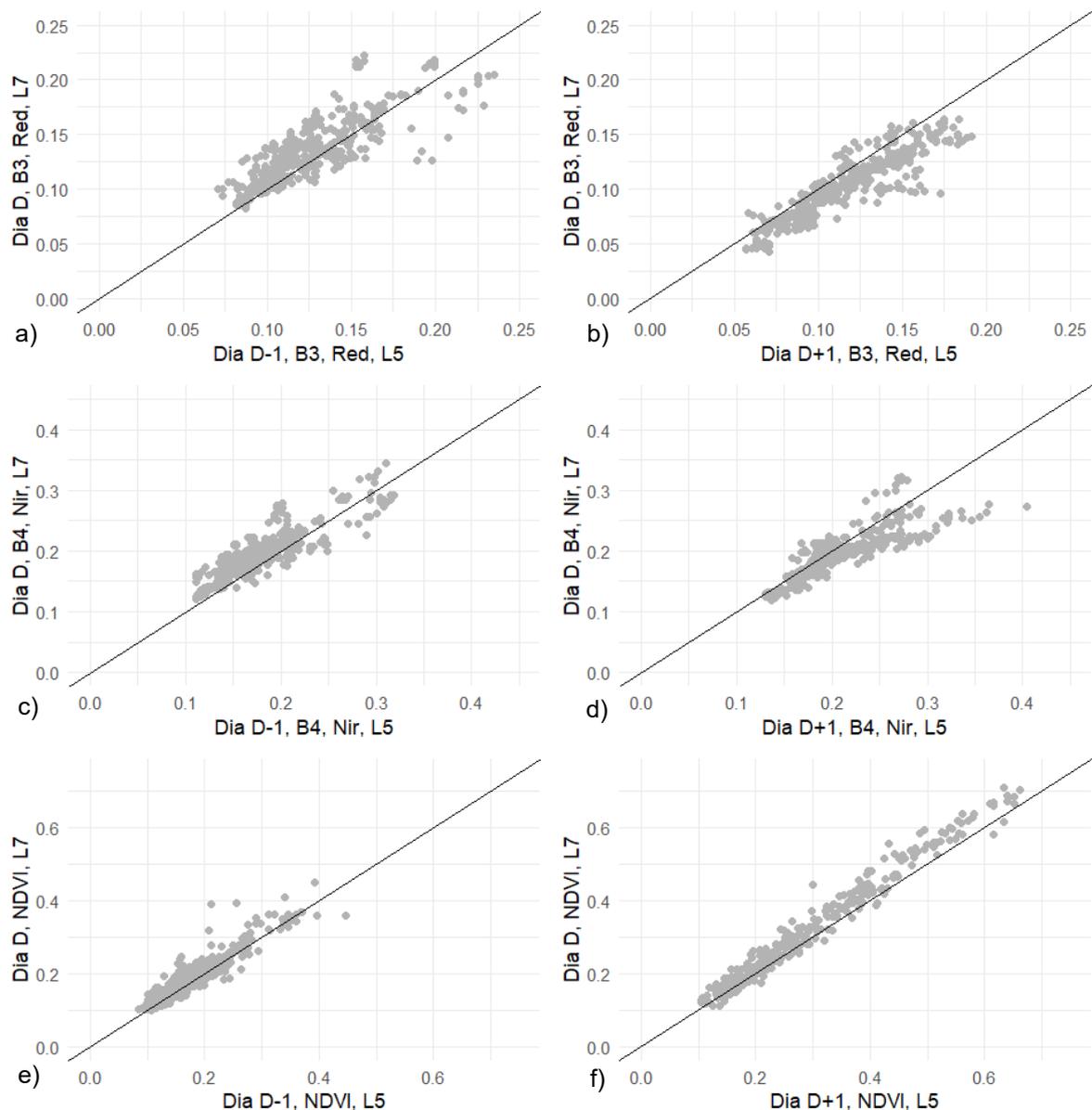


Figura 15 – Gráfico de dispersão entre: a) B3 do L5 (Dia D-1) com a do L7 (Dia D); b) B3 do L5 (Dia D+1) com a do L7 (Dia D); c) B4 do L5 (Dia D-1) com a do L7 (Dia D); d) B4 do L5 (Dia D+1) com a do L7 (Dia D); e) NDVI do L5 (Dia D-1) com o do L7 (Dia D); e f) NDVI do L5 (Dia D+1) com o do L7 (Dia D).

Fonte: O Autor.

Tabela 4 – Valores médios e diferença absoluta da reflectância de superfície para as bandas do vermelho, do infravermelho próximo e do NDVI entre os satélites L5 e L7.

Valores médios	Dia D-1	Dia D	Dia D+1	Diferença
Vermelho	0,1243	0,1331		0,0088
Vermelho		0,1013	0,1146	0,0133
Infravermelho	0,1793	0,1957		0,0164
Infravermelho		0,1919	0,2069	0,015
NDVI	0,1823	0,1923		0,01
NDVI		0,3096	0,2854	0,0242

Fonte: O Autor.

Da Figura 15a e 15c, o número maior de observações acima da linha 1-1 indica comprimentos de onda da banda do vermelho e do infravermelho próximo, na cena do satélite L5 do dia anterior (Dia D-1) menores que a da cena do satélite L7 (Dia D). Da Figura 15b e 15d, o número maior de observações abaixo da linha 1-1 indica comprimentos de onda da banda do vermelho e do infravermelho próximo, na cena do satélite L5 do dia posterior (Dia D+1) maiores que a da cena do satélite L7 (Dia D). Resultados da Tabela 3 endossam o resultado gráfico.

Valores de diferença absoluta discrepantes na casa dos 0,01 para as bandas do vermelho e do infravermelho próximo foi um padrão encontrado por Ju e Masek (2016), assim como diferenças nos valores de NDVI entre L5 e L7, variando entre 0,01 e 0,02. Tais diferenças entre L5 e L7, consideradas mínimas por Ju e Masek (2016), foram atribuídas a diferenças na superfície de reflectância.

Segundo Roy *et. al* (2016), a região de sobreposição entre dois “*Patches*” adjacentes de imagens de satélite Landsat encontram-se dispostas na forma de faixa concentrada na borda das cenas e nessas regiões de sobreposição, a detecção realizada é influenciada pela variação do ângulo de visada dos sensores, causando um efeito direcional na reflectância.

Nesse sentido, de acordo com Ju e Masek (2016), a cena L5, observada no Dia D-1 é de direção de dispersão ligeiramente para frente em relação à cena L7 observada no Dia D, fazendo com que seja esperado valores de reflectância um pouco menor. De modo semelhante, a cena L5, observada no Dia D+1 é de direção de dispersão ligeiramente para trás em relação à cena L7 observada no Dia D, fazendo com que seja esperada valores de reflectância um pouco maior.

Ju e Masek (2016) argumenta que tais discrepâncias representam um viés, que não são aleatórios e, portanto, passível de correção (conforme Tabela 5). Por meio de

ajuste linear de mínimos quadrados obteve-se uma inclinação de 1.07305, para o NDVI de composições multitemporais L5, que será usado como um fator de multiplicação para gerar NDVI equivalentes ao da L7.

Tabela 5 – Resultado da regressão linear simples entre o NDVI do satélite L5 para equivaler ao NDVI do satélite L7.

	Coefficiente	Erro Padrão	Valor t	P-valor	R ²	R ² ajustado	F (1, 827)
NDVI	1,07305	0,0032	334,3	2,00E-16	0,9927	0,9926	1,12E+05

Fonte: O Autor.

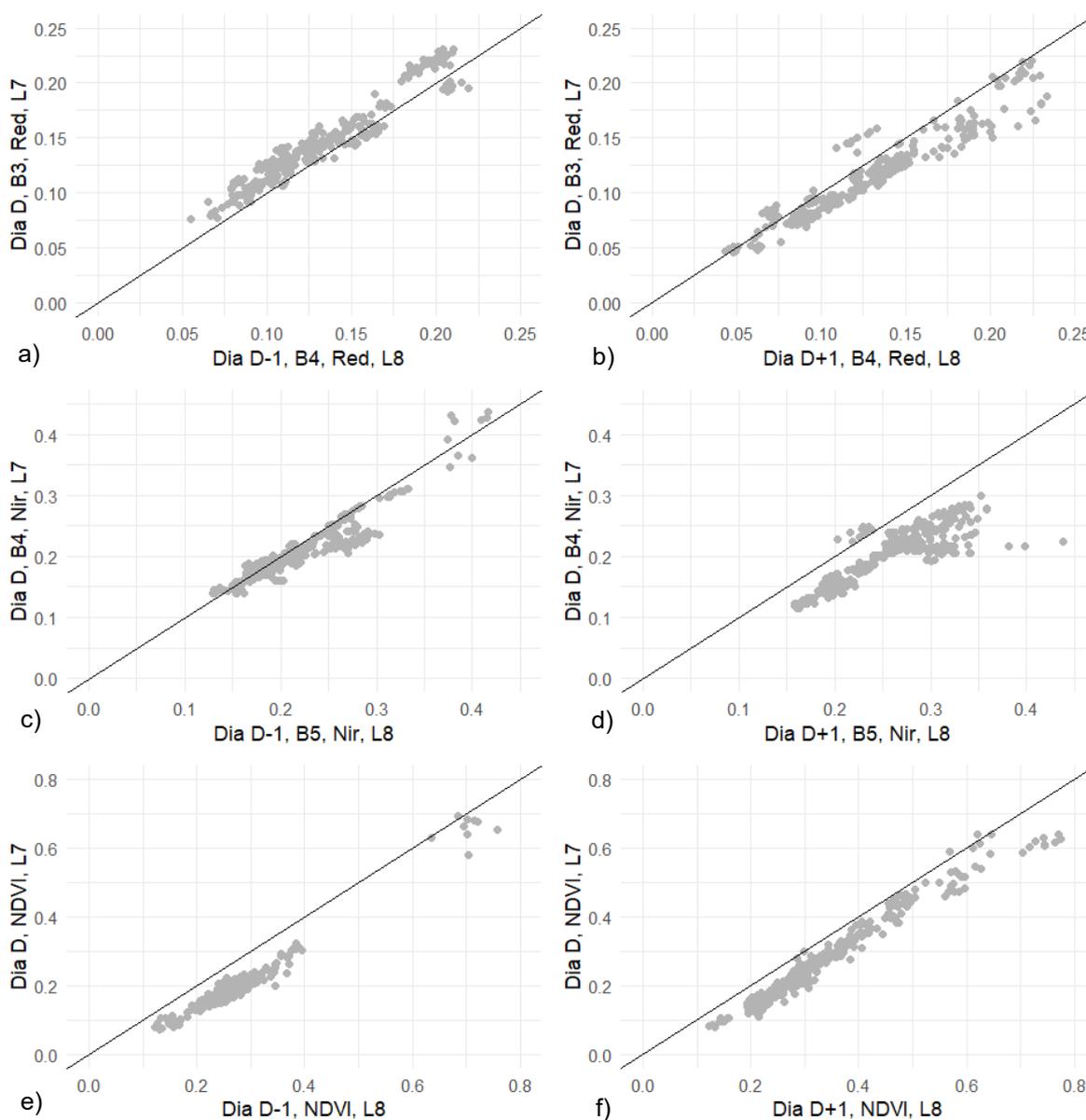


Figura 16 – Gráfico de dispersão entre: a) B4 do L8 (Dia D-1) com B3 do L7 (Dia D); b) B4 do L8 (Dia D+1) com B3 do L7 (Dia D); c) B5 do L8 (Dia D-1) com B4 do L7 (Dia D); d) B5 do L8 (Dia D+1) com B4 do L7 (Dia D); e) NDVI do L8 (Dia D-1) com o do L7 (Dia D); e f) NDVI do L8 (Dia D+1) com o do L7 (Dia D).

Fonte: O Autor.

Quanto ao processo de harmonização entre cenas de imagem dos satélites Landsat 7 e Landsat 8, para a região de estudo, a Figura 16 e a Tabela 6 apresentam os resultados, tanto gráfico quanto numérico da diferença de reflectância para as bandas do vermelho (B4, Red), do infravermelho próximo (B5, Nir) e NDVI para o satélite Landsat 8 (L8) e bandas do vermelho (B3, Red), do infravermelho próximo (B4, Nir) e NDVI para o satélite Landsat 7 (L7).

Tabela 6 – Valores médios e diferença absoluta da reflectância de superfície para as bandas do vermelho, do infravermelho próximo de do NDVI entre os satélites L8 e L7.

Valores médios	Dia D-1	Dia D	Dia D+1	Diferença
Vermelho	0,1282	0,1416		0,0134
Vermelho		0,1141	0,1268	0,0127
Infravermelho	0,2211	0,2097		0,0114
Infravermelho		0,1998	0,254	0,0542
NDVI	0,2679	0,1939		0,074
NDVI		0,2799	0,3409	0,061

Fonte: O Autor.

A dispersão dos pontos referente aos comprimentos de onda da banda do vermelho e do infravermelho próximo entre cenas do satélite L8 do dia posterior (Dia D+1) e do satélite L7 (Dia D), conforme Figura 16b e 16d, apresenta o mesmo padrão observado para o resultado encontrado para cenas do satélite L5 do dia posterior (Dia D+1) e do satélite L7 (Dia D).

A dispersão dos pontos referente aos comprimentos de onda da banda do vermelho e do infravermelho próximo entre cenas do satélite L8 do dia posterior (Dia D+1) e do satélite L7 (Dia D), conforme Figura 16b e 16d, apresenta o mesmo padrão observado para o resultado encontrado para cenas do satélite L5 do dia posterior (Dia D+1) e do satélite L7 (Dia D).

Entre cenas do satélite L8 do dia anterior (Dia D-1) e do satélite L7 (Dia D), no entanto, o resultado divergiu quanto a dispersão dos pontos de comprimento de onda da banda do infravermelho próximo, em relação ao resultado observado entre cenas do satélite L5 do dia anterior (Dia D-1) e do satélite L7 (Dia D).

Além do efeito direcional nos valores obtidos de reflectância devido a variação do ângulo de visada do satélite Landsat, deve-se considerar as diferenças entre sensores do L7 e do L8.

O sensor OLI (*Operational Land Imager*) que equipa o satélite L8, possui, em

relação ao sensor ETM (*Enhanced Thematic Mapper*) que equipa o satélite L7, algumas características como melhorias na calibração, resolução radiométrica melhor (12 bits do sensor OLI contra 8 bits do sensor ETM) e comprimentos de onda do sensor OLI “espectralmente” mais estreitos (Roy *et. al*, 2016).

Tais diferenças parece conferir uma maior discrepância na reflectância na banda do infravermelho entre L8 e L7 e, por consequência, nos valores de NDVI obtidos entre imagens de satélite L8 e L7.

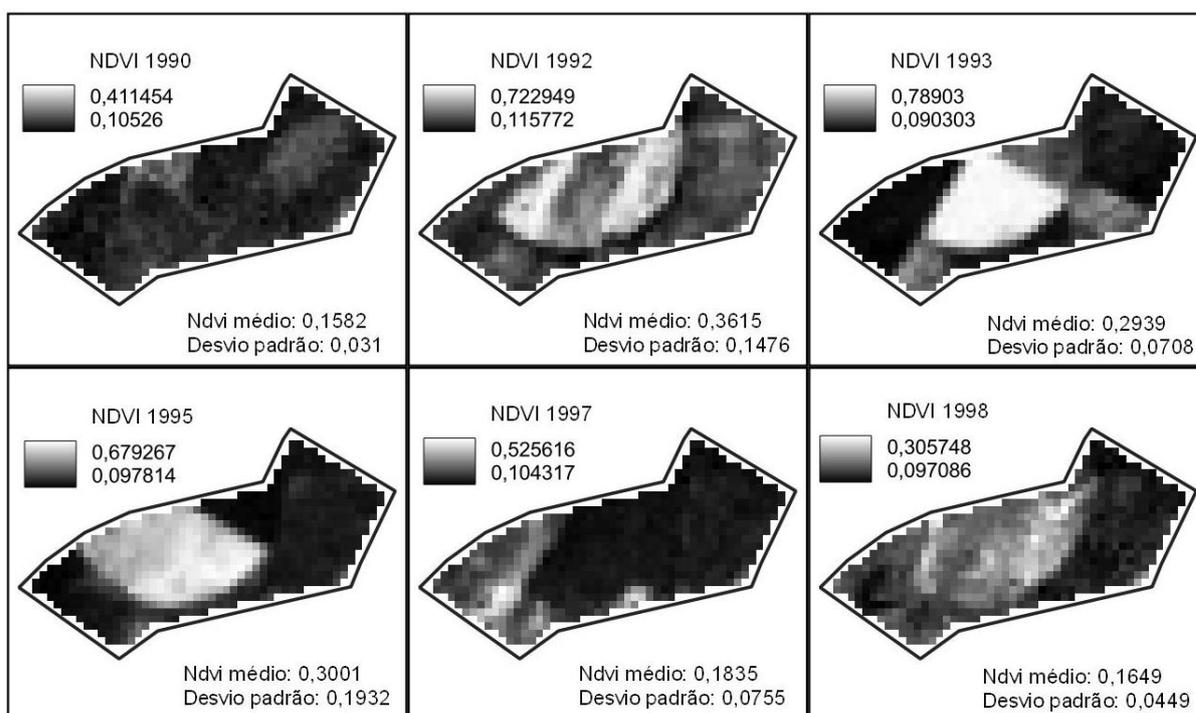
Para gerar NDVI equivalentes ao da L7 a partir de NDVI de composições multitemporais L8, por meio de ajuste linear de mínimos quadrados obteve-se um fator de multiplicação igual a 0,84159, conforme Tabela 7.

Tabela 7 – Resultado da regressão linear simples entre o NDVI do satélite L8 para equivaler ao NDVI do satélite L7.

	Coeficiente	Erro Padrão	Valor t	P-valor	R ²	R ² ajustado	F (1, 827)
NDVI	0,84159	0,00467	179,9	2,00E-16	0,9901	0,9901	3,235E+04

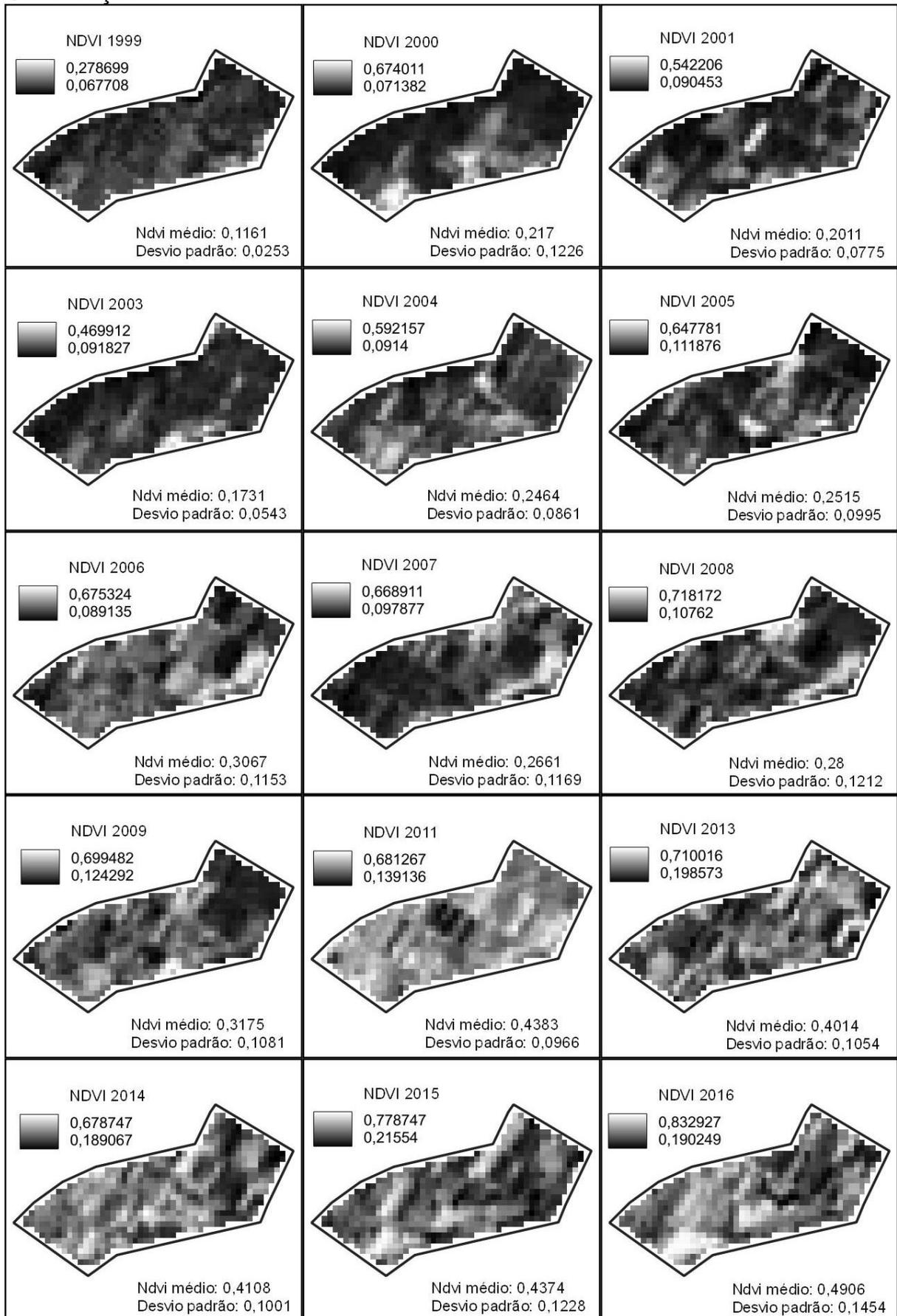
Fonte: O Autor.

A Figura 17 ilustra as composições NDVI geradas para a área do estudo de caso do São Francisco, referente ao impedimento da regeneração natural em área de preservação permanente por atividades agrícolas.



Continua...

Continuação...



Continua...

Continuação...

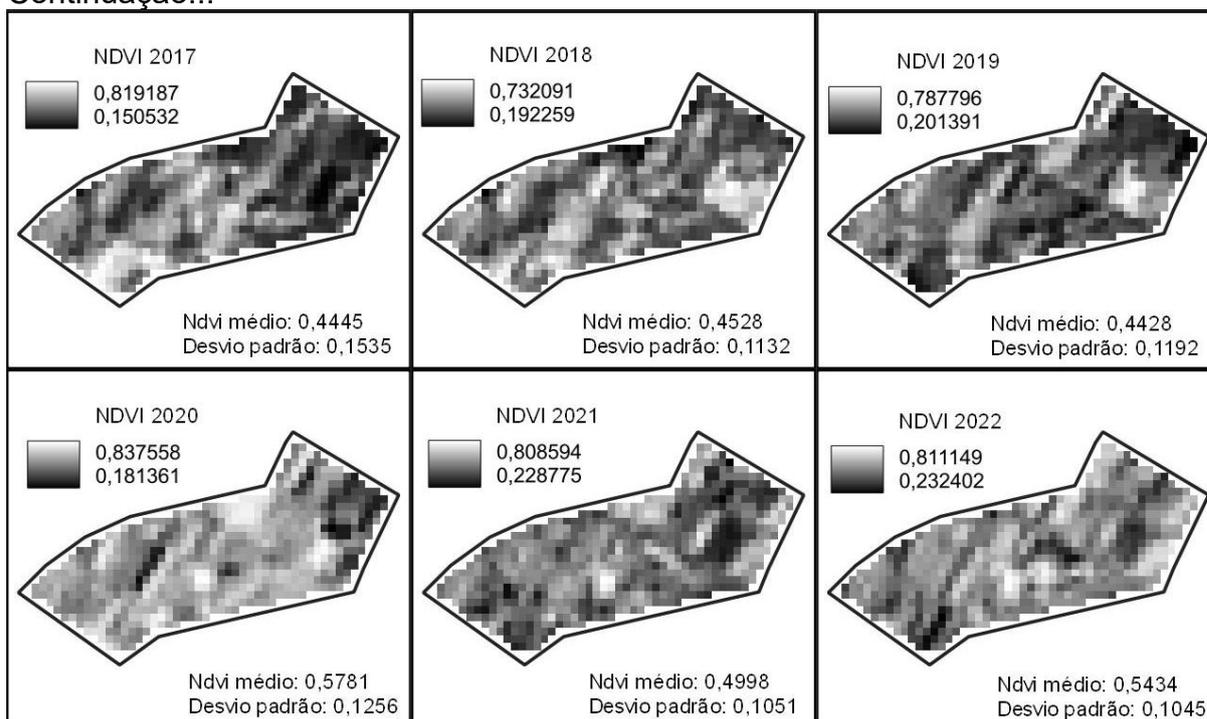


Figura 17 – Composições NDVI geradas para a área objeto de auto de infração do Estudo de Caso do São Francisco.

Fonte: Dados da Coleção 1 de imagens Landsat 5, Landsat 7 e Landsat 8 (USGS, 2023) disponível no Google Earth Engine (Gorelick *et al.*, 2017). Elaborado pelo Autor.

Ao longo dos anos, a área de estudo de caso do São Francisco tem sofrido constantes alterações devido às atividades antrópicas, notadamente a agricultura irrigada (Taura *et al.*, 2010), não se observando base de recursos naturais que conservava, ao menos parcialmente, as características originais de vegetação ciliar para delimitação da linha de base.

Com relação ao valor das perdas ecossistêmicas, inicialmente são definidos as bases e os parâmetros que vão nortear o procedimento da HEA, para mensuração do dano ambiental e das respectivas perdas, seguido do dimensionamento da compensação ou reposição devida, para cada estudo de caso.

As principais bases e parâmetros que norteiam a implementação HEA para o estudo de caso do São Francisco, conforme Quadro 3.

Considerando as métricas obtidas pelas composições NDVI multitemporal da área de estudo de caso do São Francisco bem como de uma área de referência que conservava, predominantemente, as características originais de vegetação ciliar das margens do Rio São Francisco da região de Juazeiro-Petrolina, a Figura 18 ilustra as curvas ajustadas que representam a variação da métrica.

Quadro 3 – Bases e parâmetros da implementação HEA para a área do estudo de caso do São Francisco.

Parâmetros relacionados ao dano ambiental		Parâmetros relacionados à recuperação ambiental	
Ecosistema afetado	Caatinga	Natureza do habitat de compensação	Caatinga
Ano que ocorreu o incidente	Antes de 1990	Ano em que se inicia a recuperação	-
Tamanho da área injuriada	69,2 ha	Ano que ocorre o máximo de serviço	2015
Nível dos serviços após o dano	24,2%	Nível máximo dos serviços providos	64,7%
Fator de desconto anual (%)	3	Razão (Vj/Vp)	1

Fonte: O Autor.

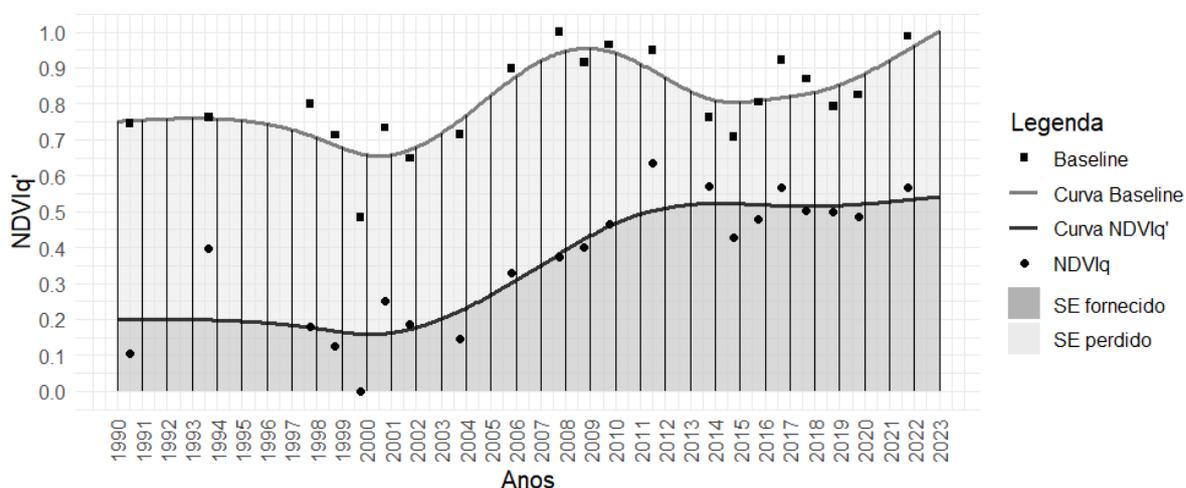


Figura 18 – Curvas ajustadas que representam a linha de base e o nível de serviços ecossistêmicos fornecidos pela área do estudo de caso do São Francisco.

Fonte: O Autor.

Os resultados da HEA para o estudo de caso do São Francisco estão dispostos nas Tabelas 8 e 9.

Tabela 8 – Débitos computados oriundo do dano ambiental causado pela exploração florestal irregular, para a área do estudo de caso do São Francisco.

Ano	Perdas (A)	Fator (ρ)	Débitos	Acumulado
1990 - 91	0,7333	2,5751	1,8884	1,8884
1991 - 92	0,7349	2,5001	1,8373	3,7257
1992 - 93	0,7365	2,4273	1,7877	5,5135
1993 - 94	0,7383	2,3566	1,7399	7,2534
1994 - 95	0,7404	2,2879	1,6940	8,9474
1995 - 96	0,7429	2,2213	1,6502	10,5976
1996 - 97	0,7460	2,1566	1,6088	12,2063

Continua...

Continuação...

Ano	Perdas (A)	Fator (ρ)	Débitos	Acumulado
1997 - 98	0,7498	2,0938	1,5700	13,7763
1998 - 99	0,7544	2,0328	1,5336	15,3099
1999 - 00	0,7576	1,9736	1,4953	16,8052
2000 - 01	0,7555	1,9161	1,4475	18,2527
2001 - 02	0,7456	1,8603	1,3869	19,6397
2002 - 03	0,7292	1,8061	1,3171	20,9567
2003 - 04	0,7089	1,7535	1,2431	22,1999
2004 - 05	0,6862	1,7024	1,1683	23,3682
2005 - 06	0,6614	1,6528	1,0932	24,4614
2006 - 07	0,6339	1,6047	1,0172	25,4786
2007 - 08	0,6023	1,5580	0,9384	26,4170
2008 - 09	0,5658	1,5126	0,8558	27,2728
2009 - 10	0,5250	1,4685	0,7710	28,0438
2010 - 11	0,4817	1,4258	0,6868	28,7305
2011 - 12	0,4378	1,3842	0,6060	29,3365
2012 - 13	0,3972	1,3439	0,5338	29,8703
2013 - 14	0,3663	1,3048	0,4779	30,3482
2014 - 15	0,3528	1,2668	0,4469	30,7951
2015 - 16	0,3561	1,2299	0,4380	31,2330
2016 - 17	0,3661	1,1941	0,4372	31,6702
2017 - 18	0,3762	1,1593	0,4361	32,1063
2018 - 19	0,3873	1,1255	0,4360	32,5422
2019 - 20	0,4017	1,0927	0,4390	32,9812
2020 - 21	0,4184	1,0609	0,4439	33,4251
2021 - 22	0,4355	1,0300	0,4486	33,8736
2022 - 23	0,4517	1,0000	0,4517	34,3254

Fonte: O Autor.

Tabela 9 – Créditos resultante da recuperação da cobertura florestal, para fins de compensação/ reposição, para a área do estudo de caso do São Francisco.

Anos	Ganhos (B)	Fator (ρ)	Crédito	Acumulado
1990 - 91	0,2667	2,5751	0,6867	0,6867
1991 - 92	0,2651	2,5001	0,6628	1,3494
1992 - 93	0,2635	2,4273	0,6395	1,9890
1993 - 94	0,2617	2,3566	0,6167	2,6056
1994 - 95	0,2596	2,2879	0,5939	3,1996
1995 - 96	0,2571	2,2213	0,5711	3,7707
1996 - 97	0,2540	2,1566	0,5478	4,3185
1997 - 98	0,2502	2,0938	0,5238	4,8422
1998 - 99	0,2456	2,0328	0,4992	5,3415
1999 - 00	0,2424	1,9736	0,4783	5,8198
2000 - 01	0,2445	1,9161	0,4686	6,2884
2001 - 02	0,2544	1,8603	0,4733	6,7617
2002 - 03	0,2708	1,8061	0,4890	7,2507
2003 - 04	0,2911	1,7535	0,5104	7,7611
2004 - 05	0,3138	1,7024	0,5342	8,2952
2005 - 06	0,3386	1,6528	0,5596	8,8549

Continua...

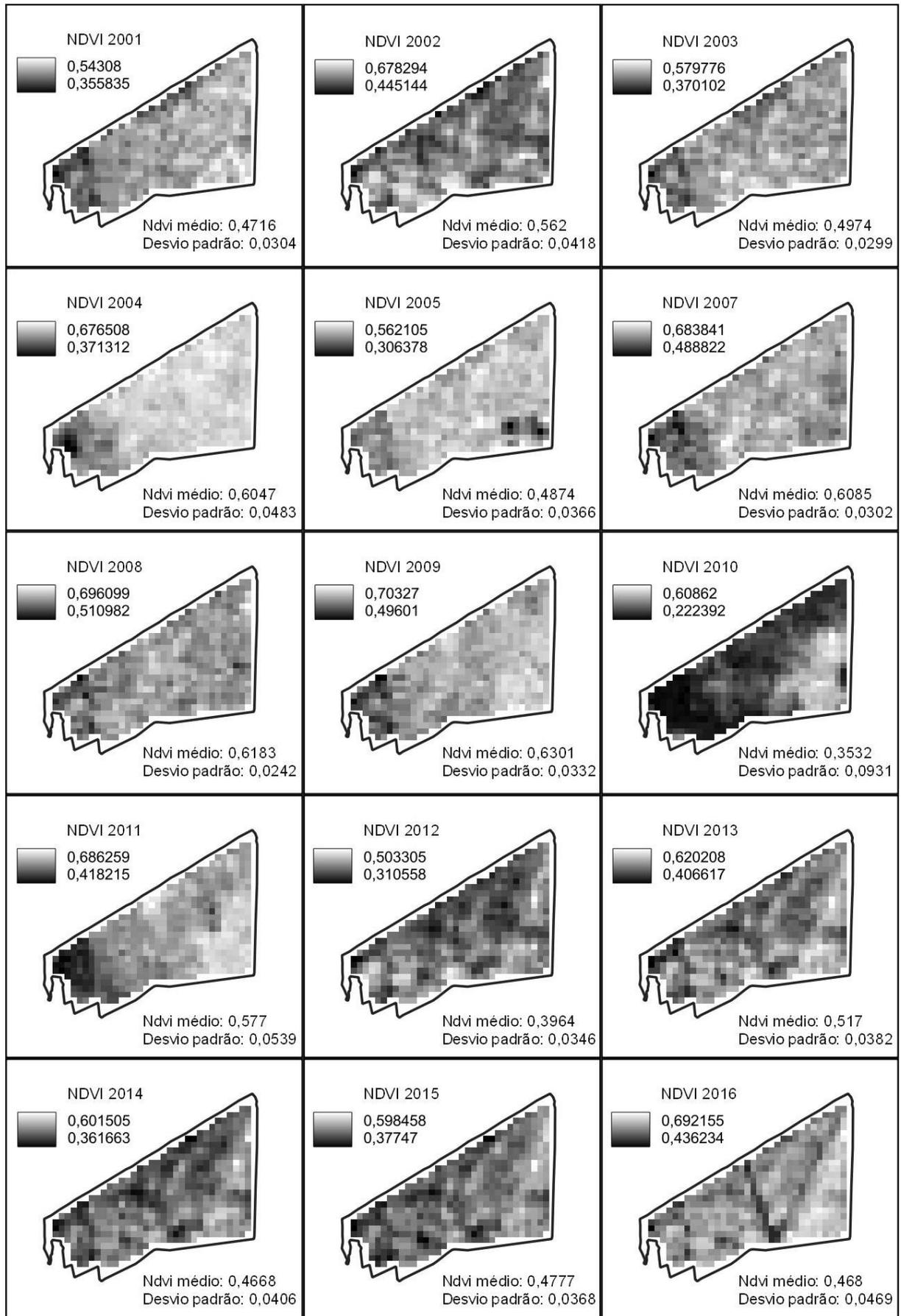
Continuação...

Anos	Ganhos (B)	Fator (ρ)	Crédito	Acumulado
2006 - 07	0,3661	1,6047	0,5875	9,4424
2007 - 08	0,3977	1,5580	0,6196	10,0620
2008 - 09	0,4342	1,5126	0,6568	10,7188
2009 - 10	0,4750	1,4685	0,6975	11,4163
2010 - 11	0,5183	1,4258	0,7390	12,1553
2011 - 12	0,5622	1,3842	0,7782	12,9335
2012 - 13	0,6028	1,3439	0,8102	13,7437
2013 - 14	0,6337	1,3048	0,8268	14,5705
2014 - 15	0,6472	1,2668	0,8199	15,3904
2015 - 16	0,6439	1,2299	0,7919	16,1823
2016 - 17	0,6339	1,1941	0,7569	16,9392
2017 - 18	0,6238	1,1593	0,7232	17,6624
2018 - 19	0,6127	1,1255	0,6895	18,3520
2019 - 20	0,5983	1,0927	0,6538	19,0057
2020 - 21	0,5816	1,0609	0,6170	19,6228
2021 - 22	0,5645	1,0300	0,5814	20,2042
2022 - 23	0,5483	1,0000	0,5483	20,7525

Fonte: O Autor.

Dividindo-se o total de débitos acumulados pelo total de créditos acumulados obtêm-se o valor de 1,654. Isto significa que, para repor ou compensar o dano ambiental causado em 1 (um) hectare de APP na área do estudo de caso do São Francisco ao longo de 33 anos (1990 – 2023), seriam necessários 1,654 hectares. Tendo em vista que a área do estudo de caso do São Francisco tem 69,2 ha, seria necessário 45 ha adicionais para mitigar as perdas causadas pelo dano ambiental ao longo de 33 anos na área do estudo de caso do São Francisco.

Quanto ao estudo de caso do Araripe, referente à exploração irregular e parte de uma área de reserva legal, a Figura 19 ilustra as composições NDVI geradas.



Continua...

Continuação...

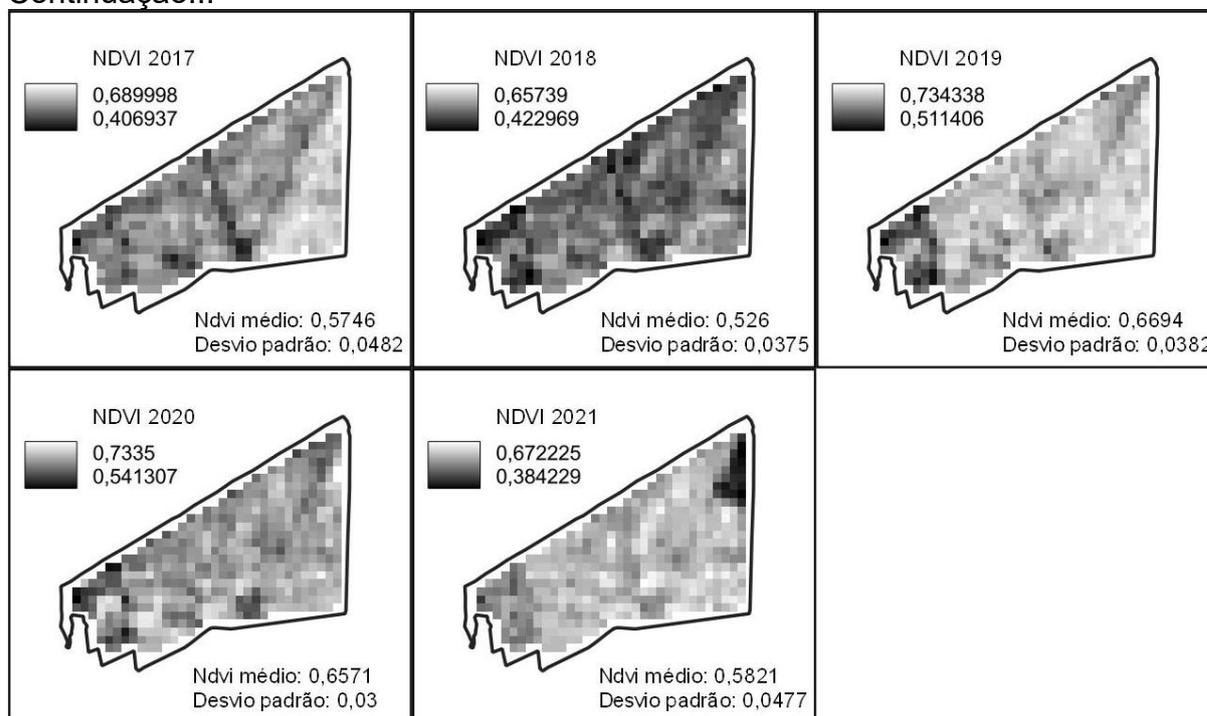


Figura 19 – Composições NDVI geradas para a área objeto de auto de infração do Estudo de Caso do Araripe.

Fonte: O Autor.

Considerando informações sobre a descrição e cronologia do incidente bem como as mudanças provocadas pelo dano ambiental, recuperação ambiental e a linha de base, detectados pelas métricas obtidas das composições NDVI multitemporal, a Figura 20 e a Quadro 4 compilam as principais bases e parâmetros que norteiam a implementação da HEA para o estudo de caso do Araripe.

Quadro 4 – Bases e parâmetros da implementação HEA para o estudo de caso do Araripe.

Parâmetros relacionados ao dano ambiental		Parâmetros relacionados à recuperação ambiental	
Ecosistema afetado	Caatinga	Natureza do habitat de compensação	Caatinga
Ano que ocorreu o incidente	2010	Ano em que se inicia a recuperação	2014
Tamanho da área injuriada	53 ha	Ano que ocorre o máximo de serviço	2022
Nível dos serviços após o dano	4,8%	Nível máximo dos serviços providos	90%
Fator de desconto anual (%)	3	Razão (Vj/Vp)	1

Fonte: O Autor.

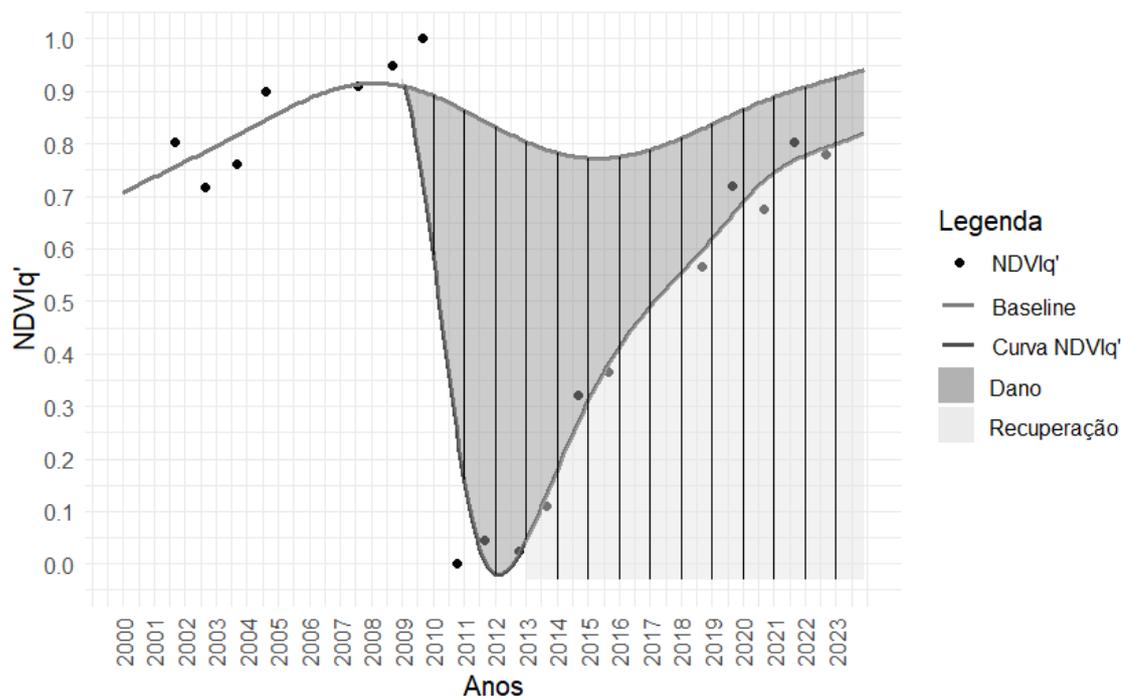


Figura 20 – Evolução das perdas e ganhos para a área de estudo de caso do Araripe.

Fonte: O Autor.

O valor de 100% da linha de base foi atribuído para a métrica $NDVIq'$ máxima, obtida para composição NDVI gerada para o ano de 2009. Entre 2010 e 2012, período em que ocorreu a exploração indevida de reserva legal, o nível de SE provido pela área que sofreu dano ambiental chegou a ser de 4,8% da linha de base. Com a suspensão das atividades na área, a partir de 2013, por força da sanção de embargo da área, o processo de regeneração natural se iniciou, fazendo com que os níveis de SE atingisse valores próximos a 90% da linha de base em 2022 (Figura 20).

Os resultados da HEA para o estudo de caso do Araripe estão dispostos nas Tabelas 10 e 11.

Os resultados das tabelas indicam que, para repor as perdas ocorridas até o ano de 2022, consequência do dano ambiental causado pela exploração florestal irregular, considerando o crédito acumulado até o final do ano de 2022, resultante da recuperação da cobertura florestal na área danificada, foi dimensionado uma área de 64,03 ha. Neste caso, seria necessário um adicional de 11,03 ha para repor ou compensar as perdas provocadas até 2022 pelo dano ambiental causado entre 2010 e 2012.

Tabela 10 – Débitos computados oriundo do dano ambiental causado pela exploração florestal irregular, para a área do estudo de caso do Araripe.

Ano	J	Perdas (A)	Fator (ρ)	Débitos	Acumulado
2011 - 12	53	0,9934	1,4258	75,0647	75,0647
2012 - 13	53	0,9515	1,3842	69,8042	144,8689
2013 - 14	53	0,8567	1,3439	61,0223	205,8912
2014 - 15	53	0,6625	1,3048	45,8115	251,7027
2015 - 16	53	0,5383	1,2668	36,1398	287,8425
2016 - 17	53	0,4938	1,2299	32,1850	320,0275
2017 - 18	53	0,4085	1,1941	25,8521	345,8796
2018 - 19	53	0,3065	1,1593	18,8310	364,7106
2019 - 20	53	0,2299	1,1255	13,7129	378,4235
2020 - 21	53	0,1806	1,0927	10,4595	388,8830
2021 - 22	53	0,1504	1,0609	8,4577	397,3407
2022 - 23	53	0,1428	1,0300	7,7957	405,1364

Fonte: O Autor.

Tabela 11 – Créditos resultante da recuperação da cobertura florestal, para fins de compensação/ reposição, para a área do estudo de caso do Araripe.

Anos	Ganhos (B)	Fator (ρ)	Crédito	Acumulado
2013 - 14	0,0932	1,3439	0,1253	0,1253
2014 - 15	0,2865	1,3048	0,3738	0,4991
2015 - 16	0,4104	1,2668	0,5199	1,0190
2016 - 17	0,4555	1,2299	0,5602	1,5792
2017 - 18	0,5418	1,1941	0,6470	2,2262
2018 - 19	0,6453	1,1593	0,7481	2,9743
2019 - 20	0,7235	1,1255	0,8143	3,7885
2020 - 21	0,7741	1,0927	0,8459	4,6344
2021 - 22	0,8054	1,0609	0,8544	5,4889
2022 - 23	0,8139	1,0300	0,8383	6,3272

Fonte: O Autor.

À medida que o ambiente se recupera, descontos proporcionais à magnitude da recuperação podem ser conferidos. Por exemplo, se o interesse for a restituição dos serviços ecossistêmicos fornecidos até o ano de 2050, divide-se o total de débitos acumulados estimados para o ano 2050 (597,1538) pelos créditos acumulados estimados até o ano de 2050 (21,3429), resultando em uma área de 27,9789 ha para fins de reposição ou compensação florestal.

Conforme Magliano (2019), a abordagem acima do uso da HEA oferece a possibilidade de realizar a reposição ou compensação florestal do dano ambiental causado pela exploração florestal, em prazos distintos.

3.4 VALOR ECONÔMICO DO DANO AO MEIO AMBIENTE

Considerando os dados e informações existentes sobre a área do estudo de caso do São Francisco, o Quadro 5 resume as estimativas de valores para os componentes associados ao dano ambiental, obtidas a partir da aplicação de diferentes métodos de valoração econômica do meio ambiente.

Quadro 5 – Estimativa do valor econômico do dano ambiental para a área do estudo de caso do São Francisco.

Dimensão do dano	Componente associado a reparação do dano	Valor estimado (R\$/ha)
Degradação da qualidade ambiental	Custeio de ações corretivas	20.860,75
Lucro cessante ambiental	Valor das perdas ecossistêmicas	13.642,93
Dimensão futura	Resguardo da recuperação ambiental	42,51
	Total	34.546,19

Fonte: O Autor.

Para a aplicação do método do Custo de Reposição, para o custeio das ações corretivas na área do estudo de caso do São Francisco considerou uma estimativa de custo unitário de recuperação de R\$20.860,75/ha, para a técnica de plantio de mudas no domínio fitogeográfico da Caatinga, conforme valor de referência disponível na Portaria nº 118/2022 (IBAMA, 2022). Ato contínuo, considerou-se como área total a ser recuperada a área do termo de embargo (69,2 hectares) mais um fator proporção de 1, indicando que o valor se aplica a toda a área.

Com relação ao cômputo do valor das perdas ecossistêmicas, pela HEA verificou-se que seriam necessários 1,654 ha para repor e/ou compensar o dano ambiental causado em 1 ha de APP na área do estudo de caso do São Francisco ao longo de 33 anos (1990 – 2023), perfazendo uma área total de 114,457 ha. Descontando-se a área embargada, no qual já está sendo considerada a sua reposição, são necessários aproximadamente 45 ha para fins de computar o valor das perdas ecossistêmicas.

Como não há na região áreas com tal extensão e características originais de vegetação nativa de margem de rio para cotação do valor imobiliário, optou-se pela aplicação do método do Custo de Reposição, considerando a estimativa de custo unitário de recuperação de R\$20.860,75/ha, para a técnica de plantio de mudas no

domínio fitogeográfico da Caatinga e um fator proporção de 0,654.

Sobre o método do Custo de Viagem para estimar o valor do resguardo da recuperação ambiental, considerou-se a custo médio de viagem para a área do estudo de caso do São Francisco, estimado em R\$1.306, o custo de oportunidade referente a 1/3 do custo de viagem estimado, que equivale a R\$435,33 e o número médio de 2 (duas) viagens realizadas (Figura 21).

Quadro 6 resume as estimativas de valores para os componentes associados ao dano ambiental, obtidas a partir da aplicação de diferentes métodos de valoração econômica do meio ambiente, considerando os dados e informações existentes sobre a área do estudo de caso do Araripe.

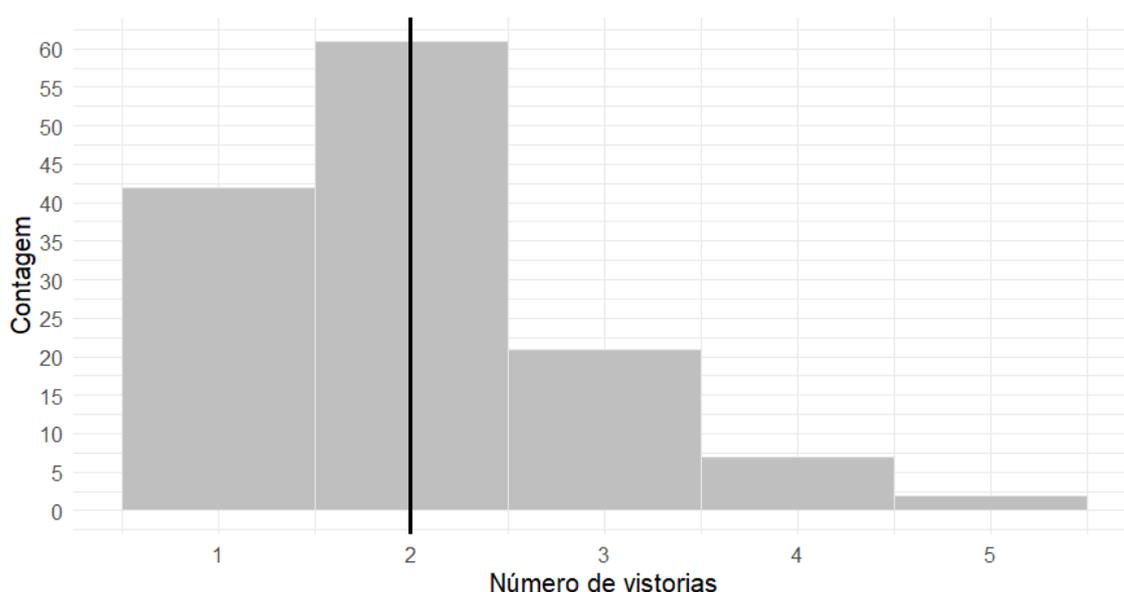


Figura 21 – Distribuição do número de viagens realizadas na área de estudo, entre 2011 e 2021.

Fonte: O Autor.

Quadro 6 – Estimativa do valor econômico do dano ambiental para a área do estudo de caso do Araripe.

Dimensão do dano	Componente associado a reparação do dano	Valor estimado (R\$/ha)
Degradação da qualidade ambiental	Custeio de ações corretivas	1.536,00
Lucro cessante ambiental	Valor das perdas ecossistêmicas	327,49
Dimensão futura	Resguardo da recuperação ambiental	65,71
	Total	1929,2

Fonte: O Autor.

No custeio de ações corretivas para a área de estudo de caso do Araripe, aplicou-se o método de Custo de Reposição considerando uma estimativa de custo unitário de R\$ 1.536,00/ha, assumindo-se como técnica de condução da regeneração natural no domínio fitogeográfico da Caatinga, de acordo com o valor de referência disponível na Portaria nº 118/2022 (Ibama, 2022). O valor de referência foi aplicado sobre a totalidade (fator de 100%) da parcela da área de reserva legal a ser recuperada que consta no termo de embargo (53 hectares).

Pela HEA, aferiu-se que seriam necessários uma área de 64,03 ha para mitigar as perdas provocadas até 2022 pelo dano ambiental causado entre 2010 e 2012. Descontando-se a área embargada, no qual já está sendo considerada a sua reposição, são necessários aproximadamente 11,03 ha para fins de computar o valor das perdas ecossistêmicas.

Similarmente à situação do estudo de caso do São Francisco, optou-se pela aplicação do método do Custo de Reposição, considerando a estimativa de custo unitário de recuperação de R\$ 1.536,00/ha, para a técnica de condução da regeneração natural no domínio fitogeográfico da Caatinga e um fator proporção de 0,213.

A estimativa do valor do resguardo da recuperação ambiental pelo método do Custo de Viagem considerou a custo médio de viagem para a área do estudo de caso do Araripe, estimado em R\$1.306,00, o custo de oportunidade referente a 1/3 do custo de viagem estimado, que equivale a R\$ 435,33 e o número médio de 2 (duas) viagens realizadas.

4 CONCLUSÃO

A partir de dados e informações sobre a recuperação ambiental, oriundos do procedimento administrativo sancionador, do sensoriamento remoto, de campo e de estimativas de custos de PRAD, realizou-se a valoração econômica do dano ambiental para a atividade de exploração ilegal da vegetação nativa da Caatinga, no sertão do estado de Pernambuco, considerando a reparação a que o infrator se obriga, a partir da apuração de infração ambiental em procedimento administrativo sancionador, em nível federal e sua aplicação em dois estudos de caso.

O componente relacionado ao custeio das ações de recuperação implicou nas estimativas de custo para Projetos de Recuperação de Áreas Degradadas considerando o bioma, resiliência e vulnerabilidades das áreas de estudo de caso e representa um valor econômico direto mínimo causado pelo dano ambiental associado à atividade de exploração ilegal da vegetação nativa da Caatinga, no sertão do estado de Pernambuco.

As perdas de serviços ecossistêmicos por ocasião do dano ambiental foram contempladas como um valor econômico indireto e mensuradas, no espaço e no tempo por meio da Análise de Equivalência de Habitat, mediante dimensionamento de uma reparação compensatória obtido a partir de critérios e indicadores objetivos e representativos das vulnerabilidades e resiliência das áreas de estudo de caso propostos.

O acompanhamento da recuperação realizado pelo Estado e não arcado pelo infrator foi contemplado como um valor de opção atrelado a possibilidades de uso futuros da vegetação em recomposição na área degradada, considerando o custo incorrido pela ação de resguardo da recuperação ambiental e o custo de oportunidade aferido pelo Método do Custo de Viagem.

Por todo o exposto, estimou-se para a área de estudo de caso do São Francisco um valor total de R\$ 34.546,19/ha, enquanto para a área de estudo do Araripe, o valor estimado foi de R\$ 1.929,2/ha.

Conforme se observa, as ferramentas da valoração econômica do meio ambiente podem ser importantes para apoiar decisões de gestão ambiental ligadas a reparação de danos ambientais, por meio do auxílio à fixação dos prejuízos causados e consequente determinação do valor monetário do dano a ser considerado na compensação e/ou indenização ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABATZOGLOU *et al.* TerraClimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958–2015. **Scientific Data**, p. 1-12, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.191>.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Avaliação de bens. Parte 6: Recursos naturais e ambientais**. NBR 14653-6:2008. 2009.

ALBUQUERQUE, U. P. de, MELO, F. P. L. Socioecologia da Caatinga. **Ciência e Cultura**, v. 70, n.4, p. 40-44, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602018000400012>.

AMIRNEJAD, H. *et al.* Estimating the existence value of north forests of Iran by using a contingent valuation method. **Ecological Economics**, n.58, p.665-675, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.08.015>.

ANDRADE, C. W, L. de *et al.* Modelagem hidrológica sob mudanças na cobertura vegetal de uma bacia hidrográfica no Nordeste do Brasil. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 2 n.3, p.239-248, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.24221/jeap.2.3.2017.1446.239-248>.

ANDRADE-LIMA, D. The caatingas dominium. **Revista brasileira de Botânica**, n. 4, p. 149-153, 1981. Disponível em: < <https://www.jstor.org/stable/2806709>>. Acessado em 19 mar. 2024.

ANP. Agência Nacional do Petróleo. Série histórica do levantamento de preços. 2022. Disponível em: < <https://preco.anp.gov.br/>>. Acessado em 04 jun. 2022.

APNE. Associação Plantas do Nordeste. **Planos de Manejo Florestal Sustentado na Caatinga**, 2018. Disponível em: <http://www.cnip.org.br/planos_manejo.html>. Acesso em: 09 set. 2022.

ARAGÃO, T. B. **Valoração econômica ambiental aplicada no Parque Nacional de Ubajara/CE**. 2017. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 185 p. 2017.

ARANHA, B. A.; SOUZA, S. C. P. M. de. A regeneração natural como um serviço do ecossistema: uma proposta metodológica para o seu cálculo. **IF Série Registros**, n.48, p.1-14, 2012. Disponível em: < <https://smastr16.blob.core.windows.net/iflorestal/RIF/SerieRegistros/IFSR48/IFSR48.pdf>>. Acessado em 19 mar. 2024.

ARAÚJO, I. T.; MAIA, C. E. Valorando economicamente a Caatinga. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.9, n.3, p.365-378, 2018. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.003.0029>

ANTONGIOVANNI, M. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. **Journal of Applied Ecology**, p. 1-11, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13686>.

BERGMANN, M.; HÜLLER, A.; CARLI, L. D. Proposta de valoração econômica de danos ambientais cometidos contra a flora. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, v. 9, n. 2, 2015. DOI: <https://doi.org/10.18316/1981-8858.15.8>.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Avaliação e Monitoramento de Projetos de Restauração Florestal. In: _____ **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. Cap. 10, p. 287-316. ISBN 978-85-7975-019-9.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Promulgada em 5 de outubro de 1988. 1988. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>. Acesso em: 29 ago. 2022.

_____. Decreto nº 4.339, de 22 de agosto de 2002. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 23.08.2002, Seção 1, p. 2, 2002.

_____. Decreto nº 5.992, de 19 de dezembro de 2006. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 20.12.2006, Seção 1, p. 11, 2006.

_____. Decreto nº 6.514, de 22 de julho de 2008. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 23.07.2008, Seção 1, p. 1, 2008.

_____. Decreto nº 11.095, de 13 de junho de 2022. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 14.06.2022, Seção 1, p. 5, 2022.

_____. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 02.09.1981, Seção 1, p. 16509, 1981.

_____. Lei nº 7.347, de 24 de julho de 1985. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 25.07.1985, Seção 1, p. 10649, 1985.

_____. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 13.02.1998, Seção 1, p. 1, 1998.

_____. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 19.07.2000, Seção 1, p. 1, 2000.

_____. Lei nº 11.284, de 2 de março de 2006. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 3.03.2006, Seção 1, p. 1, 2006.

_____. Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 29.12.2009, Diário extra, p. 109, 2009.

_____. Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 15.01.2021, Seção 1, p. 7, 2021.

BROWN, C. *et al.* **Measuring Ecosystem Services**: Guidance on developing ecosystem service indicators. Unep-Wcmc, p. 72, 2014. DOI: 10.13140/RG.2.2.11321.83043.

CALASAN, M. P.; NIKITOVIC, L.; MUJOVIC, S. Conopt solver embedded in GAMS for optimal power flow. **Journal of Renewable and Sustainable Energy**, v. 11, p. 1-15, 2019. DOI: 10.1063/1.5113902.

CEPAN. Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste. **Avaliação das oportunidades de restauração de paisagens florestais para o Estado de Pernambuco, Brasil: (ROAM-PE)**. 112 p. 2018.

COMBUSTIVEL.APP. **Consumo Toyota Hilux**. 2020. Disponível em: < <https://combustivel.app/hilux/c> >. Acessado em 05 ago. 2023.

CNMP. Conselho Nacional do Ministério Público. **Diretrizes para valoração de danos ambientais**. Ministério Público. Conselho Nacional do Ministério Público. Brasília: CNMP, 2021. 509 p.

CORRÊA, R. S.; SOUZA, A. N. Valoração de danos indiretos em perícias ambientais. **Revista Brasileira de Criminalística**, v. 2, n. 1, p. 7-15, 2013. DOI: <https://doi.org/10.15260/rbc.v2i1.23>.

COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 1, p. 3-15, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1038/387253a0>.

COSTANZA, R. *et al.* Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152-158, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>.

COTRIM, J. **Modelos de valoração econômica de danos ambientais a partir de um estudo de caso**. 2016. Dissertação (Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial) – Universidade Federal do Paraná. Curitiba, p. 152, 2012.

CRIA. Centro de Referência e Informação Ambiental. 2021. **Specieslink network**. Disponível em < <https://specieslink.net/search> >. Acesso em 12 set. 2022.

CUNHA, J. U. C. P. da *et al.* Valoração econômica de serviços ecossistêmicos no território Bacia do Jacuípe (Bahia). **Revista Debate Econômico**, v. 2, n. 2, p. 5 - 30, 2014. Disponível em: < <https://publicacoes.unifal-mg.edu.br/revistas/index.php/revistadebateeconomico/article/view/197> >. Acessado em: 19 mar. 2024.

DESVOUSGES, W. H. *et al.* Habitat and Resource Equivalency Analysis: A Critical Assessment. **Ecological Economics**, v. 143, p. 74–89, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.07.003>.

ELD. The Economics of Land Degradation. **Module: Valuation of ecosystem services**. 2019. Disponível em: < www.eld-initiative.org >. Acessado em 30 ago. 2022.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Marco referencial em serviços ecossistêmicos**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Brasília: Embrapa, 2019. 160 p.

EMBRAPA TERRITORIAL. **Satélites de Monitoramento**. 2018. Disponível em: <

<https://www.embrapa.br/satelites-de-monitoramento> >. Acessado em 02 mar. 2023.

FARR, T. G. *et al.* The Shuttle Radar Topography Mission. **Reviews of Geophysics**, v. 45, p. 1-33, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1029/2005RG000183>.

FRANCESCHI, P. R. de. **Modelagens preditivas de Churn: o caso do Banco do Brasil**. 2019. Dissertação (Mestrado em Administração) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos. Porto Alegre, p. 119. 2019.

FRANCISCO, P. R. M. *et al.* Análise espectral e avaliação de índices de vegetação para o mapeamento da caatinga. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 10, n. 3, p. 1-12, 2015. DOI: 10.18378/rvads.v10i3.3046.

GADELHA, F. H. de L.; SILVA, J. A. A. da; FERREIRA, R. L.C. Viabilidade econômica do cultivo de clones de *Eucalyptus* spp. em função do espaçamento e do sistema silvicultural, em Araripina - PE. **Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agrônômica**, v. 15, n. 2, p. 105-123, 2018. Disponível em: <<https://www.journals.ufrpe.br/index.php/apca/article/view/2148>>. Acessado em 19 mar. 2024.

GAMS Development Corporation. **General Algebraic Modeling System (GAMS) Release 36.1.0**, Fairfax, VA, USA, 2021. Disponível em: <https://www.gams.com/download/>. Acessado em: 29 ago. 2021.

GARCÍA-LLORENTE, M. *et al.* A choice experiment study for land-use scenarios in semi-arid watershed environments. **Journal of Arid Environments**, v. 87, p. 219-230, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.07.015>.

GIODA, A. Características e procedência da lenha usada na cocção no Brasil. **Estudos Avançados**, v. 33, p. 133-149, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/s0103-4014.2019.3395.0009>.

GOMES, D. L. *et al.* Exploração da Caatinga em Assentamentos Rurais do Semiárido Alagoano. **Revista Raega – O Espaço Geográfico em Análise**, v. 45, p. 142-152, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/raega.v45i1.51476>.

GOMES, J. M. **Restauração ecológica de área ciliar degradada da caatinga do Rio São Francisco, Pernambuco**. 2017. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, 265 p. 2017.

GONÇALVES, M. da P. M. **Técnicas de recuperação florestal em áreas perturbadas na caatinga, Ceará**. 2017. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, 170 p. 2017.

GORELICK, N. *et al.* Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18-27, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>.

GROOT, R. S. DE; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the

classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, p. 393–408, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7).

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1**. 2018. Disponível em: < <https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf>>. Acesso em: 25 ago. 2022.

HANSON, D. A. *et al.* Adapting Habitat Equivalency Analysis (HEA) to assess environmental loss and compensatory restoration following severe forest fires. **Forest Ecology and Management**, v. 294, p. 166-177, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.12.032>.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Instrução Normativa 4, de 13 de abril de 2011. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 14.04.2011 Seção 1, p. 100, 2011.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Portaria Conjunta nº 2, de 26 de agosto de 2014. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 27.08.2014, Seção 1, p. 123, 2014.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Portaria Conjunta nº 1, de 19 de setembro de 2018. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 20.09.2018, Seção 1, p. 49, 2018.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Portaria Conjunta nº 2, de 31 de julho de 2019. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 29.08.2019, Seção 1, p. 66, 2019.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Portaria nº 118, de 3 de outubro de 2022. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 10.10.2022. Seção 1, p. 71, 2022.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Em dia com a natureza: manual para projetos de recuperação nativa**. Coordenadores: Emerson Luiz Servello, André Gustavo Narde, Ricardo Ribeiro Rodrigues. Brasília: IBAMA, 2021. 107 p.

IBAMA². Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Painéis Analíticos da Gestão Madeireira**. 2022. Disponível em: < <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/biodiversidade/flora-e-madeira/paineis-analiticos-da-gestao-madeireira-1>>. Acessado em 07 mar. 2024.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Instrução Normativa nº 19, de 2 de junho de 2023. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 07.06.2023, Seção 1, p. 135, 2023.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Sistema Integrado de Cadastro, Arrecadação e Fiscalização**. Brasília: Ibama, 2020. Disponível em: <<https://servicos.ibama.gov.br/ctf/publico/>>

areasembargadas/ConsultaPublicaAreasEmbargadas.php>. Acesso em: 28 fev 2021.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Bases cartográficas contínuas do Brasil**. Versão digital com banco de dados geográfico, 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias-novoportal/cartas-emapas/bases-cartograficas-continuas.html>. Acesso em: 27 jul 2020.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de Biomas do Brasil, Escala 1:5.000** Rio de Janeiro, IBGE, 2004.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. São José dos Campos: Ed Parêntese, 2009. 598p.

JU, J.; MASEK, J. G. The vegetation greenness trend in Canada and US Alaska from 1984 – 2012 Landsat data. **Remote Sensing of Environment**, v. 176, p. 1-16, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.01.001>.

KASKANTZIS, G. N. Análise do Habitat Equivalente Acoplada a Classificação Não Supervisionada de Imagens de Satélite de Alta Resolução para Avaliação Quantitativa de Vazamentos de Petróleo. In XVIII Congresso Brasileiro de Engenharia Química (COBEQ 2010) e V Congresso Brasileiro de Termodinâmica Aplicada (V CBTermo), 2010, Foz do Iguaçu. **Anais eletrônicos...** Foz do Iguaçu: ABEQ, UEM e UNICAMP, 2010. Disponível em: < <https://www.researchgate.net/publication/275892717> >. Acesso em: 08 set. 2022.

KING, D. M.; ADLER, K. J. **Scientifically Defensible Compensation Ratios for Wetland Mitigation**. U.S. Environmental Protection Agency. [S.I.], p. 21. 1991

KLOTZ, A. O. **Valoração de danos a ecossistemas florestais naturais em perícias criminais ambientais no Estado da Bahia**. 2016. Dissertação (Mestrado Profissional em Perícias Criminais Ambientais) – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, p. 120, 2016.

LIMA, P. A. F. *et al.* **Indicadores Ecológicos: ferramentas para o monitoramento do processo de restauração ecológica**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. [S.I.], p. 46. 2015. Disponível em: < <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/141932/1/doc-327.pdf>>. Acessado em 19 mar. 2024.

LLOYD-SMITH, P. Kuhn-Tucker and Multiple Discrete-Continuous Extreme Value Model Estimation and Simulation in R: The rmdcev Package. **The R Journal**, v. 12, n. 2, p. 266–292, 2020. DOI: <https://doi.org/10.32614/RJ-2021-015>.

LOIOLA, M. I. B.; ROQUE, A. de A.; OLIVEIRA, A. C. P. de. Caatinga: Vegetação do semiárido brasileiro. **Ecologi@**, v. 4, p. 14-19, 2012. Disponível em: <<https://studylib.es/doc/5845996/caatinga--vegetação-do-semiárido-brasileiro>>. Acessado em 19 mar. 2024.

LOYOLLA, R. L. A. **Valoração ambiental da recuperação do rio Poti no município de Crateús-CE**. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal do Ceará. Crateús, 58 p. 2022.

MACEDO, R. S. *et al.* Efeitos da degradação nos atributos de solos sob caatinga no semiárido brasileiro. **Revista Árvore**, v. 47, p. 1-11, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1590/1806-908820230000002>.

MAGLIANO, M. M. **Valoração Econômica de Danos Ambientais**. Tese de Doutorado em Ciências Florestais. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2019, 183 p.

MAJDALAWI, M. *et al.* Integration of different environmental valuation methods to estimate forest degradation in arid and semi-arid regions. **International Journal of Sustainable Development & World Ecology**, p. 1-7, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/13504509.2015.1124934>.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Floresta do Brasil em resumo: 2019**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Serviço Florestal Brasileiro. Brasília: MAPA/SFB, 2019. 207 p.

MAPBIOMAS Alertas. Projeto MapBiomas Alerta. **Sistema de Validação e Refinamento de Alertas de Desmatamento com Imagens de Alta**. 2022. Disponível em: < <https://plataforma.alerta.mapbiomas.org/> >. Acessado em 26 ago. 2022.

MAPBIOMAS. **Coleção 8.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**, 2023. Disponível em: <www.mapbiomas.org>. Acesso em: 07 mar. 2023.

MATTOS, A. D. M. de. **Valoração ambiental de áreas de preservação permanente da microbacia do Ribeirão São Bartolomeu no Município de Viçosa, MG**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal Viçosa. Viçosa, p. 77. 2006.

MAURO, H. A. de A. **O uso da fotografia na avaliação das perdas dos serviços ecossistêmicos: um estudo do município de São Carlos, SP**. 2016. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, 58 p. 2016.

MEA, Millenium Ecosystem Assessment. E. A. Concepts of ecosystem value and valuation approaches, Ecosystems and Human Well-Being. In: **Millenium Ecosystem Assessment**. Washington, D.C.: Island Press, 2005. p. 127–147. Disponível em: < <https://millenniumassessment.org/documents/document.304.aspx.pdf> >. Acessado em 19 mar. 2024.

MEUNIER, I. M. J. **Análises de sustentabilidade de planos de manejo florestal em Pernambuco**. 2014. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, p. 135. 2014.

MEUNIER, I. M. J.; SILVA, J. A. A. D.; FERREIRA, R. L. C. **Inventário Florestal**. Programa de Estudo. Recife: Imprensa Universitária da UFRPE., 2001. p. 179.

Microsoft Corporation. **Microsoft Excel**, 2022. Disponível em: < <https://office.microsoft.com/excel> >. Acessado em: 13 mar. 2023.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Manejo sustentável dos recursos florestais da Caatinga**. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Natal: MMA, 2008. 28 p.

MOURA, G. M. **Regressão Logística aplicada a análise de risco de crédito**. 2018. Monografia (Graduação em Matemática Aplicada) – Universidade Federal do Rio Grande. Rio Grande, 63 p. 2018.

MOTTA, R. S. da. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**. IPEA/MMA/PNUD/CNPQ. Rio de Janeiro, p. 242. 1997.

NICITA, L.; SIGNORELLO, G.; SALVO, M. de. Applying the Kuhn–Tucker model to estimate the value of recreational ecosystem services in Sicily. **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 59, p. 1225-1237, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/09640568.2015.1064365>.

NUGENT, J. A Very Gentle Introduction to Splines. 2019. Disponível em: < <https://joshua-nugent.github.io/splines/>>. Acesso em: 23 set. 2022.

OLIVEIRA, G. F. de S. **Uso de técnicas de sensoriamento remoto para estimar variáveis biofísicas em floresta tropical seca, município de Floresta – PE**. 2020. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, 84 f., 2020.

OLIVEIRA, P. D. M. **Desmatamento nas caatingas pernambucanas: uma análise da supressão de vegetação autorizada pelo Estado**. 2016. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 126 p. 2016.

PARSONS, G. R. Travel Cost Methods. In: SHOGREN, J. F. **Encyclopedia of Energy, Natural Resource, and Environmental Economics**. Amsterdam: Elsevier, 2013. v. 3, p. 349-358. Disponível em: < https://works.bepress.com/george_parsons/35/download/>. Acessado em 19 mar. 2024.

PAVANELLI, D. D.; VOULVOULIS, N. Habitat Equivalency Analysis, a framework for forensic cost evaluation of environmental damage. **Ecosystem Services**, v. 38, p. 1-15, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100953>.

PIRONKOVA, Z.; WHALEY, R.; LAN, K. **Time series analysis of Landsat NDVI composites with Google Earth Engine and R: User guide**, 2018. Disponível em: < <https://www.researchgate.net/publication/329390584> >. Acesso em: 27 ago 2020.

PRADO SIQUEIRA, R. **Sidrar: An Interface to IBGE's SIDRA API**. R package version 0.2.8. 2022. Disponível em: < <https://CRAN.R-project.org/package=sidrar> >. Acessado em 11 jun. 2022.

PLUMMER, M. L. Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, n. 1, p. 38-45, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1890/080091>.

PSU. Pennsylvania State University. **Analysis of Discrete Data**. 2022. Disponível em: <https://online.stat.psu.edu/stat504/index.htm>. Acesso em: 07 out 2022.

R Core Team. R: **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria, 2022. Disponível em: < <https://www.R-project.org/>>. Acessado em: 13 mar. 2023.

RABELO, M. S. **A cegueira do óbvio: A importância dos serviços ecossistêmicos na mensuração do bem-estar**. 2014. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 134 p. 2014.

RIBAS, L. C. **Metodologia para avaliação de danos ambientais: o caso florestal**. 1996. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, p. 237, 1996.

ROBIN, X. *et al.* pROC: an open-source package for R and S+ to analyze and compare ROC curves. **BMC Bioinformatics**, v. 12, n. 77, p. 1-8. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1186/1471-2105-12-77>.

ROY, D. P. *et al.* Characterization of Landsat-7 to Landsat-8 reflective wavelength and normalized difference vegetation index continuity. **Remote Sensing of Environment**, v. 185, p. 57-70, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.12.024>.

SALLES, T. C. F. **Aplicação de Modelos de Regressão Logística em um Estudo de Neurocirurgia**. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Estatística) – Universidade de Brasília. Brasília, 31 p. 2018.

SAMPAIO, E. **Caracterização do Bioma Caatinga: características e potencialidades**. In: Gariglio, M. A. *et al.* (org.). *Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga*. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, p. 27-42, 2010.

SÁNCHEZ, J. J.; BAERENKLAU, K.; GONZÁLEZ-CABÁN, A. Valuing hypothetical wildfire impacts with a Kuhn–Tucker model of recreation demand. **Forest Policy and Economics**, v. 71, p. 63-70, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.forpol.2015.08.001>.

SANTOS, N. M. *et al.* Identificação dos serviços ecossistêmicos de provisão prestados pela caatinga pela caatinga na microrregião do Seridó Ocidental, Rio Grande do Norte, Brasil. **Revista Casa da Geografia**, v. 21, n. 2, p. 477-490, 2019. DOI: <https://doi.org/10.35701/rcgs.v21n2.568>.

SCHMITT, J. **Crime sem castigo: a efetividade da fiscalização ambiental para o controle do desmatamento ilegal na Amazônia**. 2015. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável) - Universidade de Brasília. Brasília, p. 188. 2015.

SOUZA, A. L. D.; SOARES, C. P. B. Sistemas Silviculturais Aplicados às Florestas Tropicais. In: _____ **Florestas nativas: estrutura, dinâmica e manejo**. Viçosa: Editora UFV, 2013. p. 244-255.

TAURA, T. A. *et al.* **Análise Temporal da Degradação Ambiental no Município de**

Santa Maria da Boa Vista – PE a partir de Imagens Orbitais. 2nd International Conference: Climate, Sustainability and Development in Semi-arid Region. Fortaleza, p. 9. 2010. Disponível em: < <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/878532/analise-temporal-da-degradacao-ambiental-no-municipio-de-santa-maria-da-boia-vista---pe-a-partir-de-imagens-orbitais>>. Acessado em 19 mar. 2024.

USGS. U. S. Geological Survey. **Landsat Missions.** 2023. Disponível em: < <https://www.usgs.gov/landsat-missions> >. Acessado em 06 mar. 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.** 2013. Dissertação (Mestrado Profissional em Perícias Criminais Ambientais) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 115 p. 2013.

Vieira, L. C. de S. *et al.* Sazonalidade do Sequestro e Estoque de Carbono na Caatinga, durante as Estações Seca e Chuvosa. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 31, p. 540-564, 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.55761/abclima.v31i18.15583>.

VON HAEFEN, R. H.; PHANEUF, D. J.; PARSONS, G. R. de. Estimation and Welfare Analysis With Large Demand Systems. **Journal of Business and Economic Statistics**, v. 22, p. 194-205, 2004. DOI: <http://dx.doi.org/10.1198/0735001040000000082>.

WEIER, J.; HERRING, D. **Measuring Vegetation (NDVI & EVI).** Nasa earth observatory. 2000. Disponível em: <https://earthobservatory.nasa.gov/features/MeasuringVegetation>. Acessado em: 25 mai. 2020.

WOOD, S. mgcv: GAMs and Generalized Ridge Regression for R. **R News**, v. 1/2, v. 20-25, 2001. Disponível em: < <https://journal.r-project.org/articles/RN-2001-015/RN-2001-015.pdf>>. Acessado em 19 mar. 2024.

WOOD, S. Smoothers. In: _____ **Generalized Additive Models: An Introduction with R**, 2 edition. Chapman and Hall/CRC, 2017. Cap. 5, p. 227-280.

ANEXO

Anexo 1 – Relatório de saída do software GAMS.

COMPILATION TIME = 0.078 SECONDS 3 MB 36.1.0 r2c0a44a WEX-WEI
 GAMS 36.1.0 r2c0a44a Released Aug 2, 2021 WEX-WEI x86 64bit/MS Windows -
 05/14/22 14:18:39 Page 3
 General Algebraic Modeling System
 Equation Listing SOLVE kt Using NLP From line 737

---- obj =E= função objetico

obj.. U - (14590020426.0286)*z =E= 217.086029477669 ;

(LHS = 0, INFES = 217.086029477669 ****)

---- restr =E= restrição orçamentária

restr.. z =E= 10210.4791989 ; (LHS = 0, INFES = 10210.4791989 ****)

GAMS 36.1.0 r2c0a44a Released Aug 2, 2021 WEX-WEI x86 64bit/MS Windows -
 05/14/22 14:18:39 Page 4
 General Algebraic Modeling System
 Column Listing SOLVE kt Using NLP From line 737

---- U função de utilidade

U
 (.LO, .L, .UP, .M = -INF, 0, +INF, 0)
 1 obj

---- z gastos alternativos

Z
 (.LO, .L, .UP, .M = -INF, 0, +INF, 0)
 (-1.45900E+10) obj
 1 restr

GAMS 36.1.0 r2c0a44a Released Aug 2, 2021 WEX-WEI x86 64bit/MS Windows -
 05/14/22 14:18:39 Page 5
 General Algebraic Modeling System
 Model Statistics SOLVE kt Using NLP From line 737

MODEL STATISTICS

BLOCKS OF EQUATIONS	2	SINGLE EQUATIONS	2
BLOCKS OF VARIABLES	2	SINGLE VARIABLES	2
NON ZERO ELEMENTS	3	NON LINEAR N-Z	1
CODE LENGTH	7	CONSTANT POOL	18

GENERATION TIME = 0.047 SECONDS 4 MB 36.1.0 r2c0a44a WEX-WEI

GAMS 36.1.0 r2c0a44a Released Aug 2, 2021 WEX-WEI x86 64bit/MS Windows -
05/14/22 14:18:39 Page 6

General Algebraic Modeling System

Solution Report SOLVE kt Using NLP From line 737

SOLVE SUMMARY

MODEL kt OBJECTIVE U
TYPE NLP DIRECTION MAXIMIZE
SOLVER CONOPT FROM LINE 737

**** SOLVER STATUS 1 Normal Completion

**** MODEL STATUS 1 Optimal

**** OBJECTIVE VALUE 1033.3979

RESOURCE USAGE, LIMIT 0.016 10000000000.000

ITERATION COUNT, LIMIT 4 2147483647

EVALUATION ERRORS 0 0

--- *** This solver runs with a demo license. No commercial use.

C O N O P T 3 version 3.17K

Copyright (C) ARKI Consulting and Development A/S

Bagsvaerdvej 246 A

DK-2880 Bagsvaerd, Denmark

** Warning ** The value of LFITER is out of range.

LFITER is decreased from 2147483647 to 1000000000.

Pre-triangular equations: 2

Post-triangular equations: 0

** Optimal solution. There are no superbasic variables.

CONOPT time Total 0.002 seconds

of which: Function evaluations 0.000 = 0.0%

1st Derivative evaluations 0.001 = 50.0%

LOWER LEVEL UPPER MARGINAL

---- EQU obj 217.086 217.086 217.086 1.000

---- EQU restr 10210.479 10210.479 10210.479 0.055

obj função objetivo

restr restrição orçamentária

LOWER LEVEL UPPER MARGINAL

---- VAR U -INF 1033.398 +INF .

---- VAR z -INF 10210.479 +INF .

U função de utilidade
z gastos alternativos

**** REPORT SUMMARY : 0 NONOPT
 0 INFEASIBLE
 0 UNBOUNDED
 0 ERRORS

EXECUTION TIME = 0.312 SECONDS 4 MB 36.1.0 r2c0a44a WEX-WEI

USER: GAMS Demo license for Felipe Guimaraes
 Federal University of Pernambuco, Brazil

G210825|0002CO-GEN
DL046671