

Organização
Isabel Lausanne Fontgalland

Sustentabilidade em quatro tons



AMPLLA
EDITORA



2022 - Editora Ampla

Copyright da Edição © Editora Ampla

Copyright do Texto © Os autores

Editor Chefe: Leonardo Pereira Tavares

Design da Capa: Editora Ampla

Diagramação: Felipe José Barros Meneses

Revisão: Os autores

Sustentabilidade em quatro tons está licenciado sob CC BY 4.0.



Esta licença exige que as reutilizações deem crédito aos criadores. Ele permite que os reutilizadores distribuam, remixem, adaptem e construam o material em qualquer meio ou formato, mesmo para fins comerciais.

O conteúdo da obra e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores, não representando a posição oficial da Editora Ampla. É permitido o download da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores. Todos os direitos para esta edição foram cedidos à Editora Ampla.

ISBN: 978-65-5381-024-2

DOI: 10.51859/ampla.sqt242.1122-0

Editora Ampla

Campina Grande – PB – Brasil

contato@amplaeditora.com.br

www.amplaeditora.com.br



2022

CONSELHO EDITORIAL

Andréa Cátia Leal Badaró – Tecnológica Federal do Paraná

Andréia Monique Lermen – Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Antoniele Silvana de Melo Souza – Universidade Estadual do Ceará

Aryane de Azevedo Pinheiro – Universidade Federal do Ceará

Bergson Rodrigo Siqueira de Melo – Universidade Estadual do Ceará

Bruna Beatriz da Rocha – Instituto Federal do Sudeste de Minas Gerais

Bruno Ferreira – Universidade Federal da Bahia

Caio César Costa Santos – Universidade Federal de Sergipe

Carina Alexandra Rondini – Universidade Estadual Paulista

Carla Caroline Alves Carvalho – Universidade Federal de Campina Grande

Carlos Augusto Trojaner – Prefeitura de Venâncio Aires

Carolina Carbonell Demori – Universidade Federal de Pelotas

Cícero Batista do Nascimento Filho – Universidade Federal do Ceará

Clécio Danilo Dias da Silva – Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Dandara Scarlet Sousa Gomes Bacelar – Universidade Federal do Piauí

Daniela de Freitas Lima – Universidade Federal de Campina Grande

Darlei Gutierrez Dantas Bernardo Oliveira – Universidade Estadual da Paraíba

Denise Barguil Nepomuceno – Universidade Federal de Minas Gerais

Dylan Ávila Alves – Instituto Federal Goiano

Edson Lourenço da Silva – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí

Elane da Silva Barbosa – Universidade Estadual do Ceará

Érica Rios de Carvalho – Universidade Católica do Salvador

Fernanda Beatriz Pereira Cavalcanti – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”

Gabriel Gomes de Oliveira – Universidade Estadual de Campinas

Gilberto de Melo Junior – Instituto Federal do Pará

Givanildo de Oliveira Santos – Instituto Brasileiro de Educação e Cultura

Higor Costa de Brito – Universidade Federal de Campina Grande

Isabel Fontgalland – Universidade Federal de Campina Grande

Isane Vera Karsburg – Universidade do Estado de Mato Grosso

Israel Gondres Torné – Universidade do Estado do Amazonas

Italan Carneiro Bezerra – Instituto Federal da Paraíba

Ivo Batista Conde – Universidade Estadual do Ceará

Jaqueline Rocha Borges dos Santos – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

Jessica Wanderley Souza do Nascimento – Instituto de Especialização do Amazonas

João Henriques de Sousa Júnior – Universidade Federal de Santa Catarina

João Manoel Da Silva – Universidade Federal de Alagoas

João Vitor Andrade – Universidade de São Paulo

Joilson Silva de Sousa – Instituto Federal do Rio Grande do Norte

José Cândido Rodrigues Neto – Universidade Estadual da Paraíba

Jose Henrique de Lacerda Furtado – Instituto Federal do Rio de Janeiro

Josenita Luiz da Silva – Faculdade Frassinetti do Recife

Josiney Farias de Araújo – Universidade Federal do Pará

Karina de Araújo Dias – SME/Prefeitura Municipal de Florianópolis

Katia Fernanda Alves Moreira – Universidade Federal de Rondônia

Laís Portugal Rios da Costa Pereira – Universidade Federal de São Carlos

Laíze Lantyer Luz – Universidade Católica do Salvador

Lindon Johnson Pontes Portela - Universidade Federal do Oeste do Pará

Lucas Araújo Ferreira - Universidade Federal do Pará

Lucas Capita Quarto - Universidade Federal do Oeste do Pará

Lúcia Magnólia Albuquerque Soares de Camargo - Unifacisa Centro Universitário

Luciana de Jesus Botelho Sodré dos Santos - Universidade Estadual do Maranhão

Luís Paulo Souza e Souza - Universidade Federal do Amazonas

Luiza Catarina Sobreira de Souza - Faculdade de Ciências Humanas do Sertão Central

Manoel Mariano Neto da Silva - Universidade Federal de Campina Grande

Marcelo Alves Pereira Eufrasio - Centro Universitário Unifacisa

Marcelo Williams Oliveira de Souza - Universidade Federal do Pará

Marcos Pereira dos Santos - Faculdade Rachel de Queiroz

Marcus Vinicius Peralva Santos - Universidade Federal da Bahia

Marina Magalhães de Moraes - Universidade Federal do Amazonas

Mário C zar de Oliveira - Universidade Federal de Uberlândia

Michele Antunes - Universidade Feevale

Milena Roberta Freire da Silva - Universidade Federal de Pernambuco

Nadja Maria Mourão - Universidade do Estado de Minas Gerais

Natan Galves Santana - Universidade Paranaense

Nathalia Bezerra da Silva Ferreira - Universidade do Estado do Rio Grande do Norte

Neide Kazue Sakugawa Shinohara - Universidade Federal Rural de Pernambuco

Neudson Johnson Martinho - Faculdade de Medicina da Universidade Federal de Mato Grosso

Patrícia Appelt - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Paula Milena Melo Casais - Universidade Federal da Bahia

Paulo Henrique Matos de Jesus - Universidade Federal do Maranhão

Rafael Rodrigues Gomides - Faculdade de Quatro Marcos

Re ngela Cíntia Rodrigues de Oliveira Lima - Universidade Federal do Ceará

Rebeca Freitas Ivanicska - Universidade Federal de Lavras

Renan Gustavo Pacheco Soares - Autarquia do Ensino Superior de Garanhuns

Renan Monteiro do Nascimento - Universidade de Brasília

Ricardo Leoni Gonçalves Bastos - Universidade Federal do Ceará

Rodrigo da Rosa Pereira - Universidade Federal do Rio Grande

Sabrynnna Brito Oliveira - Universidade Federal de Minas Gerais

Samuel Miranda Mattos - Universidade Estadual do Ceará

Shirley Santos Nascimento - Universidade Estadual Do Sudoeste Da Bahia

Silvana Carloto Andres - Universidade Federal de Santa Maria

Silvio de Almeida Junior - Universidade de Franca

Tatiana Paschoalette R. Bachur - Universidade Estadual do Ceará | Centro Universitário Christus

Telma Regina Stroparo - Universidade Estadual do Centro-Oeste

Thayla Amorim Santino - Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Virgínia Maia de Araújo Oliveira - Instituto Federal da Paraíba

Virginia Tomaz Machado - Faculdade Santa Maria de Cajazeiras

Walmir Fernandes Pereira - Miami University of Science and Technology

Wanessa Dunga de Assis - Universidade Federal de Campina Grande

Wellington Alves Silva - Universidade Estadual de Roraima

Y scara Maia Araújo de Brito - Universidade Federal de Campina Grande

Yasmin da Silva Santos - Fundação Oswaldo Cruz

Yuciara Barbosa Costa Ferreira - Universidade Federal de Campina Grande



2022 - Editora Amplla

Copyright da Edição © Editora Amplla

Copyright do Texto © Os autores

Editor Chefe: Leonardo Pereira Tavares

Design da Capa: Editora Amplla

Diagramação: Felipe José Barros Meneses

Revisão: Os autores

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Sustentabilidade em quatro tons [livro eletrônico] /
organização Isabel Lausanne Fontgalland. -- Campina Grande :
Editora Amplla, 2022.
114 p.

Formato: PDF

ISBN: 978-65-5381-024-2

1. Economia. 2. Meio ambiente. 3. Áreas protegidas.
4. Serviços ambientais. 5. Pegada ecológica. I. Fontgalland,
Isabel Lausanne. II. Título.

CDD-354

Sueli Costa - Bibliotecária - CRB-8/5213
(SC Assessoria Editorial, SP, Brasil)

Índices para catálogo sistemático:

1. Meio ambiente 354

Editora Amplla
Campina Grande - PB - Brasil
contato@ampllaeditora.com.br
www.ampllaeditora.com.br



2022

*Aos nossos queridos que não são
somente os de sangue, mas também
os de nossa convivência*

COMO PROMOVEMOS A SUSTENTABILIDADE EM QUATRO TONS?

À medida que avançamos para o século XXI, fazemo-lo num mundo de significativa tecnologia, progresso, industrialização e complexidade. O trabalho em escrever um tema como este, da sustentabilidade, é similar a embarcar no mundo do fundo do mar, de milhões de espécies e distintas cadeias alimentares, contando com diversas formações de observadores.

A investigação aqui demonstra que o conceito de sustentabilidade, é de per si difuso e não podia ser escrito por um autor só, mesmo que em uma mesma obra, por se tratar de um construto multidimensional onde teria de ser abordado, a partir de várias competências.

Nosso objetivo foi deixar fluir cada um a seu tempo. Nas discussões que tivemos individualmente e em grupo, foi-se percebendo cada uma das contribuições como uma singela aderência à temática da sustentabilidade. Foi preservado, contudo, uma linha integrada de raciocínio em que as linhas de pensamento díspares pudessem ser agrupadas de forma sistemática para promover o que de fato queríamos mostrar: as dimensões do desenvolvimento sustentável num recorte econômico.

A principal contribuição desta investigação foi o conceito de construto teórico oportunizado aqui em quatro mãos e que se derivou nesse quadro de apoio aos instrumentos de políticas públicas, programas e técnicas econômicas, acerca da sustentabilidade.

Combinados a isso, temos o nosso próprio temperamento em ver como as coisas são. Portanto, os capítulos são únicos e refletem nossa fronteira de entendimento, em específicas propostas. Foram mais de 8 meses de trabalho e muita exploração científica navegando em searas da economia, da contabilidade, do direito, da engenharia, e da gestão.

A conveniência e o respeito foram nos auxiliando a não invadir a área de cada um. Seria pouco falar desses incríveis autores que compuseram a escrita desse livro conosco, “Sustentabilidade em quatro tons”. Só temos que nos ancorar no privilégio do momento! Foi auspicioso esse encontro!

Isabel Fontgalland

APRESENTAÇÃO

Tom Kuhlman & John Farrington nos divertem com a noção de um construto teórico banhado à fisiocracia histórica, cuja alcunha vem da silvicultura: “nunca colher mais do que aquilo que a floresta produz em um novo estágio de crescimento”. Já advertido em 1713, pelos economistas mercantilistas, a partir dos escritos de William Petty & Jean Bodin, a expansão das cidades, traz consigo o apelo e em produzir muito e desta forma a terra enquanto valor natural, não faz mais parte de um futuro, sem tantas tecnologias.

Esse construto, presente na cabeça dos economistas clássicos e dos seus legionários cientistas, no que diz respeito a preocupação em preservar os recursos para o futuro, não se prosperou, posto que esses distintos autores não a minutaram de maneira duradoura. A “Riqueza das Nações” ganhou a disputa e os atributos do crescimento econômico foram mais fortes, pautando o lado da demanda com a regra de ouro.

Um argumento-chave desta assertiva é que a satisfação das necessidades deve impulsionar a economia e os sistemas democráticos. Sobremaneira, se se ponderar, pela linguagem da economia, onde o indivíduo racional maximizará a sua 'função de utilidade' ao fazer uma decisão de compra para satisfazer uma necessidade, sabendo-se que a demanda é o conjunto canônico de cada um e a sociedade é susceptível às escolhas as quais o indivíduo faz.

A economia argumenta que cada indivíduo deve agir no seu próprio interesse e deixar o mercado redimensionar os recursos em conformidade. A “mão invisível” do mercado maximizará os retornos dos indivíduos e tendo no papel da governança pública, a equidade através de um sistema fiscal progressivo. Isso é fato, ancorado na noção da racionalidade e direito de escolhas como máximas, mas não como limitadores da vontade social. A sociedade pode mais!

As crenças tradicionais obrigavam a pensar em termos da gestão do maior bem do homem a “terra” para as futuras gerações, mas se perdiam quando se descobria novas formas para prosperidade, tal como expresso nas palavras frequentemente da época "muitos mortos, poucos vivos e inúmeros outros por

nascer" o que fazer com tudo o que temos? preservar e deixar a natureza dominar o homem?

O dualismo inegável, nas duas visões opostas da relação entre o ser humano e a natureza, salienta o ajustamento e desafino, no que se vê apenas a natureza como algo a ser conquistado. A sustentabilidade (sem necessariamente utilizar a palavra) é um tema de estudo natural para os economistas: depois tudo, a escassez de recursos é uma preocupação central para o nobre saber.

A obra de Thomas Malthus, 1798, é um relevante tratado da exploração de recursos não renováveis que ainda hoje é um tema em tantos artigos dos economistas. Tratá-la como um interesse de crescimento das nações através de visão cáustica do crescimento populacional.

De fato, o termo sustentabilidade, só vem a tornar-se uma temática acadêmica, depois do relatório da Comissão Mundial da ONU sobre o desenvolvimento econômico contemporâneo. O meio ambiente apresentado por Gro Harlem Brundtland, médica norueguesa, nos faz pensar o Brasil, os Estados Unidos, a China, a Europa como fatias de desenvolvimentos industriais lineares que reforçam a ideia de recursos infinitos.

Dáí saíram as macros do conceito de sustentabilidade e deu-se o reconhecimento respeitável embasado nas ciências de diversas naturezas. O desenvolvimento deve ocorrer sim! E é imprescindível que se faça! mas que as necessidades do presente não comprometam as futuras gerações concernentes as suas próprias necessidades.

Assim, as preocupações ambientais são importantes, mas o argumento básico é um argumento de bem-estar, visto está disposto num contexto de equidade intergeracional. Segundo Munshinge a interpretação em termos de três dimensões, devem estar em harmonia quais sejam as de cunho social, econômica e ambiental. Segundo ele, não se pode separar a sustentabilidade da sua visão cultural e por isso não podemos também correr o risco de adiá-la em seu nome. Não se deve entender a sustentabilidade como "forte e/ou 'fraca", mas abraça-la com um tripé racional: economia-bem-estar social – cultura planetária.

Na criação das diversas agendas das Nações Unidas percebeu-se o desenvolvimento como uma ação multidimensional, ou seja, a governança, de preservação das áreas sensíveis e de qualidade de vida dos indivíduos.

Neste sentido, a proteção ambiental é uma componente próxima da economia e reforça do desenvolvimento sustentável. Portanto, o bem-estar não é apenas uma regra 80/20 de Pareto em que se prevaleceria a preservação à fome ou a cultura à tecnologia, mas a seleção de escolhas acrescentando forma e princípios garantidores sobre os quais a sustentabilidade se poderia basear.

Assim, é provável que a interpretação dos nossos textos aqui seja diferente de pessoa a pessoa. O desejo de compreender a consciência humana transborda da economia para outras ciências e pode até causar confusão. Embora a complexidade deste tópico torne difícil a formulação de ideias universalmente aceitas, tentou-se apostar em quatro mãos que pudessem ajudar a compreender o porquê desse construto teórico ser tão difícil.

As necessidades ou desejos humanos originam o comportamento. Desta feita conceito de motivação, mas também produzem o conceito de exaustão dos recursos naturais e predispõem novas competências para tratar a matéria econômica de per si.

Essa incapacidade de diferenciar os vários tipos de necessidades humanas criou confusão no domínio da política, especialmente quando se trata de discussões sobre o desenvolvimento e, portanto, entende-se que a lente disciplinar é a de avançar na ideia de muitos provocando o multilateralismo.

Nas palavras de Robert Solow a “sustentabilidade é algo mais do que um slogan ou expressão de emoção, deve ser uma injunção para preservar a capacidade produtiva para um futuro indefinido”. Essa máxima deverá as aspirações humanas de um modus operandi mais comportado; um nível bem-estar mais equilibrado e um tipo de desenvolvimento com tecnologias poupadoras de recursos naturais.

Logo, seria muito dizer que Solow estava falando do conceito de felicidade, que tanto nos tenta enquanto economistas, mas que expressa apenas melhorar a vida das pessoas. Sendo que gente feliz ou indivíduos felizes poderia até ser considerado bom se fosse circunstancial, mas os indivíduos o que objetivamente para sempre.

Isabel Fontgalland

SUMÁRIO

CAPÍTULO I - ECONOMIA E MEIO AMBIENTE: REFLEXÕES SOBRE A VALORAÇÃO ECONÔMICA AMBIENTAL	12
1. INTRODUÇÃO	12
2. TEORIA ECONÔMICA E O MEIO AMBIENTE	13
2.1. EXTERNALIDADES	16
2.2. BENS PÚBLICOS	20
2.3. ECONOMIA DOS RECURSOS NATURAIS	21
2.4. ECONOMIA ECOLÓGICA	22
3. VALOR ECONÔMICO DE BENS E SERVIÇOS AMBIENTAIS	24
4. CONCLUSÃO	30
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	32
CAPÍTULO II - FEDERALIZAÇÃO DAS ÁREAS PROTEGIDAS: O BRASIL E OS ESTADOS UNIDOS DEFININDO TONS	36
1. INTRODUÇÃO	36
2. FEDERALIZAÇÃO DAS ÁREAS PROTEGIDAS: ESTUDO DE CASO COMPARADO ENTRE O BRASIL X ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA	38
2.1. AS ÁREAS PROTEGIDAS NO BRASIL E A SUA GÊNESE	38
2.2. ESTUDO COMPARADO: ESTADOS UNIDOS X BRASIL	42
3. DADOS REFERENTES AS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO AMBIENTAIS SOB GOVERNANÇA DO GOVERNO FEDERAL	51
3.1. EVENTOS PADDD NO BRASIL	54
4. RESULTADO E DISCUSSÕES	64
5. METODOLOGIA	67
6. CONCLUSÃO	68
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	71
CAPÍTULO III - PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS	73
1. UMA BREVE CONTEXTUALIZAÇÃO	73
2. CONCEITOS E ABORDAGENS DO PSA	76
3. PSA E A QUESTÃO SOCIAL	78
4. A APLICABILIDADE DO PSA NO CENÁRIO NACIONAL E INTERNACIONAL	79
5. LEI Nº 14.119: UMA VISÃO GERAL DA LEI QUE INSTITUIU A POLÍTICA NACIONAL DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS NO BRASIL	80
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	84
CAPÍTULO IV - A PEGADA ECOLÓGICA CONDUZINDO À EDUCAÇÃO AMBIENTAL: O BRASIL E O RESTO DO MUNDO NO DEBATE MUNDIAL	87
1. INTRODUÇÃO	87
2. O PAPEL DAS UNIVERSIDADES: PIONEIRA NA DISSEMINAÇÃO DO CONHECIMENTO SUSTENTÁVEL	88
3. CHÃO TEÓRICO: A PEGADA ECOLÓGICA COMO FORMA DE ENTENDIMENTO DO CONCEITO DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL	91
3.1. UMA EDUCAÇÃO QUE CONDUZ A SUSTENTABILIDADE: O PAPEL DA ESCOLA	95
3.2. A ESCOLA COMO ESPAÇO DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL	98
4. O PAPEL DA GLOBAL FOOT PRINT	100
5. METRICAS DERIVADAS DO CÁLCULO DA PEGADA ECOLÓGICA:	105
6. METODOLOGIA	109
7. CONCLUSÃO	110
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	112
SOBRE OS AUTORES	114

ECONOMIA E MEIO AMBIENTE: REFLEXÕES SOBRE A VALORAÇÃO ECONÔMICA AMBIENTAL

DOI: 10.51859/AMPLA.SQT242.1122-1

Augusto César Félix Trigueiro

1. INTRODUÇÃO

Em seus sentidos etimológicos o termo *economia* designa “administração da casa” e o termo *ecologia* se refere ao “estudo da casa”. Entretanto, o vernáculo “casa”, no sentido usado em *economia*, vai se restringir aos aspectos humanos do ambiente, que envolvem a organização social e o modo de usarem os recursos. Já no sentido da *ecologia*, “casa” é entendido em um sentido mais amplo que envolve os aspectos da vida dos seres vivos, em sua relação tangível e intangível, delimitando a noção de sustentabilidade. Apesar de aparentemente distintas, estas duas formas de compreensão vão estreitar suas fronteiras epistemológicas no que se conhece por economia do meio ambiente.

Hodiernamente, os especialistas desses campos do conhecimento buscam soluções mais integradas para a crise ambiental a qual foi levada ao cenário político internacional neste milênio. Esta crise é compreendida como um efeito da busca ilimitada pelo crescimento econômico, estando implícito uma visão fragmentada de mundo no qual entende-se o sistema econômico e o ecológico como realidades separadas entre si. As consequências dessa visão foram observadas pelo aumento da poluição das águas, o esgotamento do solo, a proliferação de epidemias via aérea, o desmatamento de florestas nativas, o desequilíbrio de ecossistemas aquáticos, a extinção de espécies, o efeito estufa, a pobreza, etc. A partir disso a noção de um conhecimento interdisciplinar é capital no sentido que envolva um ambiente integrado entre a economia – o homem – a natureza, perfazendo a tríade da relevância das discussões científicas.

Neste sentido, extrapolando sua base puramente ambiental, o *desenvolvimento sustentável*, que surgiu na década de 1980, diferentemente da ideia dominante no

ambientalismo radical nas décadas anteriores, encontra seus fundamentos também nas novas contribuições sobre a *natureza* do desenvolvimento que influenciou o pensamento econômico do século XX. Esta perspectiva contrapõe-se a visão dominante nas décadas anteriores, no qual acreditava-se que o progresso econômico era somente alcançado através do aumento na produção, baseado principalmente no conceito de eficiência econômica. No início da década de 1970, o grande e crescente nível de pobreza nos países em desenvolvimento e a ineficiência do sistema econômico para alcançar benefícios sociais, levaram as entidades internacionais a englobarem outros aspectos do desenvolvimento para a discussão ambiental. A visão do *desenvolvimento sustentável* transformou-se para dessa forma incorporar objetivos de natureza social, econômica e ecológica.

Partindo desta visão, este capítulo levantará algumas reflexões que tem em seu objeto central a inter-relação existente entre os objetivos ecológicos e econômicos do *desenvolvimento sustentável*. Na abordagem deste estudo, a visão de *desenvolvimento sustentável* envolve o entendimento de que o bem-estar *per capita* no sistema econômico aumenta na medida em que o equilíbrio no sistema ecológico é restabelecido. A teoria moderna do *desenvolvimento sustentável* se baseia na teoria econômica do bem-estar social, onde o sistema econômico gera bem-estar para sociedade por meio do aumento da capacidade em produzir bens de capital. Sendo o capital dividido em capital humano, capital natural e capital social. A condição para a sustentabilidade nesta perspectiva acontece quando o somatório desses ativos, ou seja, a soma do capital humano, natural e social, aumenta em termos *per capita* ao longo do tempo.

Neste sentido, as contribuições do economista Nordhaus (2014) ganham relevância no cenário político internacional, principalmente devido ao modelo desenvolvido, chamado DICE (Dynamic Integrated Climate-Economy), em que se evidencia uma relação entre a atividade econômica e as mudanças climáticas. O modelo conecta os fatores que afetam o crescimento econômico com os fatores ambientais, como a qualidade do ar, ciclo do carbono, clima, entre outros. As equações do modelo são retiradas de diferentes disciplinas, principalmente: economia, ecologia e ciências da terra. Partindo desta influência teórica, este capítulo objetiva refletir sobre os fenômenos complexos que envolvem a relação economia e o meio ambiente, trazendo para o debate algumas referências bibliográficas sobre o tema.

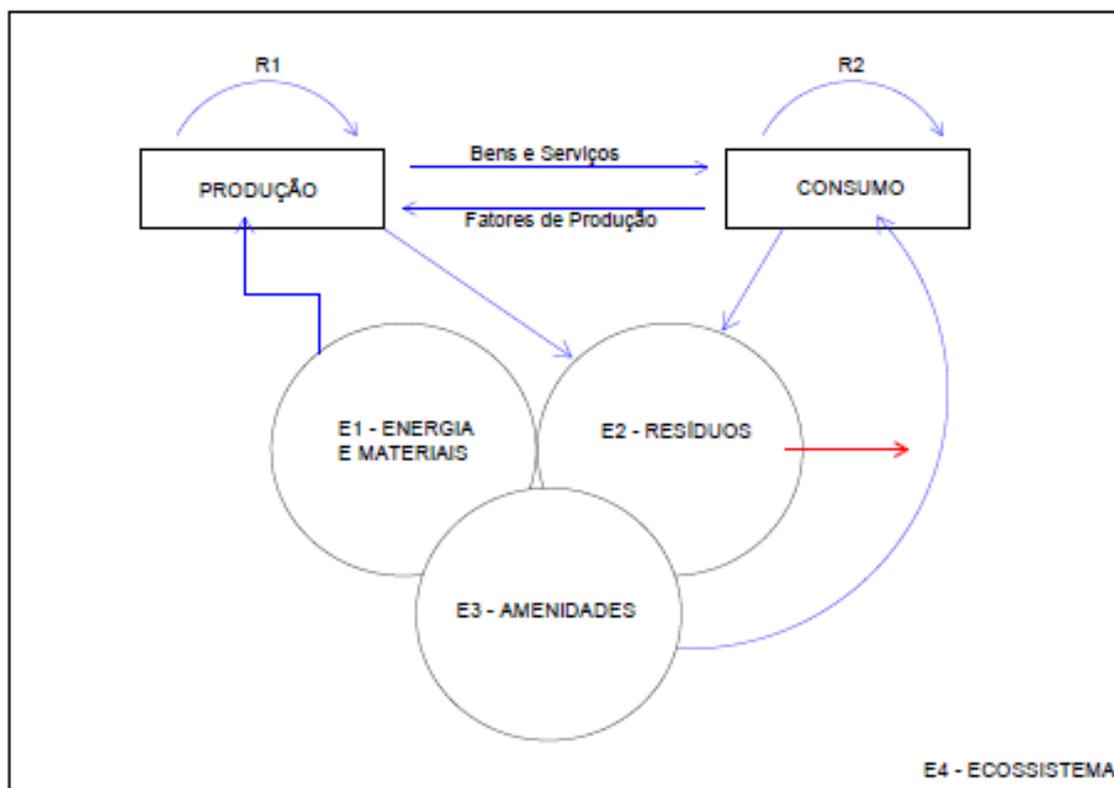
2. TEORIA ECONÔMICA E O MEIO AMBIENTE

Os primeiros trabalhos que tratam da relação *economia* e o *meio ambiente* foram realizados pela *Resources for the future* (RFF) nos anos 50. O RFF é uma organização sem fins

lucrativos que desenvolve pesquisas sobre questões ambientais, energéticas e de recursos naturais e sua sede se encontra em Washington, EUA. No entanto, foi a partir da década de 1960 que os problemas ambientais foram introduzidos pela ciência econômica de forma extensiva, devido ao livro *Primavera Silenciosa* da bióloga Rachel Carson, publicado em 1962. O dano causado pelos agrotóxicos em larga escala foi mostrado na obra de Carson e chamou a atenção da opinião pública. Segundo Pearce (2002), a influência desse alerta para a ciência econômica se deu em três níveis. No primeiro, os produtores e consumidores de agrotóxicos eram e são grandes empresas. No segundo, a utilização de produtos químicos como o *diclorodifeniltricloroetano* (DDT) tinha elevado a produtividade agrícola e com isso a produção de alimentos tinha atingido uma escala nunca antes vista. E por último, os economistas que já eram familiarizados com a ideia de que existem custos e benefícios de qualquer forma na atividade econômica consolidaram suas análises (PEARCE, 2002).

Esta mudança ocorreu dentro de um contexto cultural em que a visão dominante era a de que o sistema econômico funcionava com os seguintes pressupostos: as fontes de recursos naturais são inesgotáveis, o processo de produção e o consumo de bens não gera resíduos indesejados e as instituições da sociedade garantem a eficiência distributiva dos recursos. Segundo Mueller (1996), nesta concepção, as relações econômicas se estabelecem dentro de um sistema isolado, focalizando as análises dos fluxos de valor de troca e fatores de produção que ocorrem entre empresas e famílias. As falhas de mercado não eram claras e a teoria econômica ainda não as analisava na perspectiva ambiental devido ao conhecimento ainda limitado sobre os ecossistemas e a reduzida demanda do sistema econômico por recursos. Isso começou a mudar a partir da década de 1960, quando ficou evidente que as externalidades ambientais são parte importante no processo econômico, e então começam a surgir abordagens que levam em consideração o meio ambiente (MUELLER, 1996).

Figura 1.1 - Fluxograma do sistema econômico e sua relação com o meio ambiente.



Fonte: Hanley et al., 2018.

As inter-relações da economia com o meio ambiente estão representadas na Figura 1. A economia é identificada em dois setores: produção e consumo. As relações de troca entre os bens, serviços e fatores de produção ocorrem através da produção e o consumo de modo semelhante ao tradicional modelo de fluxo circular. O ambiente é representado pelos setores de: energia e materiais (E1), resíduos (E2), amenidades (E3) e o todo do ecossistema (E4). O setor de produção extrai recursos energéticos (tais como petróleo) e recursos materiais (como o minério de ferro) do meio ambiente que são transformados em bens e serviços para serem consumidos pelos indivíduos na sociedade. O resultado da produção e do consumo leva a existência de resíduos que por meio da reciclagem podem voltar ao sistema produtivo, simbolizado por R1 e R2. A primeira função do meio ambiente dentro deste esquema é, portanto, como um fornecedor de recursos. Outra função seria como um receptor de produtos residuais (HANLEY et al., 2018).

2.1. Externalidades

Dentro da perspectiva da nova abordagem neoclássica, os custos assumem a forma de *externalidades*, que para a questão ambiental materializam-se nos danos ecológicos. Para Pearce (2002), a teoria econômica começou a relacionar a teoria das externalidades, que já era desenvolvida desde 1920 por Pigou, com uma interpretação econômica do emergente movimento ambientalista (PEARCE, 2002). A degradação ambiental nesta concepção, é vista como uma externalidade do sistema econômico, no qual impede uma alocação eficiente dos recursos na sociedade. Com isso, a principal solução que defende essa abordagem é a internalização das externalidades no sistema de preços de mercado.

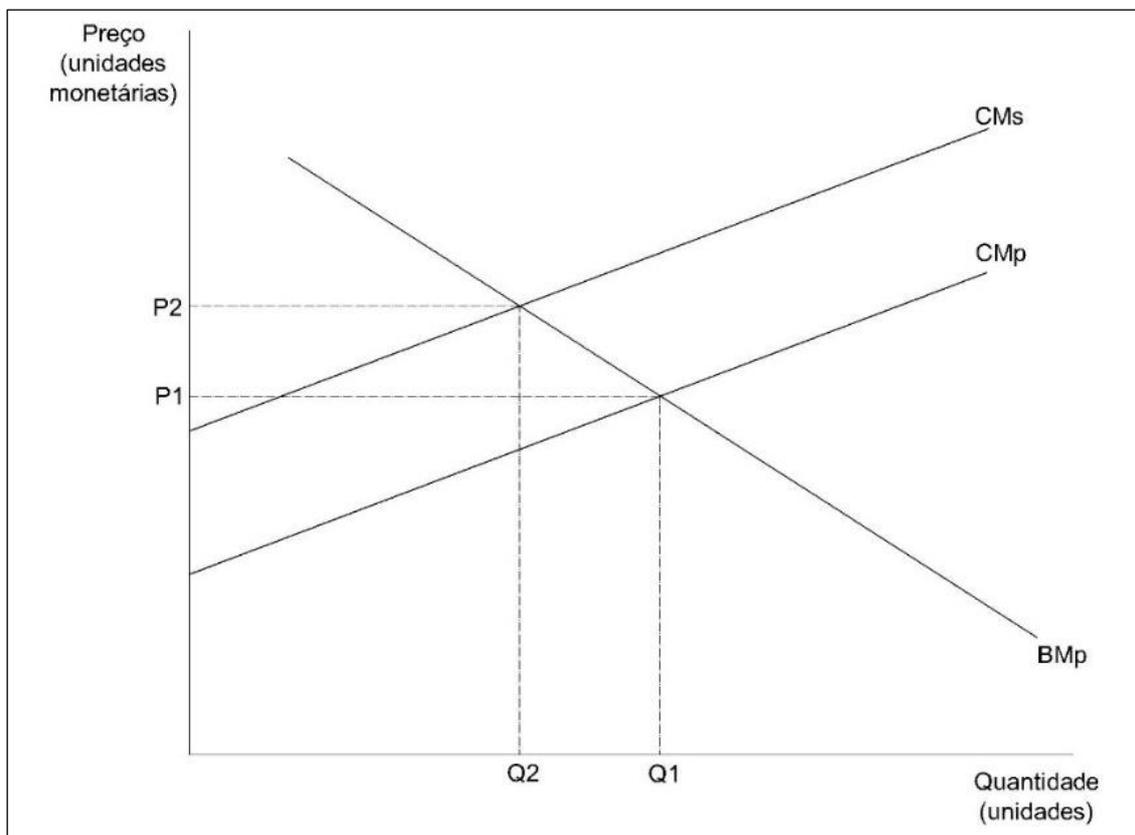
Neste sentido a externalidade é entendida enquanto *falha de mercado* e existem divergências quanto ao seu conceito. Em geral a externalidade é observada quando as ações de um indivíduo afetam outras pessoas, que não obtém reparação dos danos sofridos daqueles que recebem os benefícios da ação. Hanley et al. apud Arrow (2016) define uma externalidade como "uma situação em que uma economia privada carece de incentivos suficientes para criar um mercado potencial em algum bem, e a inexistência desse mercado resulta em perda de eficiência". A perda de eficiência referida por Kenneth Arrow diz respeito a situações em que uma pessoa ao agir provoca um benefício ou um custo a outra pessoa sem a compensação ou seu consentimento. Para o autor, essa realidade de identificar as externalidades só pode acontecer inserida nos mecanismos de mercado que possuem um sistema descentralizado e com isso facilita a compensação dos benefícios ou custos causados pelas ações dos indivíduos (HANLEY et al., 2016).

Uma externalidade existirá sempre que o nível de bem-estar do indivíduo, seja uma firma ou família, depender não apenas de suas ações, mas também das ações que estão sob o domínio de outro indivíduo. No exemplo mostrado por Tietenberg e Lewis (2018)¹, o aumento da poluição no rio provocado pela indústria siderúrgica impôs um custo externo ao resort, um custo com o qual a empresa siderúrgica precisa internalizar nos preços dos bens que produz. Esses efeitos externos, ou externalidades, são classificados em: positivos ou negativos. Historicamente, os termos *custo externo* (deseconomia externa) e *benefício externo* (economia externa) têm sido usados para se referir, respectivamente, a situações nas quais as partes

¹ Suponha que duas empresas estejam localizadas à beira de um rio. A primeira produz aço, enquanto a segunda, a jusante, opera um hotel resort. Ambos utilizam o rio, embora de diferentes maneiras. A empresa de aço utiliza o rio como receptáculo para seus resíduos, enquanto o hotel o utiliza para atrair clientes que buscam recreação aquática. Neste caso, a ação poluidora da indústria de aço pode afetar a demanda do resort, causando um prejuízo que não é recompensado pelo autor do dano (TIETENBERG e LEWIS, 2018).

afetadas são prejudicadas ou beneficiadas por ações de ordem externa. Entretanto, *benefícios externos* são menos observáveis pelo sistema de mercado devido ao fato de que muitas vezes os agentes no mercado não os fornecem (TIETENBERG e LEWIS, 2018).

Figura 1.2 - Gráficos de custos marginais e benefícios marginais para externalidade negativa.



Fonte: Harris e Roach (2013).

O efeito da externalidade é ilustrado no gráfico da Figura 2 em que mostra a função benefício marginal (demanda) e a função custo marginal para um bem hipotético. Supõe-se que na produção deste bem inevitavelmente aconteça também a produção de poluição. A demanda por este bem é mostrada pela curva de benefício marginal privado (BMp), e o custo marginal privado de sua produção é representado pela curva CMp. Neste caso, o custo marginal não se restringirá ao custo da produção de forma privada, mas incluirá o custo da poluição gerada pela produção, que será o custo social, ou seja, o custo marginal social será o custo marginal privado somado ao custo de controle da poluição gerada pela produção do bem. Assim, a função de custo marginal social (CMs) incluirá ambos os custos. Para o nível de produção em que o mercado não sofresse nenhum controle externo sobre os níveis de poluição, a quantidade do bem para atingir uma alocação eficiente seria representado por Q_1 . Essa escolha, em um cenário

competitivo, maximizaria seu excedente de produtores privados. Porém, nesta situação em que se tem uma externalidade na produção, a produção atingirá o ponto de alocação eficiente em Q2 (HARRIS E ROACH, 2013).

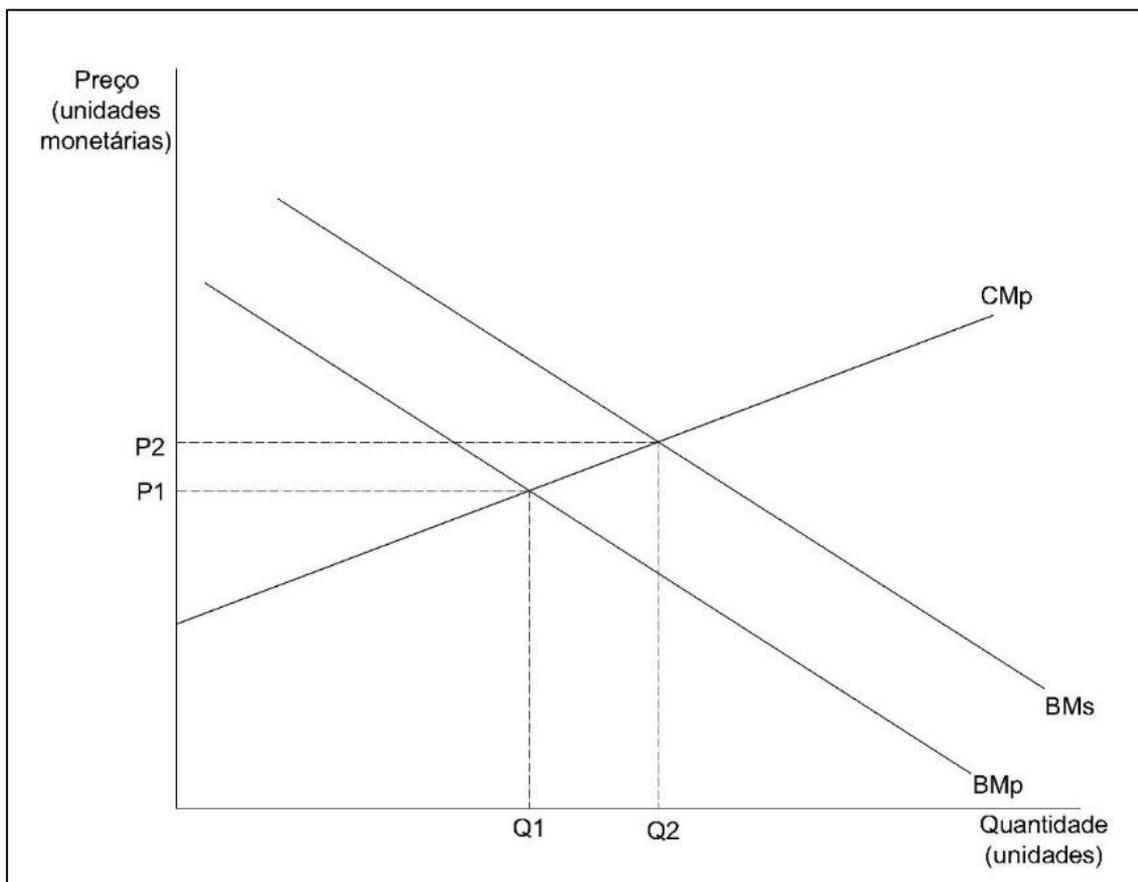
Para Harris e Roach (2013) as externalidades são definidas como os impactos no bem-estar daqueles que estão fora de uma transação de mercado. O exemplo mais estudado de uma externalidade negativa é a poluição. As externalidades negativas são entendidas em função dos danos sociais e ecológicos da poluição, causados pelas decisões de produção das empresas quando operadas sem regulamentação, não são internalizados no processo produtivo. Por outro lado, pode acontecer que em uma transação de mercado a ação de um indivíduo pode beneficiar outro que não pagou pelo benefício. Daí se tem um caso de externalidade positiva. Um exemplo bastante importante para a preservação ambiental de uma externalidade positiva é o caso do benefício proveniente do plantio de árvores por proprietários de terras. Além dos benefícios para o próprio proprietário, as árvores também podem beneficiar aqueles que moram nos arredores e apreciam o cenário e também para sociedade como um todo pela capacidade de absorção do dióxido de carbono e por fornecerem habitat para a biota (HARRIS e ROACH, 2013).

Perman (2003) observa que a eficiência de alocação se altera parcamente na existência de uma externalidade positiva, comparada com o caso de uma externalidade negativa em que o mercado produzirá mais do que é exigido pela eficiência, supondo que as demais condições institucionais no estabelecimento de um mercado de equilíbrio perfeito se mantenham constantes para realizar uma alocação eficiente. Sendo a aplicação conceitual da economia do bem-estar estritamente relacionada aos problemas ambientais, o principal aspecto das externalidades que dizem respeito a poluição do meio ambiente é observado apenas com relação às externalidades negativas. É demonstrado que o mercado, quando não existe políticas coercitivas, pode ser analisado sob três óticas diferentes com relação ao problema de poluição: no primeiro caso sobre a ótica de consumidor para consumidor, no segundo de produtor para produtor e no terceiro de produtor para os consumidores. Para o autor, nessas três situações é perceptível que as características essenciais da poluição fazem parte dos problemas de falha de mercado (PERMAN, 2003).

Por outro lado, uma externalidade positiva é um benefício social adicional de um bem ou serviço além dos benefícios privados, ou de mercado. Como uma curva de demanda nos indica os benefícios marginais privados de um bem ou serviço, podemos incorporar uma externalidade positiva em nossa análise como um deslocamento ascendente da curva de demanda. Esta nova curva representa o total dos benefícios sociais de cada unidade. A Figura 3

mostra o caso de um bem hipotético que gera uma externalidade positiva. Cada unidade do bem reduz os danos ambientais, e com isso beneficia a sociedade como um todo. A distância vertical entre a curva de benefícios marginais privados e a curva de benefícios marginais sociais é a externalidade positiva por unidade, medida em unidades monetárias. Neste exemplo, os benefícios sociais são constantes, portanto, as duas curvas de benefícios são paralelas (HARRIS e ROACH, 2013).

Figura 1.3 - Gráficos de custos marginais e benefícios marginais para externalidade positiva.



Fonte: Harris e Roach (2013).

Segundo Perman (2003) a principal característica dos efeitos externos decorre principalmente da ausência de pagamentos ou compensações pelos danos. Os efeitos externos vão surgir em uma situação em que as ações de indivíduos interferem em outros que não são recompensados ou quando o dano não é punido. Esta falta de recompensa ou punição dentro de um sistema de mercado seria manifestada por meio do mecanismo de sistema de preços onde os danos seriam visualizados em unidades monetárias. A ferramenta usada pelos economistas para atenuar as falhas de mercado que as externalidades negativas promovem é utilizar-se de meios para que se tenham a clarividência delas, como a criação de um mecanismo

de recompensa ou punição para os efeitos benéficos ou prejudiciais das ações humanas (PERMAN, 2003).

Uma contribuição importante neste sentido foi dada por Ronald Coase em seu artigo *“Problem of Social Cost”*. Coase observa duas situações que poderiam ocorrer dentro da lógica das externalidades. A primeira situação era a da criação de um tributo sobre o poluidor, criador da externalidade, ou outra forma de regulamentação que impunha um ônus ao mesmo. A segunda envolvia o pagamento do poluído ao poluidor para não poluir. Na primeira situação, seria o poluidor quem paga e, na segunda, aquele que sofre o dano. Coase argumentou que, em termos de eficiência as soluções eram equivalentes. Para aqueles que se opõem a mais regulamentação estatal, o argumento de Coase abriu uma possibilidade para o chamado ambientalismo do livre mercado. Embora a segunda situação seja normalmente rejeitada e compreensivelmente injusta, dentro de um contexto real em escala global habitualmente ocorre que o poluidor é um agente de baixa renda e o que sofre é um agente de alta renda. Esta situação ocorre constantemente, por exemplo com os Estados que sofrem poluição transfronteiriça que frequentemente fornecem subsídios e tecnologia para o melhoramento das técnicas poluidoras nos países que poluem (PEARCE, 2002).

2.2. Bens Públicos

Segundo Samuelson (2012) um tipo de externalidade é um bem público, que é entendido como um bem final em que seus benefícios são distribuídos a todos sem que exista a possibilidade de impor alguma restrição ao seu consumo. Em outras palavras, os bens públicos são bens “cujos benefícios são indivisivelmente distribuídos a toda a comunidade, quer as pessoas queiram, quer não, consumi-los”. Este tipo de bem difere dos bens privados, que são aqueles que “podem ser divididos e proporcionados de forma separada a diferentes pessoas, sem os benefícios ou custos externos para os outros” (SAMUELSON, 2012).

Neste sentido, os bens públicos apresentam duas características principais: a não exclusividade e a não-rivalidade. Embora o bem público no seu sentido estreito, em que as duas características mencionadas sejam completamente manifestadas, seja uma possibilidade apenas no campo teórico, o que se observa nos bens ambientais é que possuem características que se assemelham muito aos bens públicos. Consequentemente, os direitos de propriedade sobre tais bens não podem ser totalmente definidos dentro da lógica de mercado onde as mercadorias são transacionadas. Isto torna os bens ambientais considerados não comercializáveis. Com isso o valor dos benefícios obtidos dos mesmos, no qual os bens

ambientais proporcionam às pessoas e à sociedade, que não são quantificados dentro do sistema de preços no mercado, precisam ser mensurados usando outras técnicas. (BÖRGER, 2012).

A distinção de bens e serviços privados e os bens públicos ocorre dentro da definição dos direitos de propriedade, que são completamente definidos para os primeiros e não muito bem definidos para os segundos. Esta completa definição dos mesmos permite que as trocas realizadas no mercado sejam feitas de forma livre. No caso dos bens públicos, como isto não acontece o sistema de preços se torna incapaz de mensurar seu valor. Isto se dá devido as características de não-exclusividade e não-rivalidade dos bens públicos (MOTTA, 2006). A característica de não exclusividade se apresenta quando os benefícios do consumo de um bem são indivisíveis. Ou seja, quando o indivíduo consome um bem e outra pessoa não é impedida de consumi-lo no mesmo período de tempo. Já com relação a característica de não rivalidade, os benefícios do consumo de um bem são impossíveis de serem impedidos (CALLAN e THOMAS, 2013).

2.3. Economia dos Recursos Naturais

A análise ambiental neoclássica desenvolveu também teorias e modelos ao longo das últimas décadas voltados à extração, pelo sistema econômico, de recursos naturais do ecossistema. Essas teorias se propõem a responder algumas questões bases da teoria microeconômica, como por exemplo sobre o padrão ótimo de uso de recursos naturais, a taxa ótima de uso de recursos não-renováveis ou se os recursos naturais estabelecem limites físicos ao crescimento econômico. As respostas a essas questões vêm sendo desenvolvidas a partir dos chamados modelos dinâmicos em análises parciais, na linha da contribuição pioneira de Hotelling (1931). A partir do uso desses modelos é possível encontrar um uso socialmente eficiente na escala temporal de recursos naturais específicos (um mineral; uma espécie de peixe no oceano), e no exame dos impactos das falhas de mercado. Em linhas gerais, essas teorias e modelos são os desdobramentos de teoremas básicos da teoria do bem-estar social, utilizando-se como instrumental analítico uma estrutura dinâmica (MUELLER, 1996).

Entre as contribuições mais recentes desta escola de pensamento, destacam-se os modelos de avaliação integrada desenvolvidos por William Nordhaus (1992, 2007, 2017). Com base na teoria do equilíbrio geral, Nordhaus utiliza-se de abordagens como a do crescimento ótimo de Ramsey-Koopmans-Cass, para avaliar as consequências das intervenções de políticas de mudanças climáticas na mudança do bem-estar mundial. De modo geral, seus modelos

buscam explicar a interação entre a economia de mercado e a natureza, bem como medir os benefícios e custos de evitar diferentes níveis de emissões de gases do efeito estufa. Seus modelos contribuíram significativamente para as mensurações sobre as mudanças climáticas (SOARES, 2021).

O modelo elaborado por Williams Nordhaus, o DICE (Dynamic Integrated Model of Climate and Economy), enxerga as mudanças climáticas na perspectiva da teoria do crescimento econômico. Nesta abordagem, os Estados Nacionais fazem investimentos em capital, educação, e tecnologias, abstendo-se assim hoje do consumo, com o objetivo de aumentar o consumo no futuro. O modelo DICE acrescenta o *capital natural*, do sistema ambiental, como um tipo adicional de estoque de capital, por destinarem investimentos em capital natural por meio de redução de emissões, diminuindo assim o consumo no presente, as economias nacionais contribuem a atenuar mudanças climáticas que seriam danosas para a economia, com isso o consumo no futuro seria aumentado. O modelo de Nordhaus (2014) assume algumas variáveis como dadas ou assumidas. Entre estas estão a população, os estoques de combustíveis fósseis e o ritmo da mudança tecnológica, como também variáveis endógenas no modelo como a produção mundial e estoque de capital, emissões e concentrações de CO₂, mudança global de temperatura e danos climáticos. A depender da política pública investigada, o DICE vai gerar possíveis respostas políticas em termos de redução das emissões de gás carbônico. (NORDHAUS,2014).

Esta abordagem da economia dos recursos naturais trata os recursos como fornecedores de matérias-primas para o sistema econômico e foca no estabelecimento do equilíbrio intertemporal atingindo por meio da alocação ótima dos recursos de acordo com a tese de Hotelling (1931) (QUEIROZ; BORTOLUZI, 2012). A diferença entre as duas é que a economia dos recursos naturais concentra os estudos nas taxas de esgotamento dos recursos exauríveis e a determinação de taxas ótimas para extração de recursos renováveis e a economia ambiental por outro lado, centra na poluição (PEARCE, 2002). Para Field et al. (2017) o meio ambiente em sua função de fornecedor de insumos está no escopo de estudo da economia dos recursos naturais, já a economia ambiental trata do estudo do fluxo de resíduos, os *outputs* do sistema econômico, e seus impactos no ambiente.

2.4. Economia Ecológica

Em outra abordagem o esforço de compreensão da questão ambiental pelos economistas se dar através do pressuposto de que o sistema ecológico limita a atividade econômica. Isto se

desenvolveu principalmente a partir do movimento ambientalista dos anos 60 que começou a focar seus esforços na crítica ao estilo de vida das populações das economias modernas, possuindo uma lógica em que afirmava que o estilo de vida de consumismo fomentado pelo sistema econômico estava colocando o futuro do planeta em perigo, eles defendiam que este modo de vida precisava ser alterado. O trabalho de Boulding (1966) intitulado “spaceship Earth” vai nesse caminho. Para Boulding, o planeta Terra é uma nave espacial que possui matéria e energia finitas, podendo apenas serem substituídas por energia solar, que precisam ser reutilizadas e recicladas para proporcionarem um futuro sustentável. A produção e o consumo passam a ser vistos como algo deletério à vida humana, em vez disso, é preciso conservar os estoques de bens, incluindo o de conhecimento que Boulding previu como um dos meios de melhorar a vida humana sem desperdiçar recursos físicos (PEARCE, 2002).

A mudança comportamental envolvendo os agentes transformadores da realidade foi vista como algo urgente e necessário para a sobrevivência. A partir de Boulding e posteriormente com Georgescu-Roegen (1971) surge uma ramificação da economia do meio ambiente denominada economia ecológica. Os defensores dessa linha de pensamento defendem que o sistema econômico não pode mais crescer se quisermos que o planeta recupere seu estado de equilíbrio. Para Daly e Farley (2004), o crescimento econômico tem um custo para o planeta, não crescemos para um vazio e sim para um planeta que dar suporte a nossa vida e que é finito. Para os autores, a economia neoclássica preocupa-se quase exclusivamente com a alocação eficiente dos recursos escassos. Para a economia ecológica a alocação eficiente é uma questão importante, porém se torna secundária quando comparada com outras questões como a escala e a distribuição. O ponto ótimo para a economia ecológica acontece quando o crescimento econômico nos afasta do mundo vazio para o mundo cheio, com isso o bem-estar proporcionado pelos serviços econômicos aumenta enquanto o bem-estar proporcionado pelos serviços ecológicos diminui (DALY; FARLEY, 2004).

Georgescu-Roegen (1971) no periódico denominado “*The entropy law and the economic process*” faz uma crítica a ideia de que a ciência poderia eliminar todas as limitações existentes que pesam sobre o homem, ideia tal que também era dominante no meio dos economistas que acreditavam que o desenvolvimento tecnológico resolveria o problema da escassez de recursos naturais. Para o autor, todo o bem que é produzido no processo econômico se utiliza de quantidades extraídas com baixa entropia e no final do processo descarrega matéria e energia de alta entropia. Em um sistema fechado a tendência natural, segundo a Lei da Entropia, é que a quantidade de energia utilizável seja perdida constantemente, aumentando a entropia do sistema que é uma medida de desordem do sistema, ou seja, a ordem de um sistema fechado

tende a se transformar em desordem na medida em que a manutenção do sistema requer consumo de energia constante (GEORGESCU-ROEGEN, 1971).

Segundo a primeira lei da Termodinâmica, a energia não pode ser criada nem destruída e só é possível ao homem transformá-la, ou seja, a produção econômica é dependente da energia acumulada na natureza que é fornecida de forma gratuita. A segunda lei da Termodinâmica afirma que, se uma quantidade de energia se mantém-se constante dentro de um sistema fechado, a sua qualidade pode ser alterada. O processo de produção transforma os recursos em algo que pode ser utilizado pelos seres humanos, porém para acontecer essa transformação é necessário trabalho e para obter o trabalho só através do uso de energia de baixa entropia ou energia livre. Para a economia ecológica a natureza do sistema econômico pode ser entendida através das leis da Termodinâmica. A primeira lei alerta para a dependência entre a economia e os recursos naturais e a segunda lei mostra que apenas a energia livre ou de baixa entropia é a única forma energética de realizar trabalho que é utilizável na produção e, portanto, impõe uma limitação de crescimento ao sistema econômico (DALY; FARLEY, 2004).

3. VALOR ECONÔMICO DE BENS E SERVIÇOS AMBIENTAIS

O uso de métodos de avaliação econômica se tornou um instrumento pertinente para a avaliação de projetos públicos de conservação dos bens ambientais. Esta tendência reflete o entendimento de que a existência de bens ou amenidades ambientais por um lado tem um impacto benéfico para a sociedade, bem como para o sistema econômico, por outro lado, sua proteção vem ao custo de uma redução do poder de compra da população através do aumento de tributos. A melhoria da qualidade do ar nas cidades através de uma redução das emissões de partículas poluentes ou pela conservação de áreas naturais, desacelerando o desenvolvimento industrial, por exemplo, requer considerações sobre os benefícios esperados de tais medidas em relação aos custos a serem incorridos pela sociedade como um todo. Especialmente em tempos de crescentes restrições fiscais, esta avaliação é importante na criação de indicadores para as mudanças no bem-estar da sociedade resultante de tais projetos ambientais, contribuindo com isso no processo de tomada de decisão das políticas públicas. Neste sentido, a medição dos benefícios destes bens para a sociedade se faz importante e também apresenta diversas dificuldades (FRÖR, 2007).

Neste contexto, uma questão que tem sido debatida tanto por economistas de vertente *neoclássica* como por economistas *ecológicos* é sobre o valor do meio ambiente. O conceito de valor é discutido há séculos nas ciências econômicas. Autores clássicos como *Adam Smith*

consideravam o valor como sendo constituído de dois sentidos, o primeiro dizia respeito à utilidade contida nos objetos e o outro com relação ao poder de compra dos mesmos em relação à outra mercadoria. Para *David Ricardo*, o valor é originado da escassez e da quantidade de trabalho necessária para obter a mercadoria. Outro autor conhecido, *Alfred Marshall*, tem uma visão diferente dos autores clássicos. Para ele, o valor tem relação com a satisfação do consumo de uma mercadoria. Assim, o valor seria medido a partir do conceito de utilidade, que diz respeito ao quanto uma pessoa sente prazer com aquela mercadoria (MOTA; BURSZTYN, 2013).

A economia ambiental utiliza este último conceito em suas análises, tendo em vista que suas bases estão no individualismo metodológico, utilitarismo e equilíbrio. Para essa concepção o bem-estar é visto como uma categoria não-econômica que reflete o conjunto de todas as categorias não-econômicas dos valores sociais (AMAZONAS, 2009). Para Field et al. (2017), “a criação de valor gerada pelas ações econômicas baseia-se na noção fundamental de que os indivíduos têm preferências por bens e serviços”. Os autores consideram que o valor de uma mercadoria para uma pessoa está relacionado com o quanto ela está disposta a se sacrificar para consegui-la. Ou seja, sua disposição a pagar por um determinado bem.

Dentro desta perspectiva, a determinação do valor econômico de um recurso natural, para Motta (1997), consiste em estimar o seu valor monetário em relação aos outros bens e serviços do sistema econômico. A necessidade dessa atividade se dar principalmente devido ao fato de que os gestores públicos trabalham com orçamentos limitados e precisam alocar os recursos de forma a maximizar o bem-estar das famílias. Com isso, a análise de custo-benefício será quase sempre a forma adotada para melhor tomada de decisão em tais situações. Daí entra a necessidade da valoração ambiental, pois os benefícios de qualquer política ambiental que venha a ser adotada podem ser medidos através do nível de bem-estar das pessoas que é sinalizado pelo consumo de bens e serviços e isto inclui o consumo das chamadas amenidades de origem ambiental (MOTTA, 1997).

Dessa forma, o gestor decidirá por aquela opção na qual se apresenta como a de melhor custo-benefício possível. Este raciocínio é praticado não só em nível governamental, mas também nas empresas, organizações não-governamentais e também constantemente nas famílias. O agente público precisa tomar a decisão de alocar um orçamento financeiro limitado diante de várias opções de investimentos para atender o máximo benefício possível da população. Da mesma forma, em que os indivíduos precisam decidir entre escolhas conflitantes quando consomem bens e serviços. Se o orçamento de todas as opções de projetos de investimento público for menor que a receita orçamentária do órgão público, então todas poderão ser implementadas. Porém, isto dificilmente acontece na gestão pública, onde

frequentemente os gastos são maiores do que as receitas. Desta forma, o gestor sempre precisará fazer a opção entre um conjunto de investimentos em detrimento de outros. Ou seja, será necessário sempre ordenar as opções que devem ser preferíveis. (MOTTA, 1997).

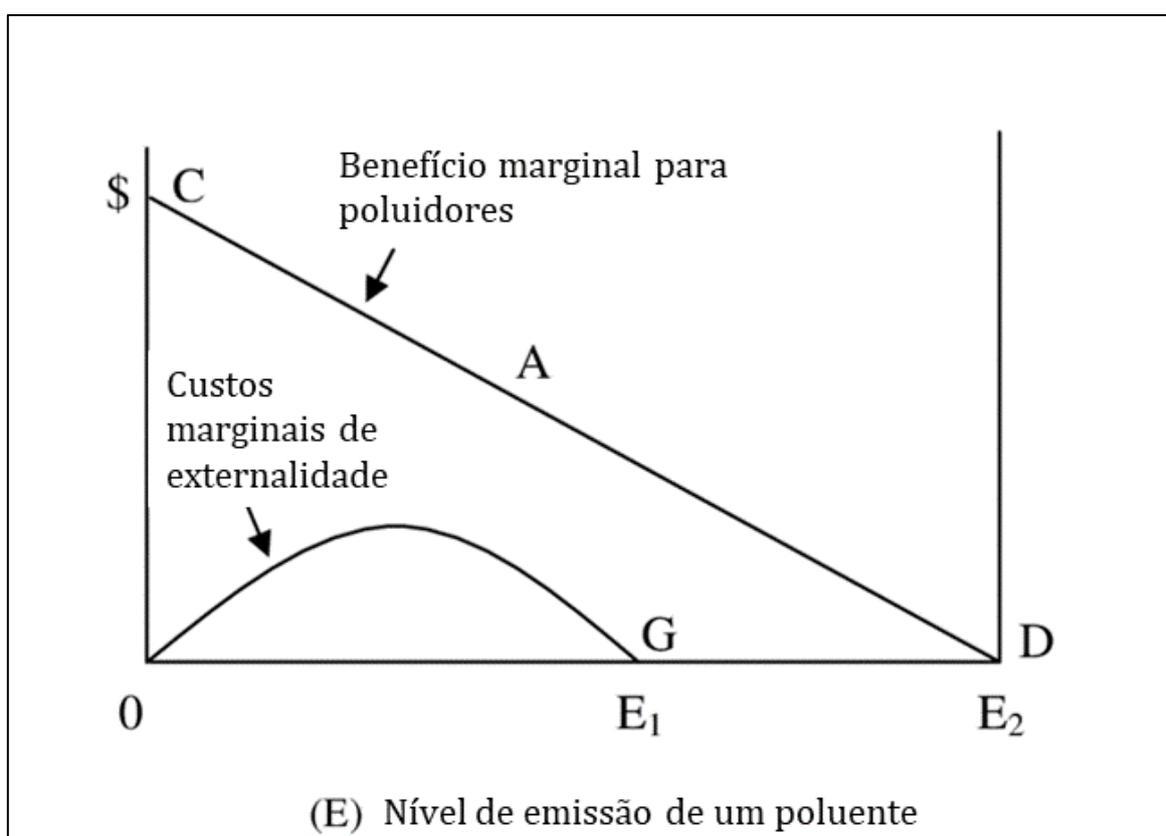
A estimação dos custos e benefícios não é uma atividade simples, pois, necessita da capacidade de identificá-los inicialmente e depois da definição dos critérios de decisão para levar os investimentos públicos visando o aumento do bem-estar da população. Sendo assim, a tomada de decisão do poder público sobre a alocação de recursos com um orçamento limitado e muitas vezes insuficiente, podem ser melhor realizada através de uma análise social de custo-benefício. A análise social de custo-benefício objetiva a mensuração do valor social de variadas implicações de um determinado projeto, investimento ou política pública. Os efeitos negativos dos projetos são interpretados como custos sociais e os positivos como benefícios sociais. Dentro deste raciocínio, como se pretende comparar os custos e benefícios, decorre a necessidade de externá-los em uma unidade comum, ou seja, em um mesmo numerário ou medida de conta. Para isso, frequentemente se expressa os custos e benefícios em unidades monetárias (MOTTA, 1997).

Para a teoria econômica neoclássica, o meio ambiente fornece utilidade para os indivíduos, tanto de forma direta, através do espaço físico para sua existência, quanto de forma indireta, possibilitando a produção de bens de consumo. Estes benefícios diretos e indiretos dos recursos naturais são costumeiramente denominados bens ambientais. A diferença essencial entre tais bens e os bens comuns de mercado, tais como cadeiras, alimentos, ou trabalho é sua natureza de bem público dos bens ambientais. Quando os bens ambientais são concebidos, isto é, quando existem na forma de um ecossistema equilibrado, ar limpo ou uma bela paisagem, normalmente ninguém pode ser impedido de usufruir dos benefícios proporcionados por estes bens (BÖRGER,2012).

Nesse contexto, o governo em uma sociedade democrática precisa alocar recursos públicos escassos nas atividades que mais aumentem o bem-estar total da população, de forma que apenas os projetos que os benefícios públicos totais superem os custos sejam realizados. Com isso, na medida em que os efeitos benéficos para o meio ambiente forem alcançados por esses projetos, faz-se necessário observar se os custos dos mesmos para o bem-estar da sociedade não irão se sobrepôr. No mesmo sentido, as consequências ambientais negativas que forem previstas em projetos públicos visando melhorias na infraestrutura precisam ser avaliadas com as perdas ao equilíbrio ecológico que eles decorreriam para dessa forma, ocorrer decisões mais assertivas. Essas considerações de custo-benefício precisam utilizar-se de

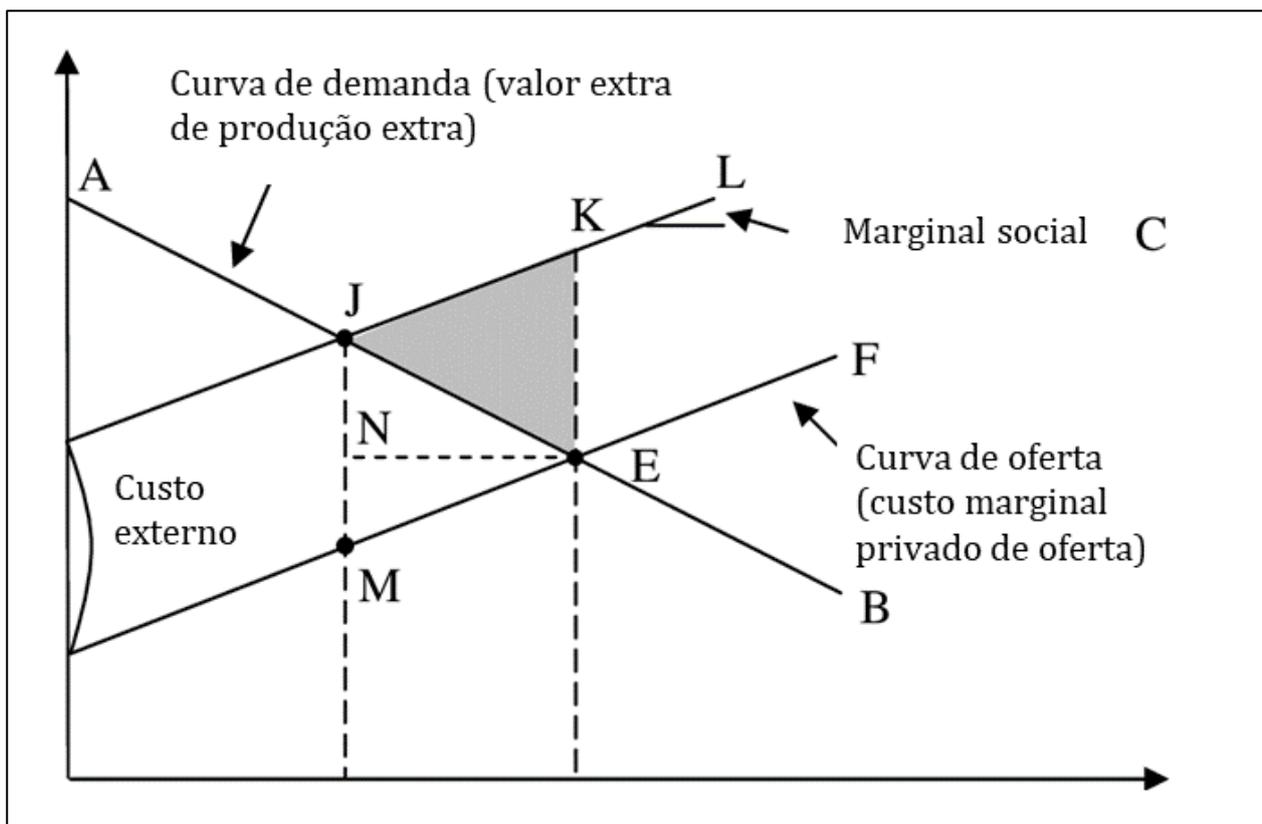
unidades de medidas com o objetivo de comparação entre os benefícios diretos e indiretos com os custos previstos para dado projeto de intervenção pública (FRÖR, 2007).

A valoração econômica de bens ambientais e a análise custo-benefício (ACB) podem servir como subsídios valiosos para as tomadas de decisões. A ACB é construída com base na visão de eficiência Kaldor-Hicks, a qual demonstra que em um projeto favorável existem tanto beneficiados quanto prejudicados, sendo que o ponto de eficiência do projeto acontece quando os níveis de benefício ultrapassam os de prejuízo. Para determinar a eficiência de Kaldor-Hicks em uma ACB, os benefícios totais e os custos são tipicamente medidos em dinheiro.



Fonte: ADAPTADO DE Tisdell, Clement. (2003). Notes on Market Failure and the Paretian (Kaldor-Hicks) Relevance and Irrelevance of Unfavourable Externalities.

As duas medidas usadas para a mensuração do bem-estar são: a variação compensatória (CV) e variação equivalente (EV). Quando o agregado do CV ou EV é positivo, isto indica que o projeto deve ser realizado, uma vez que os ganhos monetários são mais altos do que os custos monetários. É este critério que forma a base para a análise de custo-benefício e da moderna economia do bem-estar (NURMI, 2018).



Fonte: ADAPTADO DE Tisdell, Clement. (2003). Notes on Market Failure and the Paretian (Kaldor-Hicks) Relevance and Irrelevance of Unfavourable Externalities.

Segundo Amazonas (2009), esta visão da economia ambiental não é compatível com o Desenvolvimento Sustentável, pois, segundo o autor, a realidade sistêmica complexa, incerta e de dinâmica evolutiva do Desenvolvimento Sustentável “transcende a esfera de percepção, conhecimento, julgamento compensatório, formação de opções e motivação dos indivíduos, sendo, portanto, não traduzíveis por meio das preferências destes”. Para ele, o uso ótimo dos recursos, objetivo da economia ambiental, não corresponde necessariamente ao uso sustentável dos mesmos. O autor defende que a eficiência é incompatível com a equidade, que é um dos fundamentos do Desenvolvimento Sustentável. Fazendo uma contestação ao individualismo metodológico e ao utilitarismo da teoria neoclássica, elaborou-se um campo teórico composto de uma percepção que centrava a análise no espaço institucional, em vez do indivíduo. Dentro desta análise não se utiliza as preferências individuais como utilidades ou como o fator preponderante dos valores econômicos e sim como o resultado da institucionalização de escolhas e dinâmicas sociais. Tal abordagem constitui um campo que se denomina “institucional” (AMAZONAS, 2009). Segundo Amazonas (2009), esse campo compreende concepções com diferentes formulações, sendo o principal ponto em comum entre elas a escolha metodológica que opõe ao individualismo da teoria neoclássica e coloca as

instituições como o centro, o que segundo o autor mostra ser uma abordagem mais sistêmica e orgânica, sem que isso seja subordinado às preferências individuais.

Em outra perspectiva, a partir dos anos 60 e 70 foi-se desenvolvendo o entendimento sobre os benefícios da biodiversidade sobre a economia, alguns trabalhos chamaram-no de “funções do ecossistema”, “bens e serviços ambientais”, “amenidades ambientais” ou simplesmente, “serviços da natureza”. Estes primeiros trabalhos são importantes para os atuais esforços de atribuir valor para a natureza. É neste contexto geral, que a monetização dos serviços do ecossistema foi defendida principalmente a partir de 1997 como uma estratégia para conseguir que o sistema de mercado internalize as questões ambientais (BAVEYE,2013). Os conhecimentos dos benefícios da proteção ambiental ficaram maiores a partir do trabalho pioneiro de Robert Costanza et al. (1997). No artigo *The value of the world’s ecosystem services and natural capital*, Robert Costanza et al. (1997) observam que os bens (alimentos por exemplo) e serviços (como a assimilação de resíduos) ambientais são benefícios que a sociedade obtém por meio das funções ecossistêmicas. Desde então, o estudo sobre os serviços ambientais ou serviços ecossistêmicos se popularizou e vem ganhando enorme atenção nos projetos de preservação ambiental (PARRON; GARCIA, 2015). Os principais serviços ambientais são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1.1 - Classificação dos serviços ambientais em serviços de provisão, regulação, culturais e de suporte.

Categorias	Exemplos de serviços
Serviços de suporte	Manutenção da biodiversidade Manutenção do ciclo de vida (ciclagem de nutrientes e da água/fotossíntese) Formação do solo
Serviços de provisão	Alimentos Fibras/madeira Recursos genéticos Recursos medicinais Recursos ornamentais Água potável
Serviços de regulação	Regulação da qualidade do ar Regulação do clima (incluindo sequestro de carbono) Regulação dos fluxos de água (enchente/seca) Purificação da água Fertilidade do solo Prevenção da erosão Controle biológico (doenças/pragas) Polinização Prevenção de desastres Controle de resíduos
Serviços culturais	Valores estéticos (paisagem) Recreação e turismo Valores espirituais e religiosos Valores educacionais/culturais

Fonte: Milenium Ecosystem Assesment (2005).

Segundo Andrade (2013), os serviços ecossistêmicos ou ambientais são compreendidos como o campo de interação entre os ecossistemas e o bem-estar humano, sem os quais não tem possibilidade de existir vida no planeta. Com isso, pelo grau de importância que os ecossistemas têm para a vida na terra, se faz necessário o conhecimento dos seus valores verdadeiros para dessa forma aplicar políticas públicas mais ecologicamente eficientes de conservação das florestas (ANDRADE, 2013). Sendo assim, os valores atribuídos aos serviços ambientais são classificados como valor de uso e valor de não-uso (VNU) ou valor de existência. Para Motta (1997), o valor de uso pode ainda ser subdividido em valor de uso direto (VUD), valor de uso indireto (VUI) e valor de opção (VO) (valor de uso potencial). Com isso, o valor econômico de um recurso ambiental (VERA) pode ser escrito como:

$$VERA = (VUD + VUI + VO) + VNU$$

Equação 1

A mensuração destes termos da equação é feita através de sofisticados métodos desenvolvidos no campo de estudo da economia ambiental. Estes métodos estão divididos em métodos da função de produção e métodos da função de demanda. Os métodos da função de produção (produção sacrificada ou custos evitados) consideram o recurso natural como um insumo da produção e a partir da variação destes insumos a mensuração dos recursos é feita. Segundo Motta (2006), “se o impacto altera a quantidade produzida do bem privado, o valor econômico desse impacto pode ser mensurado pela variação de receita líquida desta alteração de produção”. Já com relação aos métodos da função de demanda (preços hedônicos, custo de viagem e valoração contingente), a mensuração do valor ambiental é feita através das preferências individuais. A variação do excedente do consumidor é medida em função de uma variação da disponibilidade dos recursos (Motta, 2006). Estes métodos consideram os benefícios como a quantia que as pessoas estariam dispostas a pagar por um determinado serviço ambiental (FIELD, B.C.; FIELD, M.K, 2013).

4. CONCLUSÃO

O entendimento de todas estas questões se faz necessário para uma melhor atuação em questões ambientais. As externalidades por exemplo são importantes para questões de poluição ambiental. Tendo em vista que são interpretadas como um caso externalidade negativa, ou seja, os danos que elas proporcionam não são captados pelo sistema de preços nos

mercados, causando assim uma falha de mercado. Outra teoria revisitada, foi a de bem público. Um caso interessante deste tipo de bem é a área protegida. Elas promovem serviços ecossistêmicos, que são sentidos por toda a sociedade de forma não-rival e não-exclusiva, ou seja, as pessoas se beneficiam por um ar mais limpo promovido por essas áreas sem que outras pessoas possam ser privadas também desse benefício, bem como, é impossível impedir que as pessoas sejam limitadas a aproveitar os benefícios deste bem. Neste sentido, as áreas protegidas tanto podem promover estes benefícios a todos como impossibilitam de impedir ou limitar que outras pessoas sejam beneficiadas. Tendo em vista que, quando o ambiente natural está em equilíbrio, as pessoas em sua proximidade se beneficiam como um todo. Neste sentido, a necessidade de utilizar técnicas de valoração é sentida quando o agente público precisa aplicar os chamados Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) para garantir a manutenção de um bem público. A partir dos vários métodos de valoração, os benefícios deste tipo de bem são mensurados. O valor econômico de um bem ambiental é entendido como a disposição marginal a pagar pela qualidade ambiental, podendo ser interpretada como uma função da demanda ou da produção de um determinado bem.

Por fim, este capítulo procurou contribuir para a reflexão da importância da análise econômica na resolução de problemas ambientais. Neste sentido, de conhecer a teoria econômica é necessário no momento em que o agente público tem que tomar uma decisão que ocasionará mudanças nas relações de mercado. Por vezes estas ações que visam aumentar o bem-estar dos indivíduos podem gerar efeitos inesperados. Nesta perspectiva, a aplicação de PSA precisa ser estudada em todos os seus aspectos e em seus possíveis impactos para a sociedade local. Tendo em vista que no Brasil já existe uma alta carga tributária, a implementação de novos tributos tende a ser mal vista pela população, mesmo que sejam justificadas como algo que realmente beneficia a todos. No mais, o trabalho limitou-se na fase preliminar da aplicação do PSA, a valoração econômica ambiental, e foi mostrado um aporte teórico metodológico de aplicação prática, ficando em aberto para futuros trabalhos abordar possíveis formas de sua aplicação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMAZONAS, Maurício de Carvalho. Valor ambiental em uma perspectiva heterodoxa institucional-ecológica. **Economia e Sociedade**, Campinas, v. 18, n. 1, p. 183-212, 2009.
- ANDRADE, Daniel Caixeta. Economia e meio ambiente: aspectos teóricos e metodológicos nas visões neoclássica e da economia ecológica. **Leituras de economia política**, v. 14, p. 1-31, 2008.
- ANDRADE, Daniel Caixeta. **Valoração econômico-ecológica: bases conceituais e metodológicas**. São Paulo: Annablume, 2013.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14653**: Avaliação de bens: Parte 6: Recursos Naturais e Ambientais. Rio de Janeiro: ABNT, 2008.
- BAVEYE, Philippe C.; BAVEYE, Jacques; GOWDY, John. Monetary valuation of ecosystem services: it matters to get the timeline right. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 95, p. 231-235, 2013.
- BÖRGER, Tobias. The Economic Valuation of Environmental Goods. In: BÖRGER, Tobias. **Social Desirability and Environmental Valuation**. Frankfurt; Berlim; Berna; Bruxelas; New York; Oxford; Viena: Peter Lang AG, 2012.
- CALLAN, Scott J.; THOMAS, Janet M. **Environmental economics and management: Theory, policy, and applications**. Cengage learning, 2013.
- CASIMIRO FILHO, Francisco. **Valores monetários de amenidades ambientais: algumas considerações**. 1999.
- COSTANZA, Robert et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253-260, 1997.
- DA VEIGA, José Eli. **Desenvolvimento sustentável: o desafio do século XXI**. Rio de Janeiro: Editora Garamond, 2005.
- DALY, Herman E.; FARLEY, Joshua. **Ecological Economics: Principles and Applications**. 5ªed. Washington: Island Press, 2004.
- DE SOUSA RAMOS, Francisco. Qualidade do meio-ambiente e falhas de mercado. **Análise Econômica**, v. 14, n. 25 e 26, 1996.
- FÉLIX, Augusto César Trigueiro et al. Mobilidade urbana no contexto do município de Campina Grande/PB: uma abordagem à luz do paradigma das cidades sustentáveis. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 2, p. 725-732, 2021.
- FÉLIX, Augusto César Trigueiro; FONTGALLAND, Isabel Lausanne. Áreas protegidas no Brasil e no mundo: quadro geral de sua implementação. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 12, p. e187101219970-e187101219970, 2021.

- FÉLIX, Augusto César Trigueiro; FONTGALLAND, Isabel Lausanne. Custos econômicos da diminuição dos serviços ecossistêmicos nas unidades de conservação da Amazônia. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 2, p. 715-724, 2021.
- FÉLIX, Augusto César Trigueiro; FONTGALLAND, Isabel Lausanne. **Valoração econômica ambiental de área protegida em Campina Grande-PB**. 1. ed. Editora Amplla, 2021.
- FIELD, Barry C.; FIELD, Martha K. **Environmental economics an introduction**. 6 ed. Nova York: The McGraw-Hill, 2017.
- FRÖR, Oliver. Rationality concepts in environmental valuation. Berlin: **Peter Lang International Academic Publishers**, 2007.
- GEORGESCU-ROEGEN, Nicholas. **The entropy law and the economic process**. Harvard University Press, 1971.
- HANLEY, Nick; SHOGREN, Jason F.; WHITE, Ben. **Environmental economics: in theory and practice**. Macmillan International Higher Education, 2016.
- HARRIS, Jonathan M.; ROACH, Brian. **Environmental and natural resource economics: A contemporary approach**. ME Sharpe, 2013.
- HERMANN, Bruno M.; HADDAD, Eduardo A. Mercado imobiliário e amenidades urbanas: a view through the window. **Estudos Econômicos** (São Paulo), v. 35, n. 2, p. 237-269, 2005.
- HIDANO, Noboru. The economic valuation of the environment and public policy: a hedonic approach. **Edward Elgar Publishing**, 2002.
- HUSSEN, Ahmed M. **Principles of environmental economics**. Psychology Press, 2004.
- JOHANNESEN, Anne Borge. Protected areas, wildlife conservation, and local welfare. **Ecological Economics**, Amsterdam, v.62, 2007.
- KUMINOFF, Nicolai V.; SMITH, V. Kerry; TIMMINS, Christopher. The new economics of equilibrium sorting and policy evaluation using housing markets. **Journal of economic literature**, v. 51, n. 4, p. 1007-62, 2013.
- LUTTIK, Joke. The value of trees, water and open space as reflected by house prices in the Netherlands. **Landscape and urban planning**, v. 48, n. 3-4, p. 161-167, 2000.
- MARTIN, Laura J., and Bernd Blossey. A Framework for Ecosystem Services Valuation. **Conservation Biology**, vol. 23, no. 2, 2009, pp. 494-496. JSTOR, www.jstor.org/stable/29738751. Accessed 22 Dec. 2020.
- MOTTA, R.S. **Economia ambiental**. Rio de Janeiro: FGV Editora, 2006.
- MOTTA, R.S. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**. Rio de Janeiro: IPEA/MMA/PNUD/CNPq, 1997.

- MUELLER, Charles C. Economia e meio ambiente na perspectiva do mundo industrializado: uma avaliação da economia ambiental neoclássica. **Estudos Econômicos** (São Paulo), v. 26, n. 2, p. 261-304, 1996.
- MUNASINGHE, Mohan. **Environmental economics and sustainable development**. The World Bank, 1993.
- NORDHAUS, William D. **A question of balance: Weighing the options on global warming policies**. Yale University Press, 2014.
- NURMI, Väinö; AHTIAINEN, Heini. Distributional weights in environmental valuation and cost-benefit analysis: theory and practice. **Ecological economics**, Amsterdam, v.150, p. 217-228, 2018.
- PEARCE, David. An intellectual history of environmental economics. **Annual review of energy and the environment**, v. 27, n. 1, p. 57-81, 2002.
- PERMAN, Roger; MA, Yue; MCGILVRAY, James; COMMON, Michael. **Natural resource and environmental economics**. Pearson Education, 2003.
- QUEIROZ, Claudia Nascimento; BORTOLUZI, C. Roque Dallajustina. Os Economistas, O Meio Ambiente e a Gestão dos Recursos Naturais: Em Busca do Diálogo entre Distintas Abordagens. In: BARBOSA, Erivaldo Moreira; BATISTA, Rogaciano Cirilo; BARBOSA, Maria de Fátima Nóbrega. **Gestão dos recursos naturais: uma visão multidisciplinar**. Rio de Janeiro: Ed. Ciência Moderna Ltda., 2012.
- SAMUELSON, Paul Anthony; NORDHAUS, William D. **Economia**. 17 ed. 2004.
- SILVA, Anelise Gomes da. **Valoração econômica ambiental em unidades de conservação: um panorama do contexto brasileiro**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.
- SIMPSON, R. DAVID. Putting a Price on Ecosystem Services. **Issues in Science and Technology**, vol. 32, no. 4, 2016, pp. 57-62. JSTOR, www.jstor.org/stable/24727092. Accessed 22 Dec. 2020.
- SOARES, L. R. Economia Ambiental e Economia Ecológica: a relação de longo prazo entre crescimento econômico e meio ambiente na teoria econômica. **Associação Keynesiana Brasileira**, v. 1, p. 120-132, 2021.
- SOUZA, Alexsandro Silva; DE LIMA, Valéria Raquel Porto. Conflitos de uso e ameaças a paisagem da Unidade de Conservação Parque Estadual do Poeta e Repentista Juvenal de Oliveira, Campina Grande-PB: uma proposta de intervenção. **Revista de Geociências do Nordeste**, Natal, v. 4, 2018.
- TAYLOR, Laura O. **Theoretical foundations and empirical developments in hedonic modeling**. In: Hedonic methods in housing markets. Springer, New York, NY, 2008. p.15-37.

TIETENBERG, Thomas H.; LEWIS, Lynne. **Environmental and natural resource economics**.
Routledge, 2018.

TISDELL, C. Notes on Market Failure and the Paretian (Kaldor-Hicks) Relevance and Irrelevance
of Unfavourable Externalities, in ISSN 1327-8231 WORKING PAPERS ON ECONOMICS,
ECOLOGY AND THE ENVIRONMENT, 2003.

FEDERALIZAÇÃO DE ÁREAS PROTEGIDAS: O BRASIL E OS ESTADOS UNIDOS DEFININDO TONS

DOI: 10.51859/AMPLLA.SQT242.1122-2

Gláucio Costa de Menezes

1. INTRODUÇÃO

Área protegida é um termo que define um espaço geográfico claramente demarcado, reconhecido, dedicado e administrado, através de meios legais ou outros meios eficazes, para alcançar a conservação de longo prazo da natureza com os serviços ecossistêmicos e valores culturais associados (IUCN, 2020). Esta Convenção balizou

Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), adotada em 1992, durante a Eco-RIO, e atualmente com a adesão de 188 Partes (187 países e a União Europeia), é o instrumento jurídico internacional mais importante que trata de áreas protegidas, e apoia e fomenta esforços nacionais e multilaterais de forma abrangente. O Artigo 2 da Convenção define uma área protegida como “uma área geograficamente definida, que é designada ou regulamentada e administrada para atingir objetivos específicos de conservação”. O Artigo 8 da Convenção exige o estabelecimento de um sistema de áreas protegidas ou áreas onde medidas especiais devem ser tomadas para conservar a diversidade biológica. Consequentemente, os sistemas nacionais de áreas protegidas foram desenvolvidos e mantidos como elementos-chave das estratégias nacionais para conservar a diversidade biológica.

No Brasil, de acordo com o Instituto Sociambiental, existiam em 2018, 151 unidades de conservação federais de proteção integral, que correspondiam a cerca de 50.596.214 hectares (há) e 185 unidades de conservação federal de uso sustentável, o que corresponde a

115.589.811 hectares, Juntas, essas unidades de conservação totalizam áreas e equivalem à 19,5% do território nacional.

Assim, o presente capítulo – intitulado “*Federalização das Áreas Protegidas: Estudo de caso comparado entre o Brasil x Estados Unidos da América*” – tem o objetivo central de analisar, de forma comparativa, os processos de federalização de áreas protegidas tanto no Brasil como nos Estados Unidos, mostrando as peculiaridades de cada procedimento de criação de unidades de conservação e proteção da natureza.

A grande relevância científica e social do tema está em: (a) compreender os processos de federalização de áreas protegidas no Brasil e nos Estados Unidos; e (b) analisar dados obtidos sobre as áreas protegidas brasileiras e americanas, assim como a realização de outros estudos na área de preservação do meio ambiente e políticas sociais ambientais, tendo como público alvo os estudantes dos cursos superiores relacionados a temática ambiental; dos cursos de especialização e pós-graduação voltadas para o estudo da natureza e meios de sua conservação e proteção dela; profissionais da área das Ciências da Natureza; e a sociedade em geral.

Outrossim, para alcançar o objetivo proposto, foram utilizados os métodos observacional – por ser considerado o primeiro passo de um estudo de qualquer natureza e servir de base para qualquer área das Ciências – e indutivo, permitindo verificar, a partir dos dados coletados sobre as unidades de conservação federais brasileiras e americanas, as similitudes e diferenças existentes entre os processos de federalização de áreas de proteção ambiental.

Quanto aos fins, a pesquisa se caracteriza como descritiva e explicativa, e quanto aos meios de investigação, bibliográfica (livros, trabalhos acadêmicos, sítios eletrônicos etc.), por ser estratégia necessária para a condução de qualquer pesquisa científica.

Além dessa introdução, o capítulo é composto por um tópico que trata da federalização das áreas protegidas, realizando um estudo comparado entre os métodos empregados no Brasil e nos Estados Unidos para a criação de áreas de conservação da natureza. Este tópico é subdividido na análise de como surgiu as áreas protegidas no Brasil, e em um estudo comparado desse processo de conservação da natureza com o que ocorreu no Estados Unidos para a proteção de áreas naturais. No tópico 3, teremos os dados referentes as áreas de preservação ambientais sob governança do governo federal brasileiro. No tópico 4 temos a apresentação dos resultados e a discussão destes. Em seguida, em tópico exclusivo, veremos a metodologia utilizada para a análise dos dados coletados. Por fim, nas considerações finais,

trataremos de expor os resultados obtidos com a revisão bibliográfica e com o tratamentos dos dados e informações coletadas.

2. FEDERALIZAÇÃO DAS ÁREAS PROTEGIDAS: ESTUDO DE CASO COMPARADO ENTRE O BRASIL X ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA

2.1. As áreas protegidas no Brasil e a sua gênese

O Brasil possui um grande número de áreas protegidas em diferentes modalidades reconhecidas pela legislação ambiental, tais como as áreas de preservação permanente (APP), as reservas legais (RL) e as unidades de conservação (UC), sendo a criação destas áreas uma forma de evitar que a floresta amazônica seja cortada e de fazer com que ela seja declarada sob a proteção legal do Estado brasileiro, ou seja, criar uma unidade de conservação. A criação dessas áreas pode ser considerada importante estratégia de controle do território já que estabelece limites e dinâmicas de uso e ocupação específicos, sendo este controle e os critérios de uso que normalmente a elas se aplicam frequentemente atribuídos em razão da valorização dos recursos naturais nelas existentes ou, ainda, pela necessidade de resguardar biomas, ecossistemas e espécies raras ou ameaçadas de extinção (Medeiros, 2005, p. 41).

Contudo, nós fomos um dos países que mais tardiamente sucumbimos à onda internacional de criação de Parques, após a iniciativa americana de 1872. No entanto, os registros históricos indicam que tanto a coroa portuguesa quanto o governo imperial empreenderam algumas iniciativas destinadas à proteção, à gestão ou ao controle de determinados recursos naturais, sendo os primeiros dispositivos voltados à proteção de áreas ou recursos em terras brasileiras têm seu registro ainda no período colonial, sendo o objetivo prioritário deles garantir o controle sobre o manejo de determinados recursos, como a madeira ou a água, tal e qual já se praticava em algumas partes da Europa. (Medeiros, 2005, p. 43).

O “Regimento do Pau Brasil”, de 1605, é uma das primeiras leis de proteção florestal brasileira e estabelecia rígidos limites à prática de exploração do pau-brasil na colônia. Em seguida vem a Carta Régia 1797, que visava coibir o corte não autorizado pela coroa de determinadas espécies de árvores cuja madeira, considerada nobre (cedro, mogno, entre outros), representava importante recurso para a metrópole. (Medeiros, 2005, p. 43).

Todos os instrumentos adotados tanto pela metrópole portuguesa quanto, mais tarde, pelo Império, tinham seu foco de proteção essencialmente centrado em determinados recursos

naturais sem necessariamente haver a demarcação de áreas ou territórios específicos, sendo essa noção modificada à medida que os efeitos oriundos dos impactos decorrentes da devastação de extensas áreas, seja pela exploração e corte da madeira, seja pelo empobrecimento dos solos, fizeram-se mais evidentes. (Medeiros, 2005, p. 44).

De acordo com Medeiros (2005, p. 5), citando Costa (2003), em 1911 ocorreu a publicação do “Mapa Florestal do Brasil”, cujo responsável foi o cientista brasileiro Luís Felipe Gonzaga de Campos, sendo essa obra o primeiro estudo abrangente feito em nosso país com uma descrição detalhada dos diferentes biomas e seus estados de conservação e tinha como expressa intenção subsidiar as autoridades brasileiras para a criação de um conjunto de Parques Nacionais.

A República brasileira possuía um conjunto de instituições e instrumentos bastante frágeis e dominados pelas elites rurais, e que não eram suficientes para garantir a manutenção de tão ambicioso projeto de criação de áreas com regimes especiais de proteção em função dos seus recursos naturais. (Medeiros, 2005, p. 45).

Contudo, legalmente, a primeira noção de APP surgiu com o primeiro Código Florestal brasileiro, Decreto Federal nº 23.793, de 23 de janeiro de 1934 (Marenzi e Longareti, 2018, p. 315). Essas florestas eram consideradas de conservação perene e inaliável, sendo terminantemente proibido que se proceda o corte “das matas ainda existentes às margens dos cursos d’água e lagos”, conforme conta no artigo 22 do supramencionado decreto.

Diversos fatores convergiram para a criação de um ambiente político e institucional favorável a tais mudanças relacionada a criação de normas federais que tratassem de proteger os recursos naturais brasileiros, tais como a influência e pressão de movimentos organizados voltados à proteção da natureza, que aqui começavam a melhor se aparelhar, aliadas à necessidade de reorganização da exploração florestal no Brasil, estabeleceram importantes referenciais para a construção de uma nova política ambiental. Outro fator preponderante foi a construção de novo projeto político para o país, que tinha na modernização e na busca de maior inserção internacional seu principal norte. (Medeiros, 2005, p. 46).

Na Constituição da República Federativa do Brasil de 1934, pela primeira vez, a proteção da natureza figurava como princípio fundamental para o qual deveriam concorrer a União e os Estados. (Medeiros, 2005, p. 46). Assim, a natureza passou a ter um valor novo, isto é, ela passava a ser considerada patrimônio nacional admirável a ser preservado. Com isso, sua proteção adquire novo sentido e status, consistindo em tarefa ou dever a ser cumprido e fiscalizado pelo poder Público. (Medeiros, 2005, p. 50).

A principal característica do período compreendido entre 1934 e 1965 foi trazer para a legislação brasileira os primeiros elementos capazes de garantir um regime diferenciado de proteção e gestão de parcelas do território brasileiro, embora isso não tenha se refletido de forma expressiva no número de áreas instituídas. (Medeiros, 2005, p. 51)

No segundo Código Florestal, instituído pela Lei Federal nº 4.771, de 15 de novembro de 1965, foi de fato, criada a figura legal “Área de Preservação Permanente”, que, de acordo com o artigo 1º desse compêndio legislativo ambiental, seria uma área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem estar das populações humanas. Basicamente, seus objetivos seguiam a mesma linha do seu antecessor. No entanto, ele extinguiu as quatro tipologias de áreas protegidas antes previstas na versão de 1934, substituindo-as por quatro outras novas: Parque Nacional e Floresta Nacional, as Áreas de Preservação Permanente (APP) e a Reserva Legal (RL). (Medeiros, 2005, p. 52).

A nova Lei de Proteção aos Animais (Lei nº 5.197/1967) garantiu em seu texto o direito à proteção de espécies animais em seus ambientes nativos e a criação de espaços específicos – os refúgios e reservas – destinadas à sua preservação, além de outros específicos ao exercício da caça. Assim, o Poder Público passou a ter a função de criar as Reservas Biológicas Nacionais e os Parques de Caça Federais. (Medeiros, 2005, p. 52).

Em 1967, através do Decreto-Lei Federal nº 289, de 28 de fevereiro de 1967, e com o objetivo de implementar, gerir e fiscalizar as áreas protegidas em franca expansão no Brasil, foi criado o Instituto Brasileira de Desenvolvimento Florestal (IBDF), autarquia federal vinculada ao Ministério da Agricultura, sendo a sua competência prioritária fazer cumprir o Código Florestal, a lei de proteção à fauna, toda a legislação pertinente aos recursos naturais renováveis, além de administrar todas as áreas protegidas do país.

Em 1973, surgiu através do Decreto nº 73.030, de 30 de outubro de 1973, a Secretaria Especial do Meio Ambiente (SEMA), vinculada ao Ministério do Interior, e que passou a dividir com IBDF a responsabilidade pela gestão e fiscalização da política brasileira para as áreas protegidas. (Medeiros, 2005, p. 53). A SEMA propôs a criação de mais quatro áreas protegidas: Estações Ecológicas (ESEC), Áreas de Proteção Ambiental (APA), Reservas Ecológicas (RESEC) e as Áreas de Relevante Interesse Ecológico (ARIE). (Medeiros, 2005, p. 54).

A categoria das Áreas de Proteção Ambiental (APA) surgiu no ordenamento jurídico brasileiro no começo da década de 1980, inovando por ser a primeira categoria de área protegida do direito nacional a permitir a afetação de terras privadas - e a consequente

permanência de populações residentes, e a buscar a conciliação das atividades e interesses econômicos dessas populações com a conservação dos elementos naturais. Embora não se trate do primeiro modelo brasileiro de área protegida a buscar integrar conservação e exploração controlada dos recursos naturais, trata-se sem dúvida de uma categoria inovadora, pois introduziu no ordenamento nacional os primeiros traços de uma tendência que atualmente se encontra presente em boa parte dos direitos dos países: áreas protegidas habitadas e com uma clara preocupação com o desenvolvimento econômico local. (Leite, 2015, p. 77).

Em 1996, foi criada as Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs), uma nova tipologia que permitia o reconhecimento de uma área protegida em domínio privado, o que estimulou e permitiu a criação voluntária de áreas protegidas pela sociedade. (Medeiros, 2005, p. 54).

Dando continuidade ao desenvolvimento de políticas públicas voltadas para a criação de áreas de proteção e preservação ambientais, foi criado no ano de 2000 o Sistema Nacional de Unidade de Conservação da Natureza – SNUC – que tinha como objetivo central definir critérios mais específicos para a criação e gestão de algumas tipologias e categorias de áreas protegidas que antes se encontravam dispersas em diferentes instrumentos legais. Este sistema foi um instrumento que não apenas incorporou de uma única vez, parte das áreas protegidas prevista pela legislação brasileira até então, como abriu espaço para que novas categorias fossem criadas ou incorporadas a partir de experiências originais desenvolvidas no país, sendo inegável o avanço que se processou no Brasil em relação à temática de proteção da natureza com a sua instituição.

Para se ter uma ideia do avanço ocorrido com o país na questão da criação de áreas protegidas, principalmente após o SNUC, até 2005, existiam 682 (seiscentas e oitenta e duas) Unidades de Conservação Federais no Brasil, que correspondiam a uma extensão de 61.875.888,68 hectares de terras.

Contudo, o SNUC não conseguiu atingir plenamente o seu objetivo de integrar, por meio de um único instrumento, a criação e gestão das distintas tipologias existentes no país, pois ele aprofundou a divisão existente entre as diferentes tipologias de áreas protegidas que ficaram excluídas do seu texto, tendo em vista que ao consolidar as Unidades de Conservação, dando-lhe maior visibilidade e expressão, dotando-a de instrumentos mais concretos de gestão, enquanto as outras tipologias que continuavam a existir após a criação do SNUC – APPs, as RLs, as Tis e as ARIs – permaneceram relegadas aos mesmos problemas históricos de gestão e, mais grave, não dispendo de instrumentos de integração e articulação com as ações previstas para as Unidades de Conservação. Outro aspecto positivo do SNUC foi a sua capacidade de

reconhecer que as ações só teriam maior efetividade se estas fossem organizadas de forma integrada e sistemática.

Em 25 de maio de 2012, surgiu a lei nº 12.651, intitulada de Novo Código Ambiental, que revogou a Lei Federal nº 4.771/1965. A partir de então, houve algumas alterações quanto às condicionantes para os limites das Áreas de Preservação Permanente.

2.2. Estudo Comparado: Estados Unidos x Brasil

A partir do fim da segunda metade do século XIX, a criação de áreas naturais protegidas se firmou, no mundo e no Brasil, como a principal e mais amplamente disseminada estratégia de proteção da natureza. O surgimento das áreas naturais protegidas esteve, em seu início, vinculado ao interesse pela preservação de áreas terrestres ou aquáticas detentoras de características naturais excepcionais – beleza, grandiosidade, raridade etc. Incluíram-se aí iniciativas para proteger exemplares “carismáticos” da flora e da fauna, como árvores de grande porte e animais com forte apelo estético (baleias, herbívoros da África, o bisão da América do Norte, aves diversas). (Drummond; Franco; Ninis, 2005, p. 11).

O estudo de um modelo normativo estrangeiro pode ser útil para conhecer e aperfeiçoar o direito nacional, compreender outros povos e culturas, e até mesmo para criar e buscar um melhor regime nas relações internacionais. No entanto, se a metodologia for inadequadamente utilizada, pode servir para se justificar ou criticar o direito interno sem a devida consideração de fatores históricos, culturais, econômicos e políticos de cada sistema normativo. Pode-se até mesmo chegar a descabidas avaliações quanto à qualidade da legislação estrangeira em vigor. (Godoy, 2015, p.2).

Não por acaso escolheu-se os Estados Unidos como objeto de estudo. Eles são considerados pioneiros na criação e manutenção de áreas protegidas. Foi lá que, no fim do século XIX, em meio à disputa pela conquista do oeste selvagem, foram estabelecidos os primeiros parques nacionais do mundo. (Godoy, 2015, p.2). Foi também lá que nasceu a ideia de destaque de uma área de preservação ambiental para contemplação, o Parque Nacional de Yellowstone, em 1872. Contudo, o histórico de criação dos parques norte-americanos demonstra que seu estabelecimento se verificou em áreas que não despertam tantos interesses econômicos e que detinham uma grande beleza cênica. As paisagens mais ordinárias, contudo, tais como pradarias, lagoas costeiras e pântanos, não foram objeto de instituições de parques nacionais. (Braga, 2011, p.1).

No Brasil, a primeira proposta registrada de criação de parques nacionais até que foi bastante precoce. Em 1876, o engenheiro André Rebouças (1838-1898) revelou ótima premonição, ao sugerir que fossem criados parques nacionais em dois locais: um na Ilha do Bananal (rio Araguaia) e outro em Sete Quedas (rio Paraná). Muitos anos depois, foram de fato criados parques nacionais nesses dois locais - o Parque Nacional do Araguaia, em 1959; o Parque Nacional de Sete Quedas, em 1961 (embora este último tenha sido destruído, em 1980, para dar lugar ao grande lago da barragem da Usina Hidrelétrica de Itaipu). (Drummond; Franco; Ninis, 2005, p. 12).

Em meados do ano 2000, no Brasil, foi promulgada a Lei nº 9.985, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), com o objetivo específico de estabelecer critérios e normas para a criação, implantação e gestão das Unidades de Conservação (UCs). Com isso, houve um movimento no sentido da padronização e da organização das categorias de manejo. (Drummond; Franco; Ninis, 2005, p. 15).

No entanto, não há nos Estados Unidos um único sistema de áreas protegidas. A legislação norte-americana de proteção à natureza é particularmente complexa. A gestão ambiental é fortemente baseada na questão da dominialidade da terra. A proteção ambiental de áreas está ancorada na propriedade pública das terras que são, na sua maioria, administradas pelo governo federal, por intermédio de suas agências. Ver-se-á que o traço marcante na gestão das terras públicas é garantir a visitação e o uso público. (Godoy, 2015, p.2).

No início, à administração dos parques e áreas de preservação ficou a cargo do Departamento de Guerra, do Departamento de Agricultura e do Departamento do Interior, sendo criada, apenas em 1916, o Serviço de Parques Nacionais (SPN). A instituição dos primeiros parques norte-americanos realizou-se quando não havia legislação específica, sem pressão de organizações ambientalistas e em uma época em que a agenda ambiental não avultava a importância. (Braga, 2011, p.1).

Como as áreas protegidas não se restringem ao Sistema Nacional de Parques (National Park System), apresentam-se também outros importantes sistemas que foram sendo criados pela legislação federal: o Sistema Nacional de Florestas (National Forest System), o Sistema Nacional de Preservação da Natureza Selvagem (National Wilderness Preservation System) e o Sistema Nacional de Refúgios da Vida Silvestre (National Wildlife Refuge System). (Godoy, 2015, p.3).

O Serviço Florestal americano (National Forest Service), o Escritório de Gestão de Terras Públicas (Bureau of Land Management) e o Serviço de Proteção aos Peixes e à Vida Selvagem (U.S. Fish and Wildlife Service), juntamente como o Serviço Nacional de Parques (National Park

Service), são as principais agências federais responsáveis pela gestão de terras públicas nos Estados Unidos. A análise dos sistemas e da atuação das agências ilustra o arranjo institucional em que está baseada a gestão de áreas naturais protegidas nos Estados Unidos. (Godoy, 2015, p.3).

Embora já no fim do século XIX existisse a preocupação em se reservar áreas naturais, foi a partir dos anos de 1960 que nos Estados Unidos importantes leis relativas à proteção do meio ambiente começaram a brotar. Foi lá que, em 1962, a bióloga Rachel Carson lançou, *Primavera Silenciosa* (*Silent Spring*), uma das obras mais importantes da história do conservacionismo. Relevante mencionar que a década de 1970, enquanto ainda se iniciavam os debates em âmbito internacional, pode ser considerada na América do Norte como a década do meio ambiente (“Decade of the Environment”). (Godoy, 2015, p.4).

No Brasil, durante a década de 1960, foi criado o denominado Novo Código Florestal, por intermédio da Lei nº. 4.771, que trouxe como novidade principal a separação entre as UCs de uso indireto (parques nacionais, estaduais, municipais e reservas biológicas), que não permitiam o uso dos recursos naturais, e as de uso direto (florestas nacionais, florestas protetoras, florestas remanescentes, reservas florestais e parques de caça), que permitiam a exploração direta dos recursos naturais. (Drummond; Franco; Ninis, 2005, p. 14).

A análise da política ambiental de proteção à biodiversidade nos Estados Unidos deve considerar o contexto da defesa do direito constitucional à propriedade privada numa nação de economia capitalista. Observa-se que a cultura institucional americana forjou como dever do Estado a obrigação de proteger o meio ambiente da degradação e a manutenção dos recursos naturais naquele país sobretudo por meio da legislação federal. Ainda que, nas décadas de 1960 e 1970, o país economicamente mais poderoso do mundo estivesse na liderança em termos de desenvolvimento de uma agenda doméstica de proteção ambiental materializada em uma legislação singularmente avançada para a época, o fato é que os Estados Unidos não têm exercido a mesma liderança no que diz respeito à agenda ambiental global. Sua atuação tem sido, na verdade, um dos principais óbices aos acordos internacionais em matéria ambiental. (Godoy, 2015, p.6).

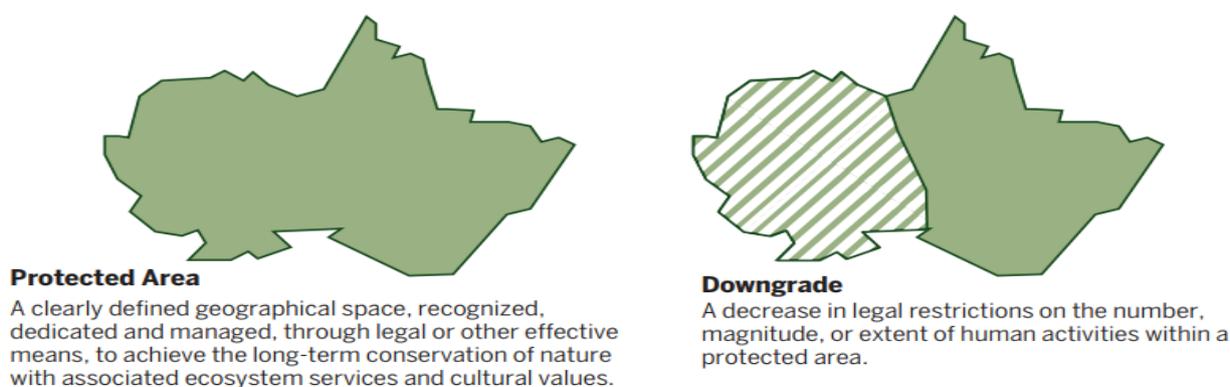
No ano de 2019 foi publicado um artigo na revista científica *Science* intitulado “*The uncertain future of protected lands and waters*”, que traduzido para o português seria “O futuro incerto da proteção de terras e águas”. Nesse trabalho, um grupo de estudiosos, incluindo um brasileiro, Bruno Coutinho, analisam as causas da diminuição do número de áreas protegidas nos Estados Unidos através da ocorrência dos seguintes eventos: rebaixamento, redução do tamanho da área protegida. Coletivamente, mudanças legais que modifiquem, encolham ou

abalem áreas protegidas (PAs) são conhecidos como eventos de downgrade, downsizing e desgazettement de área (PADDD) e esses eventos podem acelerar a perda florestal, a fragmentação e a emissões de carbono.

De acordo com o mencionado estudo, as áreas protegidas têm como objetivo salvaguardar a biodiversidade para sempre, mas as evidências sugerem que mudanças legais generalizadas minam a durabilidade e eficácia da área protegida.

Os governos dos Estados Unidos e de países da Amazônia promulgaram 269 e 440 eventos do tipo “PADDD”, respectivamente. No mundo, entre 1892 e 2018, 73 países promulgaram 3.749 eventos “PADDD”, removendo 519.857 quilômetros quadrados de área regulamentadas de proteção e espera-se um adicional de 1.659.972 quilômetros quadrados; 78% de eventos foram decretados desde 2000. A maioria dos eventos PADDD (62%) estão associados a extração e desenvolvimento de recursos em escala industrial, sugerindo que “PADDD” pode comprometer os objetivos de conservação da biodiversidade. Respostas políticas estratégicas são necessárias para abortar o “PADDD” e manter áreas protegidas eficazes. (Science, 2019, p.1).

Figura 2.1 - Eventos Área Protegidas (Protected Area) e Rebaixar (Downgrade).



Fonte: <http://science.sciencemag.org/> on June 10, 2021.

No primeiro mapa podemos ver um esboço do que seria uma área protegida (Protected Area), que pode ser considerada um espaço geográfico claramente definido, reconhecido, dedicado e gerenciado, por meio legal ou outro eficaz meios, para alcançar a conservação da natureza a longo prazo com serviços de ecossistema associados e valores culturais. Já rebaixar (Downgrade), é uma diminuição nas restrições legais ao número, magnitude, ou extensão das atividades humanas dentro de uma área protegida.

Figura 2.2 - Eventos Reduzir o tamanho (Downsize) e Degazetamento (Degazettement).

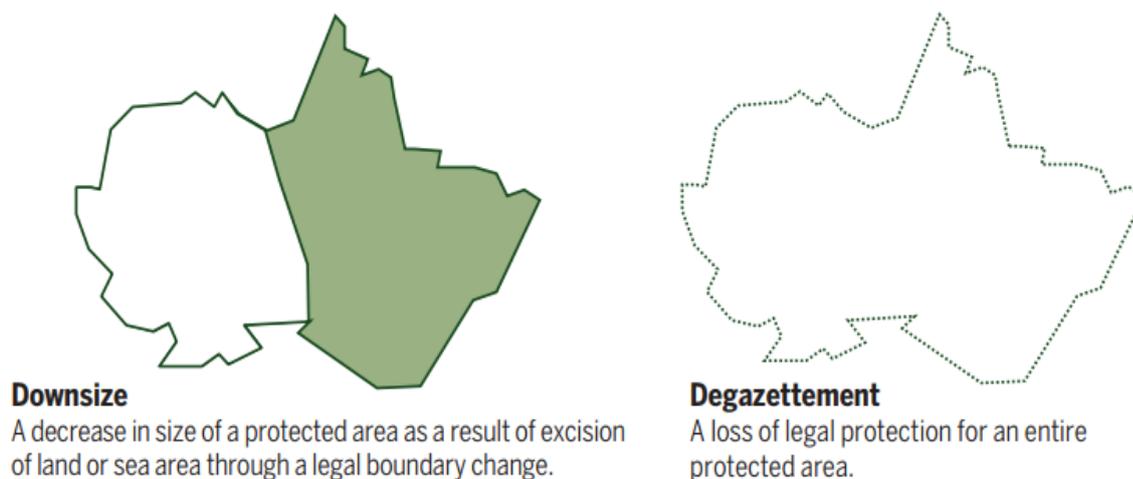
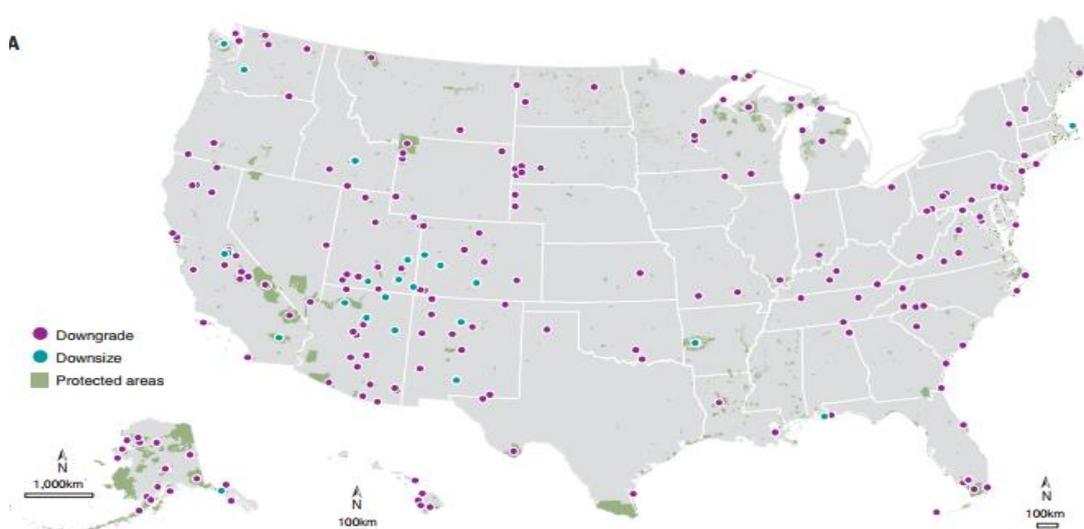


Fig. 1. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement. PAs are defined in (2); downgrading, downsizing, and degazettement are defined in (4). PADD events are legal (de jure) changes, as distinct from (but potentially related to) de facto PA management and performance.

Fonte: <http://science.sciencemag.org/> on June 10, 2021.

No mapa da esquerda podemos ver um esboço do que seja o evento reduzir o tamanho (Downsize), que é uma diminuição no tamanho de uma área protegida como resultado da excisão de área terrestre ou marítima por meio de uma mudança legal nos limites. No mapa da direita, temos a representação do evento degazetamento (Degazettement), que é uma perda de proteção legal para toda uma área protegida.

Figura 2.3 - Distribuição dos eventos Downgrade, Downsize e Protected Areas entre as unidades da federação americanas:



Fonte: <http://science.sciencemag.org/> on June 10, 2021.

Ao analisarmos a distribuição acima, percebemos que existem mais eventos de Rebaixar (Downgrade), em comparação com o evento Reduzir o Tamanho (Downsize) e o evento Área Protegida (Protected Areas).

Os Estados Unidos são o lar das primeiras PAs — Parques Nacionais de Yellowstone e Yosemite— e historicamente tem sido líder global na conservação da natureza. Entre 1892 e 2017, no entanto, o governo dos Estados Unidos promulgou pelo menos 269 eventos “PADDD” em unidades de conservação (UCs) federais terrestres, removendo proteções de 15.555 km² de áreas naturais e modificando a regulamentação de mais 511.307 km². Estes eventos ocorrem em 44 estados e em todas as agências federais de gestão de terras. (Science, 2019, p.1).

Figura 2.4 - Padrões, tendências e causas de PADDD nos Estados Unidos.

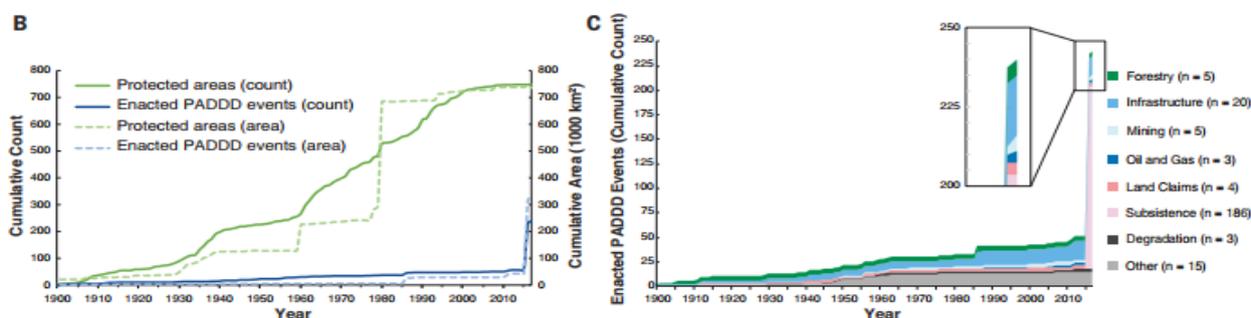


Fig. 2. Patterns, trends, and causes of PADDD in the United States. (A to C) Spatial patterns (A), temporal trends (B), and proximate causes (C) of enacted PADDD events in the United States, from 1892 to 2018 ($n = 269$). PA layer includes federal terrestrial PAs (source described in the materials and methods).

Fonte: <http://science.sciencemag.org/> on June 10, 2021.

No gráfico B temos estabelecida a relação entre a contagem acumulada de “PADDD” e a área acumulada desses eventos no decorrer do período compreendido entre os anos de 1900 e 2018. Nele percebemos que o evento Área Protegida é o que mais acumulou em termos de número quantitativo e área destinada para esse evento. Já no gráfico C temos a relação entre os eventos “PADDD” decretados e o período compreendido entre os anos de 1900 até 2018, onde podemos observar que no ano de 2018 o evento que mais ocorreu, com 186 (cento e oitenta e seis) casos, foi a subsistência (subsistence).

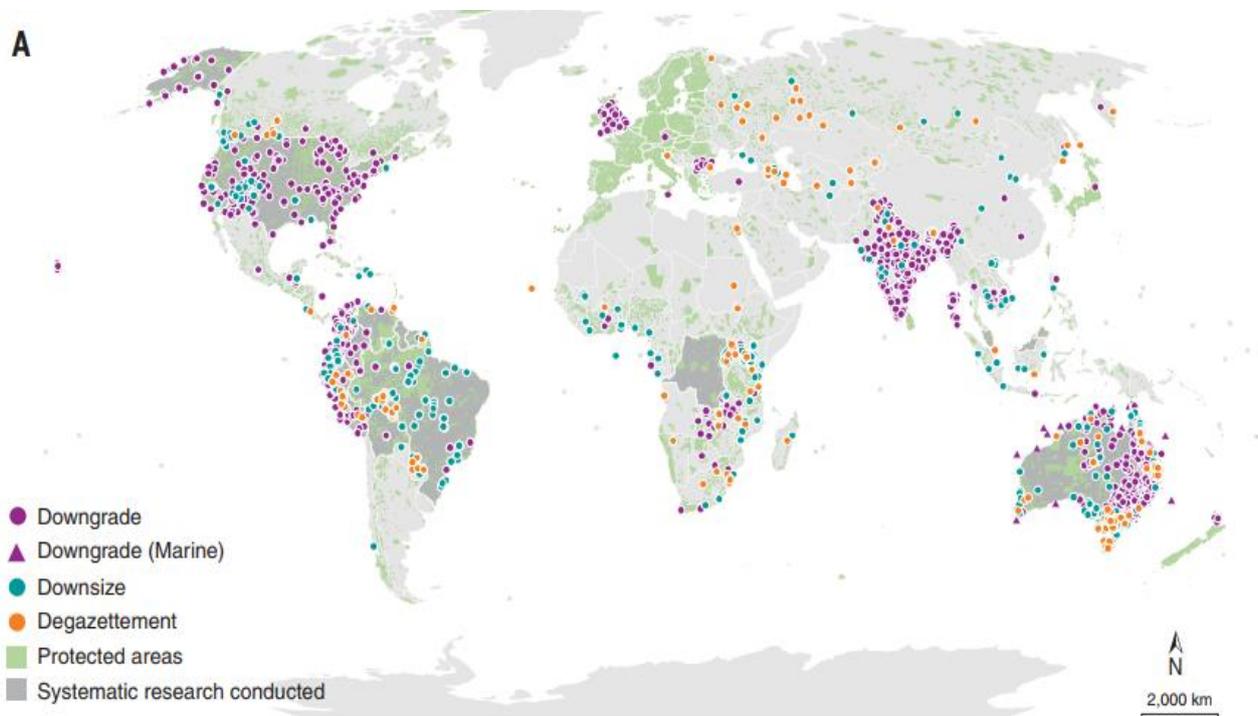
Com relação aos eventos “PADDD”, o primeiro foi decretado em 1892 no Parque Nacional de Yosemite, quando o Congresso autorizou a construção de estradas para vagões e pedestres. Depois, em 1905, o Congresso reduziu Yosemite em 30% (trinta por cento) para permitir a silvicultura e mineração. A maioria dos eventos “PADDD” ocorridos nos Estados Unidos, num total de 186 (cento e oitenta e seis), resultaram em 2016, da criação do

Regulamento do Serviço Nacional de Parques, que permitiu que tribos nativas americanas colham plantas para fins tradicionais de subsistência, isso no caso de a atividade não ter “nenhum impacto ecológico significativo”. Por outro lado, 34 eventos “PADDD” foram associados à extração e ao desenvolvimento de recursos em escala industrial, incluindo o downsizing do Parque Nacional Joshua para mineração (1950) e o rebaixamento de oito florestas nacionais para permitir a construção de infraestruturas de esqui (1986). (*Science*, 2019, p.1).

De 1944 a 2017, o governo dos Estados Unidos propôs pelo menos 737 eventos “PADDD” em 426 áreas protegidas que, quando promulgadas, afetará 402.414 km² de terras. Destes eventos, foram propostos desde de 2000, e desses, 99% foram associados ao desenvolvimento da indústria. Tal cenário, destaca um futuro cada vez mais incerto das PAs dos EUA. (*Science*, 2019, p. 2).

O Brasil é um *hotspot* contemporâneo do “PADDD”, onde 4% das áreas protegidas foram afetados pela promulgação desses tipos de eventos, com 48% deles promulgados ou propostos entre 2010 e 2017, principalmente para autorizar a construção de represas para a produção de energia hidrelétrica. (*Science*, 2019, p. 5).

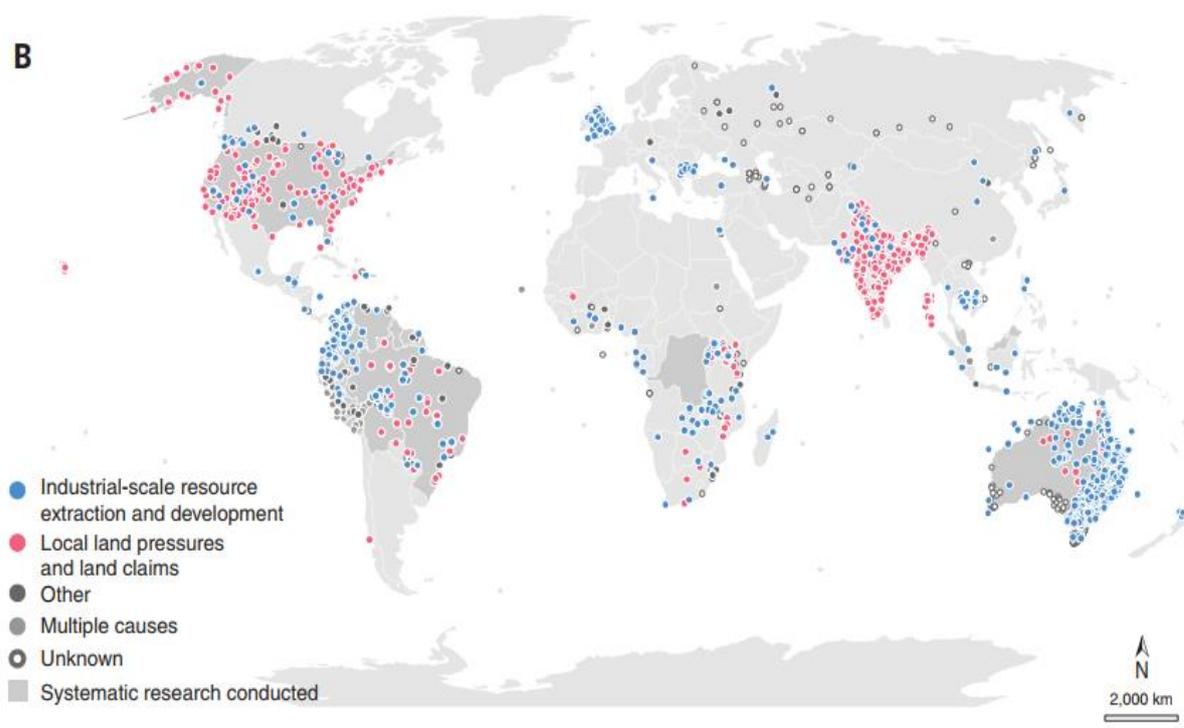
Figura 2.5 - Distribuição de “PADDD” globalmente.



Fonte: <http://science.sciencemag.org/> on June 10, 2021.

As evidências de ocorrências de eventos “PADDD” demonstram que as áreas protegidas (PAs) são fixações não permanentes na paisagem. Globalmente, como podemos ver na FIGURA 5, incluindo os Estados Unidos e Países amazônicos, pelo menos 3.749 eventos “PADDD” (2.705 reduções, 698 reduções e 346 desgazetamentos) em 3.048 PAs, foram promulgados em 73 países desde 1892, removendo 519. km² de proteção e modificando a regulamentação em mais 1.659. km² de área protegida. Desse total de eventos, 64% (n = 2.898 de 3.710 eventos com datas conhecidas) foram promulgados entre 2008 e 2018, e 78% (n = 2398) entre 2000 e 2018. (*Science*, 2019, p. 2).

Figura 2.6 - Causas de eventos “PADDD” promulgados globalmente.



Fonte: <http://science.sciencemag.org/> on June 10, 2021.

Na FIGURA 6, podemos observar que entre os eventos “PADDD” promulgados com causas próximas conhecidas, ou seja 3.015, 62%, ou 1.884 eventos estão associados com extração e desenvolvimento de recursos em escala industrial e 28%, no caso 852, com pressões de terra locais e reivindicações.

Os eventos “PADDD” podem ser considerados dinâmicos, pois 24% deles que foram decretados, posteriormente acabaram sendo revertidos, e 5% foram compensados por meio de proteção compensatória em outro lugar. Já 89% dos eventos resultaram de sistêmicas mudanças, em que uma ação legal afetou vários PAs.

À medida que as discussões se desenrolam sobre o futuro das áreas preservadas, é fundamental considerar os riscos potenciais e consequências das ocorrências dos eventos “PADDD”. Nos trópicos, “PADDD” é mais provável entre unidades de conservação (UC’s) maiores e mais próximas dos centros populacionais. No Brasil, as áreas de proteção com maiores taxas históricas de desmatamento eram mais prováveis de serem reduzidas ou desgaseificadas, representando uma tentativa de alinhar o status de área protegidas com o uso anterior da terra.

Contudo, nem sempre os eventos “PADDD” trazem prejuízos para a biodiversidade, pois eles podem ser os responsáveis por restaurar direitos de povos deslocados e por otimizar a conservação de propriedades, como no caso dos eventos que estão relacionados ao planejamento e conservação de áreas. Porém, a maioria desses eventos que foram decretados globalmente, em torno de 62%, estão associados à extração e desenvolvimento de recursos em escala industrial, e estes são frequentemente incompatíveis com os resultados da biodiversidade. (*Science*, 2019, p. 5).

As partes interessadas do setor público e privado poderiam promover ações para incentivar e salvaguardar a permanência de área protegidas, pois as políticas e processos que regem os eventos “PADDD” variam amplamente, sugerindo reformas potenciais para eles análogas àquelas para o estabelecimento de áreas protegidas, como estudos de impactos ambientais, consulta pública e criação de propostas jurídicas. Deve haver uma hierarquia na mitigação dos efeitos causados por tais eventos, procurando-se, em primeiro lugar, evitar ou minimizar o máximo possível os impactos dessas ações nas áreas protegidas e, se inevitável, compensar os efeitos nefastos dessas ações aumentando a proteção em outros lugares. Assim, leis podem exigir que os tomadores de decisão deliberem propostas de eventos “PADDD” separadamente de outras políticas e obter a aprovação de várias partes, incluindo do mesmo, senão superior, nível de governo para a legislação de áreas protegidas.

À medida que as pressões humanas sobre a biosfera se aceleram, é fundamental fortalecer - não reverter - esforços de conservação. Os eventos “PADDD” recentes nos Estados Unidos e no Brasil são particularmente preocupantes; como líderes globais em conservação, decisões dos governos dos Estados Unidos e do Brasil que corroem as proteções podem encorajar outros países a fazer o mesmo. Considerando o investimento global em UC’s para conservar a natureza, é essencial acelerar a pesquisa e o apoio política, baseados em evidências, para abortar os eventos “PADDD” e salvaguardar as áreas protegidas (PA’s). (*Science*, 2019, p. 5).

3. DADOS REFERENTES AS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO AMBIENTAIS SOB GOVERNANÇA DO GOVERNO FEDERAL

A criação de áreas de preservação e conservação da natureza, sob a coordenação do governo federal, foi aumentando à medida que novas leis federais ambientais iam surgindo. Com o passar dos anos, o Brasil foi adotando cada vez mais a ideia de proteção da natureza.

A Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que regulamenta o artigo 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal de 1988, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências, afirma no inciso I, do artigo 2º, que

“unidade de conservação: espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção”.

Essas unidades de conservação federais podem ser divididas em dois grupos, de acordo com art. 7º da Lei 9.985/2000: as áreas de proteção integral, em que a natureza é totalmente protegida da ação do homem, com a manutenção dos ecossistemas livres de alterações causadas por interferência antrópica, sendo admitido apenas o uso indireto dos seis atributos naturais (art. 2º, inciso VI da Lei 9.985/2000), e as áreas de uso sustentável, que são unidades de conservação onde o homem interage com a natureza de forma economicamente sustentável, ou seja, são unidades de conservação onde a exploração do ambiente é feita de maneira a garantir a perenidade dos recursos ambientais renováveis e dos processos ecológicos, de modo a ser mantida a biodiversidade e os demais atributos ecológicos, de forma socialmente justa e economicamente viável (art. 2º, inciso XI, da Lei 9.985/2000).

Tabela 2.1 - Cômputo de unidades de conservação federais por categoria no Brasil

Categoria	Quantidade	Área Oficial (ha)	% da Área em Relação à Área Total de Ucs	% da Área Oficial em relação a área Brasil
Proteção Integral				
ESEC	32	7.483.266	4,503	0,879
MONAT	5	11.686.588	7,032	1,372
PARNA	74	26.788.073	16,119	3,146
REBIO	31	4.339.346	2,611	0,510
RVS	9	298.941	0,180	0,035
Total Proteção Integral (Federais)	151	50.596.214	30,446	5,942

Categoria	Quantidade	Área Oficial (ha)	% da Área em Relação à Área Total de Ucs	% da Área Oficial em relação a área Brasil
Uso Sustentável				
APA	37	84.791.692	51,022	9,958
ARIE	13	35.488	0,021	0,004
FLONA	67	17.186.559	10,342	2,018
RDS	2	102.912	0,062	0,012
RESEX	66	13.473.160	8,107	1,582
Total Uso Sustentável (Federais)	185	115.589.811	69,554	13,574
Total Geral (Federais)	336	166.186.025	100,000	19,5

Foram consideradas as extensões oficiais citadas nos instrumentos legais de criação ou alteração de área das UCs brasileiras, não tendo sido descontadas quaisquer sobreposições com áreas protegidas (UCs, TIs, TQs). As áreas marítimas estão contempladas.

Fonte: Instituto Socioambiental - Sistema de Áreas Protegidas (SisArp) - 28/03/2021

Em 2018, existiam 151 unidades de conservação federais de proteção integral, que correspondiam a cerca de 50.596.214 hectares (há). Já o quantitativo de unidades de conservação federais de uso sustentável eram 185, o que corresponde a 115.589.811 hectares. Juntas, essas unidades de conservação totalizam 336 áreas e equivalem à 19,5% do território nacional. (TABELA 1).

As unidades de conservação federais se distribuídas pelas unidades federativas do país, a sua maior concentração estará na região norte.

Tabela 2.2 - Cômputos de unidades de conservação federais no Brasil por unidade da federação

UF	Qtd UCs Uso Sustentável	Qtd UCs Proteção Integral
Acre	9	2
Alagoas	1	3
Amapá	2	5
Amazonas	24	16
Bahia	6	21
Ceará	4	4
Distrito Federal	2	2
Espirito Santo	3	8
Goiás	4	3
Maranhão	9	4
Mato Grosso	0	7
Mato Grosso do Sul	0	3
Minas Gerais	4	10
Pará	38	10
Paraíba	3	1
Paraná	3	12
Pernambuco	2	5

UF	Qtd UCs Uso Sustentável	Qtd UCs Proteção Integral
Piauí	2	5
Rio de Janeiro	3	11
Rio Grande do Norte	2	3
Rio Grande do Sul	3	6
Rondônia	7	7
Roraima	3	6
Santa Catarina	6	8
São Paulo	10	5
Sergipe	1	3
Tocantins	1	3

Foram consideradas as extensões oficiais citadas nos instrumentos legais de criação ou alteração de área das UCs no Brasil, não tendo sido descontadas quaisquer sobreposições com áreas protegidas (UCs, TIs, TQs). As áreas marítimas estão contempladas UCs incidentes em mais de uma unidade da federação, são computadas em cada uma das ocorrências, assim a somatória simples não reflete o número total de UCs existentes. As UCs de categoria APA - Área de Proteção Ambiental - não estão incluídas neste cômputo.

Fonte: Instituto Socioambiental - Sistema de Áreas Protegidas (SisArp) - 28/03/2021.

Os Estados do Pará e do Amazonas são as unidades da federação que possuem mais unidades de conservação federais, sendo 48 e 40, respectivamente, o quantitativo. Em contrapartida, o Estado do Mato Grosso do Sul possui apenas 3 unidades de conservação federais do tipo proteção integral. (TABELA 2).

Tabela 2.3 - Cômputos de Unidades de Conservação (UC) federais no Brasil por bioma.

Bioma	Qtd UCs Uso Sustentável	Total Área Uso Sustentável (ha)	Qtd UCs Proteção Integral	Total Área Proteção Integral (ha)
Amazônia	87	30.156.044	42	31.471.303
Caatinga	7	55.082	17	1.146.955
Cerrado	18	140.500	22	4.569.946
Mata Atlântica	35	112.907	52	1.188.546
Pampa	0	0	2	68.866
Pantanal	0	0	2	147.773
Zona Costeira e Marítima	25	982.806	21	12.132.469

Foram consideradas as extensões oficiais citadas nos instrumentos legais de criação ou alteração de área das UCs no Brasil, não tendo sido descontadas quaisquer sobreposições com áreas protegidas (UCs, TIs, TQs). As áreas marítimas estão contempladas. UCs incidentes em mais de um bioma, são computadas em cada uma das ocorrências de bioma, assim, a somatória simples não reflete o número total de UCs existentes. As UCs de categoria APA - Área de Proteção Ambiental - não estão incluídas neste cômputo.

Fonte: Instituto Socioambiental - Sistema de Áreas Protegidas (SisArp) - 28/03/2021. De acordo com a base cartográfica de UCs produzida pelo ISA e base de biomas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) - Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão (Escala 1:5.000.000).

As unidades de conservação podem ser divididas por biomas, conforme consta na TABELA 3, onde podemos observar que o bioma amazonas é o que mais possui, existindo nele 87 unidades de conservação de uso sustentável e 42 de áreas de proteção integral, totalizando 129 áreas de proteção. Já no bioma pantaneiro e no bioma pampa existem apenas 2 unidades de proteção integral cada. O bioma zona costeira e marítima possui 46, sendo 25 unidades de conservação de uso sustentável e 21 áreas de proteção integral.

No tópico abaixo, veremos que passaram a ocorrer no Brasil, principalmente a partir de 2010, inúmeros eventos do tipo PADDD (sigla em inglês), que podem ser definidos como processos, efetivos ou propositivos, que causam redução, recategorização ou até mesmo a extinção de Unidades de Conservação.

3.1. Eventos PADDD no Brasil

As áreas protegidas (UCs) são um pilar da conservação da biodiversidade. O Brasil, que abriga um terço das florestas tropicais do mundo e 12% de suas UCs, é líder global na criação e gestão de UCs. Apesar dessa liderança, as evidências sugerem que o Brasil está reduzindo elementos de sua rede PA por meio de um processo conhecido como PADDD (desclassificação, redução e desclassificação de PA). (Pack *et al*, 2016, p. 5)

No caso do Brasil, segundo dados divulgados no ano de 2019 pela WWF – Brasil, ele evoluiu bastante desde 1970 em relação a criação de áreas protegidas, possuindo em 2018 cerca de 18,4% (dezoito vírgula quatro por cento) do seu território continental cobertos por inúmeras unidades de conservação (UC's), podendo ser considerado um dos países que mais ajudaram a disseminação dessa política governamental de proteção da natureza a nível global, se levarmos em consideração o período compreendido entre os anos de 2000 e 2009. Contudo, a partir do ano de 2008 o Brasil tem sofrido com o aumento de eventos do tipo PADDD, aumento esse em um patamar até então nunca visto em nossa história como nação soberana.

De acordo com Pack *et al* (2016, p. 5), o primeiro evento do PADDD decretado ocorreu em 1971, quando o Presidente Emílio Médici assinou o Decreto 68.873, que reduziu o Parque Nacional do Araguaia sem citar o motivo da mudança legal; este decreto reduziu o Parque Nacional do Araguaia a apenas 33% de seu tamanho original.

Para se ter uma ideia da dimensão do fato acima narrado, um estudo publicado em 2016 na revista *Biological Conservation* compilou eventos de downgrade, downsizing ou degazettement de áreas protegidas (PADDD) no Brasil de 1900 a 2014, e nesse período, houveram 67 (sessenta e sete) eventos de PADDD que cobriram uma área de 110.000

quilômetros quadrados e se tornaram mais frequentes no final dos anos 2000. As principais razões para isso foram, segundo o estudo, a geração de energia e os assentamentos rurais. Áreas protegidas que cobrem mais de 70.000 quilômetros quadrados também foram consideradas pelos pesquisadores como em risco de redução ou desclassificação (WWF-Brasil, 2019, p. 7).

Figura 2.7 - Trata da frequência, extensão espacial, localização e causa imediata de eventos PADDD realizados e propostos no Brasil.

		PADDD promulgado		PADDD proposto				Todos PADDD	
		Nº de eventos	Área afetada (km ²)	Ativo		Inativo		Nº de eventos	Área afetada (km ²)
				Nº de eventos	Área afetada (km ²)	Nº de eventos	Área afetada (km ²)		
Tipo de evento	Rebaixar	9	16.713	9	11.573	6	1970	24	30.258
	Reduzir	43	81.088	15	7109	12	3296	69	91.494
	Degazette	15	14.676	3	53.445	15	105.226	33	173.347
	Todos PADDD	67	112.477	27	72.128	33	110.492	127	295.099
Bioma	Amazonas	48	88.341	10	65.715	19	107.607	77	261.663
	Mata Atlântica	5	601	6	41	5	426	16	1067
	Caatinga	1	34	-	-	-	-	1	34
	Cerrado	13	23.500	9	6196	6	2353	26	32.049
	Marinho-Costa	-	-	2	176	3	108	5	283
Causa primária	Legalidade contestada	-	-	1	13.011	12	93.244	13	106.256
	Infraestrutura hidrelétrica	26	16.775	1	0	1	-	28	16.775
	Agricultura industrial	2	337	1	23.694	-	-	3	24.031
	Reindicações de terras	10	46.759	3	566	4	10.885	16	61.011
	Assentamentos rurais	14	7243	9	27.906	8	2763	31	40.228
	Desconhecido	9	26.288	-	-	2	3228	11	29.516

fonte: Adaptado de Pack *et al* (2016).

Na Figura 07 acima, adaptada de Shalynn M. et al (2016), percebemos que no período de 1900 até 2014, foram promulgados 67 (sessenta e sete) eventos PADDD e propostos outros 60 (sessenta), totalizando 127 (cento e vinte e sete) eventos que afetaram cerca de 91.494 (noventa e um mil novecentos e noventa e quatro) km² de área. Desses, 69 (sessenta e nove) foram eventos do tipo redução de áreas protegidas. Com relação ao bioma mais afetado, fica claro a partir da observação dos dados acima, que foi o bioma Amazonas, onde ocorreram 48 (quarenta e oito) eventos promulgados e 29 (vinte e nove) propostos, totalizando 77 (setenta e sete) e afetando uma área total de 261.663 (duzentos e sessenta e um mil seiscentos e sessenta e três) km². Já com relação as causas primárias que contribuíram para a ocorrência de tais eventos, a principal foi o desenvolvimento da infraestrutura hidrelétrica do país, que foi responsável pela promulgação de 26 (vinte e seis) eventos e pela proposta de outros dois, totalizando 28 (vinte e oito), o que afetou uma área de 16.775 (dezesesseis mil setecentos e setenta e cinco) km².

Então, diante dos fatos até o momento discutidos, pergunta-se: a) quais motivos levaram ao aumento do número de eventos PADDD no território brasileiro; b) o que levou a um recuo

das autoridades governamentais no que tange a implementação de políticas públicas de incentivos à criação de áreas protegidas?

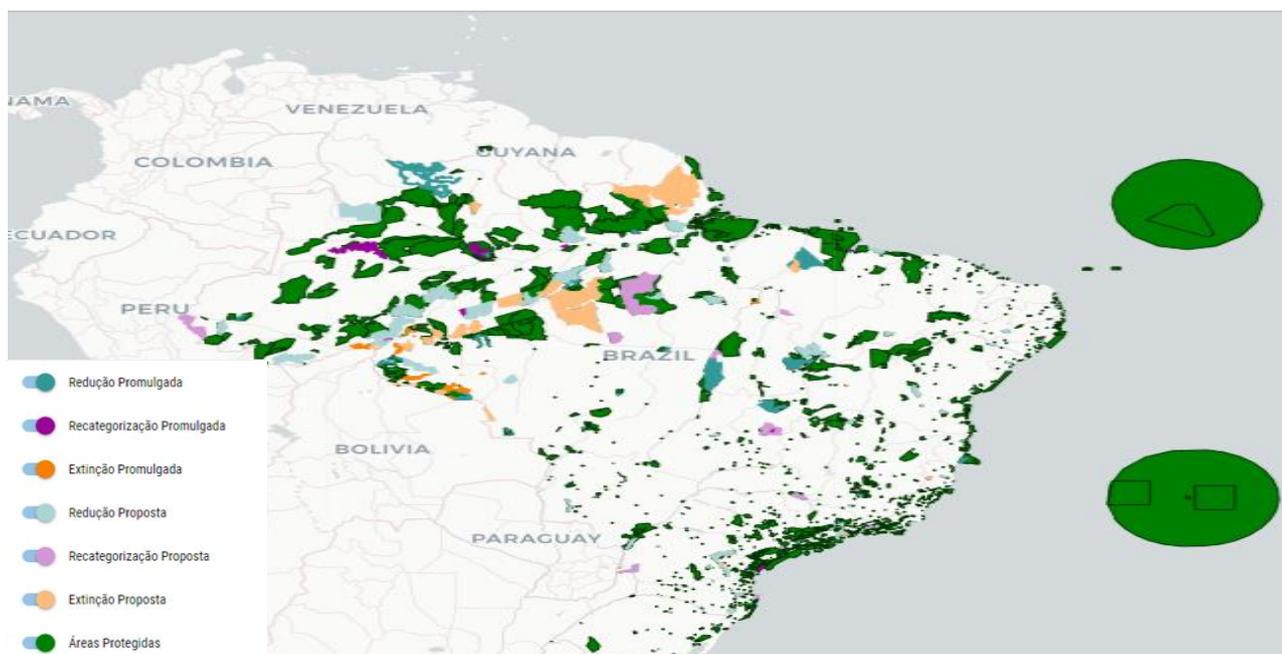
De acordo com o relatório “TENDÊNCIAS DO PADDD NAS ÁREAS PROTEGIDAS DA AMAZÔNIA BRASILEIRA - Mapeamento do risco de rebaixamento, rebaixamento e desclassificação de áreas protegidas no bioma”, produzido pela WWF Brasil no ano de 2019, a resposta para as indagações acima seriam duas:

i) a pressão dos setores do agronegócio e mineração; e ii) a pressão dos grileiros e seus agentes no Poder Legislativo.

Em trinta anos (1988-2018), segundo a plataforma PADDDtracker, houveram 46 eventos PADDD só na Amazônia, além de terem sido propostos mais 29 (vinte e nove) potenciais eventos dessa natureza que, e se essas propostas forem bem-sucedidas, cobrirão uma área total de mais de 190.000 (cento e noventa mil) quilômetros quadrados. Nesses casos, a “vida útil” média das APs afetadas pelo PADDD é de oito anos, desde sua criação até o PADDD proposto. Em muitas das áreas, o instrumento jurídico PADDD foi proposto no mesmo ano de sua criação. (WWF-Brasil, 2019, p.12).

O “tempo de vida” das UC’s afetadas pelos eventos do PADDD, considerando o tempo desde a criação das áreas até o seu rebaixamento, redimensionamento ou desclassificação foi, em média, de 15 anos.

Figura 2.8 - Eventos PADDD proposto no Brasil.



Fonte: Adaptado do site da WWF – Brasil (<https://plataforma.padddbrasil.org.br/>).

Na figura acima, temos a distribuição das áreas protegidas no território brasileiro, bem como, a distribuição das propostas de rebaixamento, redimensionamento ou desclassificação. Da sua análise, inferimos que as propostas de redução e de extinção são as mais comuns. Em contrapartida, as extinções que foram promulgadas são, até o presente momento, os eventos menos numerosos.

Ainda de acordo com a WWF – Brasil, conforme consta na plataforma supramencionada, as principais causas para a ocorrência de PADDD no país foram as seguintes: a) projetos de infraestrutura pública; b) terras procuradas para habitação em zonas rurais; c) áreas de terras reivindicadas para residentes locais; d) habilitação legal para operações agrícolas em escala industrial ou semi-industrial; e e) atividades de subsistências.

Figura 2.9 - Quadro com indicadores de mapeamento de tendências PADDD.

A infraestrutura	Transporte	Proximidade ou sobreposição de PA com projetos de desenvolvimento/ampliação de estradas, ferrovias, hidrovias, aeroportos, portos e terminais
	Geração de energia	Proximidade ou sobreposição de PA com projetos de geração, distribuição ou transmissão de energia
Uso da terra	Agricultura	Ocorrência de atividades agropecuárias dentro ou próximas a UCs
	Desmatamento	Desmatamento dentro ou próximo a UCs
	Mineração	Reivindicações de mineração dentro ou perto de Pas
	Cadastro Rural	Sobreposição de registros ambientais rurais com o Pas
PA Eficácia	Posse de terra	Status de posse da terra PA
	Consolidação de PA	Existência de ferramentas jurídicas e administrativas para gestão de UCs e avaliação da eficácia da gestão de UCs (RAPPAM)

Fonte: Adaptado do relatório “TENDÊNCIAS DO PADDD NAS ÁREAS PROTEGIDAS DA AMAZÔNIA BRASILEIRA - Mapeamento do risco de rebaixamento, rebaixamento e desclassificação de áreas protegidas no bioma”, produzido pela WWF Brasil no ano de 2019.

No quadro acima, percebemos que os principais indicadores de tendências de eventos do tipo PADDD são a infraestrutura pública, principalmente a relacionada a expansão da malha viária e a produção, transmissão e distribuição de energia, bem como o uso da terra, seja para a agricultura, o desmatamento ou a mineração. A eficácia da criação da área protegida também é uma tendência de eventos de rebaixamento, redimensionamento ou desclassificação de unidades de conservação, pois a posse da terra e a consolidação de uma área protegida são fatores influenciadores dos índices de ocorrências de ações dessa natureza.

a) Infraestrutura pública

Com relação a infraestrutura pública, podemos afirmar que esta causa de eventos PADDD relaciona-se principalmente com o transporte e a geração de energia, tendo em vista que, a ampliação da malha viária (estradas, ferrovias, hidrovias, aeroportos, portos e terminais) ou a ampliação de projetos de geração, distribuição ou transmissão de energia encontram-se nas proximidades ou até mesmo sobrepostas as áreas protegidas.

Na Amazônia, cerca de 110 Unidades de Conservação estão na mira de projetos de infraestrutura, o que corresponde a uma área de aproximadamente 30 mil quilômetros quadrados nos estados de Pará e Amazonas. O Plano Nacional de Logística (PNL), que esteve em consulta até março de 2018, e que prevê investimentos nessa área até o ano de 2025, 80 UC's serão afetadas pela expansão de estradas, sete por ferrovias e 28 UC's pela ampliação da rede hidroviária, todas localizadas no bioma Amazônia. Cinco serão afetados por rodovias e ferrovias concomitantemente, e nove estarão dentro das áreas de influência de rodovias e hidrovias. (WWF – Brasil, 2019, p. 16).

As Unidades de Conservação mais afetadas por estrada, de acordo com o Cenário PNL 2025, com dados de 2018, em termos absolutos, são a UC de Uso Sustentável Floresta Estadual de Trombetas, localizada no Estado do Pará, onde 2.888,3 Km² foram influenciados por estradas, ou 9% de sua área total. Já com relação as UC's de Proteção Integral, a mais afetada foi o Parque Nacional Pico da Neblina, sob a responsabilidade do Governo Federal, que teve 1.288,4 Km² de sua área afetada por estradas, o que corresponde a cerca de 6% de sua extensão total. Em termos percentuais, as UC's mais afetadas por estradas foi a UC do tipo Uso Sustentável Região do Maracanã Área de Proteção Ambiental, localizada no Estado do Maranhão, que teve 100% de sua área total influenciada por estradas, e o UC do tipo Proteção Integral Parque Estadual do Bacanga, no Estado do Maranhão, também com 100% de sua área influenciada.

Com relação as UC's potencialmente afetadas por ferrovias, em termos absolutos de acordo com o PNL 2025, com dados de 2018, as mais afetadas foram as UC Estadual de Uso Sustentável Área de Proteção Ambiental da Baixada, no Estado do Maranhão, que teve 856,8 Km², ou 5% sua área total, e a UC Federal de Proteção Integral Parque Nacional de Jamaxim, localizada no Estado do Pará, onde 819,2 km² foram influenciadas por ferrovias, ou 9% (nove por cento do total). Em termos percentuais, a UC Estadual de Uso Sustentável Região do Maracanã Área de Proteção Ambiental e a UC Estadual de Proteção Integral Parque Estadual de Bacanga, ambas estão localizadas no Estado do Maranhão e ambas têm 100% de suas áreas afetadas por ferrovias.

No caso das hidrovias, a UC Estadual de Uso Sustentável mais afetada, em termos absolutos, é a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, onde 436,8 km² estão sob a influência de hidrovias, o que corresponde a 3,3 % da área total, assim como a UC Federal de Proteção Integral Parque Nacional de Anavilhanas, em que 267,6 km² estão sob a influência, áreas correspondente à 7,6% do total. Em termos percentuais, a UC de Uso Sustentável Estadual Área de Proteção Ambiental do Rio Madeira, localizada em Roraima, e a novamente a UC Federal de Proteção Integral Parque Nacional de Anavilhanas, são as mais influenciadas pelas hidrovias, com 27% e 7,6% respectivamente.

Quando tratamos da geração de energia, incluindo nesse tópico também as ampliações na rede de distribuição e transmissão, de acordo com organização WWF – Brasil, o Plano Decenal de Energia 2026, que mostra as perspectivas de expansão do setor de energia para um futuro próximo, tais projetos terão impactos diretos em 14 UC's e sua respectiva área de influência, sendo estes impactos relacionados a construção de duas pequenas centrais hidrelétricas (PCH) e 12 ocasionadas pela construção de usinas hidrelétricas do tipo planejadas (UHE).

As UC's potencialmente mais afetadas por projetos de UHE's e PCH's, em termos absolutos são a UC Federal de Uso Sustentável Floresta Nacional de Itaituba II e a UC Federal de Proteção Integral Parque Nacional de Jamanxim, ambas localizadas no Pará, com 292,3 km² e 598,8 km², respectivamente de área afetada por uma HPP.

Projetos de infraestrutura também podem dar lugar a novas ameaças à conservação, como desmatamento, aumento da caça furtiva, aumento de assentamentos ilegais etc, sem falar que, durante a discussão das propostas do PADDD para projetos de infraestrutura, outras UCs são adicionadas a esses processos como moeda de troca onde há interesses econômicos e/ ou políticos difusos. (WWF-Brasil, 2019, p. 22-23).

Projetos de infraestrutura também podem dar lugar a novas ameaças à conservação, como desmatamento, aumento da caça furtiva, aumento de assentamentos ilegais etc, sem falar que, durante a discussão das propostas do PADDD para projetos de infraestrutura, outras UCs são adicionadas a esses processos como moeda de troca onde há interesses econômicos e/ ou políticos difusos. (WWF-Brasil, 2019, p. 22-23).

As UC's sofrem com os efeitos devastadores dos desmatamentos, fato corroborado por dados anual do Prodes em 2017, que identificou que 18 UC's tiveram mais da metade de sua afetada por esse evento. A UC Federal de Uso Sustentável Reserva Extrativa do Quilombo do Frechal e a UC Federal de Proteção Integral Reserva Extrativa de Gurupi, ambas localizadas no

Estado do Maranhão, tiveram cerca de 8.348,2 km² e 798,7 km² de área desmatada, respectivamente, o que corresponde a 48,8% e 29,4% de suas áreas totais.

b) Uso da terra

As atividades agrícolas podem levar também a ocorrência de eventos PADDD, pois apesar de tais atividades serem permitidas nos planos de manejo de UC's de Áreas de Proteção Ambiental (APA), e em Áreas de Relevante Interesse Ecológico (ARIE), é a grande frequência com que as atividades agrícolas são desenvolvidas dentre de áreas protegidas, causando desmatamento e perda de conservação de valores, que tem preocupado os estudiosos da temática ambiental.

De acordo com a organização WWF-Brasil (2019), que usou dados disponibilizado pelo TerraClass (2014) para avaliar o uso da terra para pastagem no bioma Amazônia, como resultado, “considerando o percentual de pastagens em relação à área total de UCs individuais, o aumento do número de atividades de pastagem dentro das UCs refere-se principalmente às UCs de Uso Sustentável, especialmente APAs e florestas estaduais nos estados de Rondônia, Acre e Pará”.

A UC mais ocupada por pastagens, em termos percentuais (%) da área total, de acordo com o Cenário PNL 2025, 2014, são a UC Estadual de Uso Sustentável Área de Proteção Ambiental Igarapé São Francisco, com 165,7km² destinados a pastagens, o que corresponde a 55,2% de sua área total. Em termos absolutos (km²), a UC Estadual de Uso Sustentável Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, localizada no Maranhão, com 3.188,9 km², ou 18,6% de seu território, e a UC Federal de Proteção Integral Estação Ecológica Terra do Meio, localizada no Pará, com 252,4 km² destinada para o mesmo fim, ou 0,7% (zero vírgula sete por cento) de sua área total, são as UC's que possuem mais faixas de terras destinadas à pastagem.

Em termos percentuais da área total, de acordo com o estudo desenvolvido pela WWF-Brasil, há uma prevalência de áreas do estado de Rondônia. A UC de Uso Sustentável Floresta Estadual de Renda Sustentável de Araras, localizada no Estado de Rondônia, destina 36,8% (trinta e seis vírgula oito por cento) de sua área para a pastagem. No caso da UC de Proteção Integral Parque Estadual da Serra Ricardo Franco, localizada no Estado do Mato Grosso, esse percentual é de 15,1% de sua faixa territorial.

Ao analisarmos as UC's mais ocupadas por pastagens, em termos absolutos (km²), extraído do cenário analítico as APAs e ARIEs, com dados de 2014, veremos que a UC de Uso Sustentável Floresta Nacional de Jamanxim, localizada no Pará, possui uma área de 857,6 km²

destinada à pastagem, ou 6,6% de seu território total, e a UC Federal de Proteção Integral Estação Ecológica Terra do Meio, também localizada no Pará, destina 252,4 km² para pastagem.

A atividade de mineração é outra causa de eventos PADDD no Brasil. No ano de 2018 foi realizado pela WWF-Brasil um estudo intitulado de “Mineração e Áreas Protegidas na Amazônia Brasileira (Disponível em português em <http://bit.ly/2VoX04R>), mostrou que 219 UC's têm uma parte de sua área afetadas por atividades de mineração e que, segundo a Agência Nacional de Mineração (ANM), estão ativas. De acordo com a WWF-Brasil (2019, p. 28), as atividades de mineração estão totalmente proibidas em 118 dessas 219 UCs, e acordo com o estudo, a UC de Proteção Integral potencialmente mais afetada pelos processos de mineração em diferentes etapas é o Parque Nacional Monte Roraima (RR), com 477 km² afetados, seguido pelos Parques Nacionais Jamanxim e Serra do Pardo, ambos no Pará, sendo a justificativa para classificar as UCs mais ameaçadas pela mineração considerou o número total de hectares na área coberta por atividades de mineração que se sobrepunham à área da UC.

Os pedidos de atividades de mineração dentro das UCs que possuem proibição de mineração cobrem um total de 295 mil hectares. Os pedidos de licenças de exploração mineral abrangem uma área de pouco mais de 90 mil hectares. A área de risco dos pedidos de concessão de direitos de extração mineral abrange 16 mil hectares na Amazônia Legal. (WWF-Brasil, 2019, p. 28).

Em termos absolutos, as UC's mais ameaçadas por atividade de mineração é Reserva Extrativa do Rio Cajari, sob responsabilidade federal e localizada no Pará, que tem uma área sobreposta de mineração de 28.746,8 Há, ou 5,4% de sua área total, sendo seguida pelo Parque Estadual do Guajará Mirim, em Rondônia, onde 260.113,5 há padecem da mesma situação. Do ponto de vista dos percentuais, a UC de Uso Sustentável Reserva Extrativa do Ipê, sob responsabilidade do governo de Rondônia, e a UC de Proteção Integral Parque Nacional do Monte Roraima, sob a responsabilidade federal e localizada em Roraima, tem respectivamente 100% e 40,5% de suas áreas sobrepostas a áreas de mineração.

Outro evento causador de eventos PADDD é a sobreposição de Unidades de Conservação com o registro ambiental rural. Em 29 UC's, propriedades declaradas (através do Cadastro Ambiental Rural - CAR) e UC's se sobrepõem totalmente (100% da área da UC). Destas, 28 são UC's de Uso Sustentável (reservas extrativistas e florestas) e uma é UC de Proteção Integral (Parque Estadual do Charapucu, no Pará). Outras 22 UC's têm mais de 90% de suas terras sobrepostas a propriedades declaradas no CAR, sendo 20 UC's de Uso Sustentável (reservas extrativistas e florestas) e duas UC's de Proteção Integral (Parque Estadual do Xingu e Estação Ecológica Rio Flor do Prado, ambas em Mato Grosso). (WWF – Brasil, 2019, p. 31).

Entre as UC's de Uso Sustentável – florestas e reservas extrativistas – 53 UC's têm mais da metade de suas propriedades sobrepostas (CAR) tanto no nível federal quanto no estadual, especialmente aquelas localizadas no Amazonas e em Rondônia. Considerando o percentual de área afetada e o tamanho da área em termos absolutos, entre as dez UC's mais afetadas, oito estão localizadas no Amazonas. Fora das UCs de Proteção Integral, há propriedades cadastradas em mais da metade da área de seis UCs. (WWF – Brasil, 2019, p. 31).

c) Eficácia da gestão de uma área protegida (AP)

De acordo como estudo desenvolvido pela WWF – Brasil no ano de 2019, e que mostra as tendências de ocorrência do PADDD na floresta Amazônica brasileira, e segundo dados do Ministério do Meio Ambiente, 54% das UC's do bioma Amazônia contam com conselhos gestores e apenas 26% contam com plano de manejo.

O documento também afirma que, além disso, não há dados disponíveis sobre o desempenho dos conselhos ou a aplicabilidade dos planos à gestão das UCs. De acordo com o CNUC, 68% das UCs da Amazônia não informaram sua situação fundiária ao Ministério do Meio Ambiente e apenas 11% informaram que a UC está em conformidade. Em outras palavras, apenas 36 UCs possuem status de regularização fundiária – 17 UCs de Uso Sustentável e 19 UCs de Proteção Estrita. (WWF – Brasil, 2019, p. 33).

Por fim, os autores do estudo dizem que ter um plano de manejo e um conselho atuante deve ser o ponto de partida para que todas as UCs cumpram seus propósitos, embora não haja garantia de que isso as impeça de serem alvo de um processo PADDD. Na ausência de qualquer um desses mecanismos, no entanto, as UCs estarão ainda mais vulneráveis em termos de sua implementação e gestão, portanto, aos eventos do PADDD. (WWF-Brasil, 2019, p. 33).

Mais como os poderes públicos e a sociedade organizada podem atuar para minimizar ou até mesmo evitar que eventos PADDD ocorram nas Unidades de Conservação existentes no Brasil?

Para essa indagação, o documento produzido pela WWF-Brasil afirma que

“é importante atuar de forma concertada e preventiva e acompanhar os assuntos em discussão no Congresso Nacional, nas assembleias legislativas estaduais e em alguns segmentos da economia brasileira. Para tanto, primeiro é fundamental entender os fatores em jogo que levam aos eventos PADDD e mapear as tendências futuras desse processo. Também é fundamental estabelecer mecanismos ou instrumentos para capturar dados, antecipar situações conflitantes e também propor soluções preventivas e abordagens inovadoras para as UCs”.

O mesmo estudo traz algumas recomendações mais específicas para que as áreas preservadas pelos governos estaduais e federal não sofram com a diminuição de suas áreas, ou até mesmo a extinção, sendo elas as seguintes:

- Promover a avaliação ambiental estratégica de grandes projetos planejados conforme recomendação do Tribunal de Contas da União (Decisão nº 464/2004), para subsidiar uma análise sistêmica, abrangente e cumulativa das propostas de investimento;
- Delinear e implementar etapas formais para discutir as propostas do PADDD. Isso deve se basear na transparência, no apoio técnico-científico e na consulta às partes interessadas. Isso pode ser semelhante ao processo em vigor para a criação de PAs;
- As informações sobre planos de manejo, perímetros de zoneamento e UCs devem estar sempre atualizadas e publicamente disponíveis para evitar o desencadeamento de desmatamento, grilagem, atividades de mineração por falta ou insuficiência de informações;
- Devem ser feitos progressos na investigação das consequências ecológicas, sociais e econômicas dos eventos PADDD, particularmente antes da sua promulgação.

Tais recomendações visam principalmente o aprimoramento das etapas dos processos de criação de Unidades de Conservação, assim como, uma melhor discussão a respeito das propostas de eventos do tipo PADDD, de modo que não aja prejuízos nem para o meio ambiente nem para a sociedade.

Como muitas questões fundamentais sobre o PADDD permanecem sem resposta, mais pesquisas são necessárias para entender esse fenômeno de conservação e desenvolver respostas políticas personalizadas. O PADDD desafia pressupostos de longa data subjacentes às políticas e práticas de conservação, incluindo esforços para reduzir o desmatamento e a degradação florestal (REDD), e ressalta a necessidade de estratégias de conservação resilientes e robustas. (Mascia e Pailler, 2010, p. 9).

Já Pack et al (2016, p. 1), ele sugere a necessidade de políticas nacionais que governem o PADDD e que sejam análogas às políticas que governam o estabelecimento inicial de UCs, incluindo consulta pública, estudos técnicos, medidas compensatórias e representação visual e explicação das mudanças propostas.

4. RESULTADO E DISCUSSÕES

No ano de 2002, foi criado o Sistema Nacional de Unidade de Conservação da Natureza – SNUC – que tinha como objetivo primordial criar critérios para o surgimento e gestão de algumas tipologias e categorias de áreas protegidas que até o momento encontravam-se espalhadas em diferentes instrumentos legais. Já no ano de 2005, existiam 682 Unidades de Conservação Federais no Brasil, que correspondiam a uma extensão de 61.875.888,68 hectares de terras.

Em 2014, já eram 1.810 áreas protegidas cobrindo 2.426.789,75 km² de terra e 58.309,14 km² de áreas marítimas, o que corresponde a 20,37% do território nacional, sendo o terceiro país nesse quesito no mundo.

Essas unidades de conservação federais podem ser divididas em dois grupos: as áreas de proteção integral, em que a natureza é totalmente protegida da ação do homem, e as áreas de uso sustentável, que são unidades de conservação onde o homem interage com a natureza de forma economicamente sustentável. Existiam 151 unidades de conservação federais de proteção integral, que correspondiam a cerca de 50.596.214 hectares no ano de 2018. Já o quantitativo de unidades de conservação federais de uso sustentável, no mesmo ano, eram 185, o que corresponde a 115.589.811 hectares. Juntas, essas unidades de conservação totalizavam 336 áreas e equivaliam à 19,5% do território nacional

As unidades de conservação federais se concentram principalmente em duas unidades da federação, que se localizam na região norte, que são o Pará e o Amazonas, possuindo 48 e 40, respectivamente. Em contrapartida, o Estado do Mato Grosso do Sul possui apenas 3 unidades de conservação federais do tipo proteção integral.

As unidades de conservação também podem ser divididas por biomas, sendo o bioma amazonas o que mais possui UC's, existindo nele 87 unidades de conservação de uso sustentável e 42 de áreas de proteção integral, totalizando 129 áreas de proteção.

Ao estudarmos os Estados Unidos, perceberemos que eles possuem uma legislação de proteção à natureza particularmente complexa, sendo a sua gestão ambiental fortemente baseada na questão da dominialidade da terra, e ancorada na propriedade pública das terras que são, na sua maioria, administradas pelo governo federal, por intermédio de suas agências.

Nas décadas de 1960 e 1970, o país economicamente mais poderoso do mundo esteve na liderança em termos de desenvolvimento de uma agenda doméstica de proteção ambiental materializada em uma legislação singularmente avançada para a época, contudo, tal fato não

mais ocorre, pois, a partir de 2019, houveram naquele país a ocorrência de várias mudanças legais que modificaram, encolheram ou abalaram áreas protegidas (PAs). Essas ocorrências são conhecidas como eventos de downgrade, downsizing e desgazetement de área (PADDD) e esses eventos podem acelerar a perda florestal, a fragmentação e a emissões de carbono.

No mundo, pelo menos 3.749 (três mil setecentos e quarenta e nove) eventos “PADDD” (2.705 reduções, 698 reduções e 346 desgazetamentos) em 3.048 PAs, foram promulgados em 73 países desde 1892, removendo 519.857 km² de proteção e modificando a regulamentação em mais 1.659.972 km² de área protegida. Desse total de eventos, 64% (n = 2.898 de 3.710 eventos com datas conhecidas) foram promulgados entre 2008 e 2018, e 78% (setenta e oito por cento) (n = 2398) entre 2000 e 2018. Entre os eventos “PADDD” promulgados com causas próximas conhecidas, ou seja 3.015, 62%, ou 1.884 eventos estão associados com extração e desenvolvimento de recursos em escala industrial e 28% no caso 852, com pressões de terra locais e reivindicações. Outra observação importante sobre esses eventos é que 24% deles foram decretados e posteriormente acabaram sendo revertidos, e 5% foram compensados por meio de proteção compensatória em outro lugar. Já 89% dos eventos resultaram de sistêmicas mudanças, em que uma ação legal afetou vários PAs.

Esses eventos podem acontecer mais provavelmente nos trópicos e entre as unidades de conservação maiores e mais próximas dos centros populacionais

Nos últimos anos foi observado no Brasil inúmeros eventos do tipo “PADDD” que contribuíram para a diminuição no quantitativo e na extensão de áreas protegidas no país, principalmente para autorizar a construção de represas para a produção de energia hidrelétrica. Tais eventos afetaram 4% das áreas protegidas, com 48% deles promulgados ou propostos entre 2010 e 2017. As áreas de proteção com maiores taxas históricas de desmatamento eram mais prováveis de serem reduzidas ou descategorizadas, representando uma tentativa de alinhar o status de área protegidas com o uso anterior da terra.

No Estados Unidos, o primeiro evento “PADDD” foi decretado em 1892 no Parque Nacional de Yosemite, quando o Congresso autorizou a construção de estradas para vagões e pedestres. Depois, em 1905, o Congresso reduziu Yosemite em 30% para permitir a silvicultura e mineração. Entre 1892 e 2017, foram promulgados pelo menos 269 eventos “PADDD” em 229 unidades de conservação (UCs) federais terrestres, removendo proteções de 15.555 km² de áreas naturais e modificando a regulamentação de mais 511.307 km². Estes eventos ocorrem em 44 estados e em todas as agências federais de gestão de terras. No ano de 2018 o evento que mais ocorreu, com 186 casos, foi a subsistência (subsistence). Em 2016 ocorreram 186 eventos “PADDD” resultante da criação do Regulamento do Serviço Nacional de Parques, que permitiu

que tribos nativas americanas colham plantas para fins tradicionais de subsistência, isso no caso de a atividade não ter “nenhum impacto ecológico significativo”. Por outro lado, 34 eventos “PADDD” foram associados à extração e ao desenvolvimento de recursos em escala industrial, incluindo o downsizing do Parque Nacional Joshua Tree para mineração (1950) e o rebaixamento de oito florestas nacionais para permitir a construção de infraestruturas de esqui (1986).

Se levarmos em consideração o recorte temporal existente entre os anos de 1944 e 2017, veremos que o governo norte-americano propôs cerca de 737 eventos “PADDD” em 426 áreas protegidas que, quando forem promulgadas, afetará 402.414 km² de terras. Aproximadamente 90% deles foram propostos a partir de 2000, e desses, 99% foram associados ao desenvolvimento da indústria.

Porém, a ocorrência de eventos do tipo “PADDD” não acarreta apenas malefícios pois eles podem ser os responsáveis por restaurar direitos de povos deslocados e por otimizar a conservação de propriedades, como no caso dos eventos que estão relacionados ao planejamento e conservação de áreas. Contudo, dever ocorrer uma hierarquia na mitigação dos efeitos causados por tais eventos, procurando-se, em primeiro lugar, evitar ou minimizar o máximo possível os impactos dessas ações nas áreas protegidas e, se inevitável, compensar os efeitos nefastos dessas ações aumentando a proteção em outros lugares. Assim, leis podem exigir que os tomadores de decisão deliberem propostas de eventos “PADDD” separadamente de outras políticas e obter a aprovação de várias partes, incluindo do mesmo, senão superior, nível de governo para a legislação de áreas protegidas.

Os grandes números de eventos “PADDD” que ocorrerem no Brasil e nos Estados Unidos preocupa os estudiosos da natureza e do meio ambiente, tendo em vista que, como esses são líderes globais na criação de áreas protegidas, decisões tomadas pelos governos de ambos podem proporcionar o encorajamento de outras nações para diminuir, ou pelo menos não mais promoverem, a criação de unidades de conservação da natureza. Assim, os investimentos, a pesquisa e o apoio político que visem abortar eventos “PADDD” devem ser acelerados, para o bem estar das futuras gerações, cuja incerteza sobre quais recursos naturais terão acesso ainda paira.

5. METODOLOGIA

A metodologia, com relação ao seu conceito, pode ser compreendida como sendo os caminhos a serem percorridos, para se realizar uma pesquisa ou um estudo, ou, em outros termos, para se fazer ciência. O termo, etimologicamente falando, remonta ao estudo dos caminhos, dos instrumentos utilizados para fazer uma pesquisa científica.

Desse modo, diante da importância da metodologia para se fazer ciência, torna-se imperioso diferenciá-la do que seja método. Assim, pode-se dizer que o primeiro termo se interessa pela validade do caminho escolhido para se chegar ao fim proposto pela pesquisa; portanto, não deve ser confundida com o conteúdo (teoria) nem com os procedimentos (métodos e técnicas). Desta feita, a metodologia vai além da descrição dos procedimentos (métodos e técnicas a serem utilizados na pesquisa), indicando a escolha teórica realizada pelo pesquisador para abordar o objeto de estudo.

Diante do que foi exposto acima, para alcançar o objetivo proposto neste trabalho, os métodos a serem utilizados serão os seguintes: a) qualitativo – que pode ser considerado como uma abordagem de pesquisa que estuda aspectos subjetivos de fenômenos sociais e do comportamento humano, tendo como objetos de uma pesquisa os fenômenos que ocorrem em determinado tempo, local e cultura – e b) indutivo, que permiti verificar, a partir dos dados coletados junto a *Revista Science* e ao Instituto Socioambiental, semelhanças e diferenças entre as formas de federalização das Áreas Protegidas ocorridas no Brasil e nos Estados Unidos da América.

Quanto aos fins, a pesquisa se caracteriza como descritiva e explicativa, pois tratará de realizar uma análise comparada entre a forma de federalização de áreas protegidas que é desencadeada no Brasil e a que é colocada em prática pelo governo dos Estados Unidos da América, correlacionando variáveis relacionadas as áreas de natureza sob proteção estatal, de maneira que se chegue a determinar pontos comuns, contrastes e especificidades de cada forma de proteção do meio ambiente. Para Gil (2002), a pesquisa descritiva tem como objetivo primordial à descrição das características de determinada população ou fenômeno ou, então, o estabelecimento de relações entre variáveis, sendo inúmeros os estudos que podem ser classificados sob este título, possuindo como uma de suas características mais significativas a utilização de técnicas padronizadas de coleta de dados, tais como o questionário e a observação sistêmica. Já a explicativa, segundo o mesmo autor, teria como preocupação central identificar os fatores que determinam ou que contribuem para a ocorrência dos fenômenos, podendo ser

considerada o tipo de pesquisa que mais aprofunda o conhecimento da realidade, pois tenta explicar a razão, o porquê das coisas, o que a torna o tipo mais complexo e delicado de pesquisa, já que o risco de cometer erros aumenta consideravelmente.

Quanto aos meios de investigação, será bibliográfica (livros, trabalhos acadêmicos, sítios eletrônicos etc.), por ser estratégia necessária para a condução de qualquer pesquisa científica, residindo, de acordo com Gil (2002), a principal vantagem deste tipo de pesquisa o fato de permitir ao investigador a cobertura de uma gama de fenômenos muito mais ampla do que aquela que poderia pesquisar diretamente.

Para a obtenção dos dados, foi realizada uma busca no site do Instituto Sociambiental (<https://www.socioambiental.org/pt-br/o-isa/programas/monitoramento-de-areas-protegidas>), no site da WWF – Brasil (<<https://www.paddbrasil.org.br/>>) e no site da revista internacional *Science* (<<http://science.sciencemag.org>>). Essas informações recolhidas em forma de tabelas e gráficas serão analisadas e discutidas, de maneira que se possa atingir os objetivos almejados neste trabalho.

6. CONCLUSÃO

A IUCN (2000) define o termo área protegida como sendo um espaço geográfico claramente demarcado, reconhecido, dedicado e administrado, através de meios legais ou outros meios eficazes, para alcançar a conservação de longo prazo da natureza com os serviços ecossistêmicos e valores culturais associados. No ano de 1992 aconteceu a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), durante a realização da histórica ECO-RIO, contando atualmente com a adesão 188 Partes (187 países e a União Europeia), sendo este o instrumento jurídico internacional mais importante sobre áreas protegidas, que promove e fomenta a reunião de esforços nacionais e multilaterais direcionados a preservação da natureza para as gerações futuras. Os Estados Unidos e o Brasil fazem parte do grupo de países que ratificaram a CDB.

No caso do Brasil, a origem das políticas de preservação da natureza está relacionada com a garantia, no período colonial, e controle sobre o manejo de determinados recursos, como a madeira, ou a água, tal como já se praticava em algumas partes da Europa. Em 1980, surgiu no ordenamento jurídico brasileiro a categoria de Área de Proteção Ambiental (APA), inovando por ser essa a primeira categoria de área protegida do direito nacional a afetação de terras privadas - e a consequente permanência de populações residentes, e a buscar a conciliação das atividades e interesses econômicos dessas populações com a conservação dos elementos

naturais. O Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC – surgiu no ano de 2000 e veio fomentar ainda mais a criação de unidades de proteção e conservação da natureza.

Já os Estados Unidos, a ideia de criar áreas de preservação da natureza surgiu em 1872 e tinha como objetivo proteger a beleza cênica desses lugares. Diferentemente do Brasil, os norte-americanos não possuem um sistema de áreas protegidas, existindo naquele país uma legislação de proteção da natureza particularmente complexa, com sua gestão ambiental baseada na dominialidade da terra, ancorada na propriedade pública das terras que são, na sua grande maioria, administradas dos órgãos do governo federal americano.

Ambos os países estavam no topo da lista dos países que mais criaram áreas de proteção da natureza. Contudo, nos últimos anos, foi promulgado em vários países do mundo uma série de alterações na legislação ambiental, conhecidos como eventos “PADDD”, que tem como objetivo central modificar ou extinguir áreas de proteção ambiental. Um grande número de eventos “PADDD” ocorreram nos Estados Unidos e no Brasil, fato que preocupa sobremaneira a comunidade científica internacional, pois os outros países ao perceberem o aumento na promulgação desses eventos nessas duas nações, podem querer imitar, o que prejudicaria ainda mais o esforço mundial em utilizar de forma equilibrada e harmoniosa os recursos naturais existentes atualmente para que algo deles possam ser conservados para as gerações futuras, garantindo também a sobrevivência delas, bem como o seu desenvolvimento econômico e social. O crescimento no número desse tipo de evento pode ser atribuído ao desenvolvimento da produção industrial, que passou a necessitar de mais energia para as suas máquinas e mais matéria-prima para as suas indústrias.

Desse modo, este trabalho não teve o intuito de esgotar a discussão sobre as áreas de proteção da natureza, mais contribuir através de uma análise comparada entre os processos de federalização das áreas protegidas nos Estados Unidos e no Brasil, para que mais pesquisas e estudos sejam promovidos pela comunidade científica com o objetivo de subsidiar políticas públicas de combate a promulgação de eventos do tipo “PADDD”, que venham a diminuir ou até mesmo extinguir as áreas de preservação ambiental já existentes, criando no mínimo, mecanismos de compensação econômica dos danos causados a sociedade e ao meio ambiente.

E essas pesquisas e estudos devem ser fomentadas ou, pelo menos, ter como alvo os Estados Unidos e o Brasil, tendo em vista que como pudemos observar com a comparação realizada neste estudo, são nações gigantes, territorialmente e populacionalmente falando, e possuem uma grande influência no cenário mundial quando o assunto é legislação ambiental e criação de áreas de proteção dos recursos naturais.

Atualmente, como alguns estudiosos defendem, a única certeza que existe é a de que o futuro das gerações futuras, do ponto de vista da utilização de recursos naturais por parte delas, ainda é rodeado de incertezas. Contudo, caberá a nós mudarmos essa visão.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BRAGA, Alice Serpa. Parques nacionais nos Estados Unidos. **Revista Jus Navigandi**. Teresina, ano 16, n. 2961, 10 ago. 2011. Disponível em: <<https://jus.com.br/artigos/19740>>. Acessado em: 23 jul. 2021;
- BRASIL. Presidência da República Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. Lei nº 9.985: Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 19 jul. 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm>. Acessado em: 20 fev. 2022;
- _____. Presidência da República Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. Decreto nº 4.340: Regulamenta artigos da Lei no 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 23 ago. 2002. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4340.htm>. Acessado em: 20 fev. 2022;
- DRUMOND, José Augusto; FRANCO, José Luiz de Andrade; NINIS, Alessandra Bortoni. **O estado das áreas protegidas no Brasil**. Brasília: [s.n.] 2006. Disponível em: <https://www.academia.edu/3307044/O_Estado_das_%C3%81reas_Protegidas_do_Brasil_2005>. Acessado em: 15 jul. 2021;
- GIL, Antônio Carlos. **Como classificar as pesquisas. Como elaborar projetos de pesquisa**, v. 4, p. 44-45, 2002. Disponível em: https://www.academia.edu/16134758/COMO_CLASSIFICAR_AS_PESQUISAS_1?bulkDownload=thisPaper-topRelated-sameAuthor-citingThis-citedByThis-secondOrderCitations&from=cover_page. Acessado em: 13 jun. 2021;
- GODOY, Larissa Ribeiro da Cruz. O modelo de gestão e o financiamento de áreas protegidas nos Estados Unidos da América. **Revista Direito Ambiental**, Vol. 77, 2015, p. 361-414, janeiro / 2015; Disponível em: https://escolasuperior.mppr.mp.br/arquivos/File/Biblioteca/05-20_3_Encontro_Anual_da_Rede_Ambiental/RTDoc16_5_11_1_50_PM.pdf. Acessado em: 10 jun. 2021;
- KRONER, Rachel E. Golden *et al.* The uncertain future of protected lands and waters. **Science**. v. 364, p. 881-886, 31 May 2019. Disponível em: <<https://science.sciencemag.org/content/364/6443/881>>. Acessado em: 21 jul. 2021;
- INSTITUTO SOCIAMBIENTAL (ISA). **Unidades de Conservação do Brasil: Painel de dados**. São Paulo, 2021. Disponível em: <<https://uc.socioambiental.org/pt-br/paineldedados>>. Acessado em: 20 jul. 2021;
- LEITE, André Olavo. A recepção do modelo de áreas de proteção ambiental (APA) no direito brasileiro. In: PORTANOVA, Rogério Silva; LEITE, André Olavo; FIGUEIREDO, Mauro Figueiredo de (org.). Os 15 anos da Lei no 9.985, de 18 de julho de 2000: **Anais do II**

Congresso de Direito Ambiental das Áreas Protegidas. São Paulo/SP: Editora Ixtlan, Dezembro/ 2015, p. 76 – 107;

MASCIA, Michael B.; PAILLER, Sharon. *Protected área downgrading, and degazettement (PADDD) and its conservation implications.* **Revista Conservation Letters**, Vol. 4, 2011, pag. 09-20, Washington DC. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1755-263X.2010.00147.x>. Acessado em: 20 fev. 2022

MEDEIROS, Rodrigo. Evolução das tipologias e categorias de áreas protegidas. **Revista Ambiente & Sociedade**, v. IX, nº 1, jan/jun 2006, Rio de Janeiro; Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/asoc/a/C4CWbLFTKrTPGzcn68d6N5v/?format=pdf&lang=pt>>. Acessado em: 15 jun. 2021;

UNIÃO INTERNACIONAL PARA CONSERVAÇÃO DA NATUREZA (IUCN). Brasília, 2020. Disponível em: <https://www.iucn.org/resources/statutory-and-corporate-documents>. Acessado em: 17 jul. 2021;

WWF - BRASIL. *PADDD trends in Brazilian Amazon protected areas mapping the risk of protected area downgrade, downgrade and degazettement in the biome.* **Brasília**, 2019. Disponível em: <https://d3nehc6yl9qzo4.cloudfront.net/downloads/padddunidadesconservacaoamazonia_final.pdf>. Acessado em: 17 de fev. 2022.

GODOY, Larissa Ribeiro da Cruz. O modelo de gestão e o financiamento de áreas protegidas nos Estados Unidos da América. **Revista Direito Ambiental**, Vol. 77, 2015, p. 361-414, jan-mar / 2015; Disponível em: https://escolasuperior.mppr.mp.br/arquivos/File/Biblioteca/05-20_3_Encontro_Anual_da_Rede_Ambiental/RTDoc16_5_11_1_50_PM.pdf. Acessado em: 10 jun. 2021;

PACK, Shalynn M. *et al.* *Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) in the Amazon.* **Revista Biological Conservation**, n. 197, p. 32-39, 2016. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320716300386>>. Acessado em: 03 mar. 2022.

PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS

DOI: 10.51859/AMPLLA.SQT242.1122-3

Luan Dantas Garrido

1. UMA BREVE CONTEXTUALIZAÇÃO

As atividades econômicas geram efeitos colaterais inevitáveis sobre a sociedade, o meio ambiente e a economia, impondo custos ou gerando benefícios sobre quem não possui relação direta com a ação. Desse modo, essas consequências indiretas, positivas ou negativas, que uma atividade pode produzir sobre terceiros são chamadas de externalidades, as quais são familiares desde o trabalho de Pigou na década de 1920, conforme afirma Pearce (2004).

As externalidades negativas, por exemplo, são mais perceptíveis, visto que seus efeitos prejudiciais, como a poluição e a degradação ambiental, afetam o bem-estar humano e comprometem a sustentabilidade do planeta para as gerações futuras. Nessa perspectiva, o Princípio do Poluidor-Pagador (PPP), criado em 1972, no Conselho da Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), está baseado nessas consequências adversas do processo produtivo e visa internalizar os custos ambientais não contabilizados nos custos de produção e que não foram inseridos nos preços dos produtos ou serviços, onerando os responsáveis por meio do estabelecimento de preços e tributos ambientais (OLIVEIRA *et al*, 2019; MILARÉ, 2015).

No sistema jurídico brasileiro, a Lei nº 6.938/81, que estabelece a Política Nacional do Meio Ambiente, definiu poluidor como: “A pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, responsável, direta ou indiretamente, por atividade causadora de degradação ambiental” (BRASIL, 1981). Todavia, o PPP foi consolidado no Brasil apenas em 2010, pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei Federal nº 12.305 (BRASIL, 2010). Assim, ao poluidor são imputados os custos e serviços necessários para a reparação do dano ambiental por eles gerado, afim de que haja uma compensação ambiental e econômica. Para isso, são encontrados no direito ambiental brasileiro sanções administrativas, civis e/ou

penais, como impostos, taxas e cobranças pelo uso, que podem ser aplicadas mediante a imposição de investimentos em tecnologia, medidas reparadoras e/ou outros mecanismos, conforme §3º, artigo 225 da Constituição Federal e artigo 3º da Lei Federal nº 9.605 (BRASIL, 1998; LIMA & MAIA, 2015; GUTIERREZ, FERNANDES & RAUEN, 2017).

A logística reversa, por exemplo, aplica claramente o princípio do poluidor-pagador ao tentar impedir a ocorrência de algum prejuízo ambiental aos agentes externos na transação de bens, por meio da implantação de uma responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto, havendo, assim, o retorno dos bens de pós-consumo e de pós-venda ao ciclo produtivo ou ao ciclo de negócios, além do surgimento de uma nova economia de negócios, onde serão criados mais empregos, serviços e tecnologias (LEMOS, 2013; TORRES & FERRARESI, 2012; SPERANZA & MORETTI, 2014). Para Couto e Lange (2017), a responsabilidade de fabricantes e importadores em relação aos produtos após sua vida útil foi dilatada com a obrigatoriedade da logística reversa para determinados produtos, tornando-a cada vez mais abrangente em todo o mundo. Já de acordo com o PNRS (2010), a logística reversa não é apenas um instrumento de proteção ambiental, mas também um instrumento econômico e social, a qual visa o reaproveitamento ou outra destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos ao setor empresarial.

Desse modo, o PPP evita a privatização dos lucros e a socialização dos prejuízos e impede o enriquecimento ilícito do produtor (LIMA & MAIA, 2015). Mas como isso pode ser feito? Nas perspectivas de Baumol (1972) e Eshet, Ayalon e Shechter (2005), as necessidades e interesses de investimentos sociais podem ser equilibrados por meio de taxas e subsídios. Entretanto, para efetiva implementação desse princípio é necessária uma metodologia de regulamentação e fiscalização dos níveis de externalidades negativas geradas pelo crescimento econômico a partir do momento em que é estabelecido que a redução do nível ótimo de poluição implica a renúncia de atividades produtivas (SILVERA, 2006).

Nesse contexto, o presidente da North American Economic and Finance Association (Associação Norte Americana de Economia e Finanças), Dominick Salvatore, afirmou que as externalidades se resumem à “diferença entre custos privados e custos sociais ou entre lucros privados e lucros sociais” (SALVATORE, 2016).

Portanto, as externalidades negativas vão muito mais além da reparação a um dano físico/ambiental, tangível e/ou intangível, englobando a responsabilidade social e a responsabilidade ambiental, desde as perturbações na ordem coletiva até a redução do bem-estar geral e biológico, uma vez que, apesar de serem resultantes da produção, são recebidas pela coletividade.

No contraponto, as atividades econômicas também geram efeitos colaterais positivos quando beneficiam indivíduos ou o meio ambiente na execução de determinada atividade produtiva. De acordo com Kon (1997, p. 35), “as externalidades positivas, representam as economias nos custos produtivos e os benefícios para os agentes que as usufruem, enquanto que as negativas se associam a prejuízos, aumentos nos custos, desvantagens”.

Desta forma, apesar dos benefícios ambientais serem usufruídos por todos, como por exemplo, a regulação climática, o sequestro de carbono, o habitat de espécies e a preservação da biodiversidade, não há incentivos econômicos ou contraprestação àqueles que participaram dos processos que resultaram nestes benefícios, como é o caso de um proprietário de uma área verde preservada que proporciona tais serviços ecossistêmicos (ALTMANN, SOUZA & STANTON, 2015).

No âmbito regional, ao relatar sobre as emissões de gases de efeito estufa e eficiência ambiental, Soares e Cunha (2019) ressaltam a importância das políticas ambientais na geração de externalidades positivas que promoverão a difusão de um modelo econômico menos intensivo em emissões, haja vista que os municípios tendem a aprender com as boas práticas sustentáveis locais, como por exemplo, os investimentos em micro e minigeração distribuída de energia solar por meio de painéis fotovoltaicos, a fim de expandir a participação de energias renováveis na matriz energética.

Indo além da perspectiva ambiental, Pinheiro (2021) cita diversas áreas do conhecimento cujo entendimento das contribuições das externalidades positivas vem se ampliando, como: esportes, mobilidade, cultura, educação, saúde, reciclagem, saneamento, meio ambiente/reserva legal, gestão compartilhada, biocombustíveis, políticas públicas de investimentos em infraestrutura e desenvolvimento social.

De forma mais simples e didática, mas não menos relevante, Harris (2001) faz o seguinte relato sobre as externalidades:

Outros que vivem na cidade podem desfrutar da vista das áreas naturais e terras agrícolas próximas as suas casas. Um cenário bonito pode significativamente aumentar os valores das propriedades do seu entorno, enquanto um desenvolvimento industrial ou residencial nas proximidades iria reduzi-las. Os benefícios externos não estão limitados aos residentes da cidade. As pessoas que passam pelo lugar, ciclistas, turistas interestaduais etc., podem todos ganhar satisfação, ou utilidade, da paisagem prazerosa.

Em síntese, ao considerarmos as externalidades positivas, podemos questionar: “como os efeitos sociais, econômicos e/ou ambientais indiretamente causados pela venda ou produção de um produto/serviço para a sociedade poderão ser recompensados?”. Como

resposta a esse questionamento, surge o Pagamento por Serviços Ambientais, o qual será discutido no tópico seguinte.

2. CONCEITOS E ABORDAGENS DO PSA

A cobrança ao poluidor pelos danos ambientais por ele gerado tornou-se uma prática costumeira e recorrente, principalmente no Brasil, diferentemente dos estímulos a manutenção, recuperação ou melhoria dos ecossistemas nos territórios nacionais, que foram, historicamente, pouco estimulados, apesar dos múltiplos benefícios sociais, ambientais e econômicos para produtores rurais e a população urbana em geral. A prova disso, é que apenas no ano de 2021 foi sancionada a Lei 14.119/21, que instituiu a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA).

Nesse contexto, a Lei supracitada, além de definir PSA, traz consigo conceitos importantes para compreensão do tema, como:

Art. 2 [...]

IV - pagamento por serviços ambientais: transação de natureza voluntária, mediante a qual um pagador de serviços ambientais transfere a um provedor desses serviços recursos financeiros ou outra forma de remuneração, nas condições acertadas, respeitadas as disposições legais e regulamentares pertinentes;

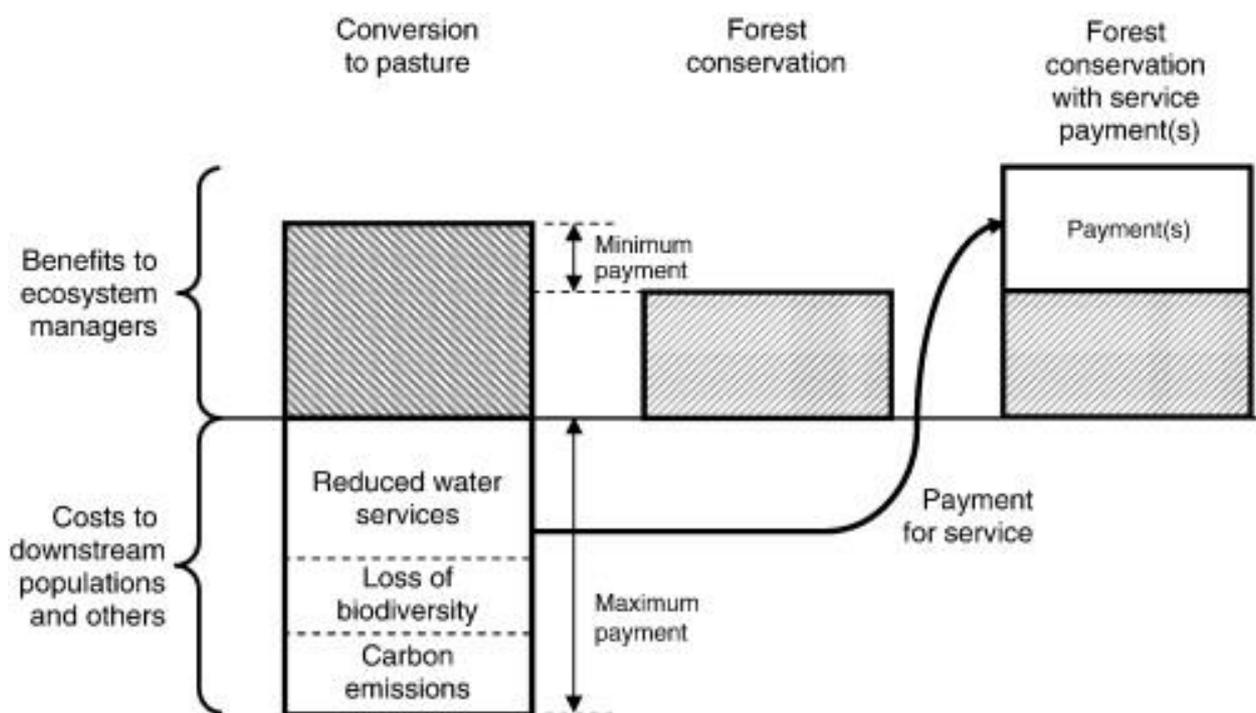
V - pagador de serviços ambientais: poder público, organização da sociedade civil ou agente privado, pessoa física ou jurídica, de âmbito nacional ou internacional, que provê o pagamento dos serviços ambientais nos termos do inciso IV deste caput;

VI - provedor de serviços ambientais: pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, ou grupo familiar ou comunitário que, preenchidos os critérios de elegibilidade, mantém, recupera ou melhora as condições ambientais dos ecossistemas.

Outro conceito bastante propagado foi concebido por Wunder (2005, p. 03), que define o PSA como “uma transação voluntária onde um serviço ambiental bem definido é comprado por, pelo menos, um comprador de, pelo menos, um provedor, sob a condição de que o provedor garanta a provisão deste serviço”. Nessa perspectiva, dois componentes são necessários para implementação do PSA: provedores: pessoas, físicas ou jurídicas, capazes de preservar e manter o serviço ambiental; e compradores: pessoas interessadas que irão se beneficiar dos efeitos positivos de tal serviço, remunerando por eles.

Dessa forma, a lógica do PSA é simples e é mostrada na Fig. 1, abaixo. Os usuários da terra, sejam agricultores, madeireiros ou gestores de áreas protegidas, geralmente não são recompensados pelos serviços prestados, como a conservação florestal, sendo mais vantajoso, economicamente, explorar as terras em vez de conservá-las, usando-as para outras finalidades, como para terras agrícolas ou pastagens. Entretanto, se essas práticas virarem hábitos, os custos serão alocados às populações que não irão mais receber os benefícios dos serviços ecológicos, como a filtragem da água e armazenamento de carbono (os impactos reais, é claro, variam de caso para caso). Desse modo, o pagamento dos usuários do serviço torna-se uma opção relevante capaz de tornar a conservação a opção mais atraente para os gestores de ecossistemas, induzindo-os a adotá-la (ou, no caso de proprietários de áreas protegidas, dando-lhes os recursos necessários para fazê-lo) (PAGIOLA, ARCENAS & PLATAIS, 2005; PAGIOLA & PLATAIS, 2007; ENGEL, PAGIOLA & WUNDER, 2008)

Figura 3.1 - A lógica dos pagamentos por serviços ambientais.



Fonte: Adaptado de Pagiola e Platais (2007) .

Portanto, a valoração econômica dos bens e serviços ambientais dividem-se em valores de uso e valores de não-uso de tais bens e serviços. Em relação aos valores de uso, estes podem ser de uso direto, como o fornecimento de madeira, e de uso indireto, como o sequestro de Carbono, proteção contra enchentes, tratamento de efluentes, sequestro de Carbono ou mesmo

polinização de espécies vegetais. Quanto aos valores de não-uso, estes estão relacionados aos valores de existência e de legado, como biodiversidade, habitat e valores culturais. Logo, no âmbito dos valores econômicos de uso indireto, o PSA revela-se como uma ferramenta importante para a preservação dos ecossistemas naturais (GUEDES & SEEHUSEN, 2012).

Destarte, o PSA tem por base o princípio do protetor recebedor, estando seus preceitos fundamentados na Teoria Econômica Neoclássica. No postulado desta teoria econômica, as falhas de mercado expressam-se em externalidades positivas ou negativas, oriundas do processo econômico, podendo o PSA ser empregado para corrigir as falhas de mercado no tocante às externalidades positivas (GARRIDO *et al*, 2021). Com efeito, os programas de PSA tentam aplicar o teorema de Coase, o qual estipula que os problemas de efeitos externos podem, sob certas condições, ser superados por meio de negociação privada entre as partes afetadas (Coase, 1960).

3. PSA E A QUESTÃO SOCIAL

Apesar do PSA ser um instrumento baseado no mercado para financiamento da conservação, o qual consiste em melhorar a rentabilidade das atividades de proteção e uso sustentável de recursos naturais, é importante ressaltar que os serviços ambientais não englobam apenas os serviços ecossistêmicos, como ciclo da água, ciclagem de nutrientes, transferências de energia, regulação de gases e regulação climática (MEA, 2005), mas também os serviços urbanos, como a disposição correta de resíduos, a reciclagem, o tratamento de esgoto e a manutenção de áreas verdes, em virtude dos serviços urbanos terem interface com a questão ambiental (IPEA, 2010).

Isto posto, além do foco na integridade dos ecossistemas, muitas políticas de PSA estão sendo implantadas com o objetivo de diminuir a desigualdade social, visto que há críticas no que diz respeito ao seu impacto sobre os pobres, a exemplo dos catadores de materiais reciclados, que apesar dos benefícios sociais, econômicos e ambientais que produzem, vivem em péssimas condições por trabalharem na informalidade e não serem remunerados adequadamente. Desse modo, além da obrigação de recompensar àqueles que prestam serviços ambientais, o PSA deve ser uma ferramenta de inserção social, na qual fornece fontes de renda adicionais para usuários pobres da terra, ajudando a melhorar seus meios de subsistência (IPEA, 2010; PAGIOLA, ARCENAS & PLATAIS, 2005).

Assim, ao se discutir sobre os efeitos do PSA sobre a pobreza, dois aspectos precisam ser diferenciados. O primeiro destina-se a verificar se o PSA pode contribuir para diminuição da

pobreza dos envolvidos com o programa e, indiretamente, daqueles não envolvidos, mas que estão em áreas de implementação dos programas de PSA. O segundo é mais abrangente e averigua se o PSA pode ajudar a reduzir a pobreza geral em um país. De toda forma, o PSA contribui para a redução da pobreza através dos próprios pagamentos, que se acredita que vão principalmente para os usuários pobres da terra. Contudo, o impacto dos programas de PSA pode ocasionar consequências negativas, como agravar os problemas em situações em que a posse é insegura (PAGIOLA, ARCENAS & PLATAIS, 2005).

4. A APLICABILIDADE DO PSA NO CENÁRIO NACIONAL E INTERNACIONAL

Quanto aos exemplos de programas de PSA no Brasil, apesar de na época não haver Lei Federal sancionada que regulamentasse o tema, muitos programas foram desenvolvidos, como o Programa de Desenvolvimento Socioambiental da Produção Familiar Rural (Proambiente) e o Bolsa Floresta, criados em 2003 e 2007, respectivamente, e o Programa Produtor de Água (MORAES, 2012).

No âmbito regional, alguns estados brasileiros instituíram em suas legislações ambientais projetos e planos de PSA como meio de compensação pela preservação ambiental, de forma que os provedores dos serviços ambientais poderão aderir aos programas de forma voluntária, sendo beneficiados com incentivos, financeiros ou não, oriundos dos: recursos orçamentários dos Estados; doações/transferências; multas por infração; cobrança pelo uso da água; recursos de acordos bilaterais ou multilaterais; taxas de fiscalização ambiental; royalties do petróleo/gás natural; e outros tipos de fontes. Desse modo, dentre as legislações estaduais que versavam especificamente sobre a instituição de políticas e programas de PSA, destacam-se a do Amazonas (2007), seguida pelas do Acre e do Espírito Santo (ambas em 2008, sendo a do Espírito Santo alterada em 2012), Santa Catarina (2009 – alterada em 2013), São Paulo (2010), Rio de Janeiro (2011), Paraná (2012), Paraíba e Minas Gerais (2013) e Bahia (2015) (CASTRO *et al.*, 2018).

No cenário internacional, o PSA vem sendo utilizado desde o ano de 1985, a exemplo dos Estados Unidos, considerado pioneiro do PSA, o qual promoveu incentivos econômicos para práticas de conservação do solo em propriedades rurais por meio do Conservation Reserve Program (CRP) (CLAASSEN, 2004). Outros programas de PSA foram implementados na Costa Rica, como o programa *Pago por Servicios Ambientales*, financiado pelo Fundo Nacional de Financiamento Florestal; no México, onde foi criado o Pagamento por Serviços Ambientais

Hidrológicos; na Colômbia; e no Equador, além daqueles que estão em preparação ou estudo em vários outros países (PAGIOLA, ARCENAS & PLATAIS, 2005).

5. LEI Nº 14.119: UMA VISÃO GERAL DA LEI QUE INSTITUIU A POLÍTICA NACIONAL DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS NO BRASIL

Desde o ano de 2012, Poder Executivo Federal estava autorizado a instituir, sem prejuízo do cumprimento da legislação ambiental, programa de apoio e incentivo à conservação do meio ambiente, conforme art. 41 da Lei 12.651, que instituiu o Código Florestal. Desse modo, concretizando o disposto no artigo supracitado, foi instituído no Brasil, por meio da Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021, a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais, a qual trouxe inovações sobre a forma de gerir os espaços públicos e privados, de modo a permitir o pagamento por serviços ambientais prestados.

Nessa perspectiva, a lei traz em seu bojo inicial uma série de conceitos relevantes ao direito ambiental brasileiro, necessários ao estabelecimento de políticas públicas específicas. No capítulo I, portanto, estão compreendidos três artigos, estando disposto no art. 1º, o objeto da Lei nº 14.119:

“Art. 1º Esta Lei define conceitos, objetivos, diretrizes, ações e critérios de implantação da Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA), institui o Cadastro Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (CNPSA) e o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais (PFPSA), dispõe sobre os contratos de pagamento por serviços ambientais [...]”

Na sequência, estão definidos no art. 2º conceitos que serão explorados ao longo do texto, como:

- I. *ecossistema;*
- II. *serviços ecossistêmicos de: provisão, suporte, regulação e culturais;*
- III. *serviços ambientais;*
- IV. *pagamento por serviços ambientais;*
- V. *pagador de serviços ambientais;*
- VI. *provedor de serviços ambientais.*

Encerrando o capítulo I, o art.3º estabelece as modalidades de pagamento por serviços ambientais, como:

- I. pagamento direto, monetário ou não monetário;*
- II. prestação de melhorias sociais a comunidades rurais e urbanas;*
- III. compensação vinculada a certificado de redução de emissões por desmatamento e degradação;*
- IV. títulos verdes (green bonds);*
- V. comodato;*
- VI. Cota de Reserva Ambiental (CRA).*

Quanto ao Capítulo II, Seção I, são descritos os objetivos e diretrizes da Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA), a exemplo da orientação aos envolvidos, como poder público, organizações da sociedade civil e agentes privados, sobre pagamento por serviços ambientais, na expectativa de manter, recuperar ou melhorar os serviços ecossistêmicos em todo o território nacional; e observância aos princípios do provedor-recebedor e do usuário-pagador. Está previsto, ainda, que o PNPSA deverá integrar-se às demais políticas setoriais e ambientais, em especial à Política Nacional do Meio Ambiente, à Política Nacional da Biodiversidade, à Política Nacional de Recursos Hídricos, à Política Nacional sobre Mudança do Clima, à Política Nacional de Educação Ambiental, entre outras. Por fim, outra informação relevante diz respeito gestão do PNPSA, a qual ficou delegada ao órgão central do Sistema Nacional do Meio Ambiente (Sisnama).

Em ato contínuo, a primeira seção do Capítulo III destina-se a criação do Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais (PFPSA), no âmbito do órgão central do Sisnama, com o objetivo de efetivar a PNPSA relativamente ao pagamento desses serviços pela União. Logo, a lei estabeleceu como prioridade para receber os pagamentos pelos serviços produzidos as comunidades tradicionais, povos indígenas, agricultores familiares e empreendedores familiares rurais. Desse modo, além da verificação e comprovação das ações de manutenção, de recuperação ou de melhoria da área objeto de contratação, estes e os demais interessados em participar do PFPSA, deverão cumprir os seguintes requisitos gerais:

- I. enquadramento em uma das ações definidas para o Programa;*
- II. nos imóveis privados, ressalvados aqueles a que se refere o inciso IV do caput do art. 8º desta Lei, comprovação de uso ou ocupação regular do imóvel, por meio de inscrição no Cadastro Ambiental Rural (CAR);*
- III. formalização de contrato específico;*

IV. outros estabelecidos em regulamento.

Na seção II do mesmo capítulo, estão detalhadas as ações do PFPSA, como: conservação e recuperação da vegetação nativa, da vida silvestre e do ambiente natural em áreas rurais; conservação e melhoria da quantidade e da qualidade da água; e conservação de paisagens de grande beleza cênica; dentre outras. Na seção seguinte, além de serem estabelecidos os tipos de imóveis privados elegíveis para provimento de serviços ambientais em zona rural e em zona urbana, são tratados os critérios de aplicação do PFPSA, destacando-se as vedações à aplicação de recursos públicos para pagamento por serviços ambientais, a saber:

- I. a pessoas físicas e jurídicas inadimplentes em relação a termo de ajustamento de conduta ou de compromisso firmado com os órgãos competentes com base nas Leis nos 7.347, de 24 de julho de 1985, e 12.651, de 25 de maio de 2012;*
- II. referente a áreas embargadas pelos órgãos do Sisnama, conforme disposições da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012.*

Quanto a seção IV, ficaram estabelecidas as cláusulas essenciais para cada tipo de contrato de pagamento por serviços ambientais, podendo o contrato ser vinculado ao imóvel por meio da instituição de servidão ambiental. Desse modo, a lei estabeleceu as seguintes cláusulas obrigatórias:

- I. aos direitos e às obrigações do provedor, incluídas as ações de manutenção, de recuperação e de melhoria ambiental do ecossistema por ele assumidas e os critérios e os indicadores da qualidade dos serviços ambientais prestados;*
- II. aos direitos e às obrigações do pagador, incluídos as formas, as condições e os prazos de realização da fiscalização e do monitoramento;*
- III. às condições de acesso, pelo poder público, à área objeto do contrato e aos dados relativos às ações de manutenção, de recuperação e de melhoria ambiental assumidas pelo provedor, em condições previamente pactuadas e respeitados os limites do sigilo legal ou constitucionalmente previsto.*

Por fim, após os artigos vetados do Capítulo IV, segue as disposições finais no Capítulo V, no qual foi incluída a possibilidade de a União firmar convênios com Estados, com o Distrito Federal, com Municípios e com entidades de direito público, bem como termos de parceria com

entidades qualificadas como organizações da sociedade civil de interesse público para o cumprimento dessa lei. Também ficou estabelecida a possibilidade das receitas oriundas da cobrança pelo uso dos recursos hídricos de que trata a Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, conhecida como Lei das Águas, serem destinadas a ações de pagamento por serviços ambientais. Ademais, a Lei nº 14.119/2021 altera a Lei nº 8.212, de 24 de julho de 1991, que dispõe sobre a seguridade social, e a Lei nº 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, que dispõe sobre a regulamentação dos dispositivos constitucionais relativos à reforma agrária.

De modo geral, apesar dos vetos quanto a criação de um órgão colegiado para definir a aplicação de recursos, criação de um cadastro nacional sobre os pagamentos e incentivos tributários adicionais para mudanças que busquem a sustentabilidade ambiental, a Lei nº 14.119/2021 representa um importante avanço no aprimoramento das políticas ambientais brasileiras ao viabilizar a preservação do meio ambiente e impulsionar a sustentabilidade da natureza para gerações futuras por meio de um leque de possibilidades compensatórias.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Altmann A., Souza, L. F., & Stanton, M. S. (2015). **Manual de apoio à atuação do Ministério Público; pagamento por serviços ambientais**. Porto Alegre: Andrefc.com Assessoria e Consultoria em Projetos. 106p.
- BAUMOL, W. J. **On taxation and the control of externalities**. American Economic Review, p. 62, v.3, p. 307-322, 1972.
- BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília-DF: Senado Federal, 1988.
- BRASIL. Lei 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências.
- BRASIL. Lei 14.119, de 13 de janeiro de 2021. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais; e altera as Leis nos 8.212, de 24 de julho de 1991, 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973, para adequá-las à nova política.
- BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.
- BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.
- CASTRO, Biancca Scarpeline de; YOUNG, Carlos Eduardo Frickmann; PEREIRA, Vanessa de Souza. **Iniciativas estaduais de pagamentos por serviços ambientais: análise legal e seus resultados**. In. Revista Iberoamericana de Economía Ecológica Vol. 28, No. 2: 44-71.
- CLAASSEN, R. **Have Conservation Compliance Incentives Reduced Soil Erosion?** Amber Waves. v. 2, n. 3, 2004.
- COASE, Ronald H. **The Problem of Social Cost**. Journal of Law and Economics, 1960.
- COUTO, Maria Claudia Lima; LANGE, Liséte Celina. **Análise dos sistemas de logística reversa no Brasil**. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 22, p. 889-898, 2017.
- ENGEL, Stefanie; PAGIOLA, Stefano; WUNDER, Sven. **Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues**. Ecological economics, v. 65, n. 4, p. 663-674, 2008.
- ESHET, T.; AYALON, O.; SHECHTER, M. **A critical review of economic valuation studies of externalities from incineration and landfilling**. Waste Management & Research, v.23, n.6, p. 487-504, 2005.

- GARRIDO, Luan Dantas; FONTGALLAND, Isabel Lausanne; SOUSA, Lázaro Avelino. MARTINS, Maria de Fátima. **O Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS) ecológico como instrumento do pagamento por serviços ambientais**. Research, Society and Development, v. 10, n. 3, p. e16310313262-e16310313262, 2021.
- GUEDES, Fátima Becker; SEEHUSEN, Susan Edda (Orgs.). **Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios**. Brasília: MMA, 2012.
- GUTIERREZ, Raffaella Loffredo; FERNANDES, Valdir; RAUEN, William Bonino. **Princípios protetor-recebedor e poluidor-pagador como instrumentos de incentivo à redução do consumo de água residencial no município de Curitiba (PR)**. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 22, p. 899-909, 2017.
- HARRIS, Jonathan M. **Environmental and natural resource economics: A Contemporary approach**.
- IPEA –INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Relatório de pesquisa sobre pagamento por serviços ambientais urbanos para gestão de resíduos sólidos**. Brasília: IPEA, 2010.
- KON, A. **Subsídios teóricos e metodológicos ao planejamento econômico público**. EAESP/FGV/NPP -Núcleo de Pesquisas e Publicações. Relatório de pesquisa nº 12, 1997.
- LEMOS, Patrícia Faga Iglecias; MENDES, João Múcio Amado. **Resíduos eletroeletrônicos e seu panorama jurídico no Brasil: desafios regulatórios e oportunidades de implementação de sistemas de logística reversa**. Revista de Direito Ambiental, São Paulo, v. 18, n. 72, p. 39-66, 2013.
- LIMA, Murilo Carvalho Miranda; MAIA, Fernando Joaquim Ferreira. **A logística reversa como instrumento de efetividade do princípio poluidor-pagador na redução dos impactos ambientais**. Scientia Iuris, v. 19, n. 2, p. 101-126, 2015.
- LIMA, Murilo Carvalho Miranda; MAIA, Fernando Joaquim Ferreira. **A logística reversa como instrumento de efetividade do princípio poluidor-pagador na redução dos impactos ambientais**. Scientia Iuris, v. 19, n. 2, p. 101-126, 2015.
- MILARÉ, Edis. **Direito do ambiente**. 10. ed. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2015.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystem and Human Well-Being: synthesis. Island.
<https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>.
- MORAES, J. L. A. **Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) como Instrumento de Política de Desenvolvimento Sustentável dos Territórios Rurais: O Projeto Protetor Das Águas de Vera Cruz, RS**. Sustentabilidade em Debate, v. 3, n. 1, p. 43-56, jan/jun 2012.
- OLIVEIRA, Adriano Carvalho; DA COSTA TUPIASSU, Lise Vieira; GROS-DESORMEAUX, Jean-Raphael. **Princípio do poluidor-pagador: a análise da sua evolução sob a perspectiva da organização para o desenvolvimento e cooperação econômica (OCDE)**. Duc In Altum-Cadernos de Direito, v. 11, n. 24, 2019.

- PAGIOLA, Stefano; ARCENAS, Agustin; PLATAIS, Gunars. **Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America.** World development, v. 33, n. 2, p. 237-253, 2005.
- PAGIOLA, Stefano; PLATAIS, Gunars. **Payments for environmental services: from theory to practice.** 2007.
- PEARCE, David. **El crecimiento y el medio ambiente: objetivos compatibles?** Environment matters, Washington, DC.: 2004. The World Bank Group, p.14-15, 2004.
- PINHEIRO, M. T. **Externalidades Positivas e Economicidades ao Erário: Proatividades do Observatório Social de Maringá.** Revista Brasileira de Políticas Públicas e Internacionais, v. 6, n. 1, p. 40-60, 2021.
- SALVATORE, Dominick. **International economics.** John Wiley & Sons, 2016.
- SILVEIRA, Stefano José Caetano da. **Externalidades negativas: as abordagens neoclássica e institucionalista.** Revista da FAE, v. 9, n. 2, 2006.
- SOARES, Thiago Costa; CUNHA, Dênis Antônio da. **Emissões de gases de efeito estufa e eficiência ambiental no Brasil.** Nova Economia, v. 29, p. 429-458, 2019.
- SPERANZA, Lais Galileu; MORETTI, Ricardo De Sousa. **Logística reversa: análise de processos implementados.** Oculum Ensaios, v. 11, n. 2, p. 287-299, 2014.
- TORRES, Carolina Adélia Liberato; FERRARESI, Gabriela Nenna. **Logística reversa de produtos eletroeletrônicos.** Inter Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade, v. 5, n. 2, p. 159-210, 2012.
- WUNDER, Sven. **Payments for environmental services: some nuts and bolts.** Occasional Paper nº 42. Jakarta: CIFOR, 2005.

A PEGADA ECOLÓGICA CONDUZINDO À EDUCAÇÃO AMBIENTAL: O BRASIL E O RESTO DO MUNDO NO DEBATE MUNDIAL

DOI: 10.51859/AMPLA.SQT242.1122-4

Isabel Lausanne Fontgalland

1. INTRODUÇÃO

Temáticas ligadas ao meio ambiente eram vagamente conhecidas dos pesquisadores brasileiros até o ano de 1992. Com a conferência mundial para o meio ambiente “*Earth Summit*”, conhecida pelo mnemônico Eco-Rio¹, abriu-se um atraente debate sobre a reestruturação econômica e os novos padrões de intervenção sobre os recursos naturais. A principal pauta apontou a natureza do desenvolvimento criado no último centenário de industrialização, como responsável pelos desajustes ambientais, pelo desequilíbrio patrimonial universal e pela produção de extrema pobreza no globo terrestre. Isso posto, uma gama de teóricos através do relatório “*nosso futuro comum*” assinalou que a exaustão dos recursos naturais conduzia ao aparecimento de falências ecossistêmicas, considerando o homem como seu principal causador. Com isso, criou-se um conceito contíguo, qual seja a sustentabilidade associada à condição finita dos recursos naturais. Igualmente, discutiu-se temas inéditos tais como: créditos de carbono, *Amazônia* pulmão do mundo, aquecimento global e educação ambiental.

Na efervescência desses temas, ficaram assentadas um específico contexto acadêmico-universitário que oportunizou discussões entre os então chamados ecologistas biólogos que

¹ Em 1992, a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento aconteceu no Rio de Janeiro, Brasil. Foi o maior de todos os tempos conferência e o objetivo central era identificar os princípios de ação para o “Desenvolvimento sustentável” no futuro.

fizeram *às vezes* do debate cidadão, colocando a cidadania ambiental também como uma questão de pertencimento ao cotidiano público, expondo de fato o papel da escola de base.

De Rachel Carson à Gro Harlem Brundtland², a discussão sobre o meio ambiente envolveu transversalidade e multidisciplinaridade. Nasce através da ONU (Organização das Nações Unidas) tratados importante, onde a agenda 21 (ONU, 1992), como carro-chefe, adotou de pronto, um plano de ação conjunto à educação, sendo esta a promotora de divulgação de ações de sustentabilidade entre as comunidades locais (ONU, 1993; Rowe, 2007). Dessa forma, a educação passando pela escola formal, apresenta conceitos e fortifica menções acerca dos recursos naturais e da sustentabilidade. O que é mais do que nunca percebido, como o reconhecimento da disseminação de conhecimentos, via acostumância social, são as ligações entre qualidade ambiental, igualdade humana, globalização e as políticas de desenvolvimento econômico subjacentes (Sterling, 2001). Isso impõe que a Escola, tendo por função mister a investigação crítica, e o pensamento sistêmico, explora a complexidade e as implicações dos conceitos do entorno do meio ambiente, fazendo com que se dissemine mais rapidamente a responsabilidade coletiva.

O plano de ação da Agenda 21, acordado na ECO-RIO de 1992, no Brasil, foi concebido para proporcionar um desenvolvimento sustentável global (Perdan et al., 2000). Reconheceu-se que a educação ambiental é uma componente crítica para se alcançar o desenvolvimento sustentável. A importância da educação foi também reconhecida em 2003 quando a Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura (UNESCO) declarou de 2005-2015, a seu decênio de Educação para o Desenvolvimento Sustentável (UNESCO, 2003) e identificou o papel crucial da sustentabilidade no ensino e aprendizagem (DuPuis e Ball, 2013; Opoku e Egbu, 2017).

2. O PAPEL DAS UNIVERSIDADES: PIONEIRA NA DISSEMINAÇÃO DO CONHECIMENTO SUSTENTÁVEL

Na arena internacional, a educação é vista não só como um direito humano fundamental, mas também um potencial promotor de valores e atitudes que possam promover práticas

² G. Brundtland apresenta o relatório “Nosso Futuro Comum” onde foram levantadas várias questões dentre elas população - da pressão populacional, da população e dos direitos humanos, pobreza, meio ambiente e desenvolvimento. As diferenças de perspectiva pareciam, no início, ser intransponível e exigia muito pensamento e vontade de se comunicar através das divisões de culturas, religiões e regiões.

sustentáveis entre os estudantes como futuros cidadãos. Nos primeiros anos do milênio (2004 a 2015), insurge pela UNICEF a menção *década da educação para a sustentabilidade*. A necessidade de que mais cidadãos pensem não só no econômico, mas também no impacto ambiental e social das suas ações, a fim de facilitar um desenvolvimento mais sustentável foi assim reconhecido (UICN, 2003). O pano de fundo desta investida é que se considere, de maneira generalizada, que os sistemas educativos sejam considerados como sensibilizadores e alvo do público no que diz respeito “permitir que os estudantes tomem decisões informadas”. O potencial particular da escola, enquanto instituição é que esta tem a capacidade de ampliar os conceitos científicos no entorno da sustentabilidade, a partir de uma perspectiva local.

Na sua definição mais básica, a sustentabilidade é um modo de vida que tem em conta os limites naturais dos recursos ambientais relacionados as atividades econômicas essenciais. Refere-se à capacidade do ser humano de sistema para continuar a manter um nível de produção ou qualidade de vida para as gerações futuras. Para alcançar a sustentabilidade dos meios e da natureza.

A educação vem à baila, neste debate, como a chave para alterar os padrões ambientalmente prejudiciais, embora não seja a resposta mais completa. Esta reúne os esforços mitigatórios, onde se cria novas relações econômicas, sociais e de direito onde se promove o melhor entrelaçamento ambiental (UNESCO,1997).

Huckle e Sterling, 1996; Martin e Jucker, 2005; Rowe, 2007), julgam que sejam necessários, para desenvolver métodos de mitigação da "carga ecológica", a identificação do potencial contribuição da sustentabilidade. Nos últimos anos, um instrumento eficaz de medida de sustentabilidade foi sugerido, dentro de um campus universitário, qual seja a pegada ecológica (P.E.), como referencial internacional. A P.E é definida como o total de uso da superfície terrestre, necessária para fornecer os recursos naturais, a um indivíduo ou uma comunidade, levando-se em conta o que este consome, e sua capacidade de absorver os resíduos e a poluição que produz (Rees, 1992; Wackernagel e Rees, 1996). Os cálculos da P.E revelaram que os serviços e recursos naturais agora consumidos de forma agregada, e em escala global, pesam em favor de um impacto que excede a produtividade renovável da natureza, e da capacidade de assimilação. Em muitos países, a procura de capacidade excede inclusive a sua área biologicamente produtiva disponível.

Como seria de se esperar, as universidades tornaram-se os atores críticos na entrega de conhecimentos para produzir e licenciar os conhecimentos que influenciariam as práticas de sustentabilidade, para alcançar os ambiciosos objetivos de redução das alterações climáticas acordados internacionalmente (Karatzoglou, 2013; Longhurst et al., 2014; Opoku e Egbu, 2017;

Kapitulcinova et al., 2018). Hodiernamente, é amplamente aceito que grande parte da responsabilidade pela educação ambiental e por conseguinte pelos conceitos de sustentabilidade caiba às universidades (Jones et al., 2008; Segalas et al., 2010; Pappas, 2012). De fato, Martin e Jucker (2005) argumentam que as organizações, mais críticas na condução da agenda da sustentabilidade, são as universidades, por serem o agrupamento mais efetivo de discussão científica.

Enquanto década da Educação, o milênio propõe desafios para o Desenvolvimento Sustentável da UNESCO e, portanto, para que a educação seja a líder no desenvolvimento do conhecimento sobre sustentabilidade, é necessário integrá-la plenamente em todos os níveis. As universidades aparecem como parceiros vitais na educação para a sustentabilidade. Higgins e Thomas (2016), contudo, argumentam que a posição da educação em sustentabilidade não é tão proeminente nos currículos universitários como deveria ser. Jones et al. (2008) discutiram onde a sustentabilidade se situa nos currículos do ensino superior, argumentando que as universidades devem assegurar-se de que fornecem um meio educativo através dos quais a educação de base assuma também lugar de enfrentamento nos muitos desafios que a agenda da sustentabilidade apresenta. Hedden et al., (2017) explicaram que, ao oferecer cursos que reconhecem os impactos ambientais e fazem avançar a aprendizagem dos estudantes, "as universidades podem afetar a educação para a sustentabilidade e, conseqüentemente, a causa ambientalista".

Apesar dos pontos de vista acima referidos de que as universidades têm de fato um papel fulcral a desempenhar para ajudar a educar os futuros profissionais da construção sobre as questões ambientais e o desenvolvimento sustentável, reconhece-se que pouco tem sido relatado sobre o mecanismo mais apropriado através do qual elas deveriam empreender este dever. Para ajudar a reformatar esta lacuna de conhecimentos, o estudo atual sugere que os educadores universitários precisam de repensar a sua abordagem pedagógica do ensino e da aprendizagem: devem adotar o quadro de conceitos de limiar como a ética educacional que sustenta a educação sustentável nos programas de graduação em construção.

A educação ambiental vem à tona, nas escolas brasileiras de base, somente cerca de 15 anos com o aparecimento de grupos isolados, principalmente do WWF (*World Wildlife Fund-Brasil*, 2006) e do BrasilEscola (2009), que propagam uma série de discussões sobre o meio-ambiente. Esses grupos consideram que a educação ambiental, portanto, é mais do que um processo que permite aos indivíduos explorarem as questões de métodos de investigação científicas, mas vai para além disso, dividindo a compreensão desses problemas como espaço viável conjuntural de entendimento do papel dos recursos naturais via introdução curricular.

Como resultados, os mesmos afirmam que os indivíduos desenvolvem uma compreensão mais profunda das questões ambientais e têm as habilidades, para tomar decisões informadas e responsáveis.

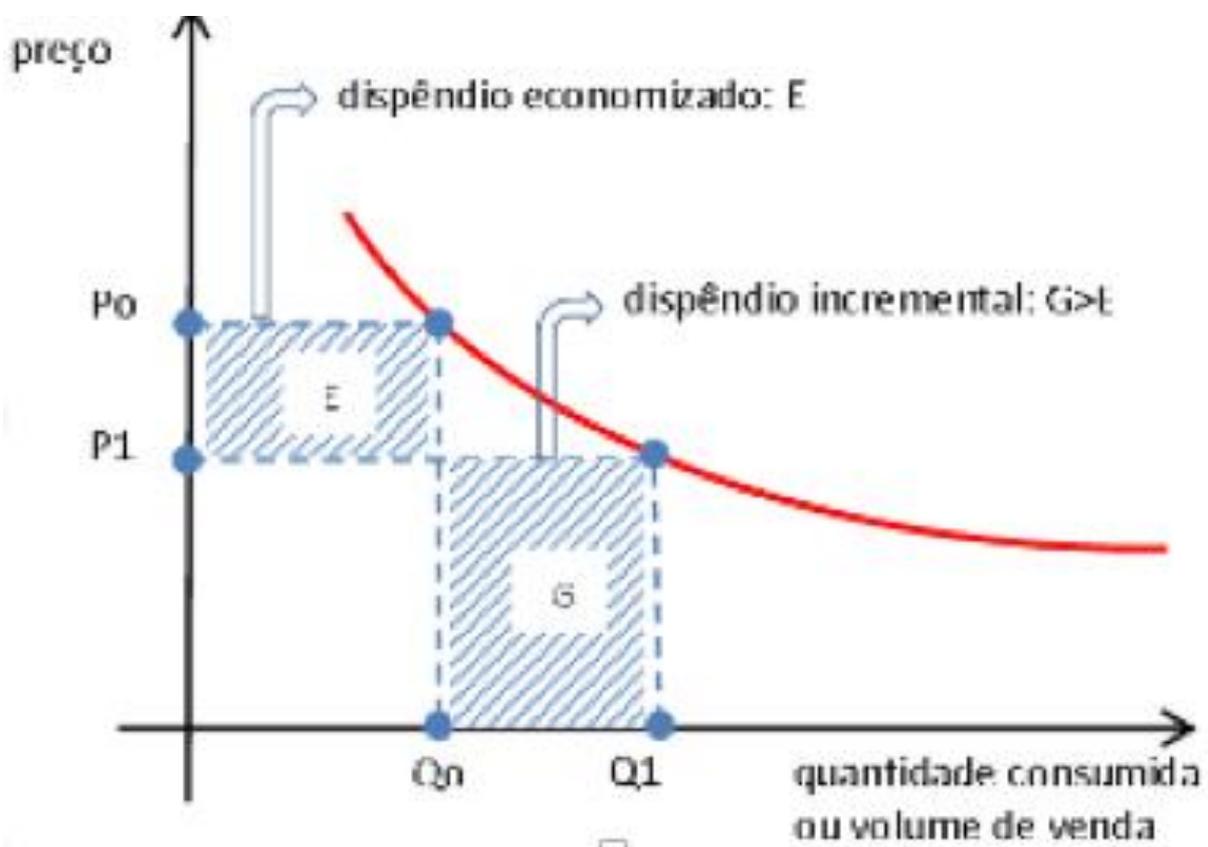
A experiência americana é inspiradora para o mundo, através da agência EPA - Environmental Protection Agency, e da Lei Nacional de Educação Ambiental de 1990 (contida na NEPA), as quais demonstram liderança nacional, no sentido de aumentar o contato de crianças e jovens, com a instrução ambiental via inclusão curricular. A EPA estabeleceu o seu Escritório de Educação Ambiental (AEB) para implementar esse programa e hoje é disseminado em praticamente todo mundo através de cinco editais: Rede Nacional de Estudos de Gestão Ambiental, Prêmios da Juventude Ambiental do Presidente, Programa de Bolsas Ambientais Terras Tribais, Prêmios de educação ambiental, Treinamento Ambiental e Programas e conferências para jovens (JRH). A necessidade para que mais cidadãos pensem não só nas variáveis econômicas, mas também no impacto ambiental e social de suas ações, são definidores de um desenvolvimento mais sustentável (IUCN, 2003).

3. CHÃO TEÓRICO: A PEGADA ECOLÓGICA COMO FORMA DE ENTENDIMENTO DO CONCEITO DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL

Mais de 36 milhões de pessoas já pesquisaram sobre a pegada ecológica³, desde a sua concepção. Originalmente, esse conceito foi criado pelos professores Mathis Wackernagel e Will Rees em 1992, em meio ao turbilhão de mensagens ambientalistas provenientes do mundo mais industrializado. No que se testemunhou que as discussões foram saindo dos muros da University of British Columbia em Vancouver, CA, a Global Footprint Network, expandiu o conceito da pegada ecológica para o mundo e para os cidadãos de modo particular, atingindo um volumoso contingente de adeptos. A Global Footprint criou a pegada ecológica no planeta, através de pontos da matriz de produção industrial, de maneira genérica, usando pontos em comum entre os países geograficamente agrupados em continentes, deste ensaio nasce um conceito derivado chamado de calculadora ecológica. Esta, portanto, é uma métrica que contabiliza a relação entre o consumo, exploração e utilização dos recursos naturais e a capacidade do planeta em repor tais elementos naturalmente. De acordo Wackernagel (1992),

³ A Pegada Ecológica é uma medida em hectare global (kha) calculada de acordo com seis componentes diferentes: pegada de carbono, pegada de terras agrícolas, pegada florestal, pegada de pastagem, pegada de área construída, pegada da área de pesca (WWF, 2012).

a pegada ecológica é uma medida em hectares, pois faz referência à área territorial utilizada para manter a **biocapacidade** da Terra. Contiguamente, criou-se, o conceito de **biocapacidade**, que é um importante reconhecimento às discussões de Brundtland em 1992, referindo-se ao quanto o planeta conseguiria suportar em relação às atividades humanas sem perder seu espaço natural. Os cálculos realizados apontaram, em 1992, que a **biocapacidade** do planeta era de 2,1 hectares por ano, enquanto o nosso consumo apontava já para 2,7 hectares anuais, revelando, portanto, uma pegada ecológica negativa. Isso significa que, o que deveria ser repostado por 1,4 hectares anuais do planeta Terra, não estava sendo revitalizado naturalmente. Esse **valor** só aumentaria quando nos referimos apenas aos países desenvolvidos, devido ao forte despêndio em recursos naturais e em poluição atmosférica.



Fonte: Wacknagel & Rees (1992)

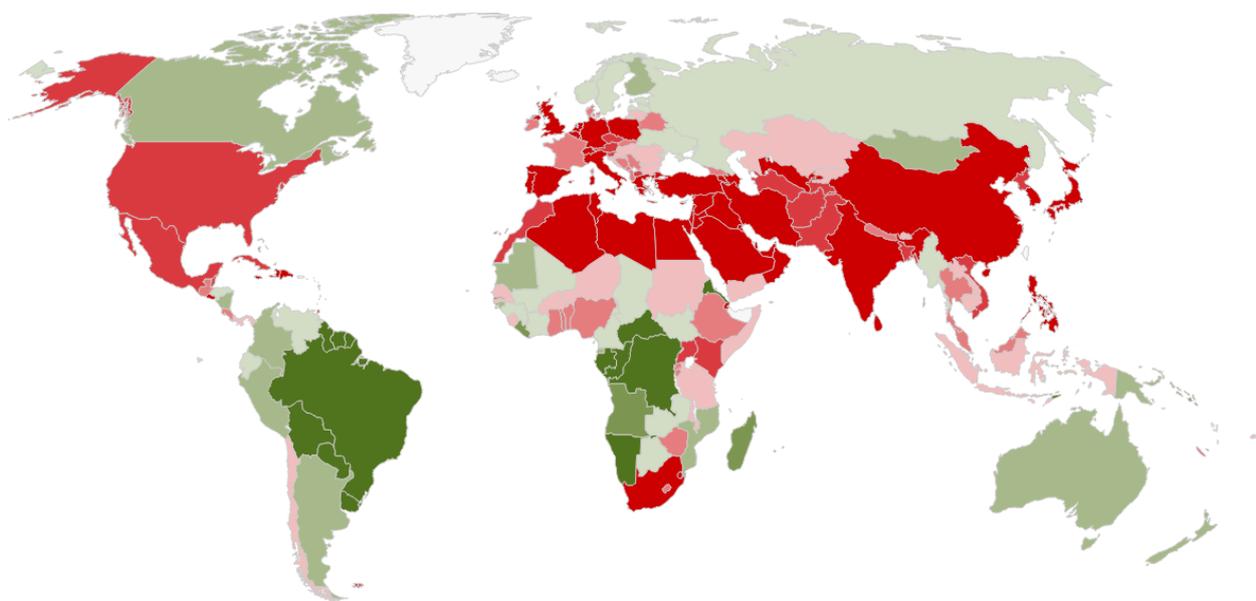
Nota: Como as despesas financeiras são comparadas com as receitas, as Contas Nacionais da Pegada Ecológica comparam-se os valores da Produto interno bruto para se obter uma comparação do capital natural. Uma situação de déficit de biocapacidade é identificada quando o valor da Pegada Ecológica é superior ao valor de biocapacidade; por outro lado, quando a biocapacidade é maior do que a Pegada Ecológica, as Contas Nacionais da Pegada Ecológica relatam uma situação de reservas de biocapacidade.

O conceito de pegada ecológica, refere-se também a quantidade de resíduos que produzimos em relação aos limites de quanto o planeta consegue absorvê-los e transformá-los

em recursos ao longo do tempo. Essa relação, também, é importante para mensurar o uso de recursos naturais e a produção lixo com a velocidade de reposição do planeta. Da importância desse entendimento do planeta, às atividades subjacentes de exploração derivou-se um outro conceito qual seja o da sociedade sustentável, onde se usa de forma balanceada os recursos naturais sem comprometer sua disponibilidade para as gerações futuras.

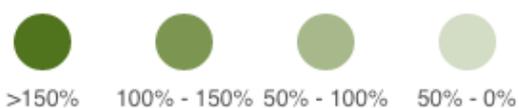
Como se trata de um dado, a pegada ecológica mede, em termos quantitativos, os elementos naturais necessários para manter o estilo de vida da sociedade em geral. Portanto, se o nível de consumo de um indivíduo for maior do que aquilo que pode ser repostado pela natureza, significa que este, está providenciando, um dispêndio para a sociedade (futura), não sustentável, representando uma ameaça à manutenção da vida do planeta. A Pegada Ecológica (P.E.)⁴ usa também fluxos de materiais e energia para estimar a 'carga' biofísica em que as populações humanas ou processos industriais impõem aos ecossistemas em todo o mundo (Rees, 1992; Wackernagel e Rees, 1996). Suas estimativas de análise oferecem dentre outras, a 'carga' em termos da área total do ecossistema necessária para suportar um indivíduo, uma cidade, uma região, um país ou todo o mundo humano população (Wackernagel e Rees, 1996; Wackernagel et al. 2006). A suposição básica é que diferentes categorias da atividade humana, como consumo de energia e recursos e a emissão de resíduos, requerem uma certa quantidade de produção ou terra ou água de absorção. Isso na atual da globalização, a P. E oferece elementos necessários para se conhecer e sustentar a existência de uma determinada população humana é muito maior e, muitas vezes, muito mais distante da área em que essa população vive mais do que antes.

⁴ De forma simples, a calculadora da pegada ecológica foi a primeira ferramenta de ensino utilizada para ajudar os estudantes a adquirir uma compreensão das questões ambientais e de desenvolvimento sustentável enfrentadas pela indústria na qual irão trabalhar como licenciados e profissionais. A calculadora de carbono é uma ferramenta online concebida para medir a pegada de CO₂ de uma pessoa. As razões por detrás da decisão de utilizar a ferramenta foram duplas. Em primeiro lugar, permite aos estudantes calcular e compreender a sua pegada de carbono. Ao fazê-lo, os estudantes adquirem uma apreciação mais profunda das suas escolhas individuais de estilo de vida e de como estas influenciam o seu resultado global em termos da sua contribuição para o aumento da concentração atmosférica de carbono.



BIOCAPACITY CREDITORS
BIOCAPACITY GREATER THAN FOOTPRINT

BIOCAPACITY DEBTORS
FOOTPRINT GREATER THAN BIOCAPACITY



Nota 1: DÉFICE ECOLÓGICO/RESERVADO ocorre quando a Pegada Ecológica de uma população excede a biocapacidade da área disponível para essa população. Um déficit ecológico nacional significa que a nação passa a importar biocapacidade através do comércio, liquidando bens ecológicos nacionais ou emitindo resíduos de dióxido de carbono na atmosfera. Existe uma reserva ecológica quando a biocapacidade de uma região excede a Pegada Ecológica da sua população.

Nota 2: As áreas em verde referem-se aos países que ainda possuem condições de regeneração de suas áreas naturais, e contando com ecossistemas e florestas nativas, também chamados de credores de carbono, as áreas em vermelho são os hotspots representam as áreas com maior incidência industrial, e são chamados devedores de carbono.

Aliados aos tópicos críticos da P.E., despontam alguns temas os quais são derivados do arcabouço da pegada ecológica como:

- Ensino ecológico multidisciplinar: os cálculos da pegada ecológica apresentam processos ecológicos dos quais questionam os modos de vida da sociedade hoje. Os cálculos levam em consideração os limites naturais para o uso de recursos e, portanto, ajudam os estudantes a conhecer o conceito de **overshoot** e suas implicações para as gerações futuras.
- Conhecimento disseminado: o exame da pegada ecológica conduz inevitavelmente a investigações sobre o desenvolvimento dos sistemas sócio-políticos, dados

demográficos da população, tendências de consumo, e favorecendo a novos modelos de desenvolvimento econômico.

- **Life Style:** a calculadora da pegada ecológica fornece um mecanismo de feedback exclusivo e medida sobre os impactos de seu consumo *percapita* associados ao estilo de vida” ou seja do *modus operandi* do consumo
- História ambiental: O *modus operandi social* e avaliações precisas dos impactos cumulativos de como a sociedade humana moldou o mundo natural e vice-versa. Os cálculos da pegada ecológica comparados por indivíduos, grupos ou nações inteiras podem fornecer uma base para discussões abrangentes sobre a desigualdade no uso e desperdício de recursos, bem como os sistemas culturais, políticos e econômicos que os estruturam.
- Contabilidade ecológica: a calculadora da pegada ecológica recomenda modelos múltiplos e muito diferentes de alcançar a sustentabilidade, e fomentam a grande discussão sobre ICMS ecológico, pagamento por serviços ambientais (PSA) e etc.
- Direções futuras: as discussões sobre a pegada ecológica geralmente levam a questões amplas, tais como definir e construir uma sociedade sustentável.

3.1. Uma educação que conduz a sustentabilidade: o papel da Escola

A Escola é a melhor mediadora social e a maior instrumentadora dos conceitos universais e por isso, é a melhor escolha para mentorar a educação ambiental. Duas razões são explicativas dessa escolha: em primeiro lugar, por envelopar todo um cinturão social e econômico de maneira mais abrangente; em segundo, por dispor institucionalmente do poder em conferir grau acadêmico formativo. Isto posto, como medida e como conceito, é extremamente útil como construção de uma ferramenta de equidade e promoção e bem-estar.

A educação para o desenvolvimento sustentável é essencial para o processo da primeira infância à educação de adultos. Esta é de especial importância para as crianças, pois os valores, estilos de vida e atitudes são determinados desde muito cedo. A educação ambiental (EA) e a educação para o desenvolvimento sustentável (EDS) tornou-se uma prioridade crescente nos níveis local, nacional e internacional, nos últimos anos. O papel central das EA e EDS, em promover os valores e as habilidades necessárias para cumprir a missão da escola, é indiscutível pois campeã níveis sociais diversos.

Em sua definição mais básica, a sustentabilidade refere-se a um modo de vida que leva em consideração, os limites do ambiente natural como o apoio e o esteio do conhecimento. A sustentabilidade tem duas dimensões: influência e dependência. Quanto mais se aprofunda o entendimento da influência humana sobre o meio ambiente, mas se constata a relação de dependência entre os sistemas ecológicos e a diversidade das atividades econômicas.

A educação entra como coadjuvante no sentido de engendrar em primeiro lugar: consciência e compreensão. Em segundo, no sentido de envolver os indivíduos na reflexão crítica dos estilos de vida atuais e ações e capacitá-los a tomar decisões e mudanças informadas em direção a um mundo mais sustentável como está posto na definição da pegada ecológica (Fien e Tilbury, 2002; Tilbury, 2004). O conhecimento, valores e práticas da sustentabilidade oferecem uma forma de fazer isso, com seu foco na abordagem ambiental e questões sociais por meio de práticas pedagógicas sociais, comportamentais e críticas, e seu apoio a abordagens interdisciplinares para superar a fragmentação do currículo (Tilbury, 1995).

A análise da pegada ecológica como um indicador de sustentabilidade, EFA, é um método que pode ajudar a avaliar a eficácia do ensino da sustentabilidade em instituições de ensino superior. Esta técnica oferece uma medida quantitativa de sustentabilidade que pode ser sistematicamente rastreada e comparada entre indivíduos, famílias, instituições, e áreas geográficas. Rees e Wackernagel introduziram pela primeira vez o conceito EF, num esforço para converter estes princípios gerais num mensurável indicador de se as exigências da população permanecem dentro dos limites da terra reservas de capital natural (Wackernagel et al., 1999b). Uma EF é uma medida como a área total de terra produtiva, e água necessária para produzir continuamente todos os recursos consumidos e para assimilar todos os resíduos produzidos por uma população definida num local específico (Rees e Wackernagel, 1996).

A importância da calculadora da pegada ecológica é que ela agrega e converte tipicamente complexos padrões de utilização de recursos, num único número. Os cálculos da P.E são baseados em sobre dois pressupostos básicos: primeiro, a maior parte do consumo, e grande parte dos resíduos gerar podem ser contabilizadas; e em segundo lugar, as áreas biologicamente produtivas apropriados para estes padrões de consumo e a assimilação de resíduos pode ser calculado (Wackernagel et al., 1999a). As categorias de consumo incluem: alimentação, habitação, transporte, bens de consumo, serviços e resíduos. A P.E é normalmente expressa em acres (ou hectares) globais. Cada acre global corresponde a um acre de biologicamente área produtiva com base na produtividade média da Terra.

O uso de escalas geográficas, incluindo global/nacional, municipal/institucional (Barrett e Scott, 2003; Flint, 2001), e o nível individual (Crompton et al., 2002) são impactantes na P.E.

Na escala familiar, o impacto individual é frequentemente avaliado através de contabilidade direta ou de questionários simplificados (Wackernagel e Yount, 2000). Simmons and Chambers (1998) onde se concebeu uma ferramenta para agregados familiares chamada "EcoCal", um questionário fácil de usar baseado em computador, composto por 45 perguntas. Os autores destacaram dez pontos, onde foi dedicado às universidades como plano exortação e diz que "empenharem-se na educação, investigação, formação de políticas e informação ... para avançar para um futuro sustentável" (ULSF, 1990). A partir de 2001 cerca de 280 universidades em mais de 40 países assinaram a declaração.

A discussão sobre as dimensões críticas da sustentabilidade no ensino superior permaneceu e através da assinatura de múltiplas declarações internacionais, obteve-se a implementação de programas nacionais, e iniciativas específicas no seio das universidades (Clugston e Calder, 1999; Wright, 2003). Embora todas estas iniciativas tenham as suas próprias nuances, um tema é proeminente: as instituições de ensino superior têm uma responsabilidade desenvolver currículo, ensinar, e formar os estudantes sobre os princípios da sustentabilidade. E, as universidades devem transmitir os conhecimentos e competências que permitirão aos licenciados, criar as mudanças necessárias para alcançar uma sociedade mais sustentável.

Embora alguns dos princípios gerais da sustentabilidade e do ensino superior tenham sido conhecimento definido e sistemático do impacto das iniciativas existentes e das formas de incorporar eficazmente a sustentabilidade nos currículos universitários é limitada devido à falta de investigação empírica sobre o tema. A investigação descritiva e orientada para a defesa que permeia a literatura tem recebido recentemente críticas consideráveis de académicos da educação ambiental (Palmer, 1999; Fien, 2002). Por exemplo, Fien (2002) nota que a maioria dos estudos sobre sustentabilidade, no ensino superior, carecem de rigor desenhos de investigação, na medida em que não comunicam, os procedimentos de recolha de dados, análise de dados, e questões de validade. O autor sugere que a utilização de abordagens tais como desenhos de pré e pós-testes, quase-experimentais, podem ser um de vários paradigmas de investigação para fazer avançar o estado do conhecimento sobre sustentabilidade e superior educação.

3.2. A escola como espaço de educação ambiental

Os problemas de sustentabilidade estão, sem dúvida, entre as principais preocupações da atualidade, e abrangem quase todos os aspectos da sociedade. Essa classe de dilemas sócio-ecológicos é bem conhecida como problemas perversos (Rittel e Webber, 1973). Problemas perversos⁵ são aqueles de questões complexas, que não têm definição clara e que não podem ser resolvidos, através dos modos tradicionais de tomada de decisão. Eles não são necessariamente moralmente perversos, e problemáticos, pois suas soluções resistem às habituais tentativas de resolvê-los e trazer outras implicações, muitas vezes imprevistas. Contrastá-los como problemas domesticados, para os quais o conhecimento científico usa o *sensu comum*, pode levar a banalização e ao desdém da sociedade, mas se tratados como procedimentos podem derivar em soluções (Brown et al., 2010; Rittel e Webber, 1973). Os problemas da sustentabilidade são um exemplo, bem conhecido de problemas perversos nos quais estes evidenciam dificuldades no problema de formulação, podendo apresentar várias soluções, mas não são compatíveis, são únicos, e consistem em competir objetivos, e são descritos por prazos abertos (Lotz-Sisitka et al., 2015; Seager et al., 2012). Assim, surge o desafio para as instituições de ensino ferramentar os indivíduos com habilidades necessárias para compreender e resolver problemas dessa natureza.

Tornando o invisível visível, a educação aliada à economia mostra que muito dos modelos de consumo e seus muitos impactos ambientais, não são imediatamente óbvios, uma vez que são obscurecidos por nosso conhecimento limitado de qualquer número de processos complexos de extração e produção. A pegada ecológica encoraja a investigação e discussão desses processos e, portanto, oferece muitas oportunidades para considerar mais plenamente os impactos humanos no mundo natural. Com o rápido aumento da população mundial e da industrialização, a demanda por produtos fortes em recursos naturais são mais e mais efusivas.

Fornecendo uma lente através da qual o problema pode ser considerado, o quadro teórico que sustenta o estudo atual é o quadro dos conceitos de limiar, que foi introduzido em 2003 por Erik Meyer e Ray Land, no qual baseia-se na observação de que existem frequentemente conceitos apresentados em programas universitários que são difíceis de compreender e, portanto, problemáticos para os estudantes comuns torna-se inacessível. Apesar disto, é considerado essencial que os estudantes compreendam e compreendam estes conceitos centrais para que possam avançar no seu programa e lutar pelo domínio da sua

⁵ Nos Estados Unidos se proibiu desde 1992, lavar carros com água tratada da rua, sendo a pena passível de detenção e multa maior que U\$ 900.

disciplina (Cousin, 2006). Meyer e Land (2003) comparou isto à abertura de um portal através do qual formas de pensamento anteriormente complexas podiam ser acedidas e representavam uma transformação na compreensão, permitindo a um estudante progredir. Prosseguiram dizendo que, uma vez feita a transição, os estudantes experimentariam fenómenos na sua disciplina de forma diferente.

O quadro de conceitos de limiar no contexto da aprendizagem transformadora na educação para a sustentabilidade foi utilizado durante o estudo atual, com a premissa de que proporciona oportunidades para os estudantes experimentarem, "uma mudança significativa na percepção de um assunto. É, como Meyer e Land (2005) onde são definidos momentos críticos da experiência educacional, e os estudantes começam a encontrar novas formas de compreender, os conceitos de sustentabilidade. Meyer e Land (2005) também descrevem o estado de liminaridade como o lugar em que uma pessoa habita ao transitar entre as diferentes fases de desenvolvimento pessoal. A "internalização de um conceito é comparada a uma viagem ou 'ritual de passagem' dentro e fora de um espaço liminar" (Baille et al., 2012, p. 229). É nestes estados liminares que os estudantes se encontram ao tentarem compreender as questões em torno da sustentabilidade.

As cinco características principais, que moldam o enquadramento dos conceitos de limiar, são mostradas abaixo. A cada uma delas foi atribuído um código único para fazer uma referência cruzada dos resultados:

- 1) Transformativa: os estudantes fazem uma mudança substancial na sua percepção e compreensão de um conceito (Lucas e Mladenovic, 2007) e são uma característica essencial do quadro (Baille et al., 2012). O processo transformativo permite aos estudantes compreender conceitos dentro da sua disciplina de uma forma completamente diferente (Eckerdal et al., 2006).
- 2) Irreversível: uma vez aprendido algo, não pode ser desaprendido. Uma vez que um conceito seja genuinamente compreendido, será necessário um esforço considerável para ser esquecido. Como Baille et al. (2012) identificam, a compreensão de algo isolado de outras coisas pode não ser suficiente para o servir adequadamente para sempre. A aprendizagem é e deve ser um processo contínuo.
- 3) Integracionalista: os estudantes descobrem a inter-relação de vários fenómenos. A interligação entre conceitos, que até agora podem ter sido ocultados, pode ser exposta para permitir aos estudantes fazer uma ligação entre os vários conceitos.

- 4) Híbrida: por vezes descrito como marcadores de fronteira (Eckerdal et al., 2006, p. 103), este termo descreve os limites que delimitam um conceito. Os limites podem ser definidos como fronteiras de um conceito que faz fronteira com outros conceitos (Cousin, 2006).
- 5) Problemática: Eckerdal et al. (2006) descrevem este termo como conceitos que são potencialmente difíceis de compreender. Meyer e Land (2003) adoptaram este conceito para descrever situações em que os estudantes lutaram para compreender conceitos dentro da sua disciplina. Ao abordar a relação entre o conhecimento teórico e o contexto em que este é aplicado, então ao refletir sobre a sua experiência, os alunos podem ultrapassar o limiar do conhecimento e desenvolver uma compreensão mais profunda da sua disciplina.

4. O PAPEL DA GLOBAL FOOT PRINT

O núcleo da Global Footprint Network é a Pegada Ecológica, uma métrica abrangente de sustentabilidade. Foi criada por Mathis Wackernagel e William Rees no início dos anos 90 como parte da investigação de doutoramento de Wackernagel na Universidade de British Columbia, Canadá. Ao longo dos anos, o conceito de Pegada Ecológica cresceu e tornou-se uma frase familiar em todo o mundo. O termo "pegada"⁶ tornou-se sinónimo de comportamento humano e do seu impacto.

A estratégia chave da Global Footprint Network tem sido a de disponibilizar dados robustos sobre a Pegada Ecológica. A Pegada Ecológica continua a ser a única métrica que compara de forma abrangente a procura humana na natureza com a capacidade de regeneração da natureza. Baseia-se numa contabilidade simples e direta - e não numa pontuação arbitrária. Desde a sua criação, a Global Footprint Network calculou as Pegadas Ecológicas dos países para cada ano em que os dados da ONU estiveram disponíveis. Atualmente, isto significa de 1961 a 2018. Juntamente com os nossos parceiros, temos tornado cada edição anual mais transparente e mais exata. Isto incluiu revisões rigorosas por institutos governamentais e comités consultivos.

Segundo a WWF – 2010, a pegada ecológica é constituída por seis pegadas distintas: Carbono, Pastagem, Floresta, Pesca, Solo Agrícola e Área Construída.

⁶ Mas o que de fato se queria dizer seria as marcas de afundamento no planeta que os indivíduos deixam.

Componente	Definição
Pegada de Carbono	Calculada como a área florestal necessária para capturar às emissões de CO ₂ , resultantes da queima de combustíveis fósseis, mudanças de uso de solo e processos químicos. As emissões de CO ₂ absorvidas pelos oceanos não são contabilizadas.
Pegada da pastagem	Calculada como a área de pastagem necessária para a produção de carne, leite e derivados, pele e lã.
Pegada da área de floresta	Calculada a partir da quantidade de madeira e produtos derivados, pasta e madeira utilizados para combustível, consumidos por cada país anualmente.
Pegada de pesca	Calculada a partir da estimativa da produtividade primária necessária para sustentar os peixes e marisco pescado.
Pegada de solo agrícola	Calculada como a área utilizada na produção de alimento e fibra para alimentação, rações, óleos e borracha.
Pegada de área construída	Calculada através da área ocupada por infraestruturas humanas, incluindo transportes, habitação, indústrias e albufeiras artificiais.

Fonte: Global Footprint, 2013.

A constatação de que os recursos são limitados levou ao desenvolvimento de ferramentas concebidas para medir quanta "natureza" é necessária para manter um certo estilo de vida humano. A Pegada Ecológica foi concebida como um instrumento para revelar a relação entre estilos de vida e padrões de consumo de uma população e do capital natural consumido. O indicador mostra:

- A capacidade de carga do planeta, expressa pela **biocapacidade**, que é a capacidade potencial de uma área para fornecer bens e serviços ecológicos (biodiversidade, estabilidade climática, etc.).
- O valor geopolítico para os territórios. Desempenhará um papel fundamental na competitividade e os padrões de relacionamento entre nações, bem como na qualidade de vida das comunidades.

No sentido econômico, a pegada ecológica tem como objetivo comparar a demanda de serviços ecológicos com a disponibilidade de oferta de recursos naturais (análise de estoque). Tal métrica é necessária para fazer com que os agentes de decisão política compreendam a ameaça de recursos naturais, e para facilitar a emergência de um consenso sobre as ações que são necessárias, para enfrentar os riscos ecológicos. Durante o começo do milênio, a GlobalFootprint esforçou-se por desenvolver e amadurecer a metodologia das Contas Nacionais da Pegada Ecológica.

Cálculo da Pegada Ecológica:

$EF = \sum Ti / Yw \times EQFi$, onde Ti é a quantidade anual de toneladas de cada produto i que são consumidas na nação, Yw é o rendimento anual médio mundial para a produção de cada produto i , e $EQFi$ é o fator de equivalência para cada produto i .

A simples economia das externalidades esclarece que as falhas do mercado podem gerar incentivos de preços que resultam em danos ambientais excessivos e ineficientes, porque os preços pagos para produzir de espaços abertos podem não refletir os seus verdadeiros custos de recursos. A fórmula da P.E. incentiva a se conhecer os fatores microeconômicos tais como a terra, a utilização da água, a emissão de gases, a erosão o desperdício de energia etc.



Carbono

Representa a extensão de áreas florestais capaz de sequestrar emissões de CO2 derivadas da queima de combustíveis fósseis, excluindo-se a parcela absorvida pelos oceanos que provoca a acidificação.



Florestas

Representa a extensão de áreas florestais necessárias para o fornecimento de produtos madeireiros, celulose e lenha.



Áreas de cultivo

Representa a extensão de áreas de cultivo usadas para a produção de alimentos e fibras para consumo humano, bem como para a produção de ração para o gado, oleaginosas e borracha.



Pastagens

Representa a extensão de áreas de pastagem utilizadas para a criação de gado de corte e leiteiro e para a produção de couro e produtos de lã.



Áreas construídas

Representa a extensão de áreas cobertas por infraestrutura humana, inclusive transportes, habitação, estruturas industriais e reservatórios para a geração de energia hidrelétrica.



Estoques pesqueiros

Calculada a partir da estimativa de produção primária necessária para sustentar os peixes e mariscos capturados, com base em dados de captura relativos a espécies marinhas e de água doce.

Fonte: WWF- Brasil - 2021

Como estas "externalidades de custos" recaem substancialmente sobre outras partes que não o produtor ou o comprador, as suas decisões tenderão a ignorar tais custos. Assim, a produção e a utilização serão esbanjadoras e excessivas em comparação com o que é socialmente óptimo e eficiente.

Ao distorcer os incentivos, as "externalidades" significam que os mercados não dão aos produtores e consumidores os sinais certos para conservar os nossos recursos comuns.

O desenvolvimento sustentável tornou-se finalmente a Estrela do Norte para a comunidade internacional. Embora introduzida há apenas 30 anos na ONU através da "Comissão Brundtland" (Comissão Mundial sobre Ambiente e Desenvolvimento, 1987), passou agora para o centro do palco: é referenciada na página principal da ONU,¹ e tem o seu website dedicado.² Este apoio público extraordinariamente positivo reflete o compromisso oficial do mundo para com o bem-estar de todos (desenvolvimento), ao mesmo tempo que reconhece a necessidade de operar dentro dos limites ecológicos do planeta (sustentável). Esta é a essência de qualquer definição séria de desenvolvimento sustentável, incluindo WWF, IUCN, e UNEP's "melhorar a qualidade da vida humana vivendo dentro da capacidade de suporte dos ecossistemas" [WWF (World Wide Fund for Nature), IUCN (International Union for Conservation of Nature), e UNEP (United Nations Environment Programme), 1991] ou a comissão Brundtland "desenvolvimento sustentável é o desenvolvimento que satisfaz as necessidades do presente sem comprometer a capacidade das gerações futuras de satisfazer as suas próprias necessidades" (World Commission on Environment and Development, 1987). Embora esta última não faça explicitamente referência a restrições biofísicas ou à segurança dos recursos fá-lo implicitamente: um planeta esgotado não será capaz de fornecer os inputs físicos necessários para as gerações futuras.

O fato de a capacidade regenerativa do mundo estar sobrecarregada não é contestado, nem que o capital natural se esteja a tornar um fator limitativo para as atividades humanas atuais e futuras. A Avaliação do Ecossistema do Milénio (2005) e a investigação que apoia a iniciativa das fronteiras planetárias (UNFCCC, 2015; Huntingford e Mercado, 2016) documentam uma utilização ecológica excessiva, incluindo uma rápida perda de biodiversidade, nitrificação excessiva, e alterações climáticas. As limitações impostas por este último ganharam mais proeminência através do objetivo do Acordo Climático de Paris de 2015 de não exceder 2°C de aquecimento em relação às temperaturas pré-industriais (idealmente não mais de 1,5°C) (UNFCCC, 2015). No entanto, as concentrações actuais de 409 ppm de CO₂ na atmosfera podem já comprometer a humanidade a um aquecimento de 1,5°C (Huntingford e Mercado, 2016). Se de facto 450 ppm de CO₂ é o limite superior para dar à humanidade uma

elevada probabilidade de se manter abaixo dos 2°C (IPCC, 2014), e as emissões atuais levarem a um aumento anual de 2-3 ppm na concentração atmosférica de CO₂ (assumindo, para simplificar, que os gases com efeito de estufa não CO₂ podem ser negligenciados, enquanto na realidade acrescentam uma pressão de aquecimento significativa), então a humanidade tem muito menos de 20 anos de emissões actuais de CO₂ para o próximo milénio e para além dele (muito menos de 700 Gt CO₂e), seja da utilização de combustíveis fósseis, produção de cimento, práticas agrícolas emissoras de gases com efeito de estufa, ou alteração do uso do solo (Rockström et al., 2017).

Além disso, é possível quantificar a atual sobreutilização global dos ecossistemas do planeta pela humanidade. Uma métrica abrangente soma todas as exigências concorrentes da humanidade em termos de espaço biologicamente produtivo: área para culturas, peixe, gado, fibras, madeira, sequestro de excesso de CO₂ de combustíveis fósseis, e áreas produtivas utilizadas para cidades e estradas. Na essência, esta abordagem é directa, somando todas as áreas não sobrepostas necessárias para regenerar o que as pessoas exigem. A soma total desta área é a Pegada Ecológica da humanidade (Wackernagel et al., 2014). As estimativas mais recentes, muito provavelmente conservadoras, indicam que a procura da humanidade excede a capacidade disponível em mais de 68% (Borucke et al., 2013; Global Footprint Network, 2017). Esta sobreutilização ocorre porque as pessoas podem emitir mais CO₂ do que a terra e os oceanos se sequestram, as árvores podem ser cortadas mais rapidamente do que se voltam a crescer, e os peixes podem ser colhidos mais rapidamente do que se reabastecem. Como os fluxos de capital natural exigidos pelas atividades humanas excedem o que o capital natural regenera durante o mesmo período de tempo, esta métrica revela o esgotamento dos stocks levando à degradação ambiental. A degradação ambiental significa que a capacidade de regeneração destes ecossistemas é reduzida. Durante algum tempo, este fosso entre a procura humana e a regeneração pode ser colmatado pelo esgotamento do capital natural, tal como através da floresta, das águas subterrâneas, do solo ou do esgotamento das meias de peixe, ou pela acumulação de sumidouros de resíduos, tais como a acumulação de CO₂ na atmosfera. Mas o arrastamento não pode durar, como explicado no exemplo da emissão de carbono acima, que representa uma parte significativa da atual sobreutilização global.

Dado o apelo ao desenvolvimento sustentável e os constrangimentos físicos claramente documentados, a questão torna-se se, de acordo com os esforços desenvolvidos, se consegue atingir o objetivo global de bem-estar para todos, dentro dos meios da natureza.

O esforço global mais significativo para abordar de forma abrangente o desenvolvimento sustentável são os ODS da ONU (Nações Unidas, 2015) lançados em Setembro de 2015. São sem

precedentes e únicos, e elogiamos profundamente a ONU por ter sido capaz de orquestrar com sucesso a sua concretização. Desenvolvido por

5. METRICAS DERIVADAS DO CÁLCULO DA PEGADA ECOLÓGICA:

As métricas mais usuais são:

MC3:

O standard MC3 obriga ao cálculo de todas as fontes de emissão partindo da “melhor tecnologia disponível”: emissões diretas, indiretas e outras emissões indiretas, de forma a irem ao encontro de alguns requisitos de reporte.

IPCC:

Fornece coeficientes que permitem transformar emissões de diferentes gases em toneladas equivalentes de CO₂, tendo em consideração o respetivo Potencial de Aquecimento Global¹⁰ (IPCC, 2006) num horizonte temporal de 20, 100 e 500 anos. O MC3 adota o horizonte temporal intermédio, 100 anos, dando mais importância às decisões de curto e médio prazo (Carballo-Penela e Doménech, 2010).

OVERSHOOT DAY:

Segundo a WWF, em homenagem ao dia da sobrecarga da terra, 08 de agosto, calcula-se o overshoot day (dia da sobrecarga da terra) que nada mais é do que o cálculo do número de dias daquele ano, em que a biocapacidade do planeta Terra é suficiente para suportar a Pegada Ecológica da humanidade naquele mesmo ano. O restante do ano corresponde ao uso excessivo global. Para calcular o Overshoot Day, divide-se a biocapacidade mundial (a quantidade de recursos ecológicos que o planeta é capaz de gerar naquele ano) pela Pegada Ecológica mundial (a demanda da humanidade naquele ano) e multiplica-se por 365, que é o número de dias no calendário anual.

PRINCÍPIO POLUÍDOR – PAGADOR:

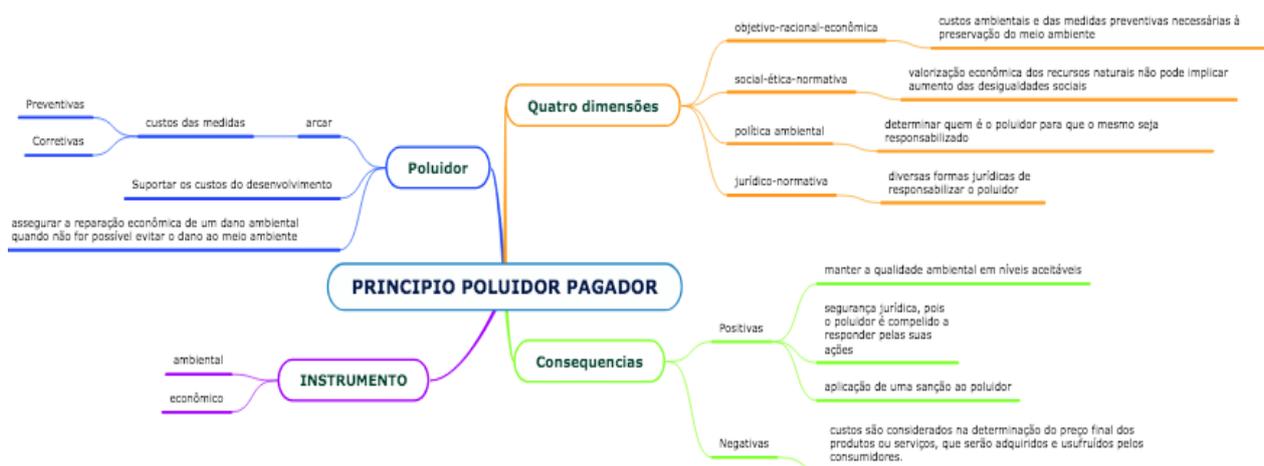
Princípio do Poluidor-Pagador se dá por meio de vários diplomas legais, envolvendo o controle da poluição, gestão dos recursos hídricos, flora, fauna, micro sistema, dentro de um macro sistema ambiental visando à preservação e conservação do ponto de vista holístico, ontológico, na perspectiva antropocêntrica dentro percepção de frutos ambientais negativos.

O princípio "poluidor-pagador" é uma norma de direito ambiental que consiste em obrigar o poluidor a arcar com os custos da reparação do dano por ele causado ao meio ambiente. O princípio do poluidor pagador pode ser entendido, numa visão simplista, como a incumbência que possui o poluidor de arcar com os custos necessários para a reparação do dano ambiental. Em uma análise mais abrangente, pode-se afirmar que este, é um dos mecanismos punitivos do direito ambiental que garante a preservação do meio ambiente.

O princípio do poluidor-pagador foi previsto, inicialmente, em nosso ordenamento, pelo art.4º, VII da Lei de Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981), ao estabelecer que a Política Nacional do Meio Ambiente visará:

“VII- à imposição, ao poluidor e ao predador, da obrigação de recuperar e/ou indenizar os danos causados, e ao usuário, de contribuição pela utilização de recursos ambientais com fins econômicos”.

Sob o ponto de vista constitucional, o princípio encontra fundamento no art. 225, da Constituição Federal, consoante assinalado anteriormente, sendo um meio para implementar o direito fundamental consagrado no *caput* deste dispositivo. Neste particular, observa Cristiane Derani que a realização desta diretriz do poluidor-pagador é um fator necessário para a efetivação do direito constitucional a um meio ambiente ecologicamente equilibrado. Esse princípio é um meio de que se vale tanto o aplicador da legislação, especialmente na formação de políticas públicas, como o legislador, na elaboração de textos destinados a uma proteção mais eficiente dos recursos naturais”.



Fonte: <https://www.mindomo.com/es/mindmap/principio-poluidor-pagador-5a196bf2976ce40f6057bf5e5016d222>

Quanto às suas dimensões, Michael Kloepfer observa que são em número de quatro: objetivo-racional-econômica (*Ökonomisch-zweckrationale Deutung*), social-ética-normativa (*Normativ-sozialethische Deutung*), político-ambiental (*Umweltpolitische Funktion*) e a jurídico-normativa (*Normativ-rechtliche Deutung*).

A dimensão objetivo-racional-econômica significa que a contaminação ambiental deve ser combatida de forma mais adequada e favorável pelo poluidor. Porém, não se trata de uma repartição de custos, e sim de um efeito de incentivo ou preventivo do princípio. Já a dimensão social-ética-normativa tem a ver com a justiça na repartição do ônus pela proteção ambiental, que deve ser atribuído a cada poluidor de acordo com a sua capacidade econômica. Na terceira dimensão reúnem-se as anteriores para, dentro de uma corrente causal, identificar o poluidor. Finalmente, a dimensão jurídico-normativa representa o fundamento material para a responsabilização do poluidor, por meio de diversos instrumentos (ex: responsabilidade civil, instrumento tributário, etc)

ISO 14001:

ISO 14001 é a norma internacional que especifica os requisitos para um sistema de gestão ambiental (EMS) eficaz. Fornece um quadro que uma organização pode seguir, em vez de estabelecer requisitos de desempenho ambiental. Parte da família de normas ISO 14000 sobre gestão ambiental, a ISO 14001 é uma norma voluntária que as organizações podem certificar. A sua integração com outras normas de sistemas de gestão, mais comumente ISO 9001, pode ajudar ainda mais na realização de objetivos organizacionais. A Organização Internacional de Normalização (ISO) define um sistema de gestão ambiental como "parte do sistema de gestão utilizado para gerir aspectos ambientais, cumprir obrigações de conformidade, e abordar riscos e oportunidades". O quadro da norma ISO 14001 pode ser utilizado no âmbito de uma abordagem plano-do-check-act (PDCA) para a melhoria contínua.

A revisão de 2015 da ISO 14001 introduz uma série de alterações em relação às versões anteriores. Uma explicação detalhada das alterações pode ser encontrada nesta apresentação da ISO 14001 pela Divisão de Energia e Ambiente da ASQ.



Fonte: <https://asq.org/quality-resources/iso-14001>

Como parte do esforço para estruturar todas as normas ISO da mesma forma, as revisões da ISO 14001:2015 incluem a incorporação de uma estrutura de alto nível requerida, utilizando definições obrigatórias, e a incorporação de requisitos e cláusulas de normas comuns.

Existem 10 grandes áreas de impacto da revisão de 2015:

- Expansão da cobertura e âmbito do SGA
- Interações requeridas com partes externas
- Novos requisitos para o compromisso de liderança
- Requisitos de conformidade legal alargados
- Necessidade de planeamento e controlos baseados no risco
- Novos requisitos de documentação
- Requisitos de controlo operacional alargados
- Alterações nos requisitos de competência e sensibilização
- Impactos sobre o programa de auditoria interna

- Aumento dos custos de certificação

A ISO 14001:2015 especifica os requisitos para um sistema de gestão ambiental que uma organização pode utilizar para melhorar o seu desempenho ambiental. A ISO 14001:2015 destina-se a ser utilizada por uma organização que procura gerir as suas responsabilidades ambientais de uma forma sistemática que contribua para o pilar ambiental da sustentabilidade. No sistema de gestão ambiental, proporciona valor para o ambiente, para a própria organização e para as partes interessadas. De acordo com a política ambiental da organização, os resultados pretendidos de um sistema de gestão ambiental incluem:

- melhoria do desempenho ambiental;
- o cumprimento de obrigações de conformidade;
- a realização de objetivos ambientais.

A ISO 14001:2015 é aplicável a qualquer organização, independentemente do tamanho, tipo e natureza, e aplica-se aos aspectos ambientais das suas atividades, produtos e serviços que a organização determina que pode controlar ou influenciar, considerando uma perspectiva de ciclo de vida. A norma ISO 14001:2015 não estabelece critérios específicos de desempenho ambiental e pode ser utilizada no todo ou em parte para melhorar sistematicamente a gestão ambiental. As reclamações de conformidade com a ISO 14001:2015, contudo, não são aceitáveis, a menos que todos os seus requisitos sejam incorporados no sistema de gestão ambiental de uma organização e cumpridos sem exclusão.

6. METODOLOGIA

Segundo Gil (2008) “os métodos têm por objetivo proporcionar ao investigador os meios técnicos para garantir a objetividade e a precisão no estudo dos fatos sociais. Mais especificamente, visam fornecer, esses métodos, a orientação necessária à realização da pesquisa social, sobretudo no referente à obtenção, processamento e validação dos dados pertinentes à problemática que está sendo investigada” (GIL, 2008). Branski (2015) aborda a metodologia de estudo de caso como “um método de pesquisa que utiliza, geralmente, dados qualitativos, coletados a partir de eventos reais, com o objetivo de explicar, explorar ou descrever fenômenos atuais inseridos em seu próprio contexto”. O que condiz com o que Yin, 2009 que afirma que a MEC (metodologia de estudo de caso) caracteriza-se por ser um estudo

detalhado e exaustivo de poucos, ou mesmo de um único objeto, fornecendo conhecimentos profundos. Fontgalland (2021) apud Branski (2015) argumenta que para desenvolver uma pesquisa utilizando o método do estudo de caso é preciso cumprir cinco etapas: delineamento da pesquisa; desenho da pesquisa; preparação e coleta dos dados; análise dos casos e entre os casos; e elaboração dos relatórios (figura 1). As duas últimas etapas ocorrem paralelamente. Nesse trabalho optou-se pela metodologia de estudo de caso pois a mesma, admitindo os contornos elaborado em Gerhardt e Silveira (2009), e em Branski (2014) valida o entendimento da pesquisa em tela.

7. CONCLUSÃO

A pegada ecológica tornou-se muito popular ao longo desses últimos 30 anos e é atualmente muito utilizada nos meios de comunicação social e no público. A P.E tornou-se um conceito amplamente aceito, posto que descreve uma informação de conduta individual e que passa a servir como inferência global. A pega d'água, derivativa desta última, tornou-se também uma métrica extremamente importante, nascida dentro de um campus universitário onde suas definições são semelhantes no que tange à compreensão do desenvolvimento e dos mecanismos de impressão da pegada de carbono (tanto contabilidade como formulação de respostas).

As redes sociais são um meio importante de mobilização de opinião, de comunicação de conhecimentos e de divulgação de informação. Para manter a sua relevância, as redes devem ter conjuntos de valores e proporcionar valor acrescentado aos seus membros. Para a Rede Global da Pegada Ecológica (GFN) e os seus parceiros, estes desafios podem ser agudos, uma vez que a Rede reúne uma diversidade gama de organizações parceiras. Os parceiros terão um interesse ou 'interesse' ns pegadas, mas estas são susceptíveis de serem expressas de formas muito diferentes.

O conceito de "pegada ecológica" é uma medida quase intuitiva do impacto de indivíduos ou sociedades sobre a natureza. Ele fornece uma ferramenta de contabilidade simples, mas elegante, que pode ajudar a atentar para o impacto dos padrões de consumo humano na Terra. Atualmente, a pegada ecológica já é 30% maior do que o que o mundo pode oferecer.

Como ferramenta educacional a pegada ecológica é uma a mais eficaz do que o conhecimento de que temos didaticamente em termos de mudança de nossas atitudes e comportamentos ambientais positivamente, porque expressa digitalmente nossos efeitos negativos no mundo. Neste estudo, pretendeu-se estimular o uso da pegada ecológica, como

ferramenta de educação ambiental como condição eficaz na mudança de consciência, de atitudes e dos rumos da pesquisa científico-tecnológica em perspectiva dos professores e alunos voltados para uma vida sustentável.

Como componentes da educação ambiental a partir da pegada ecológica sugere-se:

- Conscientização e sensibilidade ao meio ambiente e aos desafios ambientais
- Conhecimento e compreensão do meio ambiente e dos desafios ambientais
- Atitudes de preocupação com o meio ambiente e motivação para melhorar ou manter a qualidade ambiental
- Habilidades para identificar e ajudar a resolver desafios ambientais
- Participação em atividades que levem à resolução de desafios ambientais
- A educação ambiental não defende um determinado ponto de vista ou curso de ação. Em vez disso, a educação ambiental ensina os indivíduos a pesar os vários lados de uma questão por meio do pensamento crítico e aprimora suas próprias habilidades de resolução de problemas e tomada de decisão.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aydin, O. & Aykac, N. (2016). The effect of the education implemented by the creative drama method on the environmental awareness of pre-school students. *Creative Drama Journal*, 11(1), 1-16.
- Brown, G. Environmental education outside of classroom, v.23, n.1, p.3-6, 2015.
- BrasilEscola acesso in: <https://brasilecola.uol.com.br/geografia/pegada-ecologica.htm>, 2021
- Cetin, F. A. The effect of ecological footprint education on 8th grade students' attitude, awareness and behaviour towards sustainable life. (Master's Thesis), 2015. Dahms, H. U et al. innovative approaches to learning in environmental science, *frontiers in Environmental Science*, 2020. Fenner, R. The evolving role of engineers: towards sustainable development of the built environment, *journal of International development*, 2007
- Fien, J. (1993). Education for the environment: critical curriculum theorizing and environmental education. Victoria, Australia: Deakin University Press. Fien, J., & T, Trainer. (Eds.). (1993). Environmental education. a pathway to sustainability. a vision of sustainability. Geelong, Australia: Deakin University Press.
- Fontgalland, I.L. Metodologia de Estudos de Casos, notas de aula, 2021
- FONTGALLAND, I. L. A Educação Ambiental como ferramenta de discussão dos indicadores econômicos da pegada ecológica numa escola pública de Campina Grande? PB. In: 7o. EIPB, 2021, Campina Grande. 7o. EIPB. Campina Grande: EDUFCEG, 2021. v. 11. p. 1-19.
- Galang, A. P. Environmental Education for Sustainability in Higher Education Institutions in the Philippines. *International Journal of Sustainability in Higher Education*, (4) 2, 138-150, 2010
- Global Higher Education for Sustainability Partnership. (2001). The Lüneburg Declaration on Higher Education for Sustainable Development. Available at: <http://portal.unesco.org/education/en/files/37585/11038209883LuneburgDeclaration.pdf>
- Global Footprint Network, Mediterranean Ecological Footprint Trends, 2012
- GIL. A.C. Métodos e Técnicas de Pesquisa Social, 6ª. Edição, Ed. Atlas, São Paulo, 2008.
- GRI Sustainability Reporting Guidelines, 2002
- IUCN 2003 acesso in: <https://www.iucn.org/>
- Rittel H. & Webber. M. Dilemmas in general theory of planning, Ed. Elsevier, 1973.

Swain, R.B. (2018), "A critical analysis of the sustainable development goals", in Leal Filho, W. (Ed.), Handbook of Sustainability Science and Research. World Sustainability Series, Springer, Cham, pp. 341-355.

Tilbury, D. Environmental Education for Sustainability: A Force for Change in Higher Education, 2004.

Tilbury, D. Environmental Education for Sustainability: defining the new focus of environmental education in the 1990s, in Environmental education research, 1995.

United Nations Development Programmer, Human Development Report 2010: The Real Wealth of Nations: Pathways to Human Development (New York: Palgrave Macmillan, 2011).

United Nations Department of Public Information (2020), "Sustainable development goals", available at: <https://sustainabledevelopment.un.org/?menu=1300> (accessed 4 oct 2021).

Wackernagel, M. & Galli Ecological Footprint: Economic Performance and Resource Constraints, 2013.

Wackernagel et al., Ecological Footprints of Nations: How Much Nature Do They Use? How Much Nature Do They Have? Rio+5 Forum Study, 10 March 1997, commissioned by the Earth Council and distributed by the International Council for Local Environmental Initiatives, Toronto.

Wackernagel, M. & Rees, W. (1996). Our ecological footprint reducing human impact on the earth. Canada: New Society Publishers.

Webber, J. et al. Teaching sustainability as complex systems approach: a sustainable development goals workshop, in International Journal of Sustainability an High Education, Emerald Ed., v. 22, n.8., 2021.

WWF- Brasil acesso in: <https://www.wwf.org.br>, 2021

SOBRE OS AUTORES



Augusto César Trigueiro Félix



Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) e Mestre em Recursos Naturais (UFCG). Tem experiência em Engenharia de Avaliações, Econometria com o uso de linguagem R e Python e análise microeconômica aplicada aos recursos naturais. Atualmente é membro do LEARA/CNPq.



Gláucio Costa de Menezes



Bacharel em Ciências Econômicas pela UFCG; Bacharel em Segurança Pública pela Academia de Polícia Militar do Cabo Branco (APMCB); Bacharel em Ciências Jurídicas pela UEPB; Especializando em Direito de Trânsito pela Faculdade Legale; Mestrando do Programa de Pós-graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais da UFCG. Economista registrado no Conselho Federal de Economia sob o nº 1782 e membro do LEARA/CNPq.



Luan Dantas Garrido



Mestre em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais pela Universidade Federal de Campina Grande, Especialista em Contabilidade e Gestão Tributária pela FURNE/UNIPÊ, Bacharel em Ciências Contábeis pela Universidade Estadual da Paraíba. Professor de Contabilidade e Contador efetivo da Universidade Federal de Campina Grande.



Isabel Lausanne Fontgalland



Possui graduação em Curso de Ciências Econômicas pela Universidade Federal do Ceará (1992); Mestrado em Economia pela Universidade Federal da Paraíba (1995); Doutorado em Economia Industrial - Université de Sciences Sociales de Toulouse 1 (1999) - França (LIRHE) e Pós- Doutorado em Economia pela Ohio University (2012) - Athens - Ohio - EUA. É professora do Ensino Superior desde 1994. Atualmente é Professora Titular da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG e coordenadora do LEARA/CNPq.

brasil recursos ambiente mineração
parque sociedade nacional acordo
desenvolvimento sustentabilidade ambiental desenvolvimento
atividades sobre nacional educação
florestas eventos investimentos brasil
protegidas desenvolvimento protegidas
global mineração forma carbono mercado capacidade terra mundo pegada
proteção sociedade sustentável global unidades ambiental perspectiva parque
global unidades perspectiva parque
econômico carbono
conservação biodiversidade políticas
terra nacional sobre conceitos eventos ambiente mercados econômico
protegidas sobre unidades acordos políticas educação ambientais
unidades sustentabilidade benefícios mineração valores
dados ambiente consumo valores perspectiva mundo
forma valores consumo perspectiva mundo
atividades benefícios conhecimento desenvolvimento
acordo perspectiva conhecimento desenvolvimento
conservação econômico perspectiva



9 786553 810242