

UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS



Universidade  
Nova de Lisboa

Faculdade de Ciências  
Faculdade de Letras  
Instituto de Ciências Sociais  
Instituto Superior Técnico  
Instituto Superior de Agronomia

Faculdade de Ciências e Tecnologia  
Faculdade de Ciências Sociais e Humanas

## **Mudanças nos Valores da Conservação da Natureza: uma análise discursiva da conservação da biodiversidade da Mata Atlântica**

**Doutoramento em Alterações Climáticas e Políticas de Desenvolvimento Sustentável**  
Especialidade Ciências do Ambiente

Rodrigo Muniz da Silva

Tese orientada por:  
Professor Doutor Filipe Duarte Santos  
Doutora Maria João Cruz

Documento especialmente elaborado para a obtenção do grau de doutor



UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS



UNIVERSIDADE  
DE LISBOA



Universidade  
Nova de Lisboa

Faculdade de Ciências  
Faculdade de Letras  
Instituto de Ciências Sociais  
Instituto Superior Técnico  
Instituto Superior de Agronomia

Faculdade de Ciências e Tecnologia  
Faculdade de Ciências Sociais e Humanas

## **Mudanças nos Valores da Conservação da Natureza: uma análise discursiva da conservação da biodiversidade da Mata Atlântica**

**Doutoramento em Alterações Climáticas e Políticas de Desenvolvimento Sustentável**  
Especialidade Ciências do Ambiente

Rodrigo Muniz da Silva

Tese orientada por:  
Professor Doutor Filipe Duarte Santos  
Doutora Maria João Cruz

Júri:

Presidente:

- Doutor Pedro Miguel Alfaia Barcia Ré,

Vogais:

- Doutor Luiz Felipe Guanaes Rego (Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro)
- Doutor Amadeu Mortágua Velho da Maia Soares (Universidade de Aveiro)
- Doutor Rui Jorge Fernandes Ferreira Santos (Universidade Nova de Lisboa)
- Doutor Filipe Duarte Branco da Silva Santos (Universidade de Lisboa)
- Doutor Jorge Miguel Luz Marques da Silva (Universidade de Lisboa)

Documento especialmente elaborado para a obtenção do grau de doutor

Financiamento do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq – Brasil)

## Agradecimentos

### Agradeço

Ao orientador Professor Filipe Duarte Santos pela confiança e motivação. Seu exemplo é fonte de inspiração para a ciência e para a investigação; e à orientadora Maria João Cruz, a quem devo um agradecimento especial, pela precisa orientação, pelas preciosas contribuições e sugestões, sempre acertadas. Pela paciência, eficiência, confiança, tranquilidade e presença em todo o processo desta tese.

À Raquel Brito por todo o apoio e suporte ao longo do doutoramento, resolvendo aquelas questões complicadas com simplicidade e prontidão.

Às meninas da Direção Académica e à Cláudia Lopes da Direção Financeira pela atenção e suporte.

Aos colegas e professores do Programa Doutoral em Alterações Climáticas e Políticas de Desenvolvimento Sustentável. Um agradecimento especial aos “Alterados e Infiltrados”: Karina, Guilherme, Márcia, Giovana, Kátia, Ingrid, Maria Rita e Igor, companheiros que tornaram esse projeto muito mais agradável.

Ao *Climate Change Impacts, Adaptation e Modelling* (CCIAM) e aos “CCIAMigos” pelo acolhimento. Em especial à Ângela Antunes pela motivação.

Às pessoas que gentilmente responderam ao questionário proposto. Para cada questão respondida irei plantar uma espécie nativa na Mata Atlântica. A Mata também agradece.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de doutoramento. O CNPq não apenas concedeu o aporte financeiro para o desenvolvimento desta pesquisa, mas criou infindas oportunidades e esperanças, e abriu-me os olhos (e o coração) para perceber que por trás de uma instituição virtuosa, pessoas igualmente virtuosas estão a fazer seu trabalho com profissionalismo, zelo e sensibilidade.

À Roberta e Marcela, irmãs queridas, a quem agradeço pelas conversas, apoio e motivação.

À minha mãe, Maria e ao meu pai, Rogério, pelo apoio incondicional, pelo incentivo aos estudos e pela educação amorosa dedicada aos filhos. Sem eles, nada disso teria sido possível.

À minha companheira Ana e ao meu filho Ravi. Agradeço-lhes pela compreensão pelos períodos de ausência durante este trabalho. A chegada de Ravi colocou o mundo em perspectiva, e fez o percurso deste trabalho ser mais divertido. E, especialmente, à Ana. Uma dissertação não bastaria para registrar minha gratidão. Foram revisões, conversas e conselhos fundamentais para este trabalho. Agradeço por todo o seu tempo renunciado para me apoiar no desenvolvimento deste trabalho. Mas, acima de tudo, pela presença e amor de todos os dias.

## Resumo

A Floresta Atlântica Brasileira, a Mata Atlântica, está entre os biomas com maior diversidade biológica em todo o planeta, mas, tragicamente, um dos mais ameaçados. O que resta da floresta de outrora são apenas reminiscências. Os ciclos económicos, a “ferro e fogo”, desvaneceram a floresta, percurso marcado pela arrogância humana e sua desconsideração pelo mundo natural-não-humano. Apesar disso, o fascínio pela floresta sempre existiu, assim como o compromisso de conservá-la, que cresce cada dia mais. Não obstante, acompanhamos uma mudança nos valores da conservação, que transbordam-se da lógica da eficiência económica, levando a que os novos mecanismos e instrumentos políticos para a conservação afirmem convenientes ‘alianças’ com o chamado desenvolvimento. A natureza passa a ser preconizada enquanto ‘capital natural’ e ‘provedora de serviços ecossistémicos’ no novo discurso conservacionista. A transformação da natureza em mercadoria foi o mote para o desenvolvimento no Brasil, e continua a ser percebida enquanto mercadoria, igualmente subsumida às dinâmicas do mercado. Como se não bastasse a sua destruição materialmente acumulada em capital, também a sua conservação, paulatinamente, se condiciona ao desenvolvimentismo. O discurso dos serviços ecossistémicos tem-se tornado, nas últimas décadas, a tendência no âmbito da conservação e da sustentabilidade, influenciando a forma de se perceber a natureza e a forma de se pensar e fazer conservação. Este estudo apresenta uma análise do discurso dos serviços ecossistémicos enquanto premissa fundamental para a conservação da natureza e da biodiversidade, especialmente no contexto da Mata Atlântica. Não é apenas tal discurso que entra em questão, mas toda a estrutura que o precede e que o conceito desenrola, isto é, desde a articulação científica e económica que o fundamenta às apropriações do conceito engendrado no seio do neoliberalismo. Considerando a emergência dos instrumentos económicos para a conservação, os pagamentos por serviços ecossistémicos/ambientais (PSE/A) têm ganhado bastante visibilidade. De modo a perceber a sua operacionalização no contexto da Mata Atlântica, foi elaborado e aplicado um questionário, no âmbito deste estudo, direcionado para proponentes de iniciativas de PSE/A, para avaliar os impactos do instrumento. Com o questionário foi possível desvendar que os PSE/A, e os discursos sobre os quais se assentam, vêm provocando uma mudança nos valores da conservação. Uma mudança valorativa, discursiva, operacional e institucional. A conservação passa a se ajustar ao novo discurso dos serviços ecossistémicos e aos seus instrumentos, como os PSE/A, que também incorporam e são incorporados pela lógica de mercado e pela ideologia neoliberal. Grande parte dos que responderam ao questionário são organizações não-governamentais com larga experiência e expressão no âmbito da conservação no país, mas suas agendas se ajustam aos novos discursos e instrumentos, seja pela busca por novas fontes de financiamento, ou pela crença de que a linguagem económica seja necessária para se fazer conservação. As práticas, em si, mudam pouco: os PSE/A acabam por ser uma inovação e, ao mesmo tempo, um instrumento político que contribui para a continuidade de suas atividades. No entanto, as motivações, as estratégias e os instrumentos que

conduzem a conservação começam a seguir outras linguagens. Os arranjos institucionais também começam a se alterar de modo a acomodar os PSE/A: normas, financiamentos, legislações, a ciência e até a moralidade começam a ser passíveis dessas mudanças. Notamos, entretanto, através das iniciativas analisadas, que os PSE/A revelaram potencialidades para a conservação da Mata Atlântica, contudo, devem ser utilizados com precaução, reconhecendo suas controvérsias e incertezas, buscando uma melhor compreensão sobre como o instrumento poderá ser benéfico ou mesmo nocivo para a conservação da natureza e da biodiversidade, para as pessoas que dela dependem diretamente para sobreviver e para a própria relação do ser humano com a natureza.

**Palavras-chave:** conservação da natureza; biodiversidade; serviços ecossistêmicos; pagamentos por serviços ecossistêmicos e ambientais; Mata Atlântica.

## Abstract

The Brazilian Atlantic Forest is among the most biologically diverse biomes on the planet, but tragically one of the most endangered. What remains of the forest of yesteryear are practically just reminiscences. The economic cycles, “with broadax and firebrand”, vanished the forest, a path traced by human arrogance and its disregard for the non-human natural world. Despite this, the concern for the forest has always existed, as has the commitment to preserve it, which is growing every day. At the same time, we are witnessing a shift in conservation values overflowed with economic and efficiency values, leading to new political mechanisms and instruments for conservation to claim convenient ‘alliances’ with the so called development. Nature has come to be seen as ‘natural capital’ and ‘services provider’ in the new conservation discourse. The transformation of nature into commodity was the motto for development in Brazil, and it continues to be perceived as a commodity, also subsumed to the dynamics of the market. Beyond the capital accumulation by the material devastation of nature, gradually, its conservation is conditioned to the developmentalism. The ecosystem services discourse has become, in the last decade, the foremost trend in conservation and sustainability field, influencing the way of perceiving nature and ways of thinking and doing conservation. This study presents an analysis of the ecosystem services discourse as a fundamental premise for the conservation of nature and biodiversity, especially, in the context of the Brazilian Atlantic Forest. The ecosystem services approach is not the only challenge analysed, but all the structure that precedes it, and the structure that the concept unfolds, that is, from the scientific and economic articulation that grounds it to the appropriations of the concept engendered within neoliberalism. Considering the emergence of economic instruments for conservation, payments for ecosystem (and environmental) services (PES) have gained considerable visibility. In order to understand its operationalization in the context of the Atlantic Forest, a questionnaire was designed and applied, in the context of this study, directed to proponents of PES initiatives, to evaluate the impacts of the instrument. With the questionnaire, it was possible to see that the PES, and the discourses on which they are based, have been promoting changes in conservation values: a value, discursive, operational and institutional change. Conservation is now in line with the new discourse of ecosystem services and its instruments, such as PES, which incorporate and are incorporated by market logic and neoliberal ideology. Most respondents to the questionnaire are non-governmental organizations with wide experience and expression in the field of nature conservation, but their agendas adjust to the new discourses and instruments, either as a way to search for new sources of funding, or because of the belief that economic language is necessary for conservation. The NGO practices in themselves do not change much: PES turn out to be an innovation and, at the same time, a political instrument that will contribute to the continuity of their activities. However, the motivations, strategies, tools and instruments that drive conservation begin to follow other languages. Institutional arrangements also begin to change in order to accommodate the PES: norms, funding, legislation, science and even morality begin to be amenable to such changes. We note, however, through the

initiatives analysed, that the PES revealed some positive potentials for Atlantic Forest conservation. Nevertheless, PES should be used with caution, recognizing their controversies and uncertainties, and seeking a better understanding of how the instrument could be beneficial or even harmful to the conservation of nature and biodiversity, to the people who depend directly on it to survive and for the very relationship of the human being with nature.

**Keyword:** nature conservation; biodiversity; ecosystem services; payments for ecosystem and environmental services; Brazilian Atlantic Forest.



## Lista de Siglas e Abreviaturas

ACB	Análise de custo e benefício
AIA	Avaliação de Impactos Ambientais
ANA	Agência Nacional das Águas
APP	Área de Preservação Permanente
BNDES	Banco Nacional do Desenvolvimento
BVRio	Bolsa Verde do Rio de Janeiro
CAR	Cadastro Ambiental Rural
CBH	Comitês de Bacias Hidrográficas
CCB	<i>Climate, Community and Biodiversity</i>
CEBDS	Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável
CF	Código Florestal
CGEN	Conselho de Gestão do Patrimônio Genético
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CRA	Cota de Reserva Legal
CREDD	Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental
DAP	Disposição a Pagar
DAR	Disposição a Receber
DTD	Direito Transacionável de Desenvolvimento
eftec	<i>Economics for the Environment Consultancy</i>
FAO	<i>Food And Agriculture Organization Of The United Nations</i>
FBDS	Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável
FNMA	Fundo Nacional de Meio Ambiente
Funbio	Fundo Brasileiro para a Biodiversidade
GEE	Gases de Efeito Estufa
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICDPs	Integrated Conservation and. Development Projects
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IPBES	<i>Intergovernmental Science-policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services</i>
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
ITPA	Instituto Terra de Preservação Ambiental
MBSE	Matriz Brasileira de Serviços Ecossistêmicos
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
MEA	<i>Millenium Ecosystem Assessment</i>
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NCF	Novo Código Florestal
PNEA	Política Nacional de Educação Ambiental
PNMA	Política Nacional de Meio Ambiente
PRA	Programa de Regularização Ambiental
PSA	Pagamentos por Serviços Ambientais
PSE/A	Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos e Ambientais
REDD	<i>Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation</i>
REDD+	<i>Reducing emissions from deforestation and degradation, conserving and enhancing forest carbon stocks, and sustainably managing forests</i>
Rio+20	A Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Natural
RL	Reserva Legal
SAF	Sistema Agroflorestal
SISNAMA	Sistema Nacional de Meio Ambiente
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
SPVS	Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental
TEEB	<i>The Economics of Ecosystems and Biodiversity</i>
TNC	<i>The Nature Conservancy</i>
UC	Unidade de Conservação
UGP	Unidade Gestora de Projeto

## Unidades de Medida

tCO <sub>2</sub> e	Toneladas de dióxido de carbono equivalente
Ha	hectare
Mha	Milhões de hectares

## Lista de Figuras

- Figura 1.1 Ilustração do percurso metodológico e das interações entre seus elementos metodológicos.
- Figura 1.2 Etapas processuais do discurso e os ciclos de produção-reprodução-apropriação.
- Figura 3.1 Valor económico total.
- Figura 3.2 Métodos de valoração económica
- Figura 4.1 Características dos instrumentos para a conservação da biodiversidade, com especial ênfase nos instrumentos económicos.
- Figura 5.1 Extensão do Bioma Mata Atlântica, de acordo com o determinado pela Lei Federal 11428/2006 e pelo Decreto 6660/2008 que rege o Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica.
- Figura 5.2 Sub-regiões biogeográficas da Mata Atlântica no Brasil, definidas pela presença de espécies endêmicas.
- Figura 5.3 Taxa anual de desmatamento em hectares e média exponencial histórica.
- Figura 5.4 Mapa da área de potencial distribuição de 38 espécies da vegetação da Mata Atlântica.
- Figura 6.1 *Millennium Ecosystem Assessment Framework* conceptual.
- Figura 6.2 Críticas e argumentos contra à abordagem dos serviços ecossistêmicos e correspondentes contra-argumentos e atenuantes para avançar com a abordagem
- Figura 7.1 Distribuição geográfica das publicações referentes ao tema do PSE/A
- Figura 7.2 Relações entre eficiência, equidade e sustentabilidade nos esquemas de PSE/A.
- Figura 8.1 Evolução cronológica da emergência dos principais programas de PSE/A no Brasil, seus marcos regulatórios e principais influências, em paralelo com as principais iniciativas internacionais.
- Figura 8.2 Políticas públicas e instrumentos legais com relevância para os PSE/A na região da Mata Atlântica
- Figura 8.3 Distribuição das atividades dos casos de PSE/A ao longo da Mata Atlântica.
- Figura 9.1 Representação quantitativa das iniciativas de PSE/A de acordo com seus serviços alvo
- Figura 9.2 Finalidade das propriedades conforme os serviços ecossistêmicos/ambientais preconizados pela iniciativa; e o total de cada finalidade ao longo das iniciativas

Figura 9.3	Objetivos paralelos das iniciativas que responderam a este questionário.
Figura 9.4	Relações entre o número de proprietários envolvidos e os maiores e menores pagamentos.
Figura 9.5	Tipo de propriedades envolvidas nas iniciativas.
Figura 9.6	Mapeamento dos potenciais 15 milhões de hectares de áreas a serem restauradas na Mata Atlântica.
Figura 9.7	Conceito circular de adicionalidade.
Figura 9.8	Transições no uso da terra.
Figura 9.9	Representação gráfica dos pilares da conservação e suas sobreposições no contexto da Mata Atlântica.
Figura 9.10	Conceção do conceito de agroecologia.
Figura 9.11	Estados Brasileiros que possuem ICMS Ecológico.
Figura 9.12	Principais aspetos fitofisionómicos do Domínio Mata Atlântica contemplados.
Figura 9.13	Caracterização geral do arranjo institucional e do papel dos setores sociais durante os processos institucionais gerais do PSE/A analisados.
Figura 9.14	Matriz de Adequabilidade e Potencialidade das Práticas de Conservação.
Figura 9.15	Matriz de Adicionalidade.
Figura 9.16	Práticas e conceitos relacionados com a agroecologia e alguns processos socioecológicos gerais resultantes.
Figura 9.17	Sugestão de atuação para o financiamento de acordo com as dimensões das propriedades e os tipos de abordagem.
Figura 9.18	Trajetória conceptual de um framework para a transição.
Figura 10.1	Ciclo de produção-reprodução-apropriação do discurso.
Figura 10.2	Transformações constituintes da mudança nos valores da conservação. As mudanças nos valores da conservação desencadeiam uma série de processos e mudanças que se inter-relacionam entre si.
Figura 10.3	Práticas relacionadas com a perspectiva agroecológica e outros sistemas de valores.
Figura 10.4	Trajetória conceptual de um framework para a transição.

## Lista de Quadros

Quadro 4.1	Síntese da evolução da política ambiental brasileira (1930 a 2016).
Quadro 4.2	Principais Instrumentos da Política Ambiental no Brasil para a Conservação da Biodiversidade.
Quadro 4.3	Categorias de Unidade de Conservação (UC) que constituem o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) – Lei no 9.985/00.
Quadro 4.4	Principais retrocessos no âmbito das redefinições das APP e RL no Novo Código Florestal.
Quadro 6.1	Os ‘desserviços ecossistêmicos’ perspectivados pelas funções ecossistêmicas que os dão origem.
Quadro 7.1	Os PSE/A enquanto casos de ‘Inovação’ de Schumpeter.
Quadro 8.1	Quantificação dos casos de PSE/A através dos ‘serviços’ discriminados e fontes bibliográficas.
Quadro 8.2	Caracterização geral dos casos de PSE/A-Carbono e PSE/A Água na região da Mata Atlântica.
Quadro 9.1	Iniciativas que contribuíram com respostas ao questionário.
Quadro 9.2	Relações entre atores, seus papéis e o nível de governança sobre os quais se assentam.
Quadro 9.3	Resumo dos critérios de elegibilidade para o acesso dos proprietários às iniciativas.
Quadro 9.4	Resumo da caracterização e orientação conceptual.
Quadro 9.5	Estratégia operacional utilizada no processo de monitorização comparativamente ao perfil da iniciativa
Quadro 9.6	Setor de origem do financiamento.
Quadro 9.7	Formas de pagamento adotadas nas iniciativas.
Quadro 9.8	Relação entre o número de proprietários envolvidos e o maior e menor pagamento recebido.
Quadro 9.9	Tipo de propriedade e contexto de acordo com as iniciativas
Quadro 9.10	Criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) e outras áreas protegidas.
Quadro 9.11	Inserção das intervenções em áreas protegidas.

Quadro 9.12	Recuperação promovida através das intervenções.
Quadro 9.13	Criação, manutenção e recuperação de conectividade e constituição de corredores ecológicos.
Quadro 9.14	Representação da adicionalidade potencial da iniciativas.
Quadro 9.15	Importância relativa dos incentivos económicos para a conservação e a disposição dos proprietários para conservar sem os incentivos.
Quadro 9.16	PSE/A enquanto continuidade das atividades anteriores das iniciativas.
Quadro 9.17	Mudanças nas práticas de uso da terra proporcionadas pelas iniciativas.
Quadro 9.18	Contenção de drivers de mudança e efeitos perversos resultantes da implantação das iniciativas.
Quadro 9.19	Estratégias alternativas e articulação com outras políticas e estratégias.
Quadro 9.20	Instrumentos ou mecanismos económicos utilizados para a conservação da biodiversidade.
Quadro 9.21	Articulação e enquadramento das iniciativas no âmbito dos instrumentos/mecanismos económicos para a conservação da biodiversidade.
Quadro 9.22	Distribuição dos principais aspetos fitofisionómicos do Domínio Mata Atlântica através das iniciativas.
Quadro 9.23	Quadro comparativo entre quantos hectares de terras contemplados pelos projetos.

## **Lista de Tabelas**

- Tabela 5.1      Extensão original do Domínio Mata Atlântica e a percentagem de suas fitofisionomias.
- Tabela 5.2      Remanescentes da Mata Atlântica discriminados pelas regiões biogeográficas propostas por Silva e Casteleti (2005) com suas correspondentes áreas em hectares e percentuais.
- Tabela 5.3      Áreas protegidas e florestas sob proteção no Domínio da Mata Atlântica de acordo com a bio-regiões propostas por Silva e Casteleti (2003).



# SUMÁRIO

## Parte I

<b>Capítulo 1. Introdução .....</b>	<b>2</b>
1.1 Contextualização: Da exaustão à especulação da floresta.....	2
1.2 Objetivos e questões de investigação .....	5
1.3 Estrutura do trabalho .....	7
1.4 Percorso metodológico .....	8
1.4.1 Revisão da literatura e fontes de informação.....	9
1.4.2 Análise discursiva .....	10
1.4.3 Questionário .....	13
1.5 Por que analisar as mudanças nos valores da conservação?.....	13

## Parte II

<b>Capítulo 2. Do princípio ao fim. O que é a Natureza, onde ela começa e onde ela termina? .....</b>	<b>18</b>
2.1 Conceptualizando a natureza.....	18
2.2 Ideia de Natureza: perspetivando sua evolução no mundo ocidental europeu.....	19
2.2.1 A Natureza na Grécia Antiga: da filosofia natural ao naturalismo .....	19
2.2.2 A Natureza na Renascença: O início da Ciência da Natureza (séculos XVI e XVII) .....	22
2.2.3 Do Pós-Renascentismo à Cosmologia Moderna (século XVIII e Hegel, a transição para a visão moderna).....	27
2.2.4 A visão moderna da natureza: o conceito de vida, evolucionismo e a cosmologia moderna (ou da visão moderna às origens das ciências naturais contemporâneas).....	30
2.2.5 O fim da natureza? Ou a natureza (re)encontrada? Da conservação à integração .....	36
2.2.6 Novas representações da natureza .....	41
2.2.6.1 Os recursos naturais .....	41

2.2.6.2 O capital natural.....	42
2.2.6.3 Serviços ecossistémicos .....	44
2.2.6.4 Biodiversidade.....	45
 <b>Capítulo 3. Uma questão de valor: o valor da natureza e a natureza do valor .....</b>	<b>47</b>
3.1 Introdução.....	47
3.2 Valor na Natureza: da atribuição ao reconhecimento .....	49
3.3 A valoração económica da natureza e as teorias económicas.....	58
3.3.1 Economia Ambiental.....	59
3.3.2 Economia Ecológica ( <i>Ecological Economics</i> ) .....	67
3.3.3 Para além do valor económico .....	73
 <b>Capítulo 4. Políticas Ambientais e a Nova Face da Conservação .....</b>	<b>76</b>
4.1 Introdução: Os valores da conservação, origens e desdobramentos .....	76
4.2 Conservação e Políticas Ambientais .....	81
4.3 A conservação e as políticas ambientais no Brasil .....	85
4.3.1 O Sistema Nacional de Unidades de Conservação e os desafios das áreas protegidas.....	90
4.3.2 O Código Florestal: da conceção conservacionista à institucionalização da reforma economicista .....	95
4.3.3 A emergência dos instrumentos económicos: novos rumos para a conservação da biodiversidade no Brasil?.....	100
 <b>Capítulo 5. A Mata Atlântica .....</b>	<b>104</b>
5.1 Introdução: Caaeté.....	104
5.2 A Diversidade da Mata Atlântica.....	105
5.2.1 Evolução e as condições de sua diversidade.....	105
5.2.2 Os ecossistemas e os aspetos fitofisionómicos da região atlântica.....	107
5.2.3 As subdivisões biogeográficas .....	110

5.3 As reminiscências da floresta .....	111
5.3.1 A homogeneização e secundarização da floresta .....	115
5.3.2 Implicações para a persistência das espécies .....	116
5.4 Prioridades na conservação da Mata Atlântica .....	118
5.5 Os ciclos socioeconômicos da destruição: um breve histórico da devastação da Floresta Atlântica Brasileira .....	122
5.6 A Mata Atlântica e as alterações climáticas: uma ameaça emergente .....	129
5.7 Dos benefícios da floresta e suas relações com a sociedade .....	132
5.8 A proteção da Mata Atlântica: legislação e política governamental .....	134

### Parte III

<b>Capítulo 6. A ideia de serviços ecossistêmicos: dificuldades e controvérsias .....</b>	<b>140</b>
6.1 Introdução: Definindo Serviços Ecossistêmicos .....	140
6.2 Serviços Ecossistêmicos ou Serviços Ambientais? .....	143
6.3 Funções Ecossistêmicas ou Serviços Ecossistêmicos? Da metáfora à mercantilização (comoditização) .....	146
6.3.1 De funções a serviços .....	146
6.3.2 Da metáfora à mercantilização (comoditização).....	151
6.4 Da comoditização à ciência dos ‘serviços’ .....	159
6.4.1 A influência da comoditização e da neoliberalização da conservação na ciência dos ‘serviços’ .....	159
6.4.2 Da pedagogia ao discurso: a tecnociência e a economia na constituição do discurso dos serviços ecossistêmicos .....	161
6.4.3 Da relação entre a conservação da biodiversidade e os serviços ecossistêmicos .....	167
6.4.4 Incertezas na provisão de serviços ecossistêmicos e imprevisibilidades nos sistemas socioecológicos .....	174
6.4.5 Os desserviços ecossistêmicos .....	176
6.5 Dos potenciais benefícios da abordagem dos serviços ecossistêmicos .....	181

6.6 Os serviços ecossistêmicos e a orientação da percepção das relações com a natureza.....	186
---	-----

## **Capítulo 7. Origens e definições dos pagamentos por serviços ecossistêmicos..... 190**

7.1 Introdução: Os desdobramentos conceituais.....	190
7.2 Os Percalços Conceituais dos PSE/A.....	195
7.2.1 A ideologia neoliberal e os PSE/A .....	195
7.2.2 Os PSE/A e a premissa do fetiche de mercadoria .....	197
7.2.3 Os PSE/A e os antagonismos do capital natural e natureza .....	199
7.2.4 Os PSE/A enquanto Inovação e Destruição Criativa .....	202
7.2.5 Mercados ou não, é esta a questão? .....	205

## **Capítulo 8. Os pagamentos por serviços ecossistêmicos/ambientais na Mata Atlântica .....207**

8.1 Introdução: a emergência dos pagamentos por serviços ecossistêmicos/ambientais na América Latina.....	207
8.2 Os pagamentos por serviços ecossistêmicos/ambientais no Brasil .....	209
8.3 Os pagamentos por serviços ecossistêmicos/ambientais na Mata Atlântica.....	217
8.4 Os Pagamentos por serviços ecossistêmicos/ambientais e o Novo Código Florestal.....	230

## **Capítulo 9. Análise do questionário sobre pagamentos por serviços ecossistêmicos/ambientais na Mata Atlântica .....238**

9.1 Introdução.....	238
9.2 Contextualização Geral.....	241
9.2.1 Arranjo institucional e descrição geral.....	242
9.2.1.1 <i>Conservador das Águas</i> .....	246
9.2.1.2 <i>ConBio Água</i> .....	247
9.2.1.3 <i>Carbono Social em Rede</i> .....	249
9.2.1.4 <i>Produtores de Água e Floresta</i> .....	251
9.2.1.5 <i>Desmatamento Evitado</i> .....	253

9.2.2 Critérios de Elegibilidade .....	254
9.3 Caracterização e orientação dos conceitos e práticas das abordagens.....	260
9.3.1 Finalidade.....	260
9.3.2 Modalidade.....	261
9.3.3 Perfil .....	263
9.3.4 Tipo.....	265
9.3.5 Monitorização.....	267
9.3.6 Pagamentos, relações fundiárias e de equidade e justiça .....	272
9.4 Caracterização de Conservação .....	283
9.4.1 Permanência e efetividade .....	283
9.4.2 Recuperação e restauração de áreas degradadas .....	290
9.4.3 Conectividade e Redução da fragmentação.....	295
9.4.4 Adicionalidade.....	300
9.4.5 Mudança no uso da terra (ou do solo) .....	311
9.4.6 Ameaças, vulnerabilidades e efeitos perversos.....	316
9.4.7 Complementaridade política ( <i>policy mix</i> ) .....	320
9.4.8 Caracterização da vegetação conservada .....	326
9.5 Considerações finais sobre a análise do questionário e Recomendações .....	328
9.5.1 Considerações finais sobre a análise do questionário.....	328
9.5.2 Ilustração dos resultados.....	332
9.5.2.1 <i>Matriz de Adequabilidade e Potencialidade das Práticas de Conservação</i> .....	333
9.5.2.2 <i>Matriz de Adicionalidade</i> .....	335
9.5.3 Recomendações .....	337
9.5.3.1 <i>Criação de Áreas Protegidas, no âmbito das Unidades de Conservação, estabelecidas pelo SNUC, particularmente a categoria da RPPN</i> .....	337
9.5.3.2 <i>Recuperação e manutenção de áreas que vão além das APP e RL</i> .....	338
9.5.3.3 <i>Criar conectividade entre os fragmentos florestais, especialmente entre os fragmentos maiores protegidos sob UC e aumentar a permeabilidade da matriz</i> .....	338

9.5.3.4 <i>Transição das práticas de uso da terra através de uma reconversão produtiva para a perspectiva agroecológica</i> .....	339
9.5.3.5 <i>Financiamento condicionado pelo perfil dos participantes</i> .....	341
9.5.3.6 <i>Incentivos transitórios e pagamentos prioritariamente não monetários</i> .....	342
9.5.3.7 <i>Reconhecer as implicações e especificidades das abordagens conservacionistas e desenvolvimentistas para a conceção e operacionalização do esquema de PSE/A</i> .....	345
9.5.3.8 <i>Sumário das recomendações</i> .....	345
9.6 <i>Uma breve conclusão</i> .....	346

## Parte IV

<b>Capítulo 10. Conclusões e Considerações Finais</b> .....	349
10.1 <i>Conclusões: as mudanças nos valores da conservação</i> .....	349
10.2 <i>Limitações do trabalho e investigações futuras</i> .....	363
10.3 <i>Considerações Finais</i> .....	365
REFERÊNCIAS .....	368
Anexo.....	413



# Parte I



# CAPÍTULO 1

## Introdução

### 1.1 Contextualização: Da exaustão à especulação da floresta

A história florestal corretamente entendida é, em todo o planeta, uma história de exploração e destruição. O homem reduz o mundo natural a "paisagem" – entornos domesticados, aparados e moldados para se adequarem a algum uso prático ou à estética convencional – ou também, o que é ainda mais assustador, a "espaço" – planícies desertas aplainadas a rolo compressor e sobre as quais o extremo do narcisismo da espécie se consagra em edificações. As intervenções humanas quase nunca realizam as expectativas humanas. Seus campos se apodrecem, seus pastos se tornam magros e lenhosos, suas cidades entram em colapso. O mundo natural, simplificado, em desacordo com os desejos humanos mas em resposta a seus atos, converte-se em uma enorme macega cosmopolita de luto (Dean, 1996, pp. 23-24).

O percurso histórico da Floresta Atlântica Brasileira traduz-se na sua quase exaustão. A dureza e franqueza da perspicaz escrita de Warren Dean, em sua obra "A Ferro e Fogo: a devastação e a história da Mata Atlântica Brasileira", transcreve esse percurso, com a marcante presença da arrogância humana e de sua desconsideração pelo mundo natural não-humano. A Mata Atlântica está entre os biomas com maior diversidade biológica em todo o planeta, com pelo menos 40% de suas espécies endêmicas, mas, tragicamente, está entre os biomas mais ameaçados. A floresta passou por toda uma sorte de extrativismos e vandalismos, deixada aos rastros, reduzida a fragmentos e a cerca de 10% de sua cobertura original.

Surpreende o facto de haver tão poucos registos de extinções entre as formas de vida conhecidas da floresta atlântica brasileira. A teoria da biogeografia de ilhas sugere que pelo menos metade de suas espécies já estariam extintas.<sup>1</sup> É possível que muitas já estivessem extintas antes da chegada dos cientistas. Aliás, a segunda metade do século XX foi uma corrida contra o tempo para registar espécies ainda existentes na floresta. As enormes obras intelectuais e as monumentais descobertas de milhares de espécies de animais e plantas não estão no encalço da verdadeira diversidade da floresta.<sup>2</sup> Ainda eram poucos os conhecimentos sobre o número de espécies e, ainda hoje, apesar de todo o avanço no

---

<sup>1</sup> De acordo com a teoria da biogeografia insular, associa-se a abundância de espécies com as dimensões da geomassa relativa acima do nível do mar (Dean, 1996).

<sup>2</sup> Muitas das coletas que se realizaram antes da exaustão da Mata Atlântica eram realizadas em savanas, praias ensolaradas, pastos e na melhor das hipóteses nas florestas secundárias. Era nas florestas de "sombras eternas" que a maior diversidade, insuspeitada, se abrigava (Dean, 1996).

conhecimento sobre as espécies do bioma, o número de 'novas' espécies aumenta, junto à incerteza do quanto já se exauriu em termos de diversidade. Ao lado disso, os efeitos das ações humanas do passado que degradaram a floresta trespassam o presente e se alargam ao futuro, ameaçando a biodiversidade de forma alarmante. Em função da desfasagem das respostas bioecológicas das espécies às alterações do passado<sup>3</sup>, algumas delas, identificadas há mais de 50 anos, poderão deixar de existir nos próximos tempos, mesmo aquelas espécies que são hoje consideradas relativamente comuns, podem já estar a caminho da extinção. Ironicamente, as áreas com maior diversidade eram aquelas que mais drasticamente têm sofrido transformações pelas atividades agropecuárias.

É certo que a agropecuária desempenhou um papel significativo na devastação da floresta, mas os demais ciclos económicos (desde a exploração do pau-brasil, passando pelas exploração da cana-de-açúcar, do ouro, do café, à urbanização e especulação imobiliária) foram igualmente determinantes para sua voraz degradação. “O capital ‘se acumulava’ enquanto as florestas desapareciam; mais capital então ‘se acumulava’ [...]” (Dean, 1996, p. 380). A transformação da natureza e suas florestas em mercadoria foi o mote para o chamado desenvolvimento no Brasil. Como dissera Graziela de Barros, uma das taxonomistas mais conceituadas do Brasil: “[...] com o assim chamado desenvolvimento, não há planta que não esteja ameaçada” (apud Dean, 1996, p. 370).

Apesar disso, o fascínio pela floresta sempre existiu e a motivação para preservá-la e recuperá-la, indubitavelmente, tem ganhado cada vez mais relevância. Desde a década de 1930, a conservação da natureza no Brasil começa a moldar-se: em 1934 é redigido o primeiro Código Florestal do Brasil, lavrando-se a importância da conservação da floresta pelo seu valor ecológico e estético; em 1937 é criado o primeiro Parque Nacional (Parque Nacional de Itatiaia). A filosofia conservacionista no ocidente é relativamente nova. O conservacionista John Muir (1838-1914), com seu absolutismo moral relativamente à proteção da natureza, foi um dos precursores da filosofia e do movimento conservacionista. O apetite materialista humano não justificava a destruição da natureza, e sua conservação foi assumida como uma missão moral.

No entanto, o cumprimento da legislação ambiental, bem como o barramento da degradação da floresta continuaram subjugados aos ciclos económicos e ao acúmulo de capital. Dean (1996) realçou que a sobrevivência dos remanescentes florestais dependia de drásticas medidas, opostas àquelas do endosso habitual da cultura brasileira, que apesar das restritas e exemplares normas legais para a proteção da floresta não foram suficientes para influenciar culturalmente o ‘desejoso’ desenvolvimento. As “solenes interdições”, tais como a legislação e o envolvimento do movimento conservacionista no país, como colocou Dean (1996), não surtiram o efeito desejado, tampouco a exaustão da Mata Atlântica

---

<sup>3</sup> Sobretudo espécies de longa vida como as árvores e outras de ocupação mais extensiva como as aves.

pareceu produzir, até então, uma transformação estratégica, isto é, o mesmo método exploratório desenvolvimentista seguiu seu rumo para os biomas vizinhos: o Cerrado e a Floresta Amazônica.

Ao lado do desenvolvimento econômico desenfreado, a dinâmica econômica de mercado passa a reconhecer o avanço da degradação como uma afronta. O cientista estadunidense Gifford Pinchot (1865-1946) ancorado na ‘gestão eficiente dos recursos naturais’, não exatamente guiado pela eficiência econômica, precede o outro lado do conservacionismo: conjugando a utilidade e instrumentalidade da natureza para usufruto humano de modo que se sustente seus ‘recursos’ através do tempo. Pode-se dizer que a partir daí a eficiência econômica começa a encontrar seu lugar na conservação.

A conservação, diante de uma encruzilhada, fica entre a consideração moral da natureza e a ‘gestão eficiente de recursos naturais’. Percebe-se que não apenas as estratégias se distinguem e distanciam, mas também os discursos que as constituem. Importa salientar que, como apontam Larrère e Larrère (1997), a conservação é uma tarefa moderna. É na contemporaneidade que se passa a reconhecer na cultura ocidental a necessidade da conservação da natureza, quer seja pela sua importância para os seres humanos, quer pelo seu valor próprio, isto é, independentemente de sua utilidade para o ser humano. Van Dyke (2008) coloca que é apenas quando os seres humanos começam a reconhecer na natureza um valor por ela mesma é que surge a ideia de conservação. A ideia de uma natureza moralmente considerável não é nova, mas a contemporaneidade rebusca tais valores com outro significado, que desafiam o ser humano a questionar a esfera da moralidade e suas relações com o mundo natural não-humano, influenciando, por conseguinte, a forma de se fazer conservação.

As razões que motivam a conservação da natureza, da floresta e sua biodiversidade ainda são pretextos de discussões e controvérsias. O desacordo sobre as motivações espelha-se, sobretudo, nos valores atribuídos e reconhecidos à natureza ou à biodiversidade. Que valores devem reger sua proteção? Um valor instrumental e relacional (valores que existem apenas a partir do olhar humano) ou um valor intrínseco (um valor independente do olhar humano)? Este é ainda um debate central no escopo temático da Ética Ambiental e da conservação. As principais discussões sobre a valoração da natureza têm-se fundamentado, principalmente, na oposição entre a teoria do valor intrínseco e a teoria econômica que resume os valores naturais aos valores econômicos.

A conservação motivada pelo valor intrínseco, dentre uma pluralidade de valores, não obstante, parece estar a passar por uma mudança. Os valores da conservação, hoje, transbordam-se cada vez mais da eficiência econômica. Não se trata apenas da ‘gestão’ eficiente de Pinchot, essencialmente científica, mas uma ‘gestão’ eficiente econômica, em que a conservação do mundo natural tem exigido cada vez mais inovações, sobretudo em um contexto regido por *nuances* neoliberais. Os novos mecanismos e instrumentos políticos para a conservação marcam 'convenientes' alianças com o assim chamado desenvolvimento.

Será a realidade que Dean expôs há 20 anos atrás tão real nos dias de hoje? O ser humano continua a reduzir o mundo natural não-humano a “[...] entornos domesticados, aparados e moldados para se adequarem a algum uso prático ou à estética convencional [...]”. No entanto, o discurso é outro: para além de paisagens e territórios, a natureza foi, igual e progressivamente, reduzida a metáforas económicas, ‘gerida’ enquanto ‘recurso’, enquanto um bem escasso, enquanto uma ‘externalidade’ nas dinâmicas da economia, preconizada enquanto ‘capital natural’ e ‘provedora de serviços ecossistémicos’. A natureza, além de subjugada vorazmente ao bel-prazer humano, continua percebida enquanto uma mercadoria, igualmente subsumida às dinâmicas do mercado. Como se não bastasse sua destruição materialmente acumulada em capital, também sua conservação, paulatinamente, condiciona-se ao desenvolvimentismo. O rumo altera-se da destruição e exaustão da floresta para a sua especulação. Algumas das principais instituições e iniciativas internacionais dedicadas à conservação, tais como o *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB) e a *Intergovernmental Science-policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES), adotam o discurso e a linguagem da abordagem dos serviços ecossistémicos e a metáfora complementar do ‘capital natural’ para endereçar a destruição e a degradação da floresta.

Será a abordagem dos serviços ecossistémicos mais uma intervenção humana fadada a não realizar as expectativas humanas? Mas ao satisfazer a expectativa de conservar, não a natureza, mas os chamados serviços ecossistémicos, poderá cumprir com a missão de simplificar epistemologicamente o mundo natural não-humano, convertendo-o em uma enorme macega, de ‘serviços’, cosmopolita de luto. Ou simples e esperançosamente, poderá trazer harmonia entre as relações humanas com o mundo natural não-humano, integrando equilibradamente a economia no sistema ecológico?

## **1.2 Objetivos e questões de investigação**

Com a mudança nos valores da conservação provocada pelo pragmatismo ambiental (Spash, 2009), os valores éticos tão prementes na filosofia conservacionista ficam obscurecidos, tornando-se secundários à eficiência económica. Essa nova tendência conservacionista pretende atuar junto da economia dominante, até então um dos grandes empecilhos para a conservação, de modo a torná-la um potencial e fundamental aliado.

A perspetivação da natureza através de metáforas económicas, designadamente pelo discurso e pela abordagem dos serviços ecossistémicos, vem se tornando na última década uma tendência no âmbito da conservação e da sustentabilidade. Tal discurso poderá influenciar a forma com que se faz conservação e a forma que se percebe a natureza, bem como a relação humana com ela. Instrumentos sob a égide do discurso dos serviços ecossistémicos, como os pagamentos por serviços ambientais e ecossistémicos, são um bom exemplo dessas mudanças em curso: muda a forma de perceber a natureza e a forma de se fazer sua conservação; altera as instituições formais e informais que, por sua vez

influenciam a percepção humana sobre o mundo natural não-humano, as razões para sua conservação e a forma com que se realiza e operacionaliza a conservação. Brockington (2011), por exemplo, sugere que os ‘pagamentos por serviços ecossistêmicos’ serão cada vez mais frequentes no âmbito da conservação e da governança ambiental e, sendo assim, os conservacionistas e ambientalistas terão de se conformar e se envolver.

Da mesma moeda que acumulou a destruição da Mata Atlântica, a outra face poderá cumprir a missão designada de conservá-la? Se a própria exaustão da Mata Atlântica não parece ter impulsionado os esforços de conservá-la, como apontou Warren Dean, poderá a mudança nos valores da conservação ser um indutor da conservação da Mata Atlântica? São tais questionamentos que moveram este trabalho a analisar as mudanças na conservação em curso, que influenciaram as principais questões de partida desta tese:

- Estará a conservação da natureza diante de uma mudança nos valores que a constituem? E como está essa mudança a afetar a conservação na Mata Atlântica?
- Quais os valores que subjazem tais mudanças na conservação e suas implicações?
- Poderá a conservação da natureza e da biodiversidade depender das mudanças provocadas por tais valores (económicos) e seus discursos?
- Até que ponto se pode confiar e se ancorar em suas abordagens para uma efetiva conservação da natureza e da biodiversidade?
- De que modo se poderá envolver com tal discurso e abordagens, de maneira que a natureza e a biodiversidade sejam de facto beneficiadas?

O objetivo principal que segue tal questionamento é o de relevar a mudança discursiva na conservação e instigar estudos que visem compreender suas implicações para a percepção da natureza e para a sua efetiva conservação. Essa nova tendência conservacionista avança com um pragmatismo que ameaça deslocar as considerações éticas da filosofia conservacionista tradicional, sobrevalorizando uma perspectiva utilitária, instrumental, económica e custo-eficiente.

Paralelamente, considerando a inevitável emergência dos instrumentos económicos para a conservação no Brasil, o presente trabalho procura atender os seguintes objetivos:

- Analisar a operacionalização dos pagamentos por serviços ecossistêmicos/ambientais (PSE/A) no contexto da Mata Atlântica, bem como seus benefícios e fragilidades para uma efetiva conservação da natureza e da biodiversidade;
- Analisar as implicações das articulações entre os PSE/A com o Novo Código Florestal para uma efetiva conservação da natureza e da biodiversidade da Mata Atlântica;
- Averiguar se os PSE/A oferecem adicionalidade, considerando uma efetiva conservação da natureza e da biodiversidade;

- Estruturar e sugerir recomendações e diretrizes de conduta para a operacionalização dos PSE/A, considerando uma efetiva conservação da natureza e da biodiversidade.

### **1.3 Estrutura do trabalho**

O presente trabalho divide-se em quatro partes. Esta primeira parte, a Parte I, constitui-se do Capítulo 1 que faz uma introdução temática e do trabalho, do delineamento das questões, dos objetivos, da justificativa e da metodologia de trabalho.

A Parte II é composta por cinco capítulos, com o objetivo de contextualizar o trabalho conceptualmente. O Capítulo 2 é uma introdução à ideia da natureza na cultura ocidental convencional. Este capítulo permite vislumbrar como a própria ideia de natureza é difusa e plural, sem um desenho consensual através dos anos, o que dificulta, consequentemente, o próprio delineamento dos objetivos da conservação. O Capítulo 3 versa sobre os valores que rodeiam a natureza e suas complexidades. Este capítulo reflete sobre os valores reconhecidos e atribuídos à natureza, isto é, sobre o valor intrínseco e os valores instrumentais (e relacionais) relativamente à natureza, especialmente sobre as incursões da valoração económica e suas correspondentes teorias; bem como a dificuldade de se lidar com a incomensurabilidade e a pluralidade de valores associados à natureza. O capítulo encerra-se abordando os valores tradicionalmente associados à conservação da natureza e da biodiversidade, perspetivados pela biologia da conservação. O Capítulo 4 trata das políticas ambientais que visam a conservação da biodiversidade, especialmente no contexto brasileiro, fazendo referência ao Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) e ao Código Florestal e sua evolução histórica. O capítulo ainda reflete sobre como a última alteração do Código Florestal abriu legal e formalmente os horizontes para o estabelecimento de uma nova face conservacionista no Brasil, proporcionando as oportunidades necessárias para os novos instrumentos económicos de conservação, operacionalizando as mudanças de valores no âmbito da conservação. O Capítulo 5 é uma introdução ao contexto socioecológico brasileiro sob análise neste trabalho: a Mata Atlântica. Neste capítulo faz-se uma visita panorâmica ao bioma da Mata Atlântica, onde se caracteriza sua diversidade ecológica e o estado atual de suas florestas, contextualizam-se ainda os ciclos económicos que vieram a degradar o bioma, as ameaças emergentes, como os efeitos das alterações climáticas antropogénicas, bem como as prioridades para sua conservação, seus benefícios e a evolução legal para sua proteção.

A Parte III é responsável pela análise da mudança dos valores da conservação em curso e constitui-se de quatro capítulos. O Capítulo 6 faz uma introdução e uma análise crítica do discurso e da abordagem dos serviços ecossistémicos. Neste capítulo é possível perceber que a ideia de serviços ecossistémicos não é inócua e influencia a forma de se fazer conservação e as formas de se financiar a conservação, direcionando as pesquisa para o fortalecimento desta abordagem; bem como garante possibilidades para integrar a conservação no ideal neoliberal, que visa caracterizar a natureza enquanto

mercadoria, alterando-se a percepção sobre a natureza e as formas de protegê-la. O “Capítulo 7” introduz o tema dos pagamentos por serviços ecossistêmicos, abordando seus desdobramentos e percalços conceituais. O “Capítulo 8” faz uma revisão dos pagamentos por serviços ecossistêmicos na Mata Atlântica, analisando suas articulações com as alterações previstas no chamado “Novo Código Florestal”. O Capítulo 9 é composto pela análise de um questionário submetido aos proponentes de projetos de pagamentos por serviços ecossistêmicos/ambientais (PSE/A) para entender as prioridades e o desempenho dos PSE/A na Mata Atlântica. Através da análise do questionário, neste capítulo, também são formuladas diretrizes e recomendações para a operacionalização dos pagamentos por serviços ecossistêmicos, considerando a conservação efetiva da natureza e da biodiversidade como o objetivo fundamental.

A Parte IV constitui-se do “Capítulo 10” que oferece as considerações finais, as limitações do trabalho e sugestões para investigação futura.

Todas as citações diretas traduzidas de textos em outros idiomas foram traduções livres, salvo quando não acompanhadas de uma nota explicativa. Algumas destas estão acompanhadas das passagens originais em nota de rodapé. As citações diretas estão delimitadas por “aspas”. Palavras e passagens em outros idiomas estão realçadas em *itálico*. Algumas expressões foram delimitadas por ‘apóstrofos’ para discriminá-las, tal como o caso das expressões ‘recursos naturais’, ‘capital natural’, ‘serviços ecossistêmicos’ (para designar os ‘serviços ecossistêmicos’ e não a abordagem dos serviços ecossistêmicos que por sua vez não é discriminada por apóstrofos), entre outras.

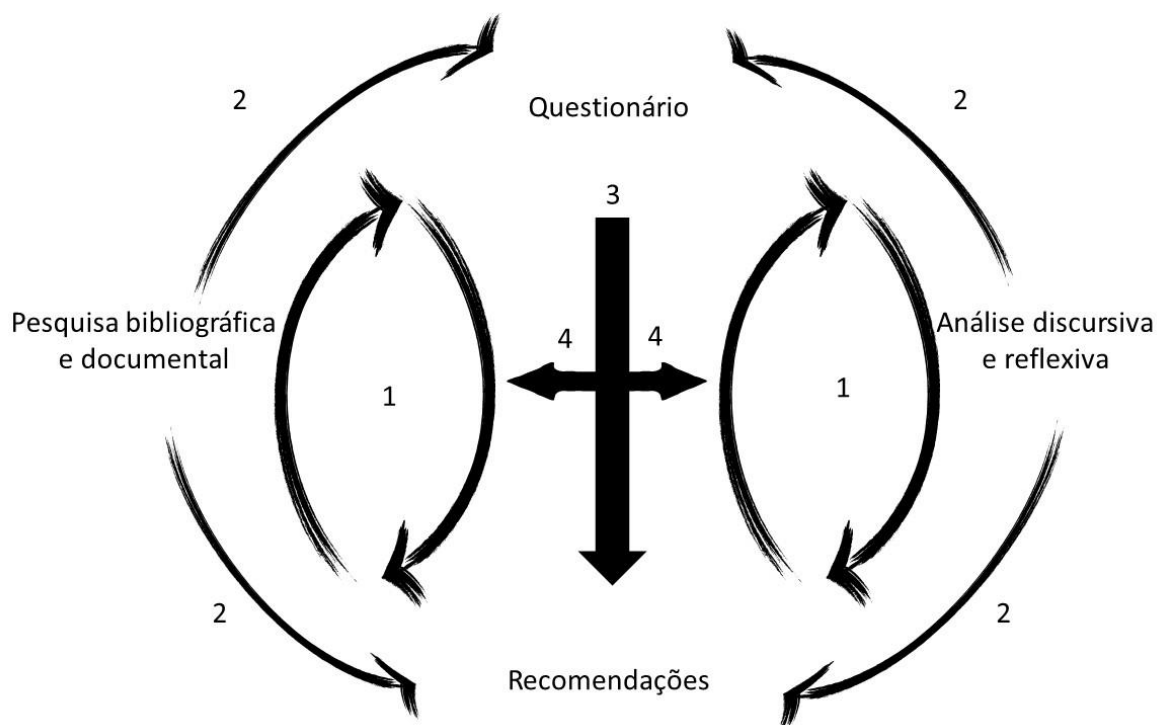
#### **1.4 Percurso metodológico**

Pretende-se nesta secção apresentar o percurso metodológico do trabalho, bem como os métodos utilizados para seu empreendimento. Considerando o caráter transdisciplinar do trabalho, abarcando temas da filosofia e ética ambiental, da teoria dos valores, da economia (ambiental e ecológica), e das ciências sociais e ecológicas, o trabalho possui, inicialmente, uma natureza exploratória, cujo objetivo primário foi a familiarização com os temas e articulação entre eles (Gil, 2010).

Os métodos se distinguem conforme o desenvolvimento do trabalho, e não houve assim uma abordagem metodológica rígida, pelo que a denominação de percurso metodológico pareceu mais adequada. O trabalho começa pela revisão de literatura e documental; em seguida, faz-se uma explanação sobre as inspirações metodológicas na análise discursiva; e, finalmente, a escolha do questionário enquanto método para uma etapa com contornos descritivos/exploratórios.

A revisão bibliográfica e a análise discursiva e reflexiva são elementos que estiveram presentes em todo o trabalho, exercendo influência tanto na elaboração do questionário quanto na sua análise.

Todos os processos estiveram implicados nas recomendações propostas e nas reflexões finais do trabalho (figura 1).



**Figura 1.1** Ilustração do percurso metodológico e das interações entre seus elementos metodológicos. As setas (1) formam um ciclo indicando que a pesquisa bibliográfica e documental, tal como a análise discursiva e reflexiva, estão sempre presentes durante o percurso metodológico. As setas (2) indicam que pesquisa bibliográfica e documental, tal como a análise discursiva e reflexiva influenciam outros processos como a análise do questionário, e as recomendações propostas. A seta (3) indica que a análise do questionário influenciou nas recomendações propostas. As setas (4) indicam que a pesquisa bibliográfica e documental influencia e é, igualmente, influenciada pela análise discursiva e reflexiva.

#### 1.4.1 Revisão da literatura e fontes de informação

A pesquisa bibliográfica foi uma estratégia metodológica fundamental para a orientação do trabalho, tomando parte em todas as etapas de sua estruturação e desenvolvimento. Uma das principais vantagens da pesquisa bibliográfica, como aponta Gil (2010), é a possibilidade de aceder a uma diversidade bastante ampla dos fenómenos investigados. A própria análise e reinterpretação da literatura poderão trazer contribuições fundamentais e inovadoras para um estudo, como ainda sugerem Ritchie et al. (2014).

O acesso às publicações se deu através de múltiplas plataformas de busca, tais como *Thomson's Web of Science*, *Scopus (Elsevier)*, *JSToR*, *Academic Search (Ebsco)* e *Ingentaconnect*, a Biblioteca do Conhecimento Online (B-On), Sistema Integrado das Bibliotecas da Universidade de Lisboa (Sib.UL). O acesso à maior parte das publicações foi disponibilizado pela Faculdade de Ciências da Universidade



de Lisboa, com exceção da *Ingentaconnect* e JSToR cujo acesso é restrito pela Universidade de Lisboa. Também foi utilizada a ferramenta de busca do *Google Scholar*, que permitiu ampliar a literatura consultada, incluindo relatórios, notícias e outros documentos relevantes para a pesquisa. No entanto, com o objetivo de assegurar que os conhecimentos produzidos por este estudo possuísem uma base sólida, confiável e reproduzível (Gonçalves, 2016), a literatura foi escolhida e referenciada cuidadosamente, optando-se por priorizar artigos científicos de revistas científicas especializadas e livros que são referências para a literatura dos temas abarcados ao longo da tese, bem como fontes oficiais para relatórios e outros documentos. Foi feito um esforço para fazer um levantamento das publicações, trabalhos, relatórios e outros documentos sobre o PSE/A na Mata Atlântica, que foram usadas para mapear e caracterizar os casos de PSE/A que se encontram no capítulo 8 e também no capítulo 9.

A publicação no tema dos serviços ecossistêmicos tem crescido continuamente (Ernstson e Sorlin, 2013), bem como a dos pagamentos por serviços ecossistêmicos (Schomers e Matzdorf, 2013), especialmente considerando a tendência que representa a abordagem e o instrumento, respetivamente. Nesse sentido, a revisão da literatura foi um processo iterativo e flexível ao longo do trabalho. Não é apenas a literatura com uma componente favorável à abordagem dos serviços ecossistêmicos que tem se destacado, mas igualmente uma componente crítica indispensável para um conhecimento que vem se tornando bastante influente. O que nos leva à próxima componente metodológica deste trabalho: a análise discursiva.

#### **1.4.2 Análise discursiva**

A análise discursiva é um artifício bastante relevante na constituição dos conceitos e sua influência nos processos sociais e ecológicos, pois problematiza não apenas a forma com que o discurso é constituído, mas também os fatores negligenciados desde o processo da constituição conceptual à sua repercussão social e ecológica. São muitas as formas de se envolver com uma análise discursiva que se distinguem conforme suas premissas ontológicas, epistemológicas e metodológicas (Feindt e Oels, 2005). A análise discursiva não é apenas uma abordagem, mas representa uma série de abordagens interdisciplinares dispostas a explorar diferentes domínios, representando orientações teóricas e metodológicas para a análise, não apenas de dados coletados, mas as premissas e teorias de uma dada representação, como a linguagem ou o conhecimento (Jorgensen e Phillips, 2002; Stubbs, 1983).

Neste ínterim, Rose (2001, p. 142) realça que o discurso tem um significado bastante específico: *“It refers to groups of statements which structure the way a thing is thought, and the way we act on the basis of that thinking. In other words, discourse is a particular knowledge about the world which shapes how the world is understood and how things are done in it”*. Ou como colocam Jorgensen e Phillips (2002, p. 1): *“a particular way of talking about something and understanding the world (or an aspect*

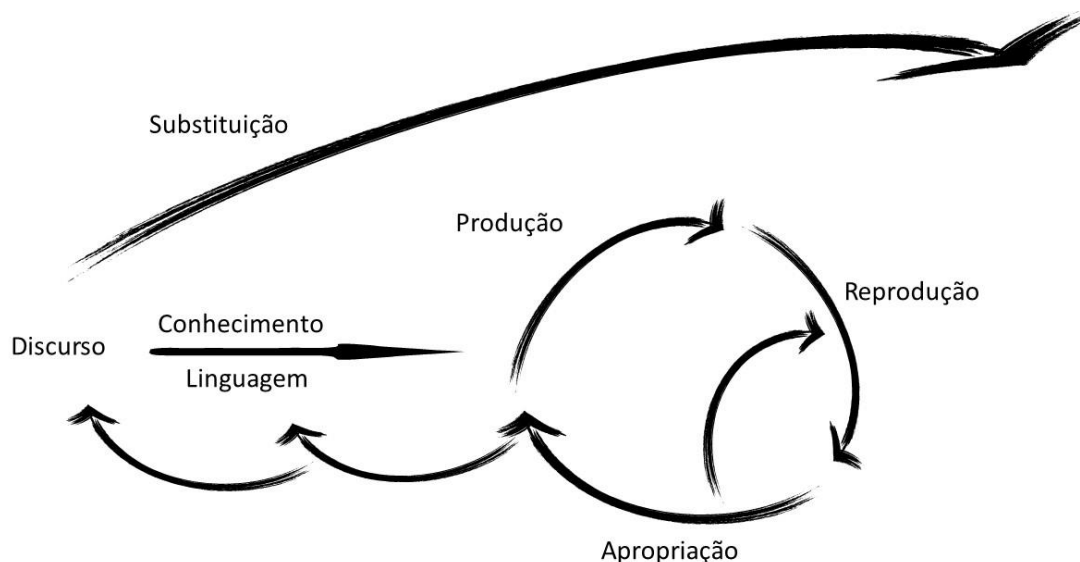
*of the world*)”. Tal como Jorgensen e Phillips (2002) afirmam, a forma de se falar sobre algo não reflete de uma maneira neutra o mundo, as identidades, as relações sociais, mas atua de forma ativa em sua própria criação e mudança. A análise discursiva, portanto, é uma análise desses padrões nas visões de mundo, desde sua constituição à sua repercussão, incluindo aquilo que é negligenciado ao longo do processo.

O objeto sob análise neste trabalho é o discurso dos serviços ecossistêmicos enquanto premissa fundamental para a conservação da natureza e da biodiversidade. Não é apenas o discurso da abordagem dos serviços ecossistêmicos que entra em jogo, mas também a estrutura que o precede e que o conceito desenrola, isto é, desde a articulação científica e económica que fundamenta seu argumento às apropriações do conceito engendrado no seio do neoliberalismo. Assim, o conceito/abordagem/discurso dos serviços ecossistêmicos não é inócuo, mas cria vazões, o que deve impelir a reflexões fundamentais.

Analisar e refletir sobre a influência de tal discurso é um dos objetivos que a análise discursiva inspira este trabalho. Jorgensen e Phillips (2002) afirmam que na área da análise discursiva, a teoria e o método devem estar estreitamente ligados, pelo que os investigadores devem aceitar as premissas filosóficas básicas da análise discursiva, bem como estar alinhados com as orientações metodológicas que o âmbito sugere, como um ‘pacote’. Este trabalho não visou seguir rigidamente as premissas da análise discursiva, nem um método específico, mas seus preceitos inspiraram de forma significativa seu desenvolvimento e desdobramento. Feindt e Oels (2005, p. 163) destacam importantes interseções entre as abordagens da análise discursiva, que este trabalho também perscruta:

- (i) *a particular awareness of the role of language in constituting policies, politics and politics;*
- (ii) *a sceptical attitude toward claims of a single rationality and objective truth;*
- (iii) *an inclination to regard knowledge as contingent and principally contestable;*
- (iv) *an interest in bias effects of dominant types of language and knowledge;*
- (v) *a shared understanding that language and knowledge need to be understood as an aspect of power and as exerting power effects;*
- (vi) *an interest in practices (i.e. professional and everyday practices) as constitutive of power relations and knowledge systems;*
- (vii) *a strong emancipatory motive and an interest in democratizing knowledge production and policy making.*

A abordagem dos serviços ecossistêmicos e o discurso que a articula influenciam, paulatinamente, as políticas ambientais e a forma de se fazer conservação, ao passo que determinam os conhecimentos e linguagens. Assim, os discursos contribuem para um processo de institucionalização do conhecimento e da linguagem, pelos quais os discursos são também apropriados e reproduzidos continuamente. Além disso, a apropriação e a reprodução de um discurso poderá provocar mudanças institucionais que poderão levar com que outros processos socioecológicos sejam substituídos (figura 1.2).



**Figura 1.2** Etapas processuais do discurso. O discurso, através do conhecimento e da linguagem, produz e reproduz-se, respetivamente, pelo que, logo, passa a ser apropriado. Após a apropriação do discurso, (i) ele poderá voltar a ser reproduzido, dando início a um pequeno ciclo de reprodução e apropriação; (ii) poderá voltar a ser produzido, isto é, utilizando os *mesmos* conhecimentos e linguagens e dar seguimento ao ciclo de produção-reprodução-apropriação; (iii) poderá incorporar e articular *novos* conhecimentos e linguagens para dar seguimento ao ciclo de produção-reprodução-apropriação; (iv) poderá voltar às próprias origens do discurso, articulando os processos iniciais aos novos processos, conhecimentos e linguagens, dando seguimentos ao ciclo de produção-reprodução-apropriação; (v) finalmente, todo o processo poderá dar início a um processo de substituição de um velho discurso por um novo discurso coligado e consentido pela realidade social.

No caso do discurso dos serviços ecossistémicos, poderá ser a substituição dos valores naturais por uma construção social que o discurso representa. É importante notar que a linguagem não é um mero canal pelo qual os estados e os fatos do mundo são comunicados. A linguagem, tal como o conhecimento, produz e reproduz, resultando nas conceções aceites no mundo social, repercutindo igualmente na constituição das identidades e nas relações sociais (Jorgensen e Phillips, 2002). Isso significa que, segundo Jorgensen e Phillips (2002, p. 9): “*changes in discourse are means by which the social world is changed. Struggles at the discourse level take part in changing, as well as in reproducing, the social reality*”. Se a análise discursiva é um elemento relevante para perceber as mudanças sociais em torno dos discursos que elas constituem, daí sua pertinência neste trabalho que discute as mudanças nos valores da conservação da natureza e da biodiversidade.

### 1.4.3 Questionário

Com a disseminação dos instrumentos económicos para a conservação, os pagamentos por serviços ecossistémicos ganharam bastante visibilidade. O percurso da aplicação deste instrumento tem uma dinâmica própria e também muito difusa, especialmente consoante o contexto. De modo a perceber a operacionalização dos pagamentos por serviços ecossistémicos na região da Mata Atlântica, foi elaborado e aplicado um questionário (Anexo I) no âmbito desta tese, para avaliar os impactos que o instrumento exerce na conservação da biodiversidade e da natureza. O questionário foi direccionado para os coordenadores e gestores de iniciativas de pagamentos por serviços ecossistémicos identificados na literatura e na ferramenta de busca do *Google*.

O questionário constituiu-se de 57 questões, sendo a maioria questões objetivas de múltipla escolha e algumas discursivas. As questões foram distribuídas em três etapas. A primeira etapa é a ‘caracterização geral’ que procurou perceber seu arranjo institucional, e como os conceitos que orientaram as práticas do instrumento nas diferentes iniciativas. A segunda etapa é a ‘caracterização de conservação’ que procurou perceber, fundamentalmente, as premissas ecológicas das iniciativas. A terceira etapa é a ‘caracterização socioambiental’, que procurou perceber maiores detalhes institucionais, políticos, económicos, sociais e culturais. Na análise do questionário (capítulo 9), as etapas foram rearranjadas de modo a analisar as respostas obtidas.

O questionário foi elaborado a partir do *Google Forms* com a finalidade de ser respondido pela internet. Em um primeiro momento, as organizações responsáveis pelas iniciativas e seus respetivos coordenadores e gestores, foram contactados por *e-mail*, sempre que tais contatos estivessem disponíveis. Complementarmente, em um segundo momento, foram realizados contatos telefónicos para todas as organizações das iniciativas, sempre que os contatos estivessem disponíveis.

O objetivo do questionário foi inicialmente obter uma amostra suficiente para uma análise quantitativa, considerando o número de iniciativas identificadas (97), pouco antes do período de disseminação do questionário (entre 15 de novembro de 2014 a 30 de agosto de 2015). Contudo, e apesar dos inúmeros esforços desenvolvidos para a obtenção de respostas, o número de respostas (7) conduziu a pesquisa a fazer uma análise alargada dos dados obtidos que se aproxima de uma análise qualitativa. Deste modo, o questionário apresentou um percurso metodológico particular que poderá ser conferido com maiores detalhes no capítulo 9.

## 1.5 Por que analisar as mudanças nos valores da conservação?

Em toda mudança, há sempre algo que se mantém. Mas, ao mesmo tempo, a mudança implica que algo deixou de existir, se perdeu, ou simplesmente se transformou. As mudanças são inevitáveis e naturais. A complexidade em lidar com essas mudanças se intensifica, na medida em que a conservação

interatua não apenas com o contexto biológico-ecológico, mas concomitantemente com o sistema sociocultural, ambos em constante mudança (Holland e Rawles, 1996), sobretudo em um contexto de alterações globais cada vez mais intensificadas pelas ações humanas. Para a conservação, um dos aspetos fundamentais é lidar com a perda da biodiversidade. Preservar a biodiversidade, ou pelo menos parte dela, tornou-se inegável, considerando objetivamente a importância dos processos ecológicos para a manutenção da vida na Terra, incluindo a vida humana.

Como mencionado anteriormente, as razões que movimentam a conservação nem sempre são consensuais, isto é, os valores que a motivam destoam-se frequentemente. Mas apesar de, em parte, os objetivos se alinharem, os discursos que entoam os valores que, por sua vez, conduzem os diferentes grupos nas práticas conservacionistas, importam. A atual mudança de valores engendrada pelo novo discurso conservacionista, implica a incorporação dos valores económicos, seus métodos e suas linguagens no seio da conservação. Essa, no entanto, não é uma posição exclusiva dos economistas, mas adotada por ecologistas e ambientalistas. Este envolvimento fica bastante evidenciado pela adoção desses valores pelas principais organizações conservacionistas no Brasil e no mundo (Sullivan, 2010). Tais alianças caracterizam aquilo que Sullivan (2010, p.120) chama de “*bizarre bedfellows*”, ou aquilo que MacDonald e Corson (2012, p. 161) denominam “*cynical environmentalism*”, ou ainda o que Spash (2009) chama de “*new environmental pragmatism*”.

Um dos argumentos de tal pragmatismo conservacionista assenta na necessidade de uma ótica realista que reconheça a necessidade de se envolver com a economia para que os objetivos da conservação possam ser cumpridos. Outro argumento advindo não apenas da economia, mas também da ciência, é a lógica de que tudo pode ser mensurado, comparado e simplesmente agregado nos processos de tomada de decisão. No caso da abordagem dos serviços ecossistémicos é a mensuração das funções ecossistémicas, que passam a ser percebidas como ‘serviços ecossistémicos’ traduzidos pela unidade monetária (Spash, 2009). Como afirma Spash (2009, p. 253): “*Environmentalists turned to green marketing and created the own corporate identities. Selling the environment to preserve it became the accepted credo*”.

Se tais mudanças de valores começa a conduzir a forma como a conservação é compreendida, produzida e reproduzida, torna-se fundamental uma análise dessas mudanças de modo a perceber se são capazes de cumprir com o objetivo de proteger a biodiversidade e a natureza; e ainda que cumpram com tal objetivo, quais podem ser as implicações dessas mudanças? Os valores éticos e económicos podem levar a diferentes direções. A própria sensibilidade moral pode levar a caminhos distintos, como sugere Holland (1999).

Spash (2009, p. 256) ainda afirma:

*The language of the new environmental pragmatists is one of the market place, accountants, financiers and bankers. The discourse recommends institutions for trading, profits and individual gain. Recent experience should offer a cautionary tale as to where that road leads.*

Este trabalho é uma análise e uma reflexão sobre tais experiências na Mata Atlântica, em que o pragmatismo realçado por Spash (2009) revela-se bastante aparente. O pragmatismo é um elemento essencial no âmbito das políticas públicas, tão essencial quanto a ponderação de suas implicações. A conservação da biodiversidade hoje está voltada para um lado objetivo-económico, cada vez mais distante de questionamento. Nessa perspectiva, a natureza é marginal aos interesses que parecem mais evidentes: a eficiência económica e, mais obscuramente, o lucro. Naturalmente, os objetivos da conservação devem ser defendidos de forma bastante objetiva e, por vezes, mesmo num sentido utilitário, mas as bases para as tomadas de decisões devem passar por uma reflexão ética fundamental. Um processo de decisão passa igualmente por um processo de julgamento de valores, no qual os interesses e as considerações são legitimadas e, certamente, uma questão de legitimação deve ser alvo de uma avaliação crítica (Holland e Rawles, 1996).



## **Parte II**



## CAPÍTULO 2

### **Do princípio ao fim. O que é a Natureza, onde ela começa e onde ela termina?**

#### **2.1 Conceptualizando a natureza**

O conceito de natureza não pode ser facilmente delineado, ou sequer poder ser definido, de todo. Existe uma ordem de relações, interpretações e discursos (culturais, políticos e científicos) ao redor do conceito que dificultam um entendimento homogêneo. A natureza é heterogênea, tal como as relações que se estabelecem com ela. As conceptualizações da natureza variam, não apenas com o contexto sociocultural das multivariadas comunidades humanas, mas também de acordo com as igualmente multivariadas sensibilidades linguísticas e idiomáticas dessas comunidades. Mesmo no seio de uma mesma cultura poderão coexistir formas distintas de se perceber a natureza (Baindur, 2015).

Parte das pressuposições e discursos filosóficos, ideológicos e sociais parte de uma natureza representacional, isto é, cada representação da natureza carrega em si uma série de pressupostos e valores culturais que permitem que cada pessoa construa uma representação daquilo que é a natureza (Baindur, 2015). Isso ilustra, por exemplo, como uma representação da natureza poderá delinear aquilo que é natureza e aquilo que não é, bem como definir a natureza que será conservada ou não. Baindur (2015), se questiona se será tão óbvia essa escolha: o que é natureza ou não? Quando pensamos no mundo natural que nos rodeia, como as plantas e os animais, não parece haver ambiguidades em identificar aí uma representação da natureza. No entanto, quando pensamos na barata “invasora” de nossas casas, precisamos de um tempo para nos darmos conta de que ela também é natureza. Isso para dizer que a conceptualização de natureza poderá ir muito além das suas representações mais óbvias. Isso terá, invariavelmente, implicações futuras. Por exemplo, como designar o que são as chamadas soluções baseadas na natureza (*nature-based solutions*) dependerá intuitivamente da forma como a conceptualizamos.

Não só os fatores históricos e socioculturais influenciam na concepção da natureza, mas a própria ideia que se tem dela influencia todos os processos sociais, políticos, culturais, económicos e ético-morais imbuídos nas estruturas e meta-estruturas que constituem e constituíram nossas sociedades hoje e ao longo do tempo. A ideia de natureza ocupa um lugar no ocidente que caracteriza toda a trajetória civilizatória desde o pensamento aristotélico, ainda que tenhamos cindido a civilização e natureza na antiguidade. São as relações entre cultura e natureza que acabaram por constituir a trajetória do pensamento sobre ela (Aguilar, 2014). Mas, percebe-se, através de um olhar mais próximo das

interpretações e significados atribuídos ao longo da história e das culturas ao redor do mundo, é que pouco permanece, na modernidade, do olhar das civilizações passadas sobre natureza (Baindur, 2015). Acompanhamos nos séculos passados até os dias de hoje a tentativa de interpretá-la como uma entidade uniforme, mensurável e compreensível não só em termos científicos, e na últimas décadas, também nos moldes económicos que muito influenciam os discursos sobre a natureza na contemporaneidade.

A interpretação da natureza fica ainda mais complexa quando passamos a direcionar nossos esforços de conservação para uma determinada representação da natureza, colocando em risco, não apenas outras representações outras visões de mundo que orientam outras concepções sobre a natureza, mas a natureza em si. No âmbito da abordagem dos serviços ecossistémicos, embasada nas conjunturas tecnocientíficas e económicas atuais, a natureza é percecionada como uma fonte de ‘serviços ecossistémicos’ e, portanto, a conservação de tais ‘serviços’ poderá definir como será a conservação da natureza.

O percurso da ideia de natureza é um trajeto complexo e exaustivo (Collingwood, 1945), bem como as conceptualizações e discursos associados (Soper, 1995) e o seu posicionamento nas articulações da ecologia política (Latour, 2004). O estudo da ideia de natureza também tornou-se um arcabouço fundamental para o desenvolvimento do campo da filosofia ambiental, que busca, sobretudo, compreender as complexas relações entre os seres humanos e o ambiente que os rodeia.

Considerando que a conservação da natureza reflete os valores que imbuímos na natureza e sua significância, esta secção dedica-se a oferecer uma breve revisão do que é a natureza e suas representações e conceptualizações ao longo da cultura ocidental, de modo que se possa também contemplar as intersecções e controvérsias nas formas atuais em que a natureza é percecionada e as implicações para sua conservação.

## **2.2 Ideia de Natureza: perspetivando sua evolução no mundo ocidental europeu**

### **2.2.1 A Natureza na Grécia Antiga: da filosofia natural ao naturalismo**

Para se falar sobre a evolução da ideia de natureza é incontornável rebuscarmos, mesmo que brevemente, o pensamento grego e sua concepção sobre a natureza. A filosofia grega, em suas origens, foi moldada pela física, não pela física como a conhecemos, mas a física oriunda de *phusis*, que evoca o que nasce, o que desenvolve, que por sua vez, vem de *phuomai*, aquilo que brota, cresce. A corrente de pensamento surgida em Mileto no século VII a.C., através de Tales, Anaximandro e Anaxímenes, conhecida como a escola Jônica, substitui a causa mítica pela causa racional, afirmando-se daí os princípios fundamentais para a percepção e concepção da natureza (Larrère e Larrère, 1997). Os gregos antigos acreditavam que existiam coisas naturais e que eram produzidas pelo próprio mundo natural, não por forças sobrenaturais, como se acreditava anteriormente. Os princípios formadores das coisas

naturais eram os elementos como a água, o ar, a terra, o fogo, e a matéria indeterminada, e não seres personificados (como entidades divinas) (Collingwood, 1945; Larrère e Larrère, 1997; Baindur, 2015).<sup>4</sup> Todas essas coisas naturais constituíam o chamado mundo natural. Ressalta-se que, neste ínterim, a *phusis* foi também filosoficamente designada pelos Jônicos, alargando-lhe o sentido, ao passo em que a *phusis* passa a representar, segundo Larrère e Larrère (1997, p. 31):

“[...] o conjunto do processo que, do princípio ao fim, explica a constituição de uma coisa particular, ou a da natureza na sua totalidade, a do mundo. Isso compreende ao mesmo tempo o princípio, ou a substância primordial, de onde todas as coisas saíram, o processo (crescimento ou diferenciação) que as faz acontecer e o resultado desse processo, o conjunto do que é produzido, e as suas propriedades características”.

Essa foi a principal questão que os Jônicos buscaram responder, do que são feitas as coisas, seu *arché*. Portanto, apreende-se daí que a filosofia, em suas origens, agrega-se à ideia de natureza, fundando aquela que é chamada filosofia natural.

Para os Jônicos a *phusis* acontece através de um princípio imanente, e o que é comum a todas as coisas ‘naturais’ é feito de uma única ‘substância’ ou material (Collingwood, 1945), cujo modelo é frequentemente o ser vivo. Tanto que para Anaximandro o desenvolvimento do universo é concebido enquanto um organismo, incompleto, imortal e imperecível. Contudo, Parmênides põe em causa essa permanência e, assim como Heráclito, argumenta que, para além desta, por outro lado existe um devir, um contínuo movimento. Assim, a partir de Heráclito, a questão que repousava sobre a substância primordial, vira-se para a estrutura que permite pensar a ordem do mundo e as mudanças que o influenciam (Larrère e Larrère, 1997). Demócrito e Leucipo, respondendo à crítica colocada por Parmênides, desenvolvem a teoria atomista, isto é, a realidade é fragmentada em cada átomo, um número infinito, que se move continuamente, mas que herda a aparência da plenitude, coesão e indivisibilidade. O atomismo marca, sobremaneira, nossa concepção de mundo ao longo da história.

A corrente que seguiu Pitágoras teve um papel bastante importante entre os Jônicos quando passa a explicar comportamentos e disposições das coisas não através de sua substância ou matéria, mas a partir das formas. As muitas e muitas formas representam por si uma diferenciação capaz de explicar os inumeráveis tipos de coisas. E talvez seu maior apelo tenha sido levar a perspetivação da matéria abstrata, a substância, para a matemática, uma ordem inteligível (Collingwood, 1945). Nos entremeios e controvérsias sobre as necessidades e finalidades, Sócrates veio argumentar que a ética e sua conjuntura conceptual era mais inteligível que a matemática, sendo assim fundamental uma percepção integrada entre a ética e a física (Collingwood, 1945). Sócrates também se opôs à ideia trazida por Anaxágoras de que o universo tenha como elemento motor o espírito (*nous*). Platão e Aristóteles, depois dele, também se opuseram à ideia de um universo movido por uma finalidade ou por um elemento

---

<sup>4</sup> Contudo, mais tarde, alguns críticos anunciaram que a mitologia nunca esteve, realmente, separada do pensamento jônico, como colocam Larrère e Larrère, 1997.

inteligente e assumem a tese de um cosmos acabado (Larrère e Larrère, 1997). A partir daí atesta-se que a física não pode ser vista separadamente da ética, quando a finalidade aparece como um fenômeno para caracterizar o princípio de desenvolvimento autômato da natureza.

Não obstante, a escola sofística acaba por vir a cindir a ética da física, por ser um saber interno à cidade e não uma ciência da natureza. Os sofistas vêm argumentar que as qualidades existem por convenção, provindas de uma arte, de uma *technè*, enquanto os átomos e o vazio advém da ordem natural, por acaso. Assim, os sofistas confrontam a ordem natural com a ordem humana e acabam por estabelecer através desse confronto uma distinção entre o natural e o social. Segundo Protágoras (481 a.C. – 420 a.C.), um dos primeiros e mais importantes sofistas, o ser humano é abandonado pela natureza, desprovido das qualidades necessárias para adaptar-se e prosperar. A técnica do qual dota-se o ser humano é o que o permite assim sobreviver, subvertendo a natureza conforme suas necessidades. Contudo, Platão desafiou a lógica do convencionalismo dos sofistas e estabeleceu novamente uma ligação entre a *phusis* e *nomos*, argumentando que as regras da vida humana não são simplesmente invenções, mas respeitam normas naturais, imitam o universo. De volta aos Jônicos, à procura da *arché*, Platão dá o nome de alma ao princípio autônomo que há por trás do funcionamento do mundo, sendo ela anterior aos corpos e, por isso, ela deveria ser chamada natureza, não os corpos movidos por ela. Sendo assim, o universo é interpretado por ele como um ser vivo autônomo (Larrère e Larrère, 1997).

Entretanto, Platão marca a filosofia com seu dualismo: o mundo das ideias ou formas (alma) e o mundo dos sentidos (corpo, a matéria vista aos olhos). No entanto, um elemento fundamental também é inscrito no mundo das formas, o intelecto. Tal como a alma precede o corpo, o intelecto precede a ordem do mundo. No entanto, a cosmologia de Platão, sendo ele também um matemático, é considerada uma sucessão de Pitágoras pela conceptualização do mundo em uma ordem matemática (Collingwood, 1945). Assim, a ênfase dada à matéria transfere-se para a forma (Bainur, 2015).

Entretanto, Aristóteles (384-322 a.C.), no século V a.C., apesar de considerado discípulo de Platão, muda o curso narrativo dos pré-socráticos. Ele vai mais longe em sua definição de natureza, que perdurou desde a Idade Média aos dias de hoje. Ele afirma que o mundo não precisa de uma narrativa de sua criação e centra-se na definição da matéria como ela é. Aristóteles assume a matéria como um princípio, uma essência, sendo isto mais importante do que a busca pelo processo mecânico que dá origem às coisas. Seu livro “Metafísica” revela que não foi abandonada a questão originária, contudo, ele se difere dos seus antecessores ao “[...] substituir a procura da origem por uma teoria das causas [...]” (Larrère e Larrère, 1997). O mundo natural para Aristóteles era o mundo das coisas que se movem por si, sendo assim, natureza continua sendo um processo, crescimento e mudança (Collingwood, 1945). O mundo que ele habitava é o mundo que habitamos hoje (Larrère e Larrère, 1997), isto é, sua concepção de mundo nos é contemporânea e muito ainda influencia nossa compreensão da diversidade da vida e suas particularidades, reconhecendo que em cada espécie há natureza e beleza (Larrère e Larrère, 1997).

Essa percepção pode ser vislumbrada em sua obra “Física”, livro II (Trad. 1963, apud Baindur, 2015, p. 26):

*Of the things that exist, some exist by nature, others through other causes. Those that exist by nature include animals and their parts, plants, and simple bodies like the earth, fire, air and water—for of these and such like things we do say that they exist by nature. All these obviously differ from things that have not come together.*

Sua influência e contemporaneidade não passa despercebida no ensino das ciências biológicas de hoje, onde se aprende que Aristóteles é o “pai da ciência”, reconhecendo os contributos de seus conhecimentos para as ciências biológicas (Medeiros, 2002). Ademais, Aristóteles parece ter dedicado mais esforços aos estudos biológicos do que à física e astronomia (Martins, 1990; Medeiros, 2002). Portanto, para Aristóteles, assim como para os Jônios, de acordo com Collingwood (1945, p. 82), o mundo natural era um mundo em que as coisas possuíam movimentos próprios (*nature as self-moving*): “*It is a living world: a world characterized not by inertia, like the world of seventeenth-century matter, but by spontaneous movement. Nature as such is a process, growth, change*”.

No entanto, é fundamental perceber que para Aristóteles a excelência moral apenas pode ser alcançada na cidade, sendo o ser humano um animal político e, portanto, um ser moral. Aqueles que não viviam nas cidades ou eram um ser degradado ou um ser divino. Sendo assim, é a cidade o antro das medidas entre ser humano e natureza, ainda que as normas sejam naturais. A finalidade natural, desta forma, acaba por culminar na subsistência do ser humano, a este reconhecido o direito de uso da natureza, sendo ele próprio o determinante do “bom uso” (Larrère e Larrère, 1997). Aliás, para Aristóteles, o natural e conveniente é que o superior se sobreponha ao inferior, sendo errado e prejudicial, se não desta maneira. Ele assume que do mesmo modo em que a alma (superior) está para o corpo (inferior), o homem (gênero masculino, nativo, livre e possuidor de bens)<sup>5</sup> sobrepõe-se a todo o restante, estrangeiros, escravos, sem posses, mulheres, animais e todas as outras criaturas e entidades naturais (Aristóteles, 1989). Na visão de Aristóteles o ser humano faz com que outras entidades cumpram suas funções de servi-lo, argumentando que “[...] se a natureza nada faz de forma incompleta e em vão, a inferência deve ser de que ela [a natureza] criou todos os seres vivos em função do homem” (Aristóteles, 1989, p. 5).

### **2.2.2 A Natureza na Renascença: O início da Ciência da Natureza (séculos XVI e XVII)**

O conceito de natureza de Aristóteles antevia-se ancorado no balanço entre a ciência e a filosofia (Baindur, 2015), mas nos séculos XVI e XVII uma revolução cosmológica teve lugar, mudando radicalmente os horizontes da física aristotélica, a que Collingwood (1945) designou

---

<sup>5</sup> “[...] macho, nativo, livre e proprietário[...]” In Felipe, S (2003, p. 73).

“Cosmologia Renascentista”. A ideia central dessa nova ordem cosmológica foi a passagem de uma teleologia do mundo para uma teleologia centrada no ser humano (Baindur, 2015). Com essa passagem, fica marcada a divisão da natureza em duas forças, a *natura naturata* (ou seja, a natureza artefacto ou a natureza criada), e a *natura naturans* (uma força imanente criadora dos processos e dos artefactos)<sup>6</sup>:

*The naturalistic philosophy of the Renaissance regarded nature as something divine and self-creative; the active and passive sides of this one self-creative being was differentiated by distinguishing ‘natura naturata’, or the complex of natural changes and processes, from natura naturans, or the immanent force which animates and directs them* (Collingwood, 1945, p. 94).

No entanto, essa nova ordem cosmológica, embora antiaristotélica, esteve parcialmente inspirada na filosofia de Aristóteles, bem como na tradição teológica Judaico-Cristã. Curiosamente, a filosofia antiga pós-aristotélica ainda presumia o mundo da natureza (*natura naturata*) como um organismo vivo (Baindur, 2015). Mas a cosmologia renascentista promove uma antítese da visão grega da natureza, negando a perspectiva de que o mundo da natureza fosse um organismo vivo. O trabalho de Galileu (1473-1543), Telesio (1508-1588) e Giordano Bruno (1548-1600) foram manifestamente marcantes nessa linha, afirmando o mundo natural como desprovido de inteligência e vida, incapaz de ordenar seus próprios movimentos, muito menos de forma racional (Collingwood, 1945). A partir daí, sobretudo, com o trabalho de Galileu, o mundo natural passa a ser entendido não mais como um organismo, mas como uma máquina, “[...] *an arrangement of bodily parts designed and put together and set going for a definite purpose by an intelligent mind outside itself*” (Collingwood, 1945, p. 5).

Sendo assim, Collingwood (1945, p. 5) realça a mais marcante diferença entre o pensamento grego e o renascentista perante a natureza:

*The Renaissance thinkers, like the Greeks, saw in the orderliness of the natural world an expression of intelligence: but for the Greeks this intelligence was nature's own intelligence, for the Renaissance thinkers it was the intelligence of something other than nature: the divine creator and ruler of nature. This distinction is the key to all the main differences between Greek and Renaissance natural science.*

A partir dessa ideia de um criador divino por trás da natureza uma diferente dicotomia é estabelecida no imaginário popular daquele período pela Teologia Cristã. A natureza continua divina, por ser uma criação divina; mas existe a ideia paralela de uma natureza selvagem, hostil, mas que segue, assim como na lógica aristotélica, a cumprir com seu propósito: servir o ser humano (Baindur, 2015). No entanto, quanto mais resistente ao domínio humano, quanto mais selvagem, menos sagrada é a natureza e, quanto mais domesticada, mais próximo do éden, o paraíso, o Planeta estaria. Essa lógica foi perpetrada pela imitação do paraíso perdido através da criação dos jardins, das paisagens cultivadas e da domesticação da natureza em muitas culturas (Baindur, 2015; Leiss, 1994). Aliás, Merchant (2004,

---

<sup>6</sup> Os conceitos de *natura naturata* e *natura naturans*, para representar tal dicotomia, foram concebidos por Baruch Spinoza, nascido Benedito de Espinosa.

p. 65) argumenta que a recuperação do paraíso perdido tornou-se o principal projeto da revolução científica do século dezassete, sendo a razão e o experimento, o carro chefe para “[...] reinventar o Éden na terra”.<sup>7</sup>

Nesse sentido, é interessante retomar a perspectiva tradicional judaico-cristã, por não poder ignorar os efeitos seculares que se alastraram no ocidente quanto à propagação de uma ideia de natureza antropocêntrica através dessa cosmologia renascentista (Medeiros, 2002). White (1967) aponta a tradição cristã como a religião mais antropocêntrica que o mundo já conheceu, por legitimar a exploração do mundo natural através da vontade divina, acentuando o dualismo entre ser humano e natureza. A célebre passagem do Génesis caracteriza uma das principais notas acerca deste dualismo:

Deus disse ainda: “Façamos o ser humano à nossa imagem e semelhança. Que ele tenha poder sobre os peixes do mar e as aves do céu; sobre os animais domésticos e selvagens e sobre todos os bichos que andam sobre a terra.” Deus criou então o ser humano à sua imagem; criou-o como verdadeira imagem de Deus. E este ser humano criado por Deus é o homem e a mulher. Deus abençoou-os desta maneira: “Sejam férteis e cresçam; encham a terra e dominem-na; dominem sobre os peixes do mar e as aves do céu e sobre todos os animais que andam sobre a terra” (Génesis Cap. I, Versículos 26-28, Bíblia cristã).

Deste modo, a tradição bíblica continuada e perpetrada pelo cristianismo introduz um novo princípio ético, aparentemente, acompanhado da desvalorização da natureza. Esta torna-se um ídolo que o cristianismo derruba, “[...] um coisa que nas mãos de Deus é perecível e fonte de corrupção”, sendo assim, uma criação contingente, que poderia não existir ou, simples e subitamente, deixar de existir (Larrère e Larrère, 1997, p. 67). A partir de então o ser humano é feito à imagem de Deus e separado da natureza, desvinculado das normas naturais e passa a ocupar um lugar em Deus (Larrère e Larrère, 1997).

Singer (2006), por exemplo argumenta que o cristianismo representa uma fusão do pensamento judaico-cristão com o pensamento aristotélico a respeito da representação do mundo natural não-humano diante do ser humano. Passmore (1974) vai mais longe e afirma que a versão de domínio absoluto que se encontra na teologia cristã deve-se à influência do pensamento grego. É interessante ressaltar ainda que as palavras hebraicas podem assumir diversos significados. Nesse sentido, o que originalmente se encontra traduzido pela ‘dominação’ pode assumir o significado de responsabilidade, de intendência (Junges, 2004; Passmore, 1974). Junges (2004) realça que a teoria da criação divina tem um caráter teocêntrico e não antropocêntrico. No entanto, foi o domínio instrumental antropocêntrico do ser humano sobre a natureza que marcou fundamentalmente durante a Idade Média até a modernidade (Medeiros, 2002).

---

<sup>7</sup> “*Recovering the lost Eden became Western culture’s major project during the scientific revolution of seventeenth century. Reason and experiment were keys to reinventing Eden on earth*” (Merchant, 2004, p. 65).

Neste ínterim, o cristianismo finalmente encontra uma definição de natureza conveniente, uma natureza manipulável ao dispor do ser humano, “[...] uma natureza a que já nem sequer é necessário chamar de natureza. Um termo demasiado equívoco, demasiado aberto às reminiscências pagãs” (Larrère e Larrère, 1997, p. 68-69). Descartes, por exemplo, relegou o uso da palavra natureza, preferindo “matéria” ou “mundo” para referi-la de modo com que não se pareça com “qualquer deusa ou outra qualquer espécie de poder imaginário” (Descartes apud Larrère e Larrère, 1997).

Afora algumas similaridades com o pensamento grego antigo, a cosmologia renascentista é essencialmente antiaristotélica: o mundo da natureza deixa de ser pensado como um organismo inteligente e vivo e passar a ser pensado como uma função do deus cristão e ainda como um máquina, alvo da ambição e da racionalidade humana.

Sendo assim, é com Francis Bacon (1561-1626) e René Descartes (1596-1650) que a racionalidade humana assume proporções decisórias no desenvolvimento do cientificismo moderno (Almeida, 2007; Muniz, 2011). Obviamente, a revolução científica não se resume a ambos: Galileu (1564-1642), Copérnico (1473-1543), Giordano Bruno (1548-1600), Gilbert (1544-1603), Kepler (1571-1630), Spinoza (1632-1677), Newton (1642-1727), Leibniz (1646-1716) tiveram um papel marcante no âmbito da cosmologia renascentista e para o estabelecimento da revolução científica (Collingwood, 1945). Galileu, por exemplo, lança um novo olhar sobre a ciência, no qual postula que esta deve se restringir ao estudo da mecânica de maneira matemática, implicando na perda da sensibilidade estética e dos valores da ética. Collingwood (1945, p. 94) relata que a verdade da natureza, para Galileu, deve ser inteligível, mensurável e quantitativa, é uma realidade matemática: “*the book of nature is a book written by God in the language of mathematics*”.

A revolução heliocêntrica da astronomia de Copérnico, Bruno, Kepler e também de Galileu também teve um enorme impacto para o conceito de natureza que os procedeu, alterando não apenas a percepção do ocidente sobre o mundo, mas também sobre a própria civilização (Baindur, 2015). Oelschlaeger (apud Grün, 1996, p. 30) destaca esse ponto:

Através do telescópio Galileu confirmou a hipótese copernicana. O que ele perdeu foi o campo de movimento da astronomia vista a olho nu, a relação da Via Láctea com o céu estrelado, e o movimento das jornadas de estrelas através do plano elíptico. E talvez em sua intensa concentração, ele tenha perdido também os sons, perfumes e cheiros da noite e a consciência de si mesmo como um homem que observa um esplêndido e misterioso espetáculo estelar. Galileu já não estava dentro da natureza, mas do lado de fora dela. Ele havia se tornado “observador científico”. A natureza era agora um simples objeto de indagação científica.

A visão de mundo da física moderna ou da mecânica clássica ainda é uma visão contemporânea e de Descartes a Locke, Leibniz, Berkeley, Hume e Kant e outros tantos, assumiram a tarefa de mensurar as transformações provocadas por ela (Larrère e Larrère, 1997). Em uma época precedente à Revolução



Industrial, a transição de uma natureza orgânica para uma natureza mecânica constituiu um grande impacto para o pensamento europeu.

Não obstante, olhemos com mais detalhe para as obras de Bacon e Descartes. Bacon cria em sua obra “Nova Atlântica” (1667) uma sociedade onde a ciência é o primado de todo o conhecimento, onde as investigações, sem limites, buscam um “[...] alargamento das fronteiras do império humano para realizar tudo o que é possível” (Bacon [1667] 1976, p. 60 apud Almeida, 2007). Espantosamente, em sua obra é possível identificar elementos tão presentes nas sociedades de hoje, como a vivissecção, a sintetização de químicos, a ‘produção’ animal industrial, a manipulação genética (Almeida, 2007). Até mesmo traços da geoengenharia, assunto bastante polemizado no âmbito das alterações climáticas, podem ser encontrados na obra de Bacon, na qual faz referência a instalações onde se podia criar neve, raios, chuva e granizo para a observação atmosférica (Zagorin, 1998; Szerszynki, 2014). Bacon argumenta que a humanidade se beneficia com o trabalho dos cientistas e, realçando as interseções com a teologia cristã, não cabe senão à iluminação divina o discernimento do bem e mal. A natureza assim é objeto de instrumentalização humana, legitimada pela ciência e pela ordem divina, cujo sentido é favorecer os seres humanos, provendo-lhes subsistência e conhecimento.

Contudo, é com Descartes, em sua obra principal, o ‘Discurso do Método’ (1637), que surge a visão cientificista fragmentadora que prevalece nos padrões das sociedades contemporâneas. O todo é soma das partes, os fenômenos naturais reduzidos a fórmulas matemáticas, base da constituição científica atual. A submissão da natureza aos interesses e ambições humanas é uma das fortes premissas presentes no pensamento cartesiano. Uma célebre passagem de sua obra define bem sua interpretação do papel do ser humano frente à natureza:

[...] conhecendo a força e as ações do fogo, da água, do ar, dos astros, dos céus e de todos os outros corpos que nos rodeiam, tão distintos como conhecemos os diversos ofícios de nossos artesãos, poderíamos emprega-las do mesmo modo em todos os usos a que são adequadas e assim nos tornarmos como que senhores e possesores da natureza. Isso é de se desejar não somente para a invenção de uma infinidade de artifícios que nos fariam usufruir, sem trabalho algum, os frutos da terra e de todas as comodidades que nela se encontram, mas também, principalmente, para a conservação da saúde, que é, por certo, o bem primordial e o fundamento de todos os outros bens desta vida [...].

O contributo de Descartes para o centramento do ser humano na ética através de uma interpretação dominadora do ser humano não somente perante o mundo natural, mas ante toda a ‘criação de deus’ é bastante nítido em suas fundamentações. É de salientar que a formação cristã de Descartes também virá a influenciar a consolidação de seu pensamento. O termo possuidor (ou possessor) poderá trazer até outra interpretação, segundo Larrère e Larrère (1997), que possibilita inscrevê-la na continuidade do Gênesis, isto é, considerando o ser humano como um possuidor temporário, um intendente, que deve, antes, fazer um bom uso e não arbitrário do mundo natural. A continuação da

passagem acima até poderá facilitar tal compreensão, revelando que Descartes prima pela conservação da saúde em uma relação de equilíbrio entre o mundo físico natural e o ser humano (Larrère e Larrère, 1997).

As principais correntes que moveram de Descartes para outras direções, assumindo uma junção entre a perspectiva autocriadora e mecanicista do mundo da natureza foram assumidas por Spinoza, Newton, Leibniz e Locke. A ideia que havia comum a eles era de que a mente e a matéria eram coisas diferentes, embora ambas procedessem de uma coisa só, deus (Collingwood, 1945). Sendo assim, deus criou por um lado o mundo natural e por outro a mente humana. Essa assunção já estava presente em Descartes, de alguma forma, mas Spinoza levou mais adiante e argumenta que existe apenas uma substância, deus, nem matéria, nem mente, sendo ambas atributos de deus. Para Spinoza, ademais, não havia distinção entre natureza e deus ao representar o “todo infinito não mutável” (Collingwood, 1945).

Newton deu continuidade a muitos argumentos de Descartes, especialmente sua forma analítica. Callicott argumenta que são três questões que definem a filosofia natural, desde os gregos antigos à contemporaneidade: “De que é feito o mundo?” De átomos e de vácuo, a modernidade responde através de Newton retomando a hipótese atomista, que situa os átomos num espaço homogêneo e infinito. “O mundo estará em movimento, e segundo que ordem? Influenciado por Galileu, Newton ancora-se no princípio da inércia, o movimento retilíneo infinito. “Quais as forças fundamentais ativas nos processos naturais?” Newton responde, a gravidade que ele define matematicamente como a força da atração mútua universal (Larrère e Larrère, 1997, p. 73; Collingwood, 1945, p. 108). Deste modo, Newton responde às questões definidoras da filosofia natural, unificando a mecânica clássica.

### **2.2.3 Do Pós-Renascentismo à Cosmologia Moderna (século XVIII e Hegel, a transição para a visão moderna)**

A revolução científica da cosmologia renascentista é considerada a origem do domínio do mundo que perspectivou a natureza às leis mecanicistas. Não apenas a ciência, mas o desenvolvimento da tecnologia trouxe o discurso da reivindicação e aproveitamento da natureza (“*harnessing nature*”) (Baindur, 2015, p. 29). É importante considerar distintamente o desenvolvimento das ciências naturais do desenvolvimento da tecnologia, embora ambos dependam da transformação no conceito de Natureza. Ao passo em que o reino da metafísica se distancia da física, a tecnologia se torna cada vez mais bem-sucedida em reivindicar e aproveitar a natureza (Baindur, 2015). Baindur (2015) explica que o “uso” da natureza não era exatamente algo novo, no entanto os valores morais que antes prescreviam seu uso, o que Larrère e Larrère (1997) chamam de “bom uso”, simplesmente parecem ter desaparecido. Marshall (1992, p. 168) fala sobre essa mudança:

*It marked a fundamental shift in our relationship with the natural world, which was no longer considered a divine dwelling for humanity, but an object to be used. By insisting on a rigid split*

*between the observer and the observed, it further alienated man from nature. No longer fearful of disturbing the vanished gods, he could exploit the machine of nature to the hilt. Released from earlier moral and religious curbs, he felt free to maximise his power in the untrammelled pursuit of his own ends. In a double process, it not only desanctified nature, but also gave man enormous power over it.*

Segundo Marshall (1992) dois grandes movimentos resultaram da renascença a partir do século dezoito que, embora ambíguos, tornaram-se grandes influentes no pensamento ocidental até os dias de hoje, o Iluminismo e o Romantismo. Durante o Iluminismo, houve uma espantosa sobrevalorização da racionalidade humana, que vem substituir e prevalecer sobre outras cosmologias, libertando a humanidade de seus constrangimentos e superstições.

No século XVIII, o pensamento filosófico antes centrado na teoria da natureza, volta-se para a teoria da mente. Segundo Collingwood (1945, p. 7), Berkeley (1685-1753) desempenhou um papel crucial nessa transição, assim como Sócrates para os gregos antigos, ao apontar que o problema se apresentava, em suas palavras: “*how can mind have any connexion with something utterly alien to itself, something essentially mechanical and non-mental, namely nature?*” Esta foi a principal questão relativamente à natureza que os filósofos da mente se debruçaram, tais como o próprio Berkeley, Hume (1711-1776), Kant (1724-1804) e Hegel (1770-1831). E a resposta desses filósofos, de uma forma geral foi a mesma: “[...] *mind makes nature; nature is, so to speak, a product of the autonomous and self-existing activity of mind*” (Collingwood, 1945, p. 7). No entanto, qual é essa mente que cria a natureza? Essa é a questão que Berkeley e Kant, não responderam suficientemente. Kant empreende essa tarefa de forma mais lógica que Berkeley e argumenta que o que faz (*make*, e não, *create*) a natureza é a mesma força imanente que está presente na mente humana, no entanto não se trata de uma mente individual, mas de um ego transcendental (Collingwood, 1945). Contudo, a natureza para Kant é um encadeamento de fenômenos, o mundo que se conhece (a *natura naturata*) é um mundo construído, é o mundo da regularidade mecânica (Larrère e Larrère, 1997). Kant afirma que não há finalidade na natureza, isto é, assim como qualquer outro ser desprovido de razão, ela é apenas um meio, para o fim, que é o ser humano: “Sem os homens, toda a criação não seria mais do que um simples deserto, inútil e sem objetivo final” (Kant apud Larrère e Larrère, 1997).<sup>8</sup>

A natureza é, portanto, um objeto do conhecimento científico, por ser previsível e regular e, ao mesmo tempo, objeto do conhecimento filosófico pois a coisa em si mesma (*the thing in itself*) deve ser pensada através do sujeito que a observa (Collingwood, 1945; Baidur, 2015). Ele vem argumentar que a coisa em si mesma não existe, o que existe é o nosso julgamento e objetificação dessa coisa. Sendo assim, Kant cria uma distinção entre aquilo que aparenta ser a natureza (*appearing nature*) e natureza em si mesma (*nature in itself*) (Baidur, 2015; Bowie, 2001). Essa foi uma questão deixada para os seus

---

<sup>8</sup> “Fundamentos da Metafísica dos Costumes” (1785).

sucessores, empreendida sobretudo, por Hegel, que afirma que a coisa em si mesma não é desconhecida, como pressupunha Kant. Hegel afirma que a coisa em si mesma é um ser puro, sem qualquer determinação particular que a defina, seja qualitativa ou quantitativa, espacial ou temporal, material ou espiritual. A natureza para Hegel é uma realidade externa, que não significa externa a nós, seres humanos, pelo contrário, o corpo humano faz parte da natureza. A natureza, também, não é externa à mente. Quando se refere a um mundo externo, Hegel caracteriza o mundo e a natureza como uma exterioridade no sentido de poder ser percebida em todas as partes (*pervaded*) e através delas. Hegel rebusca o pensamento grego antigo em muitos sentidos em sua “Filosofia da Natureza” (*Naturphilosophie*), ao admitir ao mundo certo organicismo e anti-mecanicismo, embora tenha herdado dos pensadores do seu tempo a ideia de uma natureza/máquina. As mudanças na natureza, e a própria natureza, são o resultado de uma lógica de seus processos, que sempre levam a passos adiante. Hegel negou que o único conhecimento fosse o pensamento científico e tentou antecipar com a filosofia, o futuro do desenvolvimento das ciências naturais, em muitos sentidos bem acurado, e como Collingwood (1945, p. 132) descreve: “[...] *scientific thought has no place for anticipation; it only values results scientifically achieved*”. Nesse sentido, Hegel foi considerado uma transição entre o século dezoito e a cosmologia moderna que será abordada adiante.

Já o romantismo foi uma resposta ao objetivismo da ciência e entre a separação entre o observador e o observado, tão ilustrado na analogia do Galileu observador do espaço. O pensamento enquadrado nesse movimento negava uma natureza relógio, substituindo-a pela natureza orgânica; a poesia e literatura inspirada, e inspirando, o debate sobre a natureza selvagem exalta a pureza da natureza e a necessidade de purificar as sociedades humanas de seus empreendimentos corruptos, artificiais e mecânicos (Baindur, 2015). Um dos precursores do romantismo, Voltaire (1694-1778), revela a importância da *natura naturans* frente à *natura naturata*. Ele se questiona, segundo Larrère e Larrère (1997, p. 90): “Por que preferimos nós a natureza à arte? [...] Porque a natureza não se copia, enquanto a arte se assemelha sempre”. Arte, para Voltaire, nesse caso, eram os jardins franceses que representavam a natureza reconstruída e trabalhada. Voltaire acaba por fazer menção, desta forma, à *natura naturata* (natureza domesticada), à *natura naturans* (natureza selvagem) e pronuncia-se por esta última, segundo Larrère e Larrère (1997, pp. 90-91):

A natureza que nós amamos, que admiramos, é aquela que nos foge, não a que domesticamos.  
Por que havíamos de amar as séries indefinidamente duplicáveis dos artifícios que produzimos?  
O que amaríamos seria a nossa capacidade de produzir, não a natureza produzida.

Embora a passagem revele os vestígios do humanismo que preza pela criação humana, fica evidente que a natureza selvagem passaria a representar uma resposta à sobrevalorização racional e objetivista tão marcante no iluminismo.

## **2.2.4 A visão moderna da natureza: o conceito de vida, evolucionismo e a cosmologia moderna (ou da visão moderna às origens das ciências naturais contemporâneas)**

As explicações históricas e mitológicas sobre as mudanças e as origens das formas de vida acabaram por ser substituídas pelo desenvolvimento das ciências biológicas, que lançaram um grande impacto sobre a percepção da natureza (Baindur, 2015). A biologia evolucionária teve um impacto particular e é caracterizada em duas fases, segundo Collingwood (1945), uma fase cosmológica e uma biológica. Mas foi a fase biológica que teve maior relevância para a percepção da natureza, como Collingwood (1945, p. 133) descreve: “*The biological phase is of extreme importance in its relation to the general theory of nature, because it was this movement of thought which ultimately broke down the old Cartesian dualism of matter and mind by introducing between them a third term, namely, life*”. O autor continua: “*The history of life was thus conceived as the history of an endless succession of experiments on the part of nature to produce organisms more and more intensely and effectively alive. This conception of life was with great difficulty and severe struggles distinguished from the already familiar conceptions of matter and mind*” (Collingwood, 1945, p. 134-135).

A partir do século XVIII a concepção de natureza por parte dos naturalistas já vinha a trazer novos embates, entre eles Carl von Linné (Lineu) (1707-1788), George-Louis de Buffon (1707-1788), Daubenton (1716-1800), Lamarck (1744-1829), Alexandre von Humboldt (1769-1859), Charles Darwin (1809-1882), entre outros. Com os naturalistas deste período, emergem e passam a ganhar força outras formas de se olhar para a natureza, conforme descreve Thomas (1988, p. 62, apud Medeiros, 2002, p. 77):

O que é importante reter quanto aos primeiros naturalistas modernos é o fato de terem desenvolvido uma nova maneira de olhar para as coisas, um sistema novo de classificação segundo traços mais imparciais, mais objetivos e menos antropocêntricos que o do passado. Por sua vez, essa nova forma de olhar a natureza teve acentuado impacto sobre a percepção dos indivíduos comuns e não-cientistas, terminando por destruir muitos pressupostos populares. Por volta de 1800, torna-se possível considerar as plantas e animais a uma luz bastante diversa da antropocêntrica, que marcara as fases precedentes.

Lineu seguiu grande parte de seus estudos no âmbito dessas descrições e classificações e criou fundamentos para uma classificação natural das plantas, a classificação binária, hoje conhecida como nomenclatura binominal, assumindo a existência de um sistema na natureza (Medeiros, 2002; Mayr, 1998). Lineu supunha uma ordem global do mundo, reconhecendo uma unidade, isto é, um interdependência entre as partes que não admitia falhas nas disposições da natureza. Para designar a interdependência dessas partes, Lineu usa o termo “economia da natureza” com aceção teológica da distribuição divina da natureza. Essa visão era acompanhada de certa religiosidade, ainda que se tratasse de uma natureza bela e admirável (Larrère e Larrère, 1997).

Buffon, contemporâneo de Lineu, no entanto, para desenvolver uma verdadeira história natural, supõe um fuga da concepção religiosa e recusa-se a “misturar a física com a teologia” e argumenta: “A própria Natureza é uma obra perpetuamente viva, um operário incessantemente ativo, que sabe todas as artes, que trabalhando a partir de si mesmo, sempre sobre o mesmo fundo, em vez de o esgotar, o torna inesgotável” (Larrère e Larrère, 1997, p. 85). Sendo assim, a natureza para Buffon pode ser explicada sem recorrer a causas exteriores. Embora seu ponto de vista seja mecanista, não é o mesmo mecanicismo de Descartes, mas afiliado a Newton, na atração dos corpos, substituindo a palavra criação pela reprodução. Para Buffon, a natureza está em um contínuo movimento de fluxo incessante, e muito se discutiu para sua inclusão enquanto evolucionista, embora a resposta tenha sido majoritariamente negativa. Segundo Larrère e Larrère (1997, p. 88): “[o] que interessa a Buffon é a produtividade constante das operações da natureza, uma combinação sempre ativa, a compensação do que é destruído pelo que é renovado”. Sua obra *Histoire Naturelle*, de 1749, tentou reproduzir a história natural universal sob o enfoque da ciência. No entanto sua classificação das espécies era utilitarista, relevando primeiramente aquelas mais úteis para os seres humanos, era dividida em três categorias: comestíveis e não comestíveis; ferozes e mansos; e úteis e inúteis (Taton, 1960; Medeiros, 2002). Embora as necessidades humanas tenham sido o fio condutor para a classificação de Buffon, Larrère e Larrère (1997) sugerem que tal utilitarismo seja mais provocador do que arrogante, sem pretender que a natureza seja de fato um objeto para nós, seres humanos, mas criticar a ideia de uma ordem presente na classificação de Lineu. Ainda assim seu trabalho poderá ter contribuído para os caminhos da teoria evolucionista, especialmente pelo lado do transformismo de Lamarck, que soubera dar respostas deixadas em aberto por Buffon, não o evolucionismo de Darwin. Contudo, é Lamarck quem possibilita, segundo Larrère e Larrère (1997) uma verdadeira ciência da vida, sendo, ademais, o primeiro a utilizar o termo biologia, em 1802 (Canguilem, 1977; Larrère e Larrère, 1997).

Portanto, a vida é um processo inacabado sempre em progresso, com um futuro aberto. É um processo criativo que leva a *novelties* genuínas (Collingwood, 1945). A este respeito, o conceito de evolução aplicado por Darwin no âmbito das ciências biológicas marcou outro panorama para a história do pensamento humano (Collingwood, 1945). Muito embora a aplicação do conceito seja atribuída à revolução copernicana nas ciências da vida, o trabalho de Darwin, bem como outros que seguiram essa via, teve um efeito marcante na perspetivação da vida pela sociedade, como realça Baidur (2015, p. 33): *Firstly, the special position of man among all other beings on Earth was displaced. The naturalistic explanation linked the human beings to the rest of the world as human beings took their rightful place in the evolutionary tree of life*”.

Marshall (1992, p. 323) faz uma síntese do trabalho de Darwin:

*Darwin's theory of evolution through natural selection, the most unifying of all biological theories, is based on three observations and two deductions. The first observation is that organisms tend to increase at a geometrical rate; the second, that the populations of different*

*species are more or less static. From this, he deduces that vast numbers of organisms die before they can reproduce. The third observation is that there are inherited variations between the same members of a species. The final deduction is that in the struggle for existence, those variations which make the organism best adapted to its environment will give it a better chance to survive and reproduce. The result will be the gradual evolution of different species and the formation of new species.*

O trabalho de Darwin trouxe uma perspectiva holística no modo de encarar a natureza, reconhecendo beleza e complexidade, bem como as inter-relações entre suas partes (Baindur, 2015). Curiosamente, Kant em sua obra *General History of Nature and Theory of the Heavens* (1755), interpretou, segundo Marshall (1992), o universo como um produto do desenvolvimento histórico e, deste modo, concebendo uma visão sistemática evolucionária da história do cosmos. O pupilo de Kant, Gottfried Herder (1744-1803) ao dar continuidade a parte deste trabalho, vislumbrava a natureza enquanto uma cadeia de seres hierarquizados, entretanto, ao mesmo tempo, todos parte de um todo inter-relacionado, interdependente e dinâmico (Baindur, 2015). Marshall (1992) aponta que o trabalho de Herder poderá ter dado início à concepção da natureza através do pensamento evolucionário e ecológico, bem como para o desenvolvimento do Romantismo.

Collingwood (1945, p. 9) afirma que, assim como as cosmologias anteriores, a visão moderna também se baseia em analogias.<sup>9</sup> Mas desta vez a analogia é nova e encontra expressão a partir do final do século XIX. A visão moderna da natureza é baseada na analogia entre os processos do mundo natural estudados pelos cientistas naturais e os assuntos humanos estudados pelos historiadores. Da mesma forma que a analogia da natureza enquanto máquina foi fundamental para o estabelecimento da cosmologia do século XVI, a renascentista, na visão moderna, surgiu da familiaridade com os estudos históricos que centralizam a concepção do processo e da mudança. Deste modo, a concepção evolucionária da natureza, marcada pela analogia histórica, deixa de ser mecânica e passa a ser um processo em mudança.

No âmbito da cosmologia moderna, Collingwood (1945) realçou a importância de dois filósofos: Alexander (1859-1938) e Whitehead (1861-1947). Para Alexander, conforme Collingwood (1945, p. 158), a ideia de natureza está entrelaçada com o conceito de evolução emergente (*“emergent evolution”*): *“This world, as it exists in its ceaseless changes, appears to him as a single cosmic process in which there emerge, as it goes on, higher orders of being”*. A ideia de evolução emergente foi buscada em de Lloyd Morgan (1852-1936), que também vislumbrou o mundo enquanto um processo evolucionário (Collingwood, 1945), no qual a vida e a mente não poderão reduzir-se a apenas a componente física da biologia. Tal como Alexander, Whitehead vem argumentar que a natureza

---

<sup>9</sup> “As Greek natural science was based on the analogy between the macrocosm' nature and the microcosm man, as man is revealed to himself in his own self-consciousness; as Renaissance natural science was based on the analogy between nature as God's handiwork and the machines that are the handiwork of man [...]” (Collingwood, 1945, p. 9).

consiste de padrões de movimento que são essenciais para a constituição do ser: *everything that exists is like a living organism because its essence depends not only on its individual parts, but on the particular combination or pattern in which they are organized*” (Baindur, 2015, p. 36). Sendo assim, para Whitehead a substância e a atividade de um organismo não podem ser vistas separadamente, conforme Collingwood (1945, p. 167) aponta: *“The process of nature is [...] a creative advance; the organism is undergoing or pursuing a process of evolution in which it is constantly taking new forms and producing new forms, in every part of itself”*.

É interessante perceber que a ‘ideia de progresso’ (mudança de algo que sempre leva a uma coisa nova, sem necessariamente implicar em uma melhora, Collingwood, 1945) não é inócua. A noção de progresso foi bastante estimulada aquando da ascensão do capitalismo (Medeiros, 2002). Essa concepção de progresso poderá ter sido metaforizada através da teoria evolucionista, especialmente, pelos naturalistas do início do século XVIII. Medeiros (2002, p. 78) coloca: “Com as relações capitalistas mediando as relações entre os homens e a natureza, as próprias teorias científicas não escaparam a termos e conceitos submetidos às metáforas que foram construídas na sociedade do século XIX”. Ou ainda como coloca Bellini (1985, p. 17 apud Medeiros, 2002, p. 78):

Tais conceitos não brotaram da cabeça dos homens, sim, são os modos como a natureza foi representada a partir das manifestações sociais. São representações próprias da maneira capitalista de ver e pensar sua própria sociedade. Naturalistas, por exemplo, como Cuvier, Lineu, Lamarck e Darwin não teriam como justificar e fundamentar o estatuto científico de suas ciências senão dentro de seus momentos históricos. A consequência disso é a expressão do pensamento social dominante na representação da dinâmica da natureza.

O trabalho de Darwin também lançou outros horizontes para o universo da genética. Na metade do século XX, com a descoberta dos genes por Watson e Crick, em 1953, as ciências biológicas voltaram-se para um novo paradigma, o reducionismo molecular (Piaget, 1973; Piaget, 1978; Medeiros, 2002). Deste modo começamos perceber a consolidação do impacto do conceito de vida, que passa a substituir, em grande medida, o termo natureza. Indo um pouco mais longe, segundo Atlan e Bousquet (1997), a vida também foi reduzida a moléculas de ADN, enquanto no contexto das ciências naturais ou ambientais a natureza também foi reduzida a ambiente e/ou meio ambiente (Medeiros, 2002).

Nesse sentido, voltamos a uma operacionalidade redutora cuja centralidade é cada vez mais direcionada para a técnica, igualmente cada vez mais apartada da ciência, apesar de todo seu avanço. Ao discutir sobre o papel da tecnologia entre o ser humano e a natureza, Arendt (1992) coloca que a tecnologia corrompe não apenas as relações humanas com a natureza, mas também dos seres humanos com si mesmos. Sendo assim, a tecnologia desempenha um papel tão sobrevalorizado que arrisca-se a sobrepor-se tanto à natureza quanto ao ser humano em um futuro que não parece tão distante assim (Medeiros, 2002).



No entanto, é possível identificar uma trajetória da ideia de natureza não entrelaçada com as ciências naturais, contudo voltada para a natureza enquanto mundo natural, isto é, como Husserl (1859-1938) coloca, enquanto uma experiência, algo experimentado pelos seres humanos no dia-a-dia (Baindur, 2015). Portanto, em cada perspectiva da natureza, existe uma relação diferente de interesse humano. O trabalho de Husserl acaba por endereçar as múltiplas visões acerca da natureza, trazendo uma contribuição significativa para o âmbito da filosofia ambiental (Baindur, 2015).

Maturana (2001, p.151) também explica a importância da ideia de experiência do ser humano de natureza, lançando não apenas moldes de investigação e de se pensar a natureza, mas responsabilidades também por parte do cientista, de estar consciente da constituição da natureza:

A natureza é uma proposição explicativa da nossa experiência com elementos da nossa experiência. Realmente, nós, seres humanos, constituímos a natureza com nosso explicar, e com o nosso explicar científico nós constituímos a natureza como o domínio no qual existimos como seres humanos — como sistemas vivos linguajantes. As explicações e afirmações científicas não são validadas através de uma referência à natureza, mas a natureza é operacionalmente constituída (conhecida) e expandida, quando a constituímos como nosso domínio de experiência através de nossa explicação científica da nossa experiência com elementos da nossa experiência. Agir de acordo com nossa consciência de nossa contínua constituição da natureza através de nossas explicações da nossa experiência, estando conscientes da natureza constitutiva da natureza, é nossa maior responsabilidade como seres humanos em geral e cientistas em particular.

Muitos filósofos ambientais vieram a trabalhar a partir da subjetividade e da experiência da natureza, como Aldo Leopold (*A Sand County Almanac*, 1949) Henry David Thoreau (*Walden*, 1960) George Perkin Marsh (*Man in Nature*, 1964), entre outros que trazem não apenas o elemento da experiência, mas trazem à tona questões ontológicas (essência da outra entidade) e axiológicas (uma noção do valor da outra entidade em torno da natureza),<sup>10</sup> o que também orientou, por conseguinte, muitas perspectivas da ética ambiental surgidas na década de 1970. Por outro lado, Vogel (2005), por exemplo, argumenta que a ideia de natureza deve ser entendida como uma construção social, o que, segundo ele, acabaria com todos os problemas ontológicos em torno da natureza.

Embora, segundo Thomas (1988), o naturalismo na cosmologia moderna tenha permitido olhar para o mundo natural não-humano com outros olhos, também poderá ter enfatizado o papel do ser humano observador, ajudando na segregação do universo natural do universo humano. Também a ecologia, comumente designada como o estudo das interações entre as espécies e seu ambiente, o que também inclui outros organismos, também coloca o cientista observador, com o gesto sutil que o exclui da natureza. O termo *oecologie*, termo utilizado primeiramente por Ernst Heinrich Haeckel (1834-1919)

---

<sup>10</sup> Marques da Silva (2012) explica em poucas palavras que ontologia se refere à essência da outra entidade e axiologia a uma noção do valor da outra entidade.

em sua obra *Generelle Morphologie der Organismen* de 1866, deu os primeiros passos da disciplina ‘ecologia’, que teve implicações significativas para a percepção da natureza.

O desenvolvimento da ecologia e a síntese ecológica de Eugene Odum de 1953 teve um papel bastante relevante, sobretudo, enquanto continuidade da história natural, que acompanhou paralelamente o pensamento de Darwin. A ecologia é também uma base do ecologismo, isto é, segundo Larrère e Larrère (1997), um conjunto de movimentos militantes em favor da natureza ou contra o que há de nocivo a ela, característico da sociedade industrial. Nesse sentido, é fundamental destacar que a ecologia também permitiu que se avançasse contra os riscos, tanto para a sociedade quanto para a natureza, das perturbações provocadas pelas atividades económicas no funcionamento ecológico. Assim, é colocada em causa a técnica humana subjugadora da natureza e por outro lado a apropriação privada dos meios de produção, levando a questionar igualmente a sociedade do consumo, que leva à exploração excessiva da natureza e suas matérias essenciais para a produção.

Não obstante, Larrère e Larrère (1997) interpretam o trabalho de muitos pensadores, sugerindo o bom uso da natureza, que inscreve o ser humano nela, por nunca deixar de ter sido parte dela, desde Aristóteles, ao pensamento de Descartes, de Buffon, e da tradição judaico-cristã, embora pareça contraditório. Larrère e Larrère (1997, p.99) vêem no pensamento de Montesquieu (1689-1755) um exemplo do bom uso, que inscreve o ser humano à sua maneira na natureza:

A natureza assim encarada não é um material inerte, um reservatório de ‘coisas’ à nossa disposição, ela é a terra, a nossa ‘morada’, como diz Montesquieu: ‘Os homens, pelos seus cuidados e por meio de boas leis, tornaram a terra mais própria para ser a sua morada’. *Oikos* em grego. O que Montesquieu assim define é mais uma ‘economia’ do que uma ‘ecologia’ (mas sabe-se a raiz comum dos dois termos), porque compreender que a terra é a nossa morada é apreender a sua norma”. O uso ao contrário da utilidade mercantil, não é neutro, define-se como bom uso. Trata-se essencialmente (e Montesquieu exprime assim a ideia geral de sua época) de ‘fazer com que as águas sigam seu curso’.[...] O ‘bom uso’ moderno é assim uma forma de inscrever a ação do homem na natureza [...].

Sendo Montesquieu suspeito por ser um dos precursores do Romantismo, que se opôs ao Iluminismo e ao materialismo e mecanicismo baconiano e cartesiano, parece ‘natural’ a ele fazer menção ao ‘bom uso’ no sentido referido por Larrère e Larrère (1997). Montesquieu deste modo também situa as sociedades, não sobrepostas aos dados naturais, mas inscritas num ambiente natural com o qual se relacionam, no qual visam sua própria subsistência (Larrère e Larrère, 1997). A economia criticada pelo movimento ecologista não é a mesma de Montesquieu. Aliás, o ecologismo procura rebuscar, de certo modo, parte da economia perdida vislumbrada em Montesquieu.

### 2.2.5 O fim da natureza? Ou a natureza (re)encontrada? Da conservação à integração.

O ser humano desfavorecido pela natureza, presente no sofismo de Protágoras, foi rebuscado por Hume e mais tarde por Kant, excluindo a natureza humana da natureza. Esta poderá ter sido uma das grandes razões para a cisão entre o ser humano e a natureza (Larrère e Larrère, 1997). Como sugerem Larrère e Larrère (1997, p. 103), o momento da cisão culmina no pensamento de Marx, que afirma que “[...] a natureza só pode ser vista depois da sociedade [...]” e ainda que já não há mais natureza, apenas uma “[...] natureza já transformada pelos homens”, muito embora Marx reconheça a pertença humana à natureza.

Mas terá sido este o fim da natureza? McKibben (2003[1989]) em seu influente livro ‘*The End of Nature*’ argumenta que certas concepções que tínhamos sobre natureza já não existem mais:

*By the end of nature I do not mean the end of the world. The rain will still fall and the sun shine, though differently than before. When I say ‘nature’, I mean a certain set of human ideas about the world and our place in it. But the death of those ideas begins with concrete changes in the reality around us – changes that scientists can measure and enumerate. More and more frequently, these changes will clash with our perceptions, until, finally, our sense of nature as eternal and separate is washed away, and we will see all too clearly what we have done.*

As mudanças concretas a que McKibben se refere são as interferências globais antropogênicas que afetam todas as partes do globo. Começando pelos agentes tóxicos encontrados nos recônditos do planeta, como os PCBs (bifenilos policlorados) e outros Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs), culminando nos efeitos antropogênicos das alterações climáticas, tais como o aumento do nível do mar, mudanças nos padrões do clima, incluindo eventos extremos mais frequentes, tais como chuvas torrenciais e ondas de calor. Portanto, McKibben (2003) coloca: “*while there are other parts to this story – the depletion of the ozone, acid rain, genetic engineering – the story of the end of nature really begins with that greenhouse experiment, with what will happen to the weather*”. O que McKibben vem argumentar é que não há lugar no planeta que tenha escapado das intervenções humanas, e as alterações climáticas são o cume da globalização do antropismo.

Callicott (1992) define o fim da natureza de McKibben como um reflexo contemporâneo dramático de Nietzsche, quando afirma que “deus está morto” e nós, seres humanos, o matámos, ao passo em que McKibben argumenta que a natureza que antes florescia, chegou ao seu fim, e nós, seres humanos, somos os responsáveis. Callicott argumenta através de seu artigo ‘*La Nature est morte, vive la nature!*’ que não há razões para lamentar o fim da ideia moderna da natureza, pois ela é falsa, e que devíamos, aliás, estar a celebrar o início de uma nova concepção pós-moderna de natureza, que começa a incluir os seres humanos ao invés de excluí-los. Tal posição de Callicott (1992) é uma demonstração contrária ao conceito da natureza intocada, da natureza selvagem, da *wilderness*. Ele argumenta que a conservação da *wilderness* não expressa uma concepção autêntica de conservação da natureza, por excluir os seres humanos, por querer preservar algo que nunca existiu.

Em resposta a Callicott, Rolston (2002, p. 108) afirma que é necessário demarcar diferenças entre a cultura e a natureza, de outro modo, pouco resta para ser delimitado como natural:

*In environmental ethics it seems rather necessary to mark off what happens in wild spontaneous nature from what happens as a result of humans in their cultural activities, that is, in significant measure at least, to set humans apart from nature. Otherwise, we are not going to get any helpful analysis, such as might guide human conduct, by inquiring whether x is natural because any and all cultural activities will be natural activities as well [...] A flourishing culture requires revamping much of wild nature. However, if this goes too far, then the natural system can collapse. We have to identify a pristine biological integrity, wild healthy environments, present ideally in wilderness areas, hopefully in protected areas, and contrast that with a culturally modified biological health, which we will try to maintain all over the landscape. But all this requires the distinction between nature and culture that Callicott has denied us (p. 109).*

O que Rolston (2002) vem reclamar é que a natureza diferencia-se da cultura, em aspectos fundamentais, e que os seres humanos tendem a impor esta última à natureza selvagem (*wild nature*), sobretudo, salientando que o desenvolvimento da cultura demanda suprimir parte do mundo natural. Naturalizar as vicissitudes humanas e sobrevalorizá-las, ele argumenta não parece ser o caminho mais adequado para a problemática em torno da relação do ser humano com a natureza. Ele argumenta pela conservação da natureza não antropizada, aquela cuja interferência humana é pouca, mas reconhece a necessária relação entre seres humanos e o mundo natural não-humano, reconhece a pertença humana à natureza e a importância dessas relações para o próprio estabelecimento da cultura:

*On Earth, man is not a visitor who does not remain; this is our home planet and we belong here. Humans too have an ecology, and we are permitted interference with, and rearrangement of, nature's spontaneous course; otherwise there is no culture. But there are, and should be, places on Earth where the nonhuman community of life is untrammelled by man (Rolston, 2012, p. 182).*

Ele argumenta pela conservação da natureza selvagem, da *wilderness* como uma forma de resguardar o mundo natural não-humano das intervenções humanas mais diretas, traçando diferenças entre o mundo natural das nossas sociedades e culturas contemporâneas. Rolston (2012) usa o termo *untrammelled* para designar que as interferências humanas devem tornar possível que o mundo natural selvagem siga seu curso. A definição do *Oxford Dictionaries*<sup>11</sup> oferece uma definição bastante alinhada com o propósito de Rolston: “*not deprived of freedom of action or expression, not restricted or hampered*”. Portanto, no entender de Rolston, ainda que o ser humano possa intervir, o ser humano carrega o dever de reconhecer a expressão da natureza selvagem (*wilderness*) de modo que, desimpedida, possa seguir seu curso.

---

<sup>11</sup> <https://en.oxforddictionaries.com/definition/us/untrammelled> Data do acesso: 21/09/2016.

Portanto, quando se fala em conservação da natureza, convencionalmente, relaciona-se com a natureza selvagem, intocada, ou prístina, conhecida por *wilderness*. Johnson (2007), por exemplo, coloca que a ideia de *wilderness* foi transformada em uma prática, ou seja, a criação de áreas protegidas. A conservação da *wilderness* não escapou às críticas, bastante pertinentes, como argumentam Larrère e Larrère (1997), Callicott (1992), Cronon (1995), Diegues (1994), entre outros. Apesar do movimento em favor da proteção das florestas intocadas, o movimento da conservação cindiu-se, levantando o debate entre a conservação (alinhada ao bom uso) e a preservação (a conservação da *wilderness*) (Larrère e Larrère, 1997; Minter e Miller, 2011). A conservação da *wilderness* poderá ter implicações sociais bastante severas, conforme sua operacionalidade, desenraizando populações tradicionais de terras ancestrais. Retomando outro ponto crítico da conservação da *wilderness* são os esforços por conservar vestígios do passado pioneiro que não volta mais, segundo Larrère e Larrère (1997), preservar uma natureza que sequer tenha existido.

É fundamental reconhecer que há natureza por todo o lado, sendo que o conceito de *wilderness* não é plenamente representativo. Isso deve levar, segundo Cronon (1995), a repensar a ideia de natureza que cultivamos:

*At a time when threats to the environment have never been greater, it may be tempting to believe that people need to be mounting the barricades rather than asking abstract questions about the human place in nature. Yet without confronting such questions, it will be hard to know which barricades to mount, and harder still to persuade large numbers of people to mount them with us. To protect the nature that is all around us, we must think long and hard about the nature we carry inside our heads.*

Também é importante admitir como pode ser interpretado ao longo desse capítulo que a ideia de natureza de outrora até poderá parecer um absurdo nos dias de hoje, como sugere Castree (2005). No entanto, ela continua a ser entendida em múltiplas formas, muitas vezes incompatíveis, como também coloca Smith (1984, p. 1):

*The concept of nature has accumulated innumerable layers of meaning . . . Nature is material and it is spiritual, it is given and made, pure and undefiled; nature is order and it is disorder, sublime and secular, dominated and victorious; it is a totality and a series of parts, woman and object, organism and machine.*

Castree (2005) vem chamar a atenção para que os conhecimentos acerca da natureza não sejam reduzidos à natureza ‘real’, comumente designando o mundo natural não-humano, e também realça a importância de não se confundir o conhecimento sobre natureza com a natureza sobre a qual o conhecimento diz respeito. Castree (2005) ainda argumenta que natureza é um conceito ou ideia, não é de fato o mundo real das espécies, paisagens e corpos. Larrère (1996, p. 122) também sugere que natureza é apenas um nome dado a certos estados contemporâneos da ciência. Outro panorama trazido, nesse sentido, é o da construção social da natureza. Como coloca Evernden (1992, p. 30): “*What we*

know as nature is what we have constituted as nature, that is 'the social creation of nature'". Evernden (1992, p. 89) ainda acrescenta:

*It is fair to say that before the word was invented, there was no nature. That is not, of course, to suggest that there were not the entities and phenomena we now attribute to nature, but rather to say that people were not conscious of there being any such entity as 'nature.' For nature is, before all else, a category, a conceptual container that permits the user to conceive of a single, discernible 'thing'.*

A ideia da construção social da natureza implica indagarmos se se trata de uma construção representativa ou material e o grau com que essa construção é operacionalizada (Castree, 2005; Demeritt, 2002). No entanto, o que parece ser um consenso entre os que interpretam a natureza enquanto construção social é de que é incorreto supor que a natureza é natural, considerando toda a subjetividade humana em torno do conceito. Desta forma, até a ideia de *wilderness* poderia ser uma construção social (Graber, 1995). A ideia de uma natureza poderá ser uma construção social, mas independente das subjetividades em torno da ideia de natureza, como Rolston (1997, pp. 42-43) argumenta, aquilo sobre o qual indagamos, em suas palavras: “[...] ‘Nature’ is something out there behind the sensations, never, nakedly, wordlessly known” e continua mais adiante: “[...] the idea of source is, after all, the fundamental connotation of the word ‘nature’, and the word successfully denotes a spontaneously generated world that we encounter, producing a conviction that it precedes and surrounds us”.

A ideia da naturalização da cultura e da técnica humana não é inócua. Retomando Arendt (1998) a técnica humana ameaça não apenas a constituição da natureza, mas a própria condição humana. O filósofo e sociólogo Hermínio Martins (2011, p. 77), coloca que, a partir da hegemonia da ideia cartesiana e baconiana ratificada pela exaltação da tecnociência moderna, tão bem sucedida, “[...] se tornou mais apropriado ou pelo menos, mais corrente, nos países ocidentais, especialmente desde os anos de 1970, falar da ‘destruição’, da ‘violação’, da ‘morte’, ou do ‘fim’ da Natureza, do que da sua ‘conquista’”.

Voltando um pouco mais atrás, segundo Larrère e Larrère (1997) a ideia do fim da natureza é claramente falsa, embora justa sua constatação. A natureza radicalmente exterior pode ter deixado de existir ao passo em que apenas natureza e cultura já convivem em hibridismo que extrapola até mesmo nosso controle. Os buracos na camada de ozônio, chuvas ácidas, as poluições e químicos alastrados até as mais remotas regiões do planeta. A natureza e a cultura, segundo os autores, prescrevem agora um caminho contínuo, uma interação entre o natural e o social. McNeely e Keeton (1995) ao avaliarem saberes tradicionais nas sociedades indígenas, puderam constatar que o valor simbólico independente do seu valor utilitário e prático assentava-se em princípios ecológicos para a não exploração excessiva da matéria prima. No entanto, como McNeely e Keeton (1995) colocam, o símbolo predominante dos dias atuais é o valor monetário, não os símbolos culturais.

A inclusão do ser humano na natureza não está em questão. Ele está incluído, visceralmente, quer queira ou não. A construção social da natureza e as metáforas que nascem dos valores correntes da sociedade poderão cindir ainda mais os seres humanos da natureza ‘real’. Rolston (1997, p. 63) coloca de forma bastante pertinente: “*Humans miss too much of value, and for that we must have nature for real*”. A comunidade científica voltou-se também para a conservação de ‘recursos naturais’, que se tornou uma área significativa, como comenta Baindur (2015), especialmente no discurso do desenvolvimento sustentável que procura manter os ‘recursos naturais’ disponíveis para o uso humano no futuro. Hoje volta-se para outras ideais e valores como o capital natural e os serviços ecossistêmicos. A natureza é então um poço de recursos, capital, ou ainda uma provedora de serviços? Conceitos todos socialmente construídos para representar a natureza, mas associados a valores que pouco a favorecem. Se é a natureza uma construção social, afinal ela existe? Há o que preservar? Podemos perguntar.

A ideia de *wilderness*, ainda que possa ser caracteriza por uns enquanto uma construção social, embebe-se do real, do mundo natural que segue um curso independente da vida humana moderna. O conceito permitiu aflorarem na sociedade novos valores em torno da natureza, antes considerados absurdos. O que se observa, segundo Frank (1997), é uma reconstituição conceptual da entidade natureza, convertendo a ideia de uma natureza caótica, enquanto cornucópia de recursos, para uma natureza universal, um ambiente ou ecossistema que sustenta a vida, incluindo a vida humana. Essa mudança dos recursos para um lugar que os seres humanos habitam foi também fundamental para o estabelecimento de uma conservação da natureza. Frank destaca que o papel de organizações para a proteção da “natureza” foi fundamental, tais como a *World Wide Fund For Nature* (fundada em 1961), *Greepeace* (fundado em 1971) e *Friends of the Earth* (fundado em 1971).

A conservação da *wilderness* pela proteção do ser não-humano acabou por levar ao desenvolvimento da Biologia da Conservação, dedicada especialmente a conter a perda da biodiversidade. A natureza e sua conservação passa a se dedicar às multiplicidades das formas da vida e a importância das suas interações, mas igualmente passa a considerar múltiplos conceitos biológicos e humanos que vão desde genes a paisagens e suas inter-relações. A *wilderness* deixa de ser a centralidade. Isso implica considerar a componente humana na conservação, não apenas em termos de interferência, mas por fazer parte da cadeia de relações naturais. Isso também levou a que o conceito de ecologia passasse por mudanças, deixando de ser apenas uma disciplina das ciências naturais, mas também incorporando as relações humanas com a natureza não-humana. A partir daí, tornou-se um imperativo examinar as relações que os seres humanos estabelecem com os outros seres vivos, sendo este o papel da ética ambiental. Com o desenvolvimento das ciências da conservação foi possível testemunhar uma alteração paradigmática na ética e nos valores que antes estavam associados à ideia de natureza, como aponta Baindur (2015).

A conceptualização histórica da natureza é crucial para os fundamentos da conservação de hoje. A ideia de natureza exposta aqui nesse capítulo tratou apenas da visão ocidental, sobretudo, europeia

que, embora indubitavelmente tenha trazido contributos, também trouxe elementos bastante controversos. Muitos dos estudos da filosofia ambiental de hoje tentam escapar dos desgastes negativos da ideia ocidental (europeia) da natureza, criando alicerces para outros sistemas de pensamento, quer seja reconcetualizando tradições antigas, como a ideia de Gaia, inspirada nos gregos antigos, ou a ideia de intencionalidade na crença judaico-cristã; rebuscando conhecimentos e tradições indígenas e aborígenes; ou ainda voltando-se para o oriente em buscas de outras inspirações, como algumas traduções do pensamento indiano, tais como ensinamentos védicos, Sāṃkhya, Sāṃkhya-Yoga (Baindur, 2015).

Portanto, a conservação da natureza fica bastante condicionada pelas cosmovisões acerca dela, bem como pelas suas representações ao longo de sua história. Soper (1995), por exemplo, sugere que as representações da natureza poderão levantar implicações políticas para a conservação, e veremos ao longo do trabalho que tais representações são acompanhadas de valores que influenciam toda a estrutura da conservação, desde aspetos conceptuais a prático-políticos. Como já referimos, parte dos objetivos desta tese é verificar se os instrumentos económicos (analisados aqui, os pagamentos por serviços ecossistémicos) são exemplos claros dessas implicações prático-políticas das mudanças na representação da natureza e dos valores associados à sua conservação.

Sendo assim, é importante realçar que não são apenas as necessidades vitais relativamente à natureza que motivam nossas ações perante ela, todas as outras nossas escolhas e determinações construídas culturalmente, tais como a formação religiosa, filosófica, científica, psicológica e económica que permeiam toda a conjuntura civilizacional (Aguilar, 2014).

Como era de se esperar, não chegamos aqui a uma definição de natureza, mas foi possível abrir os horizontes para um mundo mais antigo. O conceito de natureza no ocidente e seu prestígio estabelecem-se sobre um acordo precário e num contexto filosófico permeado de complexidades, levando a que o sucesso da ideia de natureza implique “[...] renunciar à ambição de defini-la” (Aguilar, 2014, p. 157).

## **2.2.6 Novas representações da natureza**

A partir da metade do século XX, novas representações da natureza foram sendo introduzidas, acomodando as novas realidades da sociedade contemporânea ocidental. Essas visões sobre a natureza, refletem, por conseguinte suas próprias linguagens, discursos e interesses. Falemos sobre elas muito brevemente abaixo.

### **2.2.6.1 Os recursos naturais**

*I may seem to keep us oriented to value wildlands as resources. With soil, timber, or game the meaning of “resource” is clear enough. Humans tap into spontaneous nature, dam water, smelt*



*ores, domesticate, manage, and harvest, redirecting natural courses to become resources. No longer wild, they come under our control* (Rolston, 1989, p. 118).

Com esta passagem Rolston argumenta que o conceito de recursos naturais prova-se como um conceito chave para abrir as portas para o olhar antropocentrado acerca do valor da natureza. Veremos no próximo capítulo que podemos reconhecer muitas variedades de valores instrumentais da natureza, ou seja, valores que nos importam a nós seres humanos, em oposição ao valor intrínseco que reconhece um valor à natureza por ela própria. O mais comum entre os valores instrumentais são aqueles que modificam os ‘cursos naturais’ em ‘recursos naturais’. A percepção da natureza enquanto recursos naturais, remete qualquer olhar sobre ela em recursos. A própria *wilderness*, natureza espontânea, torna-se um instrumento para a experiência humana, ainda que seja na prática tratada enquanto *wilderness*. Mas essa lógica é desvirtuada: os seres humanos redirecionam a natureza para seu próprio benefício, mas fazem parecer uma lógica não-recurso. Ainda que seja a razão mais virtuosa, o uso da palavra recursos muda gradualmente a forma de se conceber a natureza até que nada mais possa ser concebida fora dessa relação (Rolston, 1989). Rolston (1989, p. 120) coloca que nosso lugar no mundo natural necessita sim de uma relação que inclua percebê-lo enquanto ‘recurso’, mas em suas palavras: “[...] *but there comes a point when we want to know how we belong in this world, not how it belongs to us. We want to get ourselves defined in relation to nature, not just define nature in relation to us*”. Assim, o autor sugere que ao invés de recursos (*resources*) a natureza é a fonte de valores (*source of values*), incluindo nossos próprios. Perspetivada desta forma, a natureza é um processo gerador de valores que vão muito além das satisfação do interesse humano (Rolston, 1989, p. 121).

Deste modo, tentaremos utilizar a ideia de ‘fontes de valores naturais’ ao longo desta tese e evitar o uso do conceito de ‘recursos naturais’ e sempre que usá-lo será entre apóstrofes para evidenciar sua controvérsia. Do mesmo modo, outros conceitos também serão assim evidenciados, considerando suas controvérsias, tais como os conceitos de capital natural e serviços ecossistêmicos brevemente introduzidos abaixo.

#### 2.2.6.2 O capital natural

O delicado momento contemporâneo no qual presenciamos uma contínua e crescente crise ecológica e económica, a natureza também começa a ser percebida e consolidada, metafórica e literalmente, enquanto ‘capital natural’ (Sullivan, 2014). Tal metáfora económica para compreender a natureza não assim tão recente, já introduzidas por Boulding (1966) e Schumacher (1973). Embora o termo tenha sido utilizado primeiramente por Schumacher (1973)<sup>12</sup>, ele tem sido frequentemente

---

<sup>12</sup> Em 1973, E.F. Schumacher em seu marcante livro *Small is Beautiful as if People Mattered*, argumentava pela valorização do que ele chamou de “capital natural”. Sua intenção era de que a produção económica passasse por uma redução de modo que a reprodução da vida na terra, (*the ‘irreplaceable capital’ of nature*, Schumacher, 1973, p. 4), continuasse abundante (Sullivan, 2014).

atribuído ao economista ambiental David Pearce (Sullivan, 2014; Akerman, 2005)<sup>13</sup> pela sua utilização na gestão ambiental associada ao domínio económico. Materialmente, o capital natural passou a compreender os recursos renováveis e não renováveis produzidos e mantidos pelos processos naturais (como o petróleo, minerais, plantas e animais, reservas hídricas) que são extraídos dos ecossistemas, bem como os ‘serviços ecossistémicos’ (Berkes e Folke, 1995). Portanto, o capital natural tem a ver não apenas com os aspetos físicos naturais, mas com a informação genética, a biodiversidade e com os sistemas de suporte de vida e sumidouros (Holland, 2003). Assim, o capital natural, passa a representar a natureza não-humana, isto é, o ambiente natural externo ao ser humano tratado convencionalmente pela economia enquanto externalidades, ou seja, ‘recursos’ que frequentemente sofrem com o sobreuso e a degradação (Sullivan, 2014, Castree, 2003).

Hoje, o capital natural integra um novo olhar lançado sobre a natureza não-humana. Os discursos e os arranjos institucionais aliam-se a dispositivos técnico-económicos de modo que sejam as entidades e as pessoas constituídas de valor económico. Tal discurso economicista<sup>14</sup>, que entende a natureza enquanto capital natural, induz os arranjos institucionais a operacionalizar e alinhar a natureza aos ideais de mercado (MacDonald and Corson, 2012; Corson et al., 2013; Sullivan, 2014). Interessante notar que a agenda da conservação já está de antemão aliada a tais ideais (Murray Li, 2007a). A própria ciência ecológica, imbuída de uma diversidade de práticas e formas de entendimentos e conhecimentos (Norgaard, 2010), centra-se cada vez mais nas prerrogativas economicistas, isto é, em como prover serviços ecossistémicos (o que será abordado adiante) e possibilitar a transação do capital natural. A ciência e a economia, nesse sentido, gradualmente restringem a conservação à “[...] natureza que o capital pode ver” (Robertson, 2006, p. 367).<sup>15</sup>

Portanto, essa mudança, bem como sugere Sullivan (2014), arrasta a natureza a ser subsumida e criada para alinhar-se à ideologia do sistema político-económico capitalista, paradigma naturalmente dependente de iniquidades e da sobre-exploração dos elementos naturais. Essa exploração é hoje captada não necessariamente de forma material, mas sim através de uma abstração complexa que recheia os ideais do capital natural e dos serviços ecossistémicos.

---

<sup>13</sup> David Pearce é bastante influente no âmbito da economia ambiental, tendo sido conselheiro (*former advisor*) da Primeira Ministra britânica Margareth Thatcher (Hannnis e Sullivan, 2012).

<sup>14</sup> O pensamento economicista envolve o pensar de maneira estritamente económica, centrado exclusivamente nas questões de produção e consumo, no qual é fundamental o cálculo económico e, no que concerne à natureza, deve ser tratada como um bem para ser considerado neste cálculo. O pensamento economicista também pode tentar considerar outros elementos (não económicos). Contudo, para tal não reconhece um limite para o seu delineamento, trazendo a natureza para consideração sob uma abordagem económica. Por exemplo, os elementos naturais passam a ser abordados enquanto capital e serviços para serem considerados no âmbito económico (Schumacher, 1973; Foster, 1997).

<sup>15</sup> “[...] to a nature that capital can ‘see’ ” (Robertson, 2006, p. 367).

### 2.2.6.3 Serviços ecossistêmicos

A ideia de serviços ecossistêmicos terá um capítulo inteiramente dedicada a ela (capítulo 6). Mas façamos uma introdução ao conceito e algumas de suas prerrogativas. A ideia dos serviços ecossistêmicos é caracterizada pelos benefícios providos pelos ecossistemas para os seres humanos; serviços que vão desde a regulação climática à provisão de alimentos (Costanza et al., 1997; Daily, 1997; MA, 2003, 2005). Junto ao ideal do capital natural, essa abordagem também tem se tornado uma tendência na conservação, promovida pelos mais diversos conjuntos de organizações e cientistas conforme atestam o *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB) e a mais recentemente estabelecida *Intergovernmental science-policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES) (Turnhout et al., 2014). A metáfora da natureza enquanto um estoque fixo de capital que pode sustentar um fluxo limitado de serviços ecossistêmicos é resultado dos esforços de alguns economistas ecológicos de traduzir a desilusão do crescimento económico e a essência da sustentabilidade ambiental (Norgaard, 2010). É mais uma razão utilitária e antropocentrada para a conservação da biodiversidade (Redford e Adams, 2009; Davidson, 2013). E mais que isso, é uma abordagem alinhada aos ideais de mercado para se reconhecer a degradação do ambiente natural e seus efeitos no bem estar humano.

Não obstante, como o capital natural, a ideia de serviços ecossistêmicos foi proposta inicialmente como uma metáfora (Norgaard, 2010) para traduzir a ideia de que a natureza presta serviços para os seres humanos através das funções ecológicas.<sup>16</sup> O que era para ser uma metáfora e um termo com utilidade pedagógica tornou-se o painel de trabalho mais influente para a conservação da biodiversidade, mesmo diante das incertezas e controvérsias nessa abordagem (Barnaud e Antona, 2014; Norgaard, 2010; Sullivan, 2009, 2010; Kosoy e Corbera, 2010; McCauley, 2006). É, portanto, um discurso tecnocrático que se complementa pelo discurso economicista (Martins, 2011; Turnhout et al., 2013). Não se trata apenas de uma dominação económica sobre a percepção do mundo natural, mas a própria ciência se alinha nessa missão para definir, identificar, mensurar e mapear a biodiversidade centrada na perspectiva dos serviços ecossistêmicos e capital natural (Turnhout et al., 2013).

A metáfora dos ‘serviços ecossistêmicos’, tal como a de ‘capital natural’, proporciona uma continuidade da visão dos ‘recursos naturais’, integrando os últimos na dinâmica do mercado e ampliando os horizontes dos recursos que transcendem o mundo material para incorporar processos tais como a regulação da qualidade atmosférica; regulação climática; regulação hídrica (incluindo enchentes, recarga de aquíferos); purificação da água e assimilação de resíduos e também atingindo mundo abstrato do capital.

---

<sup>16</sup> No âmbito da ecologia, o conceito de funções ecossistêmicas (ou o funcionamento dos ecossistemas) representa os variados processos ecossistêmicos que operam nos sistemas ecológicos, independente de sua utilidade para os seres humanos.

#### 2.2.6.4 Biodiversidade

Diferente dos conceitos anteriores, o conceito de biodiversidade, embora fortemente alicerçada em bases científicas, traz elementos que o afasta mais de uma instrumentalidade, trazendo importantes argumentos para a conservação biológica. Takacs (1996), por exemplo, argumenta que o uso da palavra biodiversidade acaba por atribuir um tom científico à palavra natureza. A biodiversidade é uma terminologia correspondente à diversidade biológica em suas mais variadas manifestações. Em poucas décadas se tornou um conceito proeminente não apenas no contexto da conservação, mas para diversas disciplinas transdisciplinares tangenciando o mundo natural. Harper e Hawkworth (1994) fazem um pequeno percurso histórico do termo biodiversidade e colocam que a expressão diversidade biológica era usada sobretudo com a conotação da diversidade de espécies. Takacs (1996) identificou várias definições de biodiversidade a partir de cientistas contemporâneos que reforçavam a diversidade não apenas das espécies mas a diversidade em vários níveis de organização, desde os genes aos ecossistemas. Entretanto, o conceito de biodiversidade que se tornou mais utilizado, consolidando sua abrangência, foi apresentado pela Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB) (MMA, 2000, p.9), tendo se estabelecido na Rio 92, assim estipulado:

Diversidade Biológica é a variabilidade entre organismos vivos de todas as origens, compreendendo, dentre outros, os ecossistemas terrestres, marinho e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos de que fazem parte, compreendendo ainda a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas.

É interessante notar que, apesar da abrangência do conceito, a espécie ainda continua sendo a unidade básica da biodiversidade, e dificilmente poderá ser substituída por outra (quer ao nível dos genes ou dos ecossistemas) (Rosa, 2004; Wilson, 1992). Contudo, o consenso em torno da abrangência do conceito, o enfoque deixa de estar na espécie, envolvendo processos, ecossistemas e habitats (Takacs, 1996). Este enfoque, segundo, Bensusan (1997) aponta ser o diferencial do conceito possibilitando que outros processos possam ser considerados nas estratégias de conservação antes relegados a segundo plano. A própria relação humana com a natureza enquanto um processo mantenedor de biodiversidade passa a constituir um passo fundamental para sua conservação. Assim, o conceito surgiu como um campo bastante oportuno para reconsiderar a relação humana com a natureza não-humana, como coloca Rosa (2004, p. 267), a conservação da biodiversidade passa a se jogar ao nossos pés “[...] nas nossas costas, falésias, mares, estuários, rios, ribeiros, prados, charnecas, campos, bosques, matas, montanhas, serras, aldeias, vilas e cidades”.

Quando falamos em conservação da biodiversidade, também corremos o risco de ser reducionistas. A biodiversidade é um valor natural, mas não é o único. Assim, não se deve proteger apenas a diversidade biológica e seus processos, mas todo o sistema de valores naturais, isto é, todo sistema que permite que a vida floresça em suas diversas manifestações. Ridder (2007) por exemplo

argumenta que a prioridade assinalada ao conceito de biodiversidade poderá relegar outros processos da natureza incompatíveis com o conceito de biodiversidade.

Takacs (1996, p.24) sugere que a complexidade do conceito de biodiversidade extravasa a representação que faz de natureza e explora a complexidade das relações humanas com a natureza.

*The complexity of the biodiversity concept does not only mirror the natural world it supposedly represents; it is that plus the complexity of human interactions with the natural world, the inextricable skein of our values and its value, of our inability to separate our concept of a thing from the thing itself. Don't know what biodiversity is? You can't.*

Não obstante, é tal complexidade que igualmente permeia a ideia de natureza. Tal como Takacs, parafraseando-o, também poderíamos questionar: Não sabes o que é a natureza? Não podes saber.

## CAPÍTULO 3

### Uma questão de valor: o valor da natureza e a natureza do valor

#### 3.1 Introdução

O valor em um sentido mais amplo atravessa variados âmbitos (a filosofia moral e ética; o social, a política, a estética, a religião, entre tantos outros), nos quais se possa encontrar algo sujeito à valoração. Em um sentido mais estreito relaciona-se com a Axiologia (Schroeder, 2012), considerada uma ramo da filosofia que atende à teoria do valor. Mas, afinal, o que são os valores, qual sua pertinência para a vida humana e para o mundo natural? Será o valor designado pela intuição, pela emoção, ou pela razão? (Pedro, 2014).

Embora seja ampla a conotação e vasto o estudo dos valores e suas teorias, as origens do termo ‘valor’ estão comumente associadas à teoria económica de Adam Smith (1723-1790) para designar, de um objeto, seu valor de uso (*value in use*) e seu valor de troca (*value in exchange*) (Das Gupta, 1960; Pedro, 2014).<sup>17</sup> É apenas com Nietzsche (1844-1900), a partir da segunda metade do século XIX e início do século XX, que o termo ‘valor’ passa a receber conotação axiológica, sendo assim introduzido na filosofia. Nietzsche critica vigorosamente os valores cristãos de sua época e preconiza sua substituição por valores autenticamente humanos (Pedro, 2013). No entanto, como Pedro (2014) sumariza, a ideia de valor já é um objeto de reflexão e estudo filosófico desde os gregos antigos até o período pós-renascimento. Sócrates (470 a.C. – 399 a.C.), em resposta ao relativismo moral presente nos sofistas, preconiza a universalidade dos valores éticos. Platão (427 a.C. – 347 a.C.) leva a discussão sobre valores para a metafísica das ideias (Teoria das Ideias), que reflete em uma Teoria dos Valores e culmina na Ideia de Bem. Aristóteles (384 a.C. – 322 a.C.), é o primeiro a expor uma teoria sistemática dos valores, sua Teoria das Virtudes. Mais tarde, é Kant (1724-1804), entre outros pensadores, quem desloca a ideia de valor para a esfera da consciência pessoal e individual, dotado de uma formalismo moral (“agir no dever pelo dever”), cujos juízos de valor são apenas ditados pela consciência. Tal formalismo gerou contraposições por parte dos que defendem uma concepção material dos valores, reconhecendo um conteúdo real. Deste modo, os valores passam a ser tanto relativos, por dependerem das valorações pessoais e individuais, como absolutos, por existirem em si mesmos, tais como uma entidade. É nesse sentido que o subjetivismo e o objetivismo marca grande parcela da discussão axiológica.

---

<sup>17</sup> “He [Adam Smith] observes that there are two concepts of value— “value in use” and “value in exchange”. The former express the “utility of a commodity and the latter the “power of purchasing other goods that the commodity carries. It is this second concept that forms the subject matter of Smith’s political economy” (Das Gupta, p. 105).

O'Neill et al. (2008) apontam que, de certa forma, não há algo que se possa chamar de valor. Ao invés, há variadas formas nas quais os indivíduos, processos e lugares importam a nós, assim como as variadas formas de nos relacionarmos com estes, e as variadas considerações que integram nossas deliberações aquando das ações. Portanto, argumentam que os ambientes, no plural, e suas constituintes, bem ou mal, importam para nós de formas distintas.

Tal como acontece diante conceito de natureza, a tarefa de definir o valor não é fácil de se empreender. Aliás, não temos aqui a pretensão de fazê-lo. A sua definição, como sugere Ortega y Gasset (1983), apenas se consegue indiretamente, à medida em que adentramos no fenômeno em si. Nesse sentido, como aponta Pedro (2014), a experiência do valor acaba por traduzir-se na vivência do valor, considerando-o enquanto fenômeno, às vezes, tão particular. Portanto, o ato de valorar que é feito pelo sujeito é, por um lado, subjetivo e relacional, mas, por outro, complementarmente, é objetivo e material, pois é conduzido pelo elemento ('objeto') apreciado.

Não se deve, no entanto, confundir valor com norma. É comum que os valores estejam estruturados e organizados em torno daquilo que é 'bom' ou 'bem' ou ainda do 'socialmente permitido', 'obrigatório' ou 'proibido' entre outras assunções. São tais associações que acabam por vincular, ou identificar, o valor com o valor moral. Esse engano se dá muitas vezes por razões culturais, especialmente, diante da forte ligação que antes havia entre os valores religiosos e a 'boa' conduta humana, bem como sua realidade social (Pedro, 2014). O valor moral é um dentre muitos valores (político, religioso, filosófico, cultural, social, estético, ético, moral, espiritual, económico entre outros tantos). Um único 'objeto', como a natureza, poderá ser alvo dessas diversas manifestações valorativas. Assim, não é difícil perceber a complexidade acerca dos valores que giram em torno da natureza. Falar em valor é falar em complexidade. O que o ser humano valora e o nível em que valora depende dos próprios valores de quem valora e do valor das coisas em si próprias. Os valores variam com os desejos e inclinações e isso refletem os valores incorporados na cultura humana (Foster, 1997). O valor, sendo assim, é plural, pode ser incomensurável e incomparável, ainda que o objeto valorado seja o mesmo.

Portanto, podemos perceber que a ideia de valor é bastante dinâmica: muda aquilo que se entende por valor; mudam os sujeitos que valoram; mudam os objetos valorados; mudam os contextos em que estão sujeitos e objetos. "*Cambia todo cambia*".<sup>18</sup> Este capítulo vem reforçar as bases para entender como mudam e se diferenciam nossas percepções acerca da natureza e suas representações, para melhor compreender como os valores na conservação igualmente mudam, conforme os sujeitos e os contextos.

---

<sup>18</sup> "*Todo Cambia*", canção de Julio Numhouser Navarro, música e compositor chileno, eternizada pela voz da cantora argentina Mercedes Sosa.

### 3.2 Valor na Natureza: da atribuição ao reconhecimento

Os seres humanos possuem a habilidade de atribuir valor a tudo que os rodeia. Quando falamos em valor da natureza, falamos em atribuir um valor a partir da nossa subjetividade, ou reconhecer um valor que nela existe, independente do nosso olhar avaliador? Quais os valores que atribuímos à natureza? Ou quais são os valores que encontramos nela? Rolston (1989) sugere que a ciência não é capaz de nos ensinar o que mais precisamos saber acerca da natureza, como valorá-la. Isso se dá pelo caráter objetivo, material e neutro assumido pela ciência, que remete a ideia do valor para o campo mental, ideal, não material, desta forma, negando valor objetivo à natureza, isto é, um valor independente do ser humano. Deste modo, os valores apenas constituem o mundo humano? Se assim, será um equívoco falarmos em valor na natureza, uma vez que os valores apenas podem existir a partir dos seres humanos?

O debate acerca dos valores da natureza concentram-se no embate se tais valores são objetivos ou subjetivos a ela, como colocam Holland e Rawles (1996); ou se a natureza possui um valor instrumental ou intrínseco. Ou, ainda mais contundente, as principais discussões acerca da valoração da Natureza têm-se baseado fundamentalmente na teoria do valor intrínseco e na teoria económica, na qual se assumem os valores ambientais enquanto valores económicos, apesar de se reconhecer que há múltiplas variações dentre elas (Norton, 2000; Sagoff, 2008). Sendo assim, os seres humanos são capazes de valorar, tanto instrumentalmente quanto intrinsecamente, as próprias experiências que os constituem e, igualmente, capazes de valorar a natureza de forma instrumental (Rolston, 1994).<sup>19</sup> A capacidade humana de valorar pode extrapolar a instrumentalidade e, por vezes, valorar a natureza intrinsecamente. O'Neill (1993; 2005) realça que o termo 'intrínseco' poderá expressar-se em variados sentidos. Aqui, o valor 'intrínseco' significa um valor independente de uma referência instrumental, isto é, independente de qualquer utilidade que possa representar para os seres humanos, ainda que possa trazer algumas complexidades.

É possível admitir que os seres humanos são os únicos agentes que, conscientemente, atribuem valor a algo, como supõe Norton (1991), que, dentre outros autores<sup>20</sup>, também insiste que a procura por valor nos seres vivos, desvinculada do ato humano de valorar, incorre no erro mais comum no campo da ética ambiental, pois o valor, sob a perspectiva de Norton, depende do ponto de vista de um avaliador consciente. A conclusão dos que se alinham neste pensamento é de que não existe valor na natureza. Com isso, poder-se-ia concluir que se a habilidade humana de valorar é a fonte da comoção do contemplador, é um valor antropogénico, pois implica subjetividade, mesmo que este valor não seja antropocêntrico (Callicott, 1984; 1986). Assim sendo, o ser humano também é capaz de extrapolar a

---

<sup>19</sup> A própria objetificação dos elementos naturais acaba por contribuir para a satisfação de interesses subjetivos, como Rolston (1994, p. 13) coloca: "[...] a árvore oferece lenha, um dia ensolarado torna possível um *picnic*."

<sup>20</sup> O filósofo Wildebond (1921) coloca: "*Value... is never found in the object itself as a property. It consists in a relation to an appreciating mind... Take away will and feeling and there is no such thing as value*" (apud Rolston, 1994, p. 13).



instrumentalidade e atribuir um valor intrínseco para o mundo natural não-humano. Com isso se diz que atribuir um valor tem sempre algo de subjetivo e, por isso, sempre extrínseco ao que é valorado e ao avaliador. Ora, o ser humano é aquele que mede o valor das coisas, mesmo quando aquilo que se mede é o que aquilo é em si mesmo (Rolston, 1994). Mas não se pode assumir como trivial a afirmação de que não existe valor não-humano, pois existe, certamente, uma comoção naquele que contempla, mas o que é valorado é aquilo que é contemplado (Rolston, 1994, p. 14).<sup>21</sup>

Não obstante, o valor intrínseco está alocado naquilo que o humano valora em função de seu olhar, ou o valor daquilo já existe de forma independente e autonomamente? Este valor intrínseco, portanto, foi conferido ou descoberto? Se nos depararmos com uma árvore milenar, um jequitibá-rosa (*Cariniana legalis*) com mais de 3000 anos, nosso ato de valorar poderá assumir um caráter intrínseco, encerra-se nela mesma. <sup>22</sup>A árvore em questão tem valor para o ser humano, um valor intrínseco atribuído a ela. As pessoas poderão valorar a árvore pela sua idade, tamanho, beleza, resiliência, imponência. Entretanto, os atributos da árvore já estavam lá antes mesmo da valoração humana, isto é, algo que lhe é intrínseco. Nesses 3000 anos de vida muito se passou com o jequitibá-rosa em questão, sem que o olhar humano tenha-se dado conta. Assim, os atributos naturais já lá estavam antes da atribuição do valor, nada mudou naquilo que é valorado, como coloca Rolston (1994, p. 15):

*The attributes under consideration are objectively there before humans come, but the attribution of value is subjective. The object causally affects the subject, who is excited by the incoming data and translates this as value, after which the object, the tree, appears as having value, rather like it appears to have green colour.*

As ‘coisas’ naturais não são apenas carregadoras de valor. Quando valoramos algo, nosso interesse em algo não é arbitrário. Existe algo naquilo que valoramos que nos desperta a atenção: a beleza, a idade, o tamanho do jequitibá-rosa. Poderá, assim, o objeto conduzir nosso olhar de alguma forma? Isso quer dizer que a natureza poderá contribuir para a subjetividade valorativa com seus atributos. Mais do que isso, como Rolston (1989) aponta, os valores na natureza poderão apreender qualidades terciárias, isto é, além de constituírem-se de atributos que lhes conferem objetividade, antes dos seres humanos chegarem, contêm ainda um nível adicional de subjetividade através da contribuição do olhar do contemplador. Isso significa dizer que aquilo que objeto natural possui não é subjetivo, é

---

<sup>21</sup> "There is excitement in the beholder; but what is valued is what is beheld".

<sup>22</sup> Trata-se do maior e mais antigo jequitibá-rosa no Brasil e está no interior do estado de São Paulo, no Parque Estadual do Vassununga, no bioma da Mata Atlântica. A *árvore mais velha* do Brasil foi batizada com o nome de “Patriarca”. Obviamente podemos também questionar os valores (patriarcais) subjacentes lançados sobre *ela*, a árvore. Por que não “Matriarca”?

objetivo ao algo natural.<sup>23</sup> Portanto, sob esta perspectiva, os valores da natureza devem ser contemplados associados com a natureza, não exteriores a ela.

As razões intrínsecas para se valorar a natureza estão no cerne da ética ambiental, especialmente dentre as perspectivas éticas ambientais denominadas não antropocêntricas, tais como as correntes biocêntricas e ecocêntricas. Tais perspectivas éticas alargam a esfera da considerabilidade moral, atendendo outras espécies além do *Homo sapiens*, bem como outras entidades sistêmicas, como todo um ecossistema ou o Planeta como um todo (Leopold, 1949). Trataremos disso mais adiante. Há, no entanto, tamanha diversidade de valores em torno da natureza que falar apenas do valor intrínseco que ela traz poderá parecer redutor, especialmente ao considerarmos as subjetividades que revestem a capacidade humana de valorar. Assim, a natureza poderá despertar uma diversidade de valores, conforme nossa cultura também se organiza, tais como o valor de suporte de vida, valor recreativo, valor científico e educacional, valor estético, valor sagrado, terapêutico, histórico e identitário, económico, entre outros (Rolston, 1989; Holland e Rawles, 1994).

Tais valores também são comumente associados às raízes instrumentais do uso da natureza. É importante reconhecer que há no mundo natural um valor intrínseco potencial, um valor que pode existir independentemente do olhar humano e de sua capacidade de valorar. Há de se reconhecer que há na natureza um valor inestimável. Contudo, ao mesmo tempo, a natureza é também um elemento valorável pela sua instrumentalidade, como foi visto anteriormente (capítulo 2). Algo tem valor instrumental na medida em que é capaz de aprimorar o bem-estar e a qualidade de entidades de valor. Pode-se afirmar que um valor utilitário caracteriza o objeto pela sua capacidade de contribuir para o bem-estar humano (Koricheva e Siip, 2004; Cox, 1997) e não resta dúvida de que alguns elementos naturais são capazes de facilitar o bem-estar e a felicidade humana. Utilizamos as entidades naturais enquanto matérias para alimento, abrigo, roupas. No entanto, se seguirmos a lógica de que tudo é recurso para nós seres humanos e tudo nos é instrumental e utilitário, mesmo os valores estéticos e espirituais também podem ser considerados um valor instrumental. A própria vida selvagem (*wilderness*), já se clamou, serve os propósitos dos seres humanos (Hendee et al., 1978).

A ideia de utilidade é o que caracteriza a teoria ética utilitarista que pode ser caracterizada por três componentes complementares (O'Neill et al., 2008): (i) Bem-estar: “o único bem que é um bem em si mesmo, e não apenas como meio para outro bem, é a felicidade, o bem estar ou o prazer dos indivíduos”; (ii) consequencialismo: o que determina se uma ação é certa ou não são suas consequências; (iii) Maximização: abordagem que procura uma ação que produzirá a maior quantidade de felicidade ou bem-estar. Tais aspetos importam para a teoria do valor, especialmente (i) e (ii), por

---

<sup>23</sup> Como ainda coloca Rolston (1994, p. 12): “*This viewing constitutes the trees' value, which is not present independent of the human valuing. Value thus requires subjectivity to coagulate it in the world. But the value so coagulated, it will be claimed, is placed objectively on the tree*”.

levantarem a questão do monismo e da comensurabilidade. O bem-estarismo (*welferist*) presente no utilitarismo presume que apenas um elemento poderá ser fonte de valor em si mesmo, a felicidade (ou bem estar). Esta é uma característica do monismo, isto é, não admite dualidades naquilo que constitui sua base teórica. Como descrevem O'Neill et al. (2008, p. 70): “*Value monism is the claim that there is only one intrinsically valuable property or entity which is valuable in itself, and that other values are reducible to this value*”. O monismo não é uma característica exclusiva do utilitarismo. A teoria ética deontológica também é monista ao assumir o agir por dever como um fim em si mesmo, ou como se apresenta no pensamento de Kant, a dignidade humana é a medida final do valor.

A abordagem maximizadora assume uma medida para os valores e, conseqüentemente, os valores podem ser mensurados e comparados. A partir disso, assume-se que há comensurabilidade entre os valores, isto é: “*the claim that there exists a common measure of value through which different options or states of affair can be ordered*” (O'Neill et al., 2008, p. 71). Este aspecto é de grande relevância, pois a decisão ancorada nos pressupostos da economia clássica (e neoclássica) lida com conflitos unificando os valores através de uma única medida, usualmente, a unidade monetária. Não é por acaso que ferramentas econômicas como a análise de custo e benefício são postas em causa no âmbito dos conflitos ambientais (Sagoff, 2008; Aldred, 2009). O monismo e a comensurabilidade acabam por repercutir imensamente na teoria dos serviços ecossistêmicos, especialmente, quando valorados economicamente para facilitar e proporcionar transações entre os chamados serviços. Falaremos mais sobre isso adiante (capítulo 6).

Um dos conflitos frequentemente levantados na filosofia ambiental é entre aqueles que acreditam que as escolhas e as decisões requerem monismo e comensurabilidade de valores (Callicott, 1990) e aqueles que acreditam que tais elementos não são necessários para uma decisão racional (Light, 2003; O'Neill, 1993). Nessa medida, em contraponto ao monismo, o pluralismo de valores desempenha um papel cada vez mais relevante, pois expressa a riqueza do vocabulário valorativo humano, como descrevem O'Neill et al. (2008, p. 74):

*Consider the diversity of evaluative concepts that we employ in the appraisal of our environments, and the variety of practices that inform our relationships to our environments that this reflects. From the biological and ecological sciences come concepts such as biodiversity, species richness, integrity, fragility, health. From aesthetic traditions come a variety of concepts that we call upon in our appreciation of natural beauty: tones of colour, such as the contrasting browns and reds of autumn, the subtle shifts in shades of green in spring, the dappled sunlight in woodlands; the forms and shapes of nature such as the ruggedness of mountains, the gentleness of hills, the landscapes shaped by stone wall and terrace; the sounds such as birdsong and river over rocks; and textures such as the roughness of gritstone and the sharp and smooth of limestone. There are also the moods of nature, the violent wildness of a storm, the serene lakeside, the force of a waterfall. And as a place, a location might be valued*

*for being evocative of the past. We use then a rich vocabulary to appraise the environments we live in, from and with. The idea that this could be reduced to a single value looks implausible.*

Assim, os valores ambientais, como também são chamados (Norton, 2005; O'Neill et al., 2008) acabam por refletir e afetar nossa forma de entender e endereçar os conflitos ambientais. Aqui começa a surgir um outro desafio, a 'compensação' entre valores (*trading-off*) (O'Neill et al., 2008). Se, por um lado, fica evidente a presença do pluralismo, por outro a comensurabilidade começa a ser cogitada, na medida em que os valores também conflituam-se entre si. Quanto mais plurais os valores, mais conflitos é possível esperar. Quando valores estão em conflito, uma das repostas é assumir sua comparabilidade e a possível compensação entre eles. Ao decidir pela perda na importância de um valor (por exemplo, perda de florestas) pelo ganho comparativo em outro (aumento de terras produtivas para alimentação) estamos implicitamente compensando ou trocando diferentes tipos de valores. O desafio aumenta quando para a troca ou compensação de valores assumimos um valor único, isto é, uma única medida para diferentes tipos de valores para facilitar suas compensações. Segundo os economistas essa medida é o valor monetário. O valor económico é bastante contundente e persuasivo nos dias atuais, especialmente em um contexto cada vez mais neoliberal. Pearce et al. (1989) afirma que a maneira de tomar decisões racionais não arbitrárias é através de uma unidade comum. Como descrevem O'Neill et al. (2008), o dinheiro provê a unidade e a análise de custo e benefício é o método utilizado para comparar os valores e assistir a tomada de decisão. É uma abordagem que, pela regra utilitarista, acaba por substituir as complexidades que existem entre os diversos valores e objetivos, que competem entre si, por análise homogênea. A unidade monetária não é capaz de representar uma pluralidade de valores, oferecendo-se mais como uma medida para troca do que uma medida para comparar diferentes valores (O'Neill et al., 2008).

O'Neill et al., (2008) e Raz, (1986) chamam a atenção para situações em que os valores simplesmente não podem ser traduzidos em unidades monetárias, não apenas por razões prudenciais, mas pelo significado social em torno dessa transcrição. É o que se chama de incomensurabilidade, isto é, quando não se pode comensurar os valores em jogo (O'Neill, 1997). Algumas relações sociais e culturais pressupõem compromissos irredutíveis, recusando-se a lhes estabelecer um preço (Raz, 1986). A disposição a pagar ou receber por determinada ação poderá levar à corrupção de um compromisso (O'Neill, 1997). Existem entendimentos partilhados por determinadas comunidades como lealdade, cuidado, amizade, amor, que são incompatíveis com as relações de mercado, constituindo uma recusa de tratar tais relações como mercadorias. Transcrever tais relações de modo que possam se adequar às lógicas do mercado é o mesmo que não compreendê-las e, mais profundamente, desacatá-las. O'Neill et al., (2008, p. 78) colocam: *"To accept a price is an act of betrayal. To offer a price is an act of bribery. Similarly, ethical value commitments are also characterised by a refusal to trade"*. O mesmo se dá nas relações do ser humano com a natureza que estabelecem conexões profundas com os lugares

e com os antepassados que ali habitaram, valores que atravessam gerações, muito comuns em comunidades tradicionais indígenas.<sup>24</sup>

Essas são críticas comumente associadas também a instrumentos como a disposição para pagar e disposição para receber. A racionalidade económica legitima a corrupção de um compromisso ao aceitar um valor monetário pela depreciação deste compromisso e apenas um agente económico envolvido na lógica do mercado é capaz de razoabilizar a respeito. Com isso, o que se nota é que as decisões passam a ser orientadas mais pelas relações de poder entre os grupos interessados do que pela consistência dos argumentos. Certamente, haverá interesses não representados e outros sobrevalorizados (O'Neill et al., 2008).

Mas é preciso atenção: o fato de um valor ser incomensurável não o faz diretamente ser insubstituível (Griffin, 1986). Do mesmo modo, um bem ambiental insubstituível, como uma floresta anciã estruturalmente intocada pela intervenção humana, não significa, necessariamente que será tratada como algo incomensurável; poderia ter seu valor de existência comensurado e comparado ao bem-estar humano, como Aldred (1997) chama a atenção. A substituíbilidade (ou substitutabilidade), isto é, a qualidade de ser substituível, entra em cena, e tem sérias implicações para os novos instrumentos de conservação tais como os *biodiversity offsets* e também para a forma como se entende a sustentabilidade. Por enquanto, é essencial reconhecer que existe uma relação entre a comensurabilidade e substituíbilidade, que embora sejam formalmente independentes apenas serão devidamente consideradas aquando do reconhecimento da irredutibilidade, indivisibilidade e da singularidade (*uniqueness*) de seu valor (Aldred, 1997).

Para além das claras controvérsias do utilitarismo e da ênfase da perspectiva económica, as abordagens deontológicas e da virtude também poderão expressar formas monistas e pluralistas. O monismo ancorado no valor intrínseco bastante presente em certas correntes da ética ambiental é um dos pontos críticos apresentados por uma diversidade de autores (Norton, 2005; Chan et al., 2016; Muraca, 2011; Weston, 1985). Weston (1985), por exemplo, argumenta que uma ética ambiental deve ir além dos valores intrínsecos e sugere uma ‘mudança pragmática’ que vá de encontro à pluralidade de valores baseada nas diversas experiências humanas com a natureza. Em resposta a Weston, Katz (1997) afirma que sua mudança pragmática é muito centrada nas experiências do ser humano com a natureza e, por isso, por demais antropocêntrica. Embora Katz (1997, p. 65) suporte o pluralismo de valores em sua própria obra, ele afirma: “*Obligation to protect the natural environment cannot be based on the*

---

<sup>24</sup> A passagem a seguir reflete muito bem tal relação: “*You tell us to take compensation. What is the state compensating us for? For our land, for our fields, for the trees along our fields. But we don’t live only by this. Are you going to compensate us for our forest? . . . Or are you going to compensate us for our great river – for her fish, her water, for vegetables that grow along her banks, for the joy of living beside her? What is the price of this? . . . How are you compensating us for fields either – we didn’t buy this land; our forefathers cleared it and settled here. What price this land? Our gods, the support of those who are our kin – what price do you have for these? Our adivasi (tribal) life – what price do you put on it?*” (Mahalia, 1994, apud O’Neill et al., 2008).

*feelings that humans have when they interact with the natural world*”. Este é também um dos pontos críticos da pluralidade de valores em torno da natureza, por expressarem particularmente as relações humanas com o mundo natural. O valor intrínseco, apesar de suas controvérsias inerentes, consegue captar um comprometimento humano relativamente ao mundo natural que não é expresso pelos demais valores.

Alguns acreditam que o pluralismo de valores não pode ser reduzido a um único valor, (quer seja o monetário ou um valor intrínseco); e que os valores não podem ser significativamente comparados e classificados (Jamieson, 2010). O debate sobre o significado e a plausibilidade da pluralidade de valores ainda é bastante aceso. Jamieson (2010) por exemplo, prefere afastar-se dessas controvérsias e realça três valores que em sua perspectiva refletem a variedade mais relevante concernente ao mundo natural e que influencia nossas decisões em torno dela: (i) valores prudenciais; (ii) valores estéticos; (iii) valores naturais. Com isso ele destaca os valores que se relacionam com os interesses dos agentes, considerando que a natureza contribui para nossa sobrevivência e prosperidade, mas não apenas centrados na natureza enquanto recurso, considerando também sua beleza e transcendência e igualmente destacando a importância da natureza livre da influência e dos interesses humanos.

Algo pode ser destacado dos valores realçados por Jamieson (2010). Se a natureza humana implica a pluralidade de valores, também implica serem plurais as deliberações, decisões e ações humanas. É certo que o ser humano age de maneiras diversas e são variados os critérios éticos e morais que o podem guiar. Em certas situações age por uma lógica utilitarista (consequencialista), em determinados momentos guia-se pela lógica deontológica (do dever) e, por vezes, age pela virtude (inclinação do caráter para o bem). Também a ética ambiental influencia o agir humano, ampliando a comunidade ética, de maneira a contemplar outras entidades não humanas, como a natureza em si mesma. É importante reconhecer o equilíbrio, ao menos em um nível reflexivo, entre essas correntes éticas e seus desdobramentos na cadeia relacional humana, de modo a buscar maior clareza ética.<sup>25</sup>

Ainda assim, a possibilidade de decidir sob diferentes perspectivas éticas e sistemas de valores poderá reforçar a possibilidade de cada qual levar a direções distintas e conflitantes entre uma e outra (Light, 2003 O'Neill et al., 2008). Nesse sentido é que estes mesmos autores realçam a relevância da teoria da escolha racional. Segundo Anderson (1993) uma prática racional demanda uma ação que

---

<sup>25</sup> O'Neill et al. (2008, p. 82): descreve com bastante clareza as bases para as tomadas de decisões das principais correntes éticas, o utilitarismo (consequencialista), a deontologia e a virtude: “**Consequentialism**: ‘What state of affairs ought I to bring about?’ The primitives of ethical theory are states of affairs. What is intrinsically good or bad are states of affairs. Actions and states of character are instrumentally valuable as a means to producing the best state of affairs. **Deontology**: ‘What acts am I obliged to perform or not perform?’ The primitives of ethical theory are the acts of agents. What is intrinsically good are certain acts we are obliged to perform and what is intrinsically bad are certain acts which are impermissible. States of character are instrumentally valuable as dispositions to perform right acts. A state of affairs is right if it is the outcome of morally just acts. **Virtues ethic**: ‘What kind of person should I be?’ The primitives of ethical theory are dispositions of character. The basic good of ethical life is the development of a certain character. A right action is the act a virtuous agent would perform; the best state of affairs is one that a good agent would aim to bring about”.

expressa adequadamente uma atitude racional sobre as pessoas e aquilo pelo qual alguém se importa. Sendo assim, a ausência de um sistema de valores éticos por trás das tomadas decisões não, necessariamente, as abstém de reflexão racional. As ações não são meros instrumentos para se alcançar um fim, mas formas de expressar atitudes perante algo ou alguém (O'Neill et al., 2008).

Com a discussão acima podemos apreender que os valores em torno da natureza não podem se resumir à dualidade promovida pelo debate do valor instrumental e valor intrínseco. Nesse sentido, alguns autores têm realçado a perspectiva do 'valor relacional' como forma de superar as controvérsias axiológicas sobre a natureza (Chan et al., 2016; Jax et al., 2013; Muraca, 2011). O valor relacional procura contextualizar as relações humanas com a natureza de acordo com suas complexidades e pluralidades. Obviamente, as visões económica e economicista também podem ser compreendidas nessas relações, o que poderá levantar implicações para a forma com que se empreende sua conservação. O valor relacional não é uma proposta nova. Poder-se-ia dizer que a história humana se assenta na racionalidade relacional. Como discutimos, os seres humanos podem, e agem, segundo sistemas de valores distintos que poderão invariavelmente levar a direções igualmente distintas e controversas. Também é possível chegarmos a uma deliberação racional diante da ausência de um sistema de valores, embora a ausência de um sistema de valores (especialmente éticos e morais) também nos possa guiar a situações indesejáveis. Os defensores da utilização de um valor relacional (Chan et al., 2016) sugerem que tal classe de valores está mais alinhada com bem-estar coletivo e individual, sem delimitar aquilo que é certo ou errado relativamente à natureza. Talvez reconheçam que a própria característica relacional poderá legitimar os excessos e controvérsias do economicismo. Afinal, o olhar económico (monetário) também constitui a classe relacional; a neoliberalização também integra e configura muitas dessas relações. A natureza 'recurso, capital e provedora de serviços' é tão parte dessas relações quanto a natureza 'mãe, sagrada, suporte de vida e subsistência'. O valor relacional assenta nas relações humanas com a natureza e Katz (1997) já realçou a problemática da proteção da natureza estar ancorada nos sentimentos e relações humanas relativamente ao mundo natural.

Portanto, devemos reconhecer que o debate axiológico entre o valor instrumental e intrínseco deve ser superado e que o valor relacional contribui verdadeiramente para tal. Mas precisamos reconhecer que nem todas relações com a natureza são positivas e devem, portanto, ser reavaliadas. Desta forma, o meramente instrumental poderá ser questionado. No entanto, o valor intrínseco pode extrapolar o valor relacional por favorecer a proteção da natureza independente das nossas relações com ela. É uma maneira de reconhecer que ela poderá seguir um curso, sem muitos constrangimentos, como nós humanos temos seguido o nosso. Não há nada de negativo em querer proteger a natureza por ela própria. É verdade que as práticas da proteção da natureza por ela própria também poderão ser reavaliadas, na medida que também poderão não ser inócuas, como, por exemplo, o desalojamento de comunidades tradicionais de suas terras, para a criação de áreas protegidas. A proteção da natureza não precisa justificar o prejuízo dessas comunidades, ou outros efeitos perversos como tal. Racionalizemos

sobre tais práticas, para que elas possam melhor ser aplicadas. Um bom exemplo de tentativa de conciliar interesses em torno da proteção da natureza é o Sistema de Unidades de Conservação (SNUC), previsto pela legislação brasileira (Lei 9.985/2000), que é um conjunto de 12 categorias de Unidades de Conservação (UC), isto é, de áreas protegidas com características bastante diversas, que possibilita uma prática igualmente diversa, atendendo não apenas a conservação da natureza por ela própria, mas igualmente a pluralidade de valores nas relações humanas com a natureza. Trataremos disso, ainda que brevemente, no capítulo seguinte.

Reconhecer a pluralidade da experiência humana relativamente à natureza talvez requeira que a olhemos com outros olhos: a natureza não é valorável por proporcionar um valor extra para as atividades humanas e contribuir para a diversidade da experiência humana, mas especialmente por contribuir de uma maneira única e de forma inestimável para a experiência humana (Holland e Rawles, 1996). E muitas dessas contribuições estão associadas à dinâmica dos processos naturais, da multitude nas formas de vida e suas relações. São fenômenos conectados à diversidade cronológica proporcionada pela natureza e associados à autonomia da vida selvagem independente de nossos interesses, que até ajudam a colocar nossos próprios interesses em perspectiva (Holland e Rawles, 1996).

Se, por vezes não há sequer consenso sobre qual é o conflito, como mensurar os valores para que sejam satisfatórios para todos os agentes? (Norton, 2005). Uma das dificuldades são as trocas, ou *tradeoffs*, frequentemente levantadas como algo incontornável. Como resolver conflitos de valores sem *tradeoffs*? Como garantir os melhores *tradeoffs*? Como assegurar que nenhum mal decorrerá das nossas decisões? Como assegurar que tomamos as decisões mais acertadas? O'Neill et al., (2008, p. 86) conclui que decisões políticas e éticas são sempre difíceis e delicadas, e colocam:

*The question 'How do we resolve moral conflicts?' may be the wrong question. We may at the end of reflection have to accept that we are in a situation in which whatever we do a wrong will be done. There is no reason why reason should make ethical and political reflection easy. It may be more a matter of learning to live with ethical conflict rather than resolving it. And living with it may be uncomfortable. It may result in a number of ethical residues – shame at having to do something that runs against our deepest conception of the kind of person we aspired to be, or regret that we act with integrity in a situation in which we know the worst will befall us, or guilt where we find ourselves wronging some individual.*

Os conflitos de valores demandam escolhas, por nem sempre caminharem no mesmo ritmo ou para a mesma direção. Holland (2002, p. 25) lembra que sempre estaremos diante de situações que nos demandam fazer escolhas difíceis. Escolhas difíceis não implicam necessariamente *tradeoffs*, mas são escolhas difíceis, e, destas, poderão advir efeitos colaterais. Ele descreve:

*The point can best be registered by considering the typical "fallout" from a tough decision – namely, anguish. Suppose that tough decisions are indeed tradeoffs. As previously mentioned, this certainly means that something perceived as desirable has been given up or foregone. And*



*no doubt this gives us cause to regret what we have had to give up. But at any rate the exchange has been made, and we have got the best deal. There are hardly grounds here for anguish over the decision itself. Yet anguish is precisely what one might expect in the wake of a truly tough decision. This may stem in part from what Bernard Williams has called the “residue” of tough decisions – perhaps a perception that whatever we do would be wrong – but it also stems in part precisely from the absence of a yardstick, a circumstance that leaves us lost and confused, can induce trauma, and can even break our spirit.*

No entanto precisamos estar cientes de que a dominância de valores particulares sobre a natureza, como uma perspetivação economicista e utilitária-instrumental que reduz a natureza a elementos quantificáveis e transacionáveis em favor do bem-estar humano, mais dissimula do que compreende a dificuldade de se tomar decisões difíceis (O'Neill et al., 2008). Começamos a testemunhar uma tendência de valores que revelam a natureza aos olhos humanos, o que há de melhor na natureza que nos faça conservá-la? Talvez esse seja o mote das mudanças que pretendemos analisar nessa tese.

### **3.3 A valoração económica da natureza e as teorias económicas**

Como valorizar a natureza? Como expressar sua importância prática e a significância das relações humanas com outras formas de vida? Como incorporar tais valores nos processos sociais de tomada de decisão? Como, ainda, integrar as considerações económicas nesse processo? Será fundamental a integração da economia nesses processos para que sejam a economia e o ambiente melhor compreendidos? Será a transposição para o valor económico a única maneira de lidar com questões de valor em uma complexa sociedade político-democrática? E pode esse contexto económico de decisão reconciliar-se, desta maneira, com o reconhecimento das finalidades humanas, estritamente inestimáveis? (Foster, 1997).

Estas são questões cada vez mais prementes, com a economia paulatinamente mais voltada para a natureza. A economia é um estudo que encontra fundamentos na escassez de bens, na medida em que a procura por eles ultrapassa sua disponibilidade. A escassez descreve uma relação entre as necessidades subjetivas e as possibilidades de serem estas subjetividades satisfeitas (Baumgärtner et al., 2006). Se assim entendido, a escassez acaba por descrever a relação humana com a Natureza (Baumgärtner et al., 2006). Esta ideia segue na esteira da definição de economia de Robbins (1932, p. 15) que a caracteriza como o “[...] estudo do comportamento humano enquanto uma relação entre os fins e os meios escassos que possuem usos alternativos”. Essa assunção levou com que se entenda a economia como uma otimização sob constrangimentos, isto é, sob a escassez dos elementos (Baumgärtner et al., 2006). O reconhecimento da finitude dos elementos naturais diante de sua vasta necessidade para a espécie humana – em constante crescimento, com igual crescimento de suas necessidades subjetivas – influencia a virada do projeto económico para a natureza.

Cabe colocar que há variadas abordagens económicas, nas quais seu entendimento pode ser mais alargado, ou menos redutor, mas esta economia defendida por Robbins representa a corrente principal da economia, que exclui de certa maneira sua heterogeneidade, especialmente as abordagens mais heterodoxas como a própria economia ecológica. Apesar de mais sensível, a economia ecológica também expressa interesses bastante comuns à economia ambiental. No entanto, não é apenas pelos impactos adversos das atividades económicas sobre o mundo natural não-humano e a dependência humana daquilo que a natureza oferece que a economia começou a seguir tal percurso, mas igualmente pelas novas oportunidades de negócio abertas pelo universo da conservação. Ademais, a tendência do perfil económico nas políticas do ambiente também acaba por revelar a importância que se tem dado para a integração do valor económico da natureza nas decisões políticas. No novo debate da conservação, que se insere especialmente nas teorias económicas e do negócio, as “economias” (ambiental e ecológica) se misturam e se requer um olhar sempre atento. Isso quer dizer que o olhar económico visa a integração da natureza na economia com um propósito comum: quantificar. Quer seja tal quantificação em termos de perda para a sociedade em razão da ‘escassez da natureza’; em benefícios providos (serviços ecossistémicos); em prejuízos providos (desserviços ecossistémicos).

Não obstante, no reconhecimento da importância da natureza sob a ótica da linguagem da escolha política pública, é o bem-estar humano a principal essência, demonstrando-se radicalmente utilitária, baseada em cálculos de satisfações comparadas. Isso leva a contestar o senso humano sobre o que a natureza representa e reclama (Foster, 1997).

O forte teor da economia voltada para a natureza nos leva a detalhar um pouco mais o histórico dessa preocupação da economia. O olhar económico traz implicações para como perspectivamos a natureza, sua conservação e também as teorias de sustentabilidade que vão orientar as práticas humanas relativamente aos sistemas socioecológicos que representam as interseções entre a ‘cultura’ e a ‘natureza’. Pretende-se então, neste momento, abordar sintética e criticamente a economia ambiental (*environmental economics*) e a economia ecológica (*ecological-economics*).

### **3.3.1 Economia Ambiental**

A economia ambiental surgiu nos anos 60, sobretudo, diante do avanço da poluição ambiental, expandindo-se posteriormente aos desgastes dos ‘recursos naturais’. Nesta altura, os limites do mercado acabam por ser reconhecidos, em especial a característica de indivisibilidade da natureza, na medida em que inibe a alocação de direitos correspondentes aos benefícios ambientais. Contudo, nos anos 80, a aposta no mercado recomeça a se acentuar e hoje os economistas do ambiente acreditam que o mercado é capaz de alocar eficientemente os recursos ambientais, da mesma maneira que quaisquer produtos económicos, como explica criticamente Sagoff (2004). Porém, a concretização disto depende da precificação dos bens, serviços e amenidades ambientais, para que sejam introduzidos no mercado.

Desta forma, os problemas ambientais podem ser corrigidos, de acordo com esta perspectiva, com preços adequados de mercado que refletirão a escassez relativa daqueles chamados recursos ambientais. O argumento principal aqui presente é que a degradação do ambiente natural é o simples resultado de uma falha de mercado, representando a abordagem neoclássica que prevaleceu como a corrente principal.

Foi através da teoria neoclássica que a economia da natureza se estabeleceu (Spash, 1999), tendendo a assumir o sistema económico alheio aos constrangimentos e restrições ambientais, embora a poluição ambiental, por exemplo, possa ter sido tratada como uma externalidade<sup>26</sup> há algum tempo. Contudo, as externalidades, até então, enquanto falhas de mercado, não eram consideradas tão significativas, apesar da defesa de Arthur Pigou pela intervenção governamental através de taxas e subsídios para que as externalidades fossem evitadas (Beder, 2011; Pearce, 2002). Uma vez a economia voltada para o ambiente natural e para seus recursos, os economistas defensores desta linha intentaram incluir o ambiente nos modelos económicos, reconhecendo a importância do ambiente enquanto fornecedor de matéria-prima, depurador e depósito de resíduos, sendo assim peça fundamental no eixo da economia. A partir daí o ambiente começa a ser tratado da mesma forma como é o capital, isto é, enquanto *commodities*, que podem ser transacionáveis (vendidas, trocadas ou investidas) e substituíveis por quaisquer outras *commodities*, ao invés de representar um constrangimento económico (Nadeau, 2011; Beder, 2011; Sullivan, 2013).

A corrente económica prevalecente apropriou-se do termo ‘valor’, atendendo às suas especificidades, relacionando-o com um valor transacionável, praticamente opondo-se à conceituação mais abrangente, que engloba os valores éticos, estéticos e também espirituais. Nesse sentido, na visão da economia ambiental endossada pela economia neoclássica, colocar um valor no ambiente significa alcançar um preço de mercado baseado na lógica da oferta e procura e das preferências individuais (Beder, 2011; Spash e Aslaksen, 2015; Foster, 1997; Spash, 1999).

A influência da corrente económica neoclássica levou a que fossem incorporados os fatores ambientais na análise de custo e benefício (ACB), sendo este o principal método económico empregado para decisões envolvendo assuntos ambientais (O'Neill et al., 2008; Freeman III, 2003). A ACB é um conjunto de ferramentas para medir “[...] a contribuição líquida de uma política pública para o bem-estar económico dos membros da sociedade”, procurando determinar se a soma dos ganhos dos que ficam em melhor situação é maior do que a soma das perdas dos que acabam ficando em pior situação pela aplicação da política em questão (Freeman III, 2003, p. 291). A ACB não se ocupa com questões de equidade, pelo que, se a política aplicada é eficiente e próxima do Ótimo de Pareto<sup>27</sup>, ou seja, se os ganhos monetários, depois de tudo considerado, forem maiores do que as perdas, é perfeitamente

---

<sup>26</sup> Isto é, quando a produção e o consumo de uma firma ou de um consumidor afetam o bem estar de outros em que os danos causados não são contabilizados (Beder, 2011, p. 140).

<sup>27</sup> O Ótimo de Pareto “[...] is defined as a situation in which an improvement in the welfare of any individual cannot be achieved without a welfare loss for someone else” (van den Bergh, 2000).

justificada, na medida em que os ganhos compensam as perdas, independentemente de quem ganha ou perde (Freeman III, 2003). Por isso, a equidade distributiva entre os interesses humanos fica sempre em segundo plano (subjacente a outras políticas públicas), enquanto quem perde não é tido em consideração pela ACB. Do mesmo modo, também relegados, os bens ambientais tendem a escassear-se ainda mais, pois a ACB os assume como bens cambiáveis ou substituíveis por bens de produção humana. Ademais, para que as chamadas externalidades negativas possam ser incluídas na ACB, é preciso que sejam convertidas e quantificadas monetariamente, do contrário sequer serão contempladas (Beder, 2011; Aldred, 2009; Foster, 1997).

Assim, como colocar um preço no ambiente natural? Como coloca Pavan Sukhdev, “[...] *you cannot manage what you cannot measure*” (apud Spash e Aslaksen, 2015). É nesses termos que surge o conceito de valor económico total, que clama que todo e qualquer valor ambiental poderá ser capturado e endereçado pela ACB ou outros métodos económicos (Spash, 1999). E nesse esforço de incluir e agregar um valor económico total para os valores ambientais, houve muita engenhosidade em criar outros conceitos de valores (como os valores de opção, legado e existência, figura 3.1); bem como na criação de métodos de valoração para quantificar e relacionar outros valores (custo de viagem; preços hedônicos, análise contingente, experimentos de escolhas entre outros, figura 3.2).



**Figura 3.1** Valor económico total. Também referido como valor instrumental em oposição ao valor intrínseco. Adaptado de: Seroa da Motta (1997); Maia et al. (2004); Parker et al. (2012); Smith et al. (2006); Pearce et al. (1989, 2002); Koricheva e Siipi (2004).

O viés económico, tão influente nos últimos anos, acaba por representar igualmente todos os pressupostos do valor instrumental. E aquém da instrumentalidade, há o valor intrínseco, muito embora os economistas tenham tentado captar o valor intrínseco através da ideia de valor de existência. O valor de existência, mesmo que não tenha valor de uso direto e atual para a sociedade, dependeria da

disposição (e como se costuma avaliar, uma disposição económico-monetária) de alguém para protegê-la. O valor intrínseco independe da economia, mas reconhece que a biodiversidade vale por ela própria; reconhece que ela tem direitos

Para a maioria dos economistas ambientais, mesmo os valores de opção e de existência podem ser quantificados monetariamente, uma vez que para eles tais valores podem ser equivalentes a preferências individuais que, por sua vez, podem ser transpostas em medidas monetárias (Beder, 2011). Assim, estes não correspondem a uma valoração intrínseca. Há modelos hipotéticos para estimar as preferências, de maneira declarada – como é o caso da valoração contingente (*contingent valuation*) –, que se baseia em dados colhidos de respostas a perguntas hipotéticas (Freeman III, 2003). A questão comumente referida procura averiguar quanto estarão dispostos os indivíduos a pagar (DAP, *willingness to pay*) para preservar ou melhorar o ambiente, ou quanto estarão dispostos a aceitar (DAR, *willingness to sell*) pela perda das amenidades, bens e serviços ambientais (Seroa da Motta, 1997; Pearce, 2002; Freeman III, 2003). A procura pela disposição individual tem sido cada vez mais recorrente na economia (ambiental e ecológica), sobretudo, ante à ausência de preço e de mercado para muitos dos bens ambientais em crescente depleção (Pearce, 2002) ou como também consta no relatório da *Economics for the Environment Consultancy* – eftec (2010, p. 13):

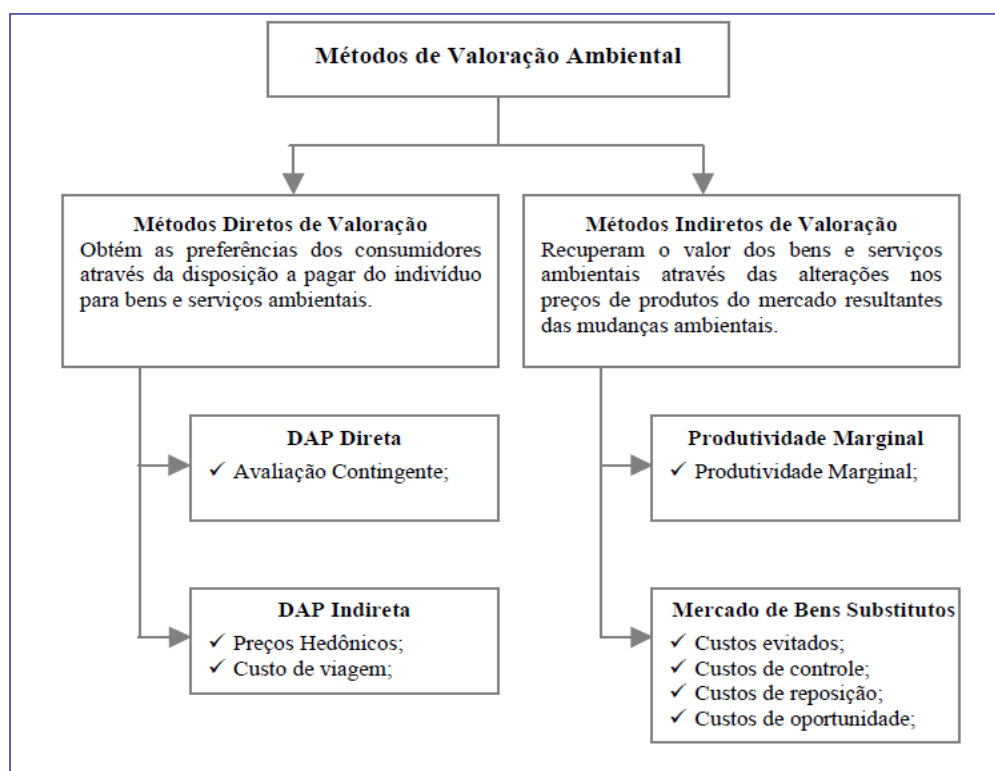
*Total Economic Value is measured by individuals' willingness to pay (WTP) for an improvement or to avoid degradation in the quality and/or quantity of a resource or their willingness to accept compensation (WTA) to forgo an improvement or to tolerate degradation. There are several motivations for why individuals may have WTP and WTA for the environment: direct use value (consumption of resources or nonconsumptive uses like recreation), indirect use value (ecosystem services that regulate the functioning of the environment), option value (for future uses of the environment) and non-use values (protecting the environment for others who make use of it now – altruistic value; for future generations – bequest value; and for the sake of the environment itself – existence value).*

Portanto, os principais argumentos para a consideração do ambiente natural sustentam-se, fundamentalmente, em razões antropocêntricas, enfatizando seu valor instrumental, centrando-se no bem-estar humano e na disposição e vontade humana (Freeman III, Koricheva e Siipi, 2004; Norton, 2004). O centramento antropocêntrico da valoração contingente passa pela desconsideração das preferências e interesses das entidades não-humanas, negando-lhes ainda o valor intrínseco. Assim, a economia neoclássica, constituída de um modelo de escolha racional auto-interessado, representa os valores trazidos para suportar as decisões individuais e coletivas. O critério de valor neste modelo é a disposição de uma pessoa a pagar por algo. O valor aqui, então, é uma função das preferências das pessoas. O corolário dessa alocação eficiente é o mercado que ajusta as preferências de acordo com a demanda e oferta através de mecanismos de preço (Foster, 1997).

A disposição a pagar, entretanto, se baseia em preferências individuais que, por sua vez, são condicionadas pelas informações disponíveis. A comunicação social e sua massificação acabam por moldar, sobretudo, as escolhas daqueles que pouco acesso têm à informação, ou são condicionados pela informação disponível. As implicações disto para o ambiente natural são inúmeras. O indivíduo pode não estar disposto a pagar pela proteção de um mangue por considerá-lo um ambiente pouco atrativo e, pela falta de conhecimento, deixa de reconhecer sua importância ecológica (Beder, 2011).

Tantos os bens, quanto o *bads* ambientais possuem um valor económico associado. Esses valores são revelados pelo mercado ou através de situações de mercados hipotéticos, desenvolvidos em mecanismos de *focus groups*, *workshops*, inquéritos sociais, muito frequentemente utilizados, como é a valoração contingente (DAP e DAR). A ACB também é um mecanismo utilizado para determinar as preferências, e capaz de estimar os benefícios ambientais para os seres humanos através da manutenção dos serviços ecossistémicos e do capital natural a ser preservado através do tempo, entendido pela economia como sustentabilidade (Foster, 1997).

Os métodos de valoração são cada vez mais diversificados e podem ser basicamente distinguidos entre diretos e indiretos, em que os primeiros buscam captar as preferências das pessoas fazendo uso dos mercados hipotéticos ou de mercados de bens complementares para aferir a DAP e os segundos buscam o valor do recurso a partir da função de produção, relacionando o impacto das alterações ambientais a produtos com preços no mercado (Maia et al., 2004). Abaixo, está representada uma síntese desses métodos de valoração (Maia et al. 2004):



**Figura 3.2** Métodos de valoração económica. Fonte: Maia et al. (2004).

Não entraremos em detalhes nos métodos de valoração. Contudo é importante colocar que mesmo no interior da teoria económica os números produzidos por tais métodos estão permeados de incertezas e controvérsias, pelo que sua própria validade tem sido questionada (Spash, 2008a; Spash e Vatn, 2006). Muitas são as dificuldades e controvérsias que surgem na aplicabilidade dos métodos de valoração e já bastante discutidas (Foster, 1997; Knights et al., 2013; Reid, 2013; O'Neill, 1993; Spash, 2008a; Spash e Vatn, 2006). A intensão é demonstrar alguns dos principais métodos utilizados não apenas pelos que defendem a economia ambiental, mas, pela continuidade prática de grande parte da economia ecológica, resumem-se em estipular um preço que se enquadre na dinâmica de oferta e demanda, na controversa lógica mercantil que suprime não apenas o valor intrínseco da natureza mas toda uma pluralidade de valores que representam as variadas experiências e relações humanas com a natureza. Sendo assim, a pluralidade de valores em torno do mundo natural não-humano também dificulta as considerações acerca de sua comensurabilidade. Já argumentamos anteriormente que a disposição a pagar ou a receber pela perda de um estado ambiental pode corresponder à corrupção de um compromisso (O'Neill, 1997; O'Neill et al., 2008). O comprometimento com algum bem leva à recusa da precificação do mesmo. Há certos comprometimentos e relações que se constituem pela recusa da precificação (Raz, 1986). Como já referimos, a racionalidade económica acaba por dar legitimidade ao rompimento de um compromisso ao levar com que se aceite um valor monetário pela depreciação deste compromisso, sendo que apenas um agente económico influenciado pela lógica do mercado é capaz de ajuizar a respeito.<sup>28</sup>

A otimização dos interesses próprios é a lógica que está por trás do mercado. Essa racionalidade económica que atua maximizando as utilidades, ou seja, calculando o ótimo das preferências alcançadas pelo indivíduo em face dos constrangimentos, que é o que determina as ações e decisões do indivíduo. A mesma lógica presente no pensamento de Adam Smith, isto é, de que o autointeresse individual, e não o comportamento altruístico ou benevolente, é a motivação de toda a ação económica nos dias de hoje (Spash, 1999; Spash e Aslaksen, 2015; Beder, 2011). Esse comportamento racional económico negligencia o conhecimento interdisciplinar em torno do comportamento político, na medida em que o comportamento individual político tem em vista o bem da sociedade (Beder, 2011; Becker, 2012).

Uma das vias críticas da economia ambiental ortodoxa é através do utilitarismo, como já referido anteriormente. O pensamento 'economicista', como explana Schumacher (1974), acaba por representar uma caracterização deste utilitarismo, isto é, uma extensão injustificável desse pensamento para modelar o processo de escolha racional no âmbito da ética. A importância dada ao utilitarismo sobre a vida ética deu-se, sobretudo, em função de uma sociedade cujos processos de organização são em si próprios baseados em produção e iniciativas empreendedoras. Desta maneira, a moral individual

---

<sup>28</sup> O'Neill (1997, pp. 79-80) exemplifica que "[...] *Aborigines in the Kakadu Conservation Zone in Australia [was asked about] how much they would be willing to accept in compensation for the mineral exploitation of the sacred burial sites of their dead ancestors, [who asks] does attempt to corrupt the relationships constitutive of a culture.*

acaba por caracterizar-se como a satisfação individual e a otimização racional. Mas a crítica ao pensamento economicista deve ir além da influência utilitária. O individualismo radical e a assunção da comensurabilidade do valor são fatores muito importantes para se considerar (Foster, 1997).

Uma vez que as externalidades negativas representam os custos ambientais não contabilizados no processo produtivo e de consumo, a economia ambiental argumenta que esses custos externos sejam internalizados, de modo que o consumidor assuma o pagamento por esses custos. A internalização, de certo modo, acaba por descrever a disposição do consumidor a pagar por um produto cujos custos sociais e ambientais estejam agregados. As leis podem obrigar o produtor a internalizar tais custos, impondo limites às suas atividades que provocam danos ao ambiente, contudo os economistas ambientais preferem que seja o mercado a controlar essa função, pois no entender deste viés, o próprio regime de competitividade promoverá a maximização do bem social. Mas cabe ressaltar que a forma com que o mercado lida com elementos não privatizados e não privatizáveis (e.g. a atmosfera, os lençóis freáticos e terras desocupadas) é limitada (Beder, 2011). Os bens sociais não privatizáveis de acesso comum a todos tendem a ser sobreutilizados, a chamada 'tragédia dos bens comuns' (*tragedy of the commons*) (Hardin, 1968). Há mecanismos legais e institucionais para evitar que isto ocorra, porém a preferência dos economistas é de que essa regulação fique sob a custódia do mercado, pela sua eficiência que, no entanto, sobrepõe-se à efetividade, pois o que se pretende é a otimização econômica, não a proteção ambiental de fato (Beder, 2011).

A falta de um preço para o ambiente, segundo a economia ambiental, resulta na sua degradação. O mercado sem falhas é capaz de atingir um nível ótimo econômico para o dano ambiental, corroborando o principal critério para esta perspectiva, a eficiência (Beder, 2011). É como se não houvesse responsabilidades por parte daqueles que degradam, destroem e poluem, como fossem vítimas inocentes de uma falha de mercado e não pudessem ser culpados pela falta de um indicador (Spash e Aslaksen, 2015). Aliás, os sinais de mercado, dizem o contrário, a razão lucrativa é a razão lógica de sua atitude e ação (TEEB, 2010).

A solução de internalizar os custos, nesse sentido, implica assumir outra grande dificuldade, a substituíbilidade do mundo natural por qualquer produto disponível no mercado, correndo o risco de que seja preferível pagar pelos danos a evitá-los. Riscos como estes são ainda encorajados pela economia ambiental, pois ainda que os custos não possam ser completamente internalizados e contemplados pelo mercado, os economistas ambientais creem que os danos poderão estimular ainda mais o desenvolvimento tecnológico, que, por sua vez, sob condições econômicas adequadas, poderá ajustar automaticamente os danos. Não obstante, exige-se, para tal, mudanças substanciais, que os tomadores de decisões preferem evitar. Deste modo, as inovações tecnológicas podem acabar por ser



restringidas ao invés de encorajadas (Beder, 2011).<sup>29</sup> Há um completo desmazelo relativamente às instituições e estruturas sociais que interagem com a tecnologia, influenciando-a e sendo influenciadas por ela (como a ciência, a política, educação e a própria economia) (Becker 2012).

Se assim considerado, fica evidente uma explícita negligência dos pressupostos políticos e ético-morais, pois o que importa são os benefícios e os custos agregados (Beder, 2011), suportando a crença dos economistas ambientais (tais como sugere Pearce, 2002), de que o próprio mercado é, em si, um sistema ético. Está aí presente a assunção básica de que ‘mais é sempre melhor’ (van den Bergh, 2000), que tem perigosos efeitos sobre a própria configuração da sustentabilidade, impedindo seu entendimento mais amplo (Becker, 2012), uma vez que a eficiência é o critério *prima facie* na economia ambiental.

Portanto, a economia ambiental assumiu o paradigma da economia neoclássica e o aplicou às suas problemáticas. No entanto, essa corrente acabou por ser a mais influente na discussão pública e acadêmica sobre o “desenvolvimento sustentável”, que utiliza sua linguagem e conceitos, como a precificação da natureza, e o controle do livre mercado. Sendo assim, o viés econômico da sustentabilidade fica evidenciado e enfatizado, assumindo a natureza como um capital, ou parte de um estoque de recursos. O uso da valoração contingente é cada vez mais atestado e encorajado – mesmo sob o olhar da perspectiva da economia ecológica (Nadeau, 2011). A problemática ambiental, aqui, fica reduzida a uma falha de mercado, como coloca van den Bergh (2000), pois falta um valor monetário-econômico para o ambiente natural, de modo que possibilite o adequado funcionamento do mercado (Pearce, 2002). Com isso, fica a ideia de que a natureza está subordinada aos interesses econômicos e à lógica de seu sistema, baseada em um crescimento econômico ilimitado. O próprio sistema ético-moral desmazela-se frente à noção do mercado enquanto sistema ético que estimula a persecução do interesse e benefício próprios e os transforma em virtude (White, 1992). Nessa medida, os problemas ambientais deixam de ser um problema político, e passam a ser um problema de transações econômicas (Beder, 2011).

A convicção dos economistas ambientais na substituíbilidade da Natureza justifica quaisquer esforços para sua valoração econômica, sem que com isso necessariamente se assegure a manutenção da biodiversidade e da Natureza em geral<sup>30</sup> (Ehrenfeld 1988). E apesar da impressionante influência e sucesso da economia ambiental, com a adoção pública e acadêmica de seus conceitos e pressupostos, os problemas ambientais continuam a avultar-se. A economia ecológica surge enquanto uma corrente dissidente que pretende ser mais abrangente, mas ainda carece de um ideal de florescimento, como será apreciado a seguir. E ainda, como já referimos, é uma lógica assentada na crença equivocada de que

---

<sup>29</sup> Por exemplo, um fornecedor de energia pode gastar menos para mitigar suas emissões plantando árvores em um país em desenvolvimento do que reduzir suas próprias emissões (Beder, 2011).

<sup>30</sup> Ehrenfeld (1988), afirma que um estudo demonstrou que "*it was economically preferable to kill every blue whale left in the oceans as fast as possible and reinvest the profits in growth industries rather than to wait for the species to recover to the point where it could sustain an annual catch*".

toda escolha representa um *tradeoff* entre as preferências humanas sempre em competição (Holland, 2002; Spash, 2008b; Spash e Aslaksen, 2015). A economia ambiental, tanto quanto a economia ecológica, remete as preferências humanas no cerne das decisões, levantando considerações éticas complexas sobre a considerabilidade do mundo natural não-humano. Apesar das *nuances*, veremos que, na prática, uma é a continuidade da outra e seu engajamento no novo discurso ambientalista promove a mesma mudança nos valores da conservação.

### 3.3.2 Economia Ecológica (*Ecological Economics*)

A economia ecológica teve seu estabelecimento formalizado no fim dos anos 1980 (Ropke, 2004; van den Bergh, 2000; Spash, 1999). Mas já no final dos anos 1960 e início dos anos 1970, as leis da termodinâmica trouxeram consideráveis implicações para a teoria económica (Spash, 1999). Nesta altura, o economista Georgescu-Roegen (1971), desenvolveu sérias críticas à economia neoclássica, apoiando-se nas leis da termodinâmica, sobretudo na ideia de entropia. Embora sem muito influenciar a economia ambiental da época, o Georgescu-Roegen é provavelmente uma das mais importantes influências para a economia ecológica. A eficiência, para esta corrente, não é tão representativa, mas a justa alocação dos recursos ambientais e o reconhecimento dos limites ecológicos são essenciais. As referências aos limites do crescimento e da finitude dos sistemas da Terra (Meadows et al., 1972; Boulding, 1966) também vieram a influenciar de forma significativa.<sup>31</sup>

A problemática ambiental requer uma reflexão plural entre diversos corpos teóricos, e a economia ecológica buscou integrar elementos da economia, ecologia, termodinâmica, ética, entre outros elementos das ciências naturais e sociais, de maneira que a interação entre a economia e o ambiente natural fosse abordada também através de elementos dos quais a economia (ambiental) neoclássica manteve-se alheia. Argumenta-se que a abordagem da economia ecológica esteja mais ligada ao desenvolvimento sustentável, mas, como se verificará mais à frente, isso não a exime de algumas fragilidades. Entretanto, ressaltou-se como um campo com uma abordagem multidisciplinar alternativo à economia ambiental, apresentando pontos críticos do tradicionalismo económico, quando se trata das questões ambientais, mas ao mesmo tempo oferecendo métodos diferenciados (van den Bergh, 2000).

No final dos anos 1960, Daly (1968) rebusca a ideia da necessidade de um estado estacionário para a economia (*steady state economy*). Assim como seu contemporâneo Georgescu-Roegen, recorre à segunda lei da termodinâmica, argumentando que a entropia crescente, invariavelmente, coloca limites ao crescimento e, nesse sentido, passou a defender, com o aprofundar de seus estudos, a necessidade do sistema económico converter-se para um estado estacionário, no qual os suportes dos

---

<sup>31</sup> Ver Ropke (2004) e Spash (1999) para as origens e desenvolvimento da Economia Ecológica.

ecossistemas não fossem excedidos pela escala da produção. Ele afirmou que este estado estacionário permite um desenvolvimento qualitativo (uma mesma quantidade da melhor coisa, ou diferente desta) sem que seja adicionado crescimento quantitativo (mais da mesma coisa), representando um tipo de sustentabilidade forte, uma vez que os recursos naturais não poderiam oferecer mais do que já oferecem (Daly, 2007).

Curiosamente, no seio do utilitarismo, uma espécie de estado estacionário já fora vislumbrado por John Stuart Mill quando este coloca que é necessária uma condição estacionária do capital sem que haja estagnação no aprimoramento humano cultural, moral e social.<sup>32</sup> Fica implícito que Mill (1909[1848]) não visualizou apenas um futuro ideal através da utilidade e dos interesses pessoais egoístas, como usualmente se pensa o utilitarismo, mas vislumbrou a importância de um futuro que aporte o progresso cultural, social, moral e a arte de viver. Não se pretende com isso afirmar que o utilitarismo seja a resposta para o pleno reconhecimento da potencialidade da sustentabilidade, mas que de fato há em seus pressupostos alguns valores acrescentados.

O economista Kenneth E. Boulding, também interessado pelas questões ambientais, lançou também importantes discussões sobre a finitude dos recursos naturais ao contrastar as economias aberta e fechada. Para designar a economia aberta das sociedades atuais, Boulding (1966), a chama de *cowboy economy*, simbolicamente compatível com a visão comportamental imprudente, violenta e exploradora humana. Nesta visão, a natureza é vista como recursos considerados inesgotáveis e o consumo, assim como a produção, são tidos como algo bom, a preservar-se. Com reservatórios finitos, em contraponto à *cowboy economy*, Boulding (1966) propõe que a Terra deve ser vista como uma nave espacial e, nesse sentido, para representar a economia fechada, assume o termo *spaceship economy*, na qual o rendimento, isto é, a produção e o consumo, são fatores a serem minimizados, ao invés de maximizados, importando sobretudo a natureza, a extensão, a qualidade, e a complexidade do capital de estoque, incluindo nisto o estado do organismo e mente humanos, como parte do sistema. A identificação desta visão com pressupostos do estado estacionário é indubitável.

Como esclarecem Baumgärtner et al. (2008), a economia ecológica se ocupa de estudar a relação entre a economia e os sistemas ecológicos, procurando prover conhecimentos que possam garantir uma adequada gestão dessa relação. E o que fundamentalmente a difere da economia ambiental é a assunção de que a Terra é materialmente finita, exigindo limites para o crescimento. Assumindo a finitude do sistema global, a economia desempenha um papel fundamental enquanto corpo teórico que integra (isto é, faz parte, não determina) o estudo dos sistemas naturais (Costanza et al. 1997). Portanto, enquanto a economia ambiental demonstra uma elevada crença na tecnologia para superar os desafios

---

<sup>32</sup> "It is scarcely necessary to remark that a stationary condition of capital and population implies no stationary state of human improvement. There would be as much scope as ever for all kinds of mental culture, and moral and social progress; as much room for improving the Art of Living [...]" (Mill, 1848, p. 69)

da escassez dos bens naturais, a economia ecológica tende a reconhecer que a economia já fez alcançar os limites desses recursos, frente à renovação destes (Ropke, 2005; Beder, 2011).

A economia ecológica, segundo Daly (1992), debruça-se sobre três aspetos fundamentais: 1) alocação de recursos; 2) distribuição de renda; e 3) escala económica em relação ao sistema, sendo este especialmente relevante. Assim, para ele, é dita eficiente uma boa alocação de recursos quando a desigualdade é limitada, quando acompanha uma justa distribuição de renda e riqueza; e uma vez que uma escala económica produza *bads* não mais aceleradamente que bens (*goods*).

Enquanto as externalidades negativas são centrais no argumento da economia ambiental, implicando na limitação das relações entre humanos e natureza aos termos do livre mercado, das externalidades e da eficiência do uso dos recursos naturais, a economia ecológica busca maior integração entre a economia e outras disciplinas diretamente relacionadas com os desafios ambientais, propondo um entendimento mais integrado na relação entre humanos e natureza, isto é, uma integração interdependente entre os sistemas sociais e ecológicos, mapeando a dinâmica entre ambos os processos (van den Bergh, 2000). Este autor realça que há uma mútua influência entre os sistemas económico e ambiental, que cria um desenvolvimento histórico particular, relevando a importância da co-evolução dos sistemas. Dentre as implicações disto, o livre mercado, por exemplo, mesmo diante de um hipotético preço ideal estabelecido para os bens naturais, não levaria necessariamente a um ótimo tecnológico, produtivo e de uso de espaço. Nesse sentido, a economia ecológica considera os sistemas (incluindo os mercados) não através de um ótimo operacional, mas adaptativo (van den Bergh, 2000).

E na medida em que há o reconhecimento dos limites físicos do Planeta, sobretudo em face do elevado crescimento da população humana e de suas necessidades (cada vez mais supérfluas), a economia ecológica desenvolveu uma preocupação maior no que respeita à pegada ecológica humana – entre outras abordagens, desenvolvendo métodos para mensurá-la (Ropke, 2005). Essa preocupação explicita outra importante distinção, no que se refere aos assuntos da equidade, salientando que há uma maior pegada ecológica dos países mais abastados, especialmente por pessoa, despontando que estes utilizam mais do que a justa parte dos ‘recursos naturais’ globais (Beder, 2011). Portanto, os aspetos ético-filosóficos são tidos em maior consideração por esta perspectiva, que se refere aos assuntos da justiça e equidade inter e intrageracional e, em alguma medida, até reconhece interesses de elementos não-humanos, ao incorporar certos elementos da ética ambiental (Spash, 1999; Ropke, 2005; Costanza, 1996). A abordagem da economia ecológica, segundo Costanza (1996), é antropocêntrica, por se tratar do bem-estar do ser humano, mas é ao mesmo tempo biocêntrica, no sentido em que se preocupa com a sobrevivência e bem-estar de outras formas de vida, mas afirma que não é apenas uma questão ético-moral, mas, fundamentalmente, da sobrevivência da espécie humana. Entretanto, nessa medida, a economia ecológica integra um sistema socioeconómico que também é parte integrante da ecosfera. Costanza (1996) assegura que, com a integração do sistema humano ao sistema natural, poder-se-á estabelecer efetivas políticas para a sustentabilidade. Não se pretende com isso ignorar as disciplinas

isoladamente, tampouco criar uma nova modalidade disciplinar, segundo ele, mas enfatizar a interdisciplinaridade deste novo âmbito, através da sinergia entre os diversos corpos teóricos que envolvem a relação do ser humano com o ambiente natural. Costanza (1996, p. 980) coloca, assim, três componentes fundamentais como parte da solução dos problemas ambientais: 1) assegurar que as atividades humanas sejam compatíveis com uma biosfera de modo ecologicamente sustentável; 2) distribuição justa de recursos e direitos, inter e intrageracional, entre humanos e com outras espécies; 3) afetação de recursos eficiente definida pelos tópicos anteriores, incluindo recursos de mercado ou outros diferentes destes, em especial recursos dos ecossistemas.

Desta forma, a economia ecológica desvia-se da eficiência, enquanto critério prioritário – como é na economia ambiental –, realçando a distribuição enquanto um critério mais fundamental para a discussão e avaliação nas políticas e desenvolvimento. Outro forte componente que caracteriza a economia ecológica, segundo van den Bergh (2000) é a sua aproximação do princípio da precaução (*precautionary principle*) que se relaciona intimamente com a instabilidade dos ecossistemas, da perda da biodiversidade e da ética ambiental e suas considerações (van den Bergh, 2000).

A economia ambiental tendeu a reconhecer o desenvolvimento sustentável enquanto um crescimento sustentável, sem reconhecer qualquer importância histórica, espacial, distributiva e de escala entre os países (van den Bergh), visando os pressupostos adjacentes ao Ótimo de Pareto. Ora, a economia neoclássica, arrimada nas preferências individuais, não comporta os assuntos de equidade (Nadeau, 2011), o que afastou os economistas ecológicos dessa lógica das preferências individuais, aproximando-os do reconhecimento dos valores sociais e da comunidade, o que de fato incorpora maior consideração social, ética e política na análise económica, sobretudo, diante da recusa do mercado e da eficiência enquanto árbitros finais para as tomadas de decisão (Spash, 1999; Beder, 2011). Mas como será debatido à frente, também há implicações em assumir o desenvolvimento sustentável identificado à sustentabilidade, pois conceptualmente, desenvolvimento tem igualmente correspondido à noção de crescimento. Se assim, poderia se levar a crer que a economia ecológica nada difere, neste aspeto, da economia ambiental.

Entretanto, há na economia ecológica, assim como na economia ambiental, a forte tendência para a valoração ambiental e sua quantificação, mesmo que não seja apenas em termos monetários (Beder, 2011). Mesmo antes da fundação da ISEE<sup>33</sup> (em 1987), havia, entre os economistas ecológicos, a insistência para incorporar os fatores ambientais nos sistemas de contabilidade nacionais (Costanza et al., 1997) corroborando a afirmação de Nadeau (2011) de que um dos objetivos primários da economia ecológica era de ampliar as atuações da economia neoclássica para incluir medidas cientificamente válidas para medir os custos ambientais das atividades económicas. A forma mais comum das nações contabilizarem seu capital é através do Produto Interno Bruto (PIB). Foram feitas muitas alterações nas

---

<sup>33</sup> *Internacional Society for Ecological Economics*.

configurações do PIB para que fossem incorporados nessas contabilidades os fatores sociais e ambientais, entretanto, sempre a partir da valoração monetária. Isto acaba por refletir a posição da economia ambiental e suas presunções, como a substituíbilidade, pois, contanto que o capital total aumente, bem como o bem-estar da população humana, independe a redução do capital natural, justificando, de alguma forma, a deterioração da natureza (Beder, 2006). A valoração ambiental em termos monetários, incorporada no PIB, apenas admite completa substituíbilidade dos bens ambientais pelos bens de produção humana (Beder, 2011).

Compete colocar que a economia ecológica argumenta que os recursos naturais não podem oferecer mais do que já oferecem e, nessa medida, a restrição na substituição do capital natural por capital produzido pelo ser humano deve ser levada aos seus limites. Daly (1992), dentre outros economistas ecológicos, propõe que os ‘recursos naturais’ renováveis precisam de estar em regeneração, simultaneamente com o uso humano e, por isso, sua utilização deve respeitar sua saudável regeneração e os ‘recursos’ não renováveis (ou com lenta regeneração) devem ser apenas utilizados na medida em que os ‘recursos’ renováveis sejam capazes de compensar sua utilização. Também há implicações para os resíduos diversos que não devem ser emitidos em quantidades superiores à capacidade do sistema biofísico de assimilá-los, e resíduos com toxicidade potencialmente perigosa, nem sequer deveriam ser emitidos. Para Daly (2007) em um “mundo cheio”, há excessos de mão-de-obra de capital manufaturado, porém o fator limitante é justamente o capital natural, que em um “mundo vazio” era tão abundante. Seguindo então esta lógica, o capital natural precisa ser promovido, respeitando não somente o contexto natural, mas também o âmbito socioeconômico.

Mas apesar de rejeitar em parte a substituíbilidade, a economia ecológica promove excessivamente o termo ‘capital natural’ em sua abordagem. Autores como O'Neill (1993) e Holland (1997) criticam a capitalização da Natureza, pois a partir do momento em que seus elementos correspondem a um capital, deixam de ser caracterizados enquanto elementos naturais. É interessante reparar que na edição especial da Revista Internacional *Ecological Economics* sobre a biodiversidade, esta é caracterizada como “um bem econômico escasso, para o qual, no entanto, não existe um sistema (apropriado) de preços”. Argumenta-se nesse volume especial que a valoração da biodiversidade é um assunto premente, em especial em face da crescente produção de conhecimento sobre sua valoração monetária (Nunes e Nijkamp, 2008). Curiosamente, este é o mesmo discurso que encontramos na economia ambiental.

A valoração da natureza, embora cada vez mais aceite na comunidade científica, é também cada vez mais controversa, sob o emblemático tema da sua incomensurabilidade, na qual repousam os argumentos contra a sua mensuração em qualquer unidade de valor, como é a valoração econômica (O'Neill, 1997). Em contraponto à valoração da natureza e da biodiversidade em termos monetários, insistem em outras medidas complementares e em análises multicritérios baseadas nos processos de decisão (Munda et al., 1998).

Os fundadores da economia ecológica argumentam que, em vez de criar uma nova disciplina ou paradigma baseado em novas assunções e teorias, o âmbito deve mais representar um comprometimento entre economistas, ecologistas e outros estudiosos, de modo a explorar, conjuntamente, novos padrões de pensamento, para facilitar a implementação de políticas ambientais mais efetivas (Costanza et al., 1997). Contudo, até que ponto essa integração trouxe novas aprendizagens? Estudiosos da economia neoclássica foram atraídos pela economia ecológica – entre outras razões – devido às dificuldades para publicação nos jornais da corrente principal (Ropke, 2005; Spash, 1999) que, aliás, continua a ignorar os esforços e pressupostos da economia ecológica (Nadeau, 2011). Além do mais, a busca pela interdisciplinaridade da economia ecológica parece ainda não ter sido alcançada. A pesquisa interdisciplinar pressupõe que um trabalho seja coordenado entre disciplinas diversas, em que cada qual traga sua própria gama de conceitos, teorias e métodos, para atingir conclusões de modo integrado e analisado, podendo ir ainda mais longe e partilhar métodos, assunções e conceitos para atingir os objetivos interdisciplinares (Beder, 2011; Baumgärtner et al., 2008). Porém, a economia ecológica, ao invés, parece estar mais alinhada com pressupostos multidisciplinares, na medida em que são envolvidos investigadores de disciplinas diversas para contribuir com seus trabalhos e resultados, mas sem que haja cooperação na realização da investigação e da sintetização dos resultados. A aceitação da economia neoclássica, conjuntamente à economia ecológica, apesar das divergências entre as assunções básicas sobre a substituíbilidade, comensurabilidade e o lugar das considerações éticas, e a recusa dos limites ecológicos, apenas desponta a economia ecológica como um campo mais multidisciplinar do que interdisciplinar (Spash, 2011). No que tange ao desenvolvimento aplicado do âmbito dos serviços de ecossistemas, a interdisciplinaridade, ao invés de incorporada, parece estar cada vez mais abalada (Beder, 2011), abrindo cada vez mais espaço para as assunções neoclássicas.

Cabe adiantar que a obsessão pela ideia de serviços ecossistêmicos tem levado a uma homogeneização discursiva e metodológica no que concerne à governança ambiental (Sullivan, 2009, 2010), isto é, a forma de entender e perceber a natureza como provedora de serviços para facilitar o entendimento sobre os benefícios de conservá-la, levam a que os esforços da conservação se voltem a mensuração de tais serviços e sua utilidade para os seres humanos. Não apenas os economistas, mas a ciência ecológica também passa a se enveredar e facilitar esse percurso. Esta não é uma visão exclusiva da economia ambiental, é partilha entre as economias de métodos e perspectivas que reduzem todo o ideal preconizados pela economia ecológica. Portanto, mesmo no cerne da economia ecológica existe um pragmatismo ambiental que muito move os novos discursos e narrativas da conservação de hoje. O trabalho de Costanza et al. (1997) teve um papel bastante significativo ao estimar o valor económico monetário da natureza através de sua conceptualização enquanto capital natural e serviços ecossistêmicos. Costanza (2006, p. 749), em resposta a McCauley (2006) – que estabeleceu uma crítica bastante relevante à ideia de serviços ecossistêmicos –, declarou: *“I do not agree that more progress*

*will be made by appealing to people's hearts rather than their wallets*". Spash e Aslaksen (2015) argumentam que tal motivação reflete um egoísmo psicológico que, segundo Holland (1995), é o argumento de que os seres humanos são incapazes de se importar com qualquer outra coisa senão seus próprios interesses.

A questão da mensuração e da valoração económica está bastante presente na agenda da perspectiva da economia ecológica, em parte por tentar atrair suporte económico e político para ações de conservação (Spash, 2011). Isso parece ficar evidente no novo discurso ambientalista da conservação (Spash, 2009). Obviamente, hoje em dia ambas as teorias (economia ecológica e ambiental) procuram, ao seu próprio modo, a melhor transição para sustentabilidade. Contudo, as divergências entre suas assunções e percepções básicas, das forças motrizes e das institucionalizações de seus pressupostos, têm enorme significância para a compreensão daquilo que é, ou deve ser a sustentabilidade.

### **3.3.3 Para além do valor económico**

Vimos que a valoração económica da natureza tem sido vislumbrada especialmente através da economia ambiental e economia ecológica. Constatam-se diferenças importantes entre elas, mas ambas partilham valores subjacentes que têm provocado uma mudança na perspetivação da conservação e da sustentabilidade. A ideia de capital natural e de serviços ecossistémicos são provas dessa mudança. Ambas as economias diluem-se no mesmo modelo de organização produtivo, o capitalismo, e ambas partilham de uma apropriação social da natureza, sem questionar severamente a racionalidade económica neoclássica (Barkin et al., 2012). Ambas partilham o projeto de apropriação e valoração económica da natureza corrente, ainda que com níveis distintos de sensibilidade.

Schumacher introduziu em 1974 uma distinção entre economia e o que ele chamava de meta-economia. Economia trata da organização das produções de bens e serviços, bem como seus processos de distribuição e trocas. A meta-economia trata daquilo que "atribui o contexto, e aponta para todas essas atividades". Isso inclui, segundo Foster (1997, p. 4): *"the nature of the world in which they are set and from which they draw their resources, and the significance of the fairly extensive subset of human ends to which they conduce"*. O ponto de interesse de Schumacher foi o de ressaltar a tendência dos economistas (e de outros) de ignorar na prática as distinções entre a atenção aos meios e a atenção aos fins e possibilidades. O que Schumacher sugeria é que existem duas formas fundamentais em que a meta-economia pode ser ignorada. 1) Ao se pensar de maneira estritamente económica, concentrando-se nas questões da produção e consumo, onde o cálculo económico parece funcionar (desde que o mundo natural seja essencialmente tratado como bens e serviços); 2) Pode-se pensar de forma economicista (*economistically*). Pensando assim, não se consegue reconhecer os limites dos cálculos e seu delineamento apropriado para tentar lidar com questões do contexto ético do comportamento económico, não o ignorando, mas tentando trazê-lo para o âmbito sob uma abordagem essencialmente



económica (Foster, 1997). Essa distinção ajuda a reconhecer que não se pode pensar de uma maneira estritamente económica, que não se pode ignorar os constrangimentos impelidos pela finitude ambiental em relação às necessidades humanas. O pensamento económico abraçou os limites ecológicos e ambientais e o fez de formas diversas, tanto perspectivado pela economia ecológica quanto pela ambiental. Contudo, foi o pensamento economicista que abraçou as questões sobre como os valores ambientais podem articular as escolhas de políticas públicas. Não obstante, é a influência da corrente tradicional neoclássica que acaba por guiar as práticas valorativas da chamada ‘economia verde’ (Foster, 1997). É verdade que a economia se tornou mais sensível, mas também assim cresceu a dominância do economicismo sobre a meta-economia pensando nos aspetos humanos vitais e suas relações com o mundo natural não-humano (Foster, 1997).

Os excessos da valoração económica levam-nos a demarcar unidades monetárias para a natureza, identificando-a como uma mercadoria. A mercadoria tem não só um valor de uso, mas ao mesmo tempo um valor de troca associado. Nesse sentido, a valorização económica da natureza, especialmente em termos monetários, habilita sua transação tal como uma mercadoria qualquer, evidenciando um carácter de fetichismo de mercadoria (Marx, 1867; Vatn, 2000; Kosoy e Corbera, 2010; Peterson et al., 2010). O valor económico da natureza também poderá influenciar sua percepção na lógica de mercado, lançando-a na dinâmica da oferta e demanda e concebendo as dificuldades em torno dos conflitos ambientais como externalidades negativas. As metáforas económicas da natureza consolidam sua caracterização enquanto um bem (capital natural) e serviço (serviços ecossistémicos) económicos. Todo esse percurso da valorização da natureza não acontece isoladamente, mas está inserido num projeto mais amplo, o neoliberalismo, sendo este um poderoso projeto político ideológico que influencia todo o trajeto global político, cultural e económico, implicando igualmente na forma como o ser humano endereça suas relações com o mundo natural e seus valores constituintes (Muniz e Cruz, 2015).

Sendo assim, a economia ecológica ainda não conseguiu afetar a meta-economia, isto é, a economia que contextualiza, que predispõe os valores que a condicionam. Isso vai caracterizar o que Spash (2009) e Spash e Aslaksen (2015) chamam de o ‘novo pragmatismo ambiental’ (*the new environmental pragmatism*), ou, como propomos nessa tese, as mudanças nos valores da conservação. Para seguirmos além do valor económico, é requerido repensar o papel da economia, redirecioná-la através da meta-economia. Requer-nos reavaliar quais os valores devem reger a economia, quais valores reconhecer ao integrar o debate da degradação natural nas nossas escolhas sociais e económicas, como colocam Spash e Aslaksen (2015, p. 252):

*The transformation necessary involves respecting the richness of human relationships with Nature, accepting complexity and uncertainty and being inclusive in social and economic policy process. This moves the biodiversity and ecosystem value debate from how best to convert ecology into economics towards what are the best institutions humanity can create that are able to articulate different values, empower silent voices and the disenfranchised, and recognise and*

*address issues of injustice and abuse of power. We see this as reviving core elements of an earlier ecological discourse, but also redefining the traditional environmental approach in terms of the political and social reality of the science-policy interface.*

## CAPÍTULO 4

### Políticas Ambientais e a Nova Face da Conservação

#### 4.1 Introdução: Os valores da conservação, origens e desdobramentos

O âmbito da conservação da natureza, tal como o conceito de natureza, implicaria uma longa discussão histórica. Não iremos muito longe, mas vamos fazer uma pequena contextualização sobre suas origens e desenrolamentos. Assim poderemos acompanhar os valores subjacentes à conservação, suas virtudes, controvérsias, principais estratégias, instrumentos emergentes, bem como concepções emergentes, por vezes divergentes, lançando outros moldes para a conservação de outrora.

Para tratar da conservação da natureza, vamos introduzir uma de suas representações que teve um relevante impacto na ciência da conservação: a biodiversidade. Até agora nos referimos à natureza, especialmente através de outras representações, tais como o ambiente natural, floresta, mundo natural, mundo natural não-humano. A biodiversidade foi bastante impulsionada não apenas pelo contexto científico, mas pelo âmbito político que difundiu novas importâncias para a conservação da natureza. Como vimos no capítulo 2, o conceito de biodiversidade também revela dificuldades e corremos o risco de ser redutores ao tratar da conservação da natureza através da conservação da biodiversidade. Não planeamos abandonar a ideia de natureza, mas utilizar a de biodiversidade para nos confrontarmos com a ideia de sua conservação.

Van Dyke (2008) coloca que, para se entender a história da conservação, requer-se antes defini-la pelos seus objetivos, não pelos seus efeitos. Os seres humanos sempre exerceram impacto sobre o mundo natural não-humano, mas nem sempre foram considerados conservacionistas. Um grupo que vive em relativo equilíbrio com seu meio natural não lhe causa danos, uma vez que este produz mais do que o grupo precisa (Van Dyke, 2008). É nesse sentido que Dean (1996) aponta que os povos indígenas não eram conservacionistas, em termos de proteção das florestas para a geração vindoura. Não era uma relação de descuido, mas havia uma certeza de adequação dos cursos naturais às suas necessidades e de sua capacidade de defendê-los dos seus competidores. A floresta que havia bastava para sua boa vida. Segundo alguns autores (e.g. Viveiros de Castro, 2003; Neves, 1995; Clement et al., 2015), a Floresta Amazônica, antes de Cabral, pode ter sido domesticada, contrariando a ideia de uma Amazônia intocada, mas tratando-se de uma floresta já articulada com a vida indígena de antigamente. Não obstante, Van Dyke (2008) coloca que uma conservação genuína ocorre quando surge a necessidade de resguardar parte da floresta em detrimento de seu uso. As motivações para a conservação também acabam por indicar os principais valores conflitantes que giram em torno da natureza: (i) reconhecimento de um valor intrínseco, independente das necessidades humanas; (ii) resguardar os

chamados ‘recursos naturais’, isto é, pela sua utilidade. No entanto, tais motivações não excluem uma à outra, mas revelam que a história da conservação é uma história de conflitos éticos e de valores, na medida em que a conservação provê benefícios para os seres humanos, mas requer ao mesmo tempo certas restrições (Van Dyke, 2008), ou mudanças significativas nas formas com as quais as sociedades humanas se relacionam com a natureza.

Apesar da diversidade de cosmovisões, localidades e formas, no que concerne ao relacionamento do ser humano com a natureza, parece haver um padrão nessas interações, como descreve Van Dyke (2008, p. 5): *“human interaction with nature is determined primarily by the characteristics of the surrounding environment, the characteristics of the local human economy that obtain needed and desired resources from nature, and human ideas and attitudes about nature”*. Historicamente, não houve motivações conservacionistas, por mais que as relações entre seres humanos pudessem em alguns casos representar uma relação de respeito, nunca houvera necessidade de conservar.

A conservação é uma tarefa moderna (Larrère e Larrère, 1997), e apenas quando os seres humanos começam a reconhecer na natureza um valor por ela mesma é que surge a ideia de conservação, como descreve Van Dyke (2008, p. 5):

*Changes in human attitudes toward nature affect human treatment of it. Although humans have “managed” their physical environment for millennia, they began to conserve nature only as they embraced certain ideas about it. One is that non-human creatures, and even the physical landscape itself, possess intrinsic value, that they are “good” in and of themselves. The sources of this perception are varied [...], but, whenever humans begin to perceive nature and natural objects as good in their own right, they begin to treat them with greater respect. The perception of intrinsic value leads to considering the interests and needs of the thing valued. When such things are considered as having “a good of their own,” humans begin to consider what would be “good for them.” That is, what human action would produce conditions that would be “good” for nature? When humans begin to embrace this idea, they begin to take actions that are the beginnings of “conservation”.*

O reconhecimento de ‘direitos’ à natureza, não enquanto agente moral, mas enquanto sujeito moral, isto é, enquanto passiva às escolhas humanas, mais apropriadas ou menos, não é uma ideia nova, mas a conservação rebusca tais valores trazendo à contemporaneidade uma alternativa que desafia o ser humano a ampliar a esfera da considerabilidade moral e incluir o mundo natural não-humano. Na constituição da ideia de conservação, quando a humanidade passa a ser considerada em termos transgeracionais, passa a se considerar restrições ou (re)orientações no uso dos cursos naturais, agora considerados limitados, de modo a resguardar seu uso também pelas gerações vindouras. Esta é parte da ideia de sustentabilidade, isto é, de modo grosseiro, conservar os processos naturais através do tempo (Van Dyke, 2008).

A história da conservação nos Estados Unidos da América (EUA), influenciou em grande medida a conservação através do mundo. Inicialmente, a conservação era considerada como uma ‘missão moral’ de proteger o mundo natural das explorações humanas que já assumiam proporções preocupantes. O estadunidense John Muir (1838–1914) foi um dos precursores da conservação, um dos principais responsáveis pela criação do Sistema de Parques Nacionais dos EUA, sensibilizado pela avanço do desenvolvimento (extração de madeira, mineração, barragens e outras formas de exploração comercial) sobre as montanhas de Sierra Nevada, no estado da Califórnia. Seu absolutismo moral para com a conservação deu início a uma nova escola de pensamento, a filosofia conservacionista, que condenava a destruição da natureza para a mera satisfação do apetite materialista humano (Van Dyke, 2008). Ralph Waldo Emerson (1803–1882) e Henry David Thoreau (1817–1862) colocaram em outros moldes tal ideal, dando clareza para a filosofia romântica e transcendentalista na qual argumentavam, nas palavras de Van Dyke (2008, p. 12): “*the highest and best use of nature was not the extraction of its resources as commodities for human use and material goals, but the appreciation of its intrinsic values and aesthetic qualities through which the human spirit was transformed [...]*”. Muir concordava com tal perspectiva, tendo ele próprio desenvolvido certa conexão ‘religiosa’ ou espiritual com a natureza, mas reforçou que sua proteção devia centrar-se no seu estado prístino, ou seja, naquela natureza considerada intocada, ou pouco perturbada pelas intervenções humanas.

Entretanto, o apelo moral de Muir começa a dar lugar à visão associada à utilidade e instrumentalidade dos ‘recursos naturais’, centrada na sua gestão e administração para uso humano. O cientista e político estadunidense, Gifford Pinchot (1865–1946), bastante influenciado pela tradição científica alemã da gestão florestal, enxergava na madeira um recurso a ser explorado, mas sob critérios científicos. Muir acreditava que as degradações causadas pela extração da madeira – tais como erosão e perda de fertilidade do solo, poluição das águas, e até mudanças climáticas locais – deveriam ser impedidas através da criação de áreas protegidas, enquanto para Pinchot a solução estava na gestão científica das florestas. Teve início, desta forma, através da influência do pensamento de Pinchot, a ‘Ética da Conservação dos Recursos’ (Van Dyke, 2008), sintetizando-a como: “*the greatest good for the greatest number for the longest time*” (Callicott, 1990 apud Van Dyke, 2008, p. 15). A preocupação de Pinchot não era o ‘melhor uso’ da natureza, como o apelo moral de Muir, mas o seu ‘uso sustentável’. Pinchot enxergava a natureza enquanto uma fonte de recursos para ser usada produtivamente, especialmente na forma de monoculturas. Mas essa perspectiva, embora tenha se tornado bastante notória, estava para ser desafiada. O conservacionista Aldo Leopold (1887–1948), embora educado nas mesmas tradições científicas de Pinchot, acabou frustrado com o conceito alemão de gestão de monoculturas florestais e tornou-se igualmente um crítico da ética da conservação de recursos. Ele argumentou que as florestas não são uma coleção de fragmentos para produção de mercadorias, mas um sistema com processos interdependentes. No desenvolvimento e articulação desta ideia acabou por escrever “*Sand County Almanac*”, um trabalho com implicações prático-científicas bastante relevantes

que acabaram por influenciar certos fundamentos da ecologia, mas também com implicações éticas profundas (*The Land Ethics*) que inspirou grande parte da emergência da ética e filosofia ambiental dos anos 1960 e 1970. Ademais, Leopold fundou, com outros colegas, *The Wilderness Society*, em 1935, assinalando: “*Wilderness is the raw material out of which man has hammered the artefact called civilization*” (Leopold 1966, p. 264). Com isso, Leopold terá lançado novas marcas para a conservação da natureza através da ideia de *wilderness*, que também foi contestada nos anos que se seguiram (Cronon, 1996).

A ideia dos parques nacionais estadunidenses, cujo um dos alicerces é o conceito de *wilderness*, a natureza ainda liberta das intervenções humanas, foi o modelo de conservação que se disseminou por todo o mundo, e ainda hoje as áreas protegidas sejam talvez o instrumento mais utilizado para a conservação (Bensusan, 2006), o chamado “Modelo *Yellowstone*”. Não obstante, a abordagem da proteção da vida selvagem, advogada desde Muir, também levanta controvérsias bastante relevantes (Guha, 2000; Guha e Martinez-Alier, 1997; Diegues, 1994). A criação de um dos primeiros parques nacionais americanos, o *Yellowstone*, foi considerada não apenas inapropriada como também injusta, por forçadamente remover milhares de pessoas de seus lares, sua paisagem nativa, práticas culturais, tudo em nome da conservação (Van Dyke, 2008). O *Yellowstone* não era uma paisagem desabitada, vazia, desprovida do contato humano, como pode pressupor a ideia de *wilderness* (Bensusan, 2006; Diegues, 1994; Cronon, 1995). O “mito da natureza intocada” foi contestado não apenas pelas suas consequências socioambientais, mas pela inverdade que traduz, isto é, sempre houve interações humanas com o mundo natural não-humano, umas mais e outras menos agressivas (Diegues, 1994), mesmo no interior da floresta amazônica, como apontam alguns estudos recentes (Clement et al., 2015). O modelo *Yellowstone* disseminado pelo mundo levantou assim considerações socioambientais fundamentais na conceção da conservação que não podiam, e não podem mais, ser ignoradas.

O trabalho de Leopold não só proporcionou um marco na considerabilidade moral da natureza, mas também desempenhou um papel fundamental no âmbito científico que mais tarde veio a preparar o terreno para a biologia da conservação, uma disciplina com uma perspectiva radicalmente nova (Soulé, 1985; Van Dyke, 2008). A biologia da conservação nasce de uma crise ambiental mundial, na qual a força motriz mais pujante era a perda das espécies ao longo do globo no século passado (Soulé, 1995, Wilson, 2002). O foco da biologia da conservação é a preservação da biodiversidade, isto é, todas as variadas espécies, seu habitats e linhagens genéticas, e não mais apenas a conservação de uma determinada espécie. Outra distinção da biologia da conservação é sua definição enquanto disciplina imbuída de valores e impulsionada por tais valores (*value laden* e *value driven*, respetivamente) (Van Dyke, 2008). Em seu artigo que marca inexoravelmente a biologia da conservação, Soulé (1985) propõe quatro ‘postulados normativos’, que representam os valores que constituem a ética apropriada para as relações humanas com outras formas de vida. O primeiro postulado afirma que (i) a diversidade de organismos é uma coisa boa; como corolário, a derradeira extinção das populações e espécies é uma

coisa má, considerando os efeitos antropogénicos. O segundo postulado afirma que (ii) a complexidade é uma coisa boa, paralelamente ao primeiro, reconhecendo o valor da diversidade de habitats e a complexidade dos processos ecológicos e, assim como o primeiro, também reafirma a preferência pela natureza ao artifício. O terceiro postulado afirma que (iii) a evolução é uma coisa boa, reconhecendo a importância do processo evolucionário, como o próprio processo no qual a vida e sua diversidade emergem. O possível corolário desse postulado é o imperativo ético de manter o máximo possível de habitats não afetados, de modo a garantir a continuidade do processo evolutivo, procurando assumir certa neutralidade ética em torno da evolução. Isso quer dizer que deve haver um comprometimento de permitir adaptabilidade e inovação do mundo natural não-humano diante das mudanças ambientais. O quarto postulado afirma que (iv) a diversidade biótica possui valor intrínseco independente de seu valor instrumental ou utilitário, nas palavras de Soulé (1985, p. 731): “*Species have value in themselves, a value neither conferred nor revocable, but springing from a species' long evolutionary heritage and potential or even from the mere fact of its existence*”. Ele ainda supõe que este seja talvez o mais fundamental: ao reconhecer um valor inerente às formas de vida não humana, as distingue de um objeto pronto a ser explorado pela visão de mundo dominante.

Nos anos 1980, o conceito de biodiversidade começou a ganhar foco entre o movimento conservacionista. A ‘missão’ da biologia da conservação era fundamentalmente impedir a perda da biodiversidade. Até os esforços internacionais para a conservação também ergueram-se no âmbito do conceito de biodiversidade. Assim, aos poucos, a ideia de *wilderness* começa a perder sua força para dar lugar ao conceito de biodiversidade. Sarkar (1999) chama a atenção para a distinção entre as abordagens da *wilderness* e da biodiversidade, apesar de haver interseção em alguns tópicos, como o interesse económico enquanto um obstáculo para sua conservação. Cabe adiantar que o interesse económico vai justificar, em grande medida, o viés conservacionista que Spash (2009) chama de ambientalismo pragmático, dando lugar às metáforas económicas da natureza e suas correspondentes estratégias. Sarkar (1999), além disso, vem argumentar que muitos conservacionistas tenderam a ignorar que há grande biodiversidade em muitas áreas ocupadas historicamente por povos indígenas que, através de suas práticas, promoviam a preservação da biodiversidade local e até mesmo aprimoravam-na. Contudo, de certo modo, o uso do conceito de biodiversidade na biologia da conservação não influenciou, inicialmente, o comprometimento com os valores que cercam o mundo natural selvagem. A emergência da biologia da conservação foi interpretada como um encargo para a ciência, para assimilar os princípios morais também nos estudos e suas aplicações, assim reforçando a ideia de que as espécies não devem ser tratadas meramente como *commodities* ou mesmo como objetos de estudo, mas como entidades que merecem estar vivas e, mais que isso, persistir no mundo (Van Dyke, 2008).<sup>34</sup>

---

<sup>34</sup> Nota: A conservação, desde suas origens, está permeada de valores que reconhecem alteridade na natureza.

Portanto, as raízes da conservação historicamente estiveram fundamentadas em argumentos morais que estabelecem valor intrínseco para a natureza e para a biodiversidade. Suas raízes também creditam importância no resguardo dos cursos naturais para as futuras gerações, humanas e não humanas. Como coloca Van Dyke (2008, p. 26):

*Although the conservation movement dare not to be ignorant of the best scientific information and insight, conservation biology dare not to be ignorant of its own origins, and the motivation of [...] who, although well informed of scientific theories that could make conservation effective, also understood logical and moral arguments that made conservation worth doing.*

## 4.2 Conservação e Políticas Ambientais

O tema das políticas públicas tornou-se um tópico de vivos debates entre os anos 1980 e 1990, caracterizado por uma clara ambiguidade: “por um lado a crescente complexidade das sociedades, juntamente com uma maior expectativa social no sentido de regulação pública; por outro, uma maré liberal passou a representar limitações efetivas à ação estatal” (Scardua e Bursztyn, 2003, p. 291). A conservação da natureza e da biodiversidade está intimamente ligada às políticas concebidas e desempenhadas para tal propósito, bem como articuladas às legislações que poderão as determinar e encaminhar. As ‘políticas’ podem ser definidas como um “conjunto de princípios e intenções utilizadas para guiar as tomadas de decisões” (Van Dyke, 2008, p.80). Deste modo, a política ambiental pode ser definida como um conjunto de diretrizes, objetivos e instrumentos dos quais o poder público faz uso para reduzir os impactos ambientais induzidos pela ação humana, bem como produzir efeitos desejáveis sobre o ambiente natural (Lustosa et al., 2010; Lima 2012). Por conseguinte, os instrumentos podem ser descritos, de uma forma geral, como os meios adotados pelas autoridades para promover a adoção de medidas ou comportamentos para se atingir um objetivo social (Santos et al., 2006), isto é, os meios para exercer influência sobre a sociedade para que se cumpram os objetivos em questão (Barreto e Cezar, 2012). Os instrumentos de política ambiental podem ser tão diversos quanto os desafios que intentam endereçar (Santos et al., 2006), sendo comumente categorizados em formas diversas conforme a literatura (Bemelmans-Videc et al., 1998; Russel e Powell, 2002; Santos et al., 2006; Ring e Schröter-Schlaack, 2011). Em função da contribuição de Amitai Etzioni (1975)<sup>35</sup>, com sua abordagem estruturalista, passou-se a diferenciar as relações de poder nos grupos, em três modalidades: coercitivo, remunerativo e normativo (Barreto e Cezar, 2012). Acompanhando tal diferenciação, Bemelmans-Videc et al. (1998) sugeriu a mesma aplicação para a categorização dos instrumentos políticos: (i) instrumentos regulatórios ou coercitivos (*sticks*); (ii) instrumentos econômicos ou remunerativos (*carrots*) e (iii) persuasivos ou normativos (*sermons*).

---

<sup>35</sup> Etzioni (1975). *A comparative analysis of complex organizations: on power, involvement, and their correlates*. New York: Free press.



Os instrumentos regulatórios, também denominados comando e controlo, são considerados a forma mais tradicional de aplicar a política (Bemelmans-Videc et al., 1998) e incluem a aplicação da legislação ambiental, fiscalização e o controlo das atividades antrópicas e, por isso, demandam instrumentos legais e instituições que permitam o licenciamento, fiscalização e controlo dessas atividades (Barreto e Cezar, 2012). Portanto, impõem mudanças comportamentais através de regras, cujo descumprimento leva a penalidades e sanções. A grande vantagem dessa perspectiva é sua eficácia: uma vez fixada a norma, ela deverá ser cumprida, caso contrário constitui-se uma violação da lei (Almeida, 1998). Não se deve deixar de notar que uma norma poderá estar estreitamente vinculada a pressupostos morais, assim, constitui-se não apenas uma vantagem em termos de eficácia, mas uma alternativa com elevado teor ético-moral. A conservação da biodiversidade, através da constituição de áreas protegidas, se enquadra nessa instância, na medida em que se passa a reconhecer o dever moral de conservar a diversidade e a complexidade do mundo natural não-humano, bem como seu processo evolutivo. Como já chamamos a atenção, é importante que tais áreas protegidas sejam desenhadas com cuidado, de modo que não se tenha um efeito contraproducente, contrário aos interesses sociais, especialmente dos povos tradicionais cujos modos de vida estão entrelaçados ao território em que se encontram.

Muitas medidas regulatórias acabam por ser consideradas, por alguns, como inflexíveis, ineficientes, intrusivas e ainda pouco eficazes para configurar mudanças de comportamentos de certos grupos sociais, especialmente proprietários rurais, por estarem associadas a punições e sanções (Cocklin et al., 2007; Barreto e Cezar, 2012). As desvantagens dos instrumentos de comando e controlo são frequentemente levantadas pelos defensores *mainstream* dos instrumentos económicos, como coloca Almeida (1998), como sua ineficiência económica, altos custos administrativos, o facto de o poluidor não ser encorajado a induzir aprimoramentos tecnológicos e ainda o facto de poderem sofrer influência de determinados grupos de interesse. Isso tudo não impede uma reestruturação da conceção dos instrumentos de comando e controlo. A inserção de pressupostos educativos e participação democrática na sua elaboração poderia abrir portas bastante relevantes para uma nova conceção teórica.

Já os instrumentos económicos, também denominados instrumentos de mercado, possuem uma grande diversificação, variando a forma como são aplicados, atores envolvidos e condições para sua operacionalização (figura 4.1). Essa diversificação é uma grande vantagem dos instrumentos económicos, especialmente considerando nossa sociedade ‘economizada’. Sua definição não é uma tarefa fácil. Sua noção acabou por significar diferentes coisas em distintos contextos, à medida que também se diferenciam as visões sobre o que é economia (Almeida, 1998). Eles podem ser exemplificados pelas taxas e tarifas, subsídios e licenças de poluição/ degradação (Almeida, 1998). No entanto, os instrumentos económicos, de uma forma geral, visam a criação de incentivos para que os agentes poluidores possam internalizar os custos ambientais, as chamadas externalidades (Andrade e Fasiaben, 2009). Almeida (1998) assinala que uma das principais vantagens dos instrumentos

económicos é sua flexibilidade, especialmente por parte do poluidor, permitindo-lhe maiores facilidades para cumprir com as normas legais.

INSTRUMENTS	INCENTIVE	INCENTIVISING ACTOR	INCENTIVISED ACTOR	CONDITION
<i>Regulatory instruments</i>				
Direct regulation and spatial planning	coercion	government	public and private resource user	various behaviours that are generally or in this instance <b>negative</b> for the environment
<i>Economic instruments</i>				
Biodiversity offsets and mitigation banking	avoiding fine	government	private resource user	project planned that involves a <b>negative</b> environmental impact
Environmental taxes	tax	government	private resource user	various behaviours that are generally or in this instance <b>negative</b> for the environment
Tax reliefs	avoiding tax	government	private resource user	various behaviours that are generally or in this instance <b>positive</b> for the environment
Ecological fiscal transfers	payment	government	government body negatively affected by regulation	enforcement of regulation or various behaviours that are generally or in this instance <b>positive</b> for the environment
Environmental subsidies	payment	government	private resource user	various behaviours that are generally or in this instance <b>positive</b> for the environment
Government financed payments for environmental services (PES)	payment, contract	government	private resource user	compliance with terms of contract
Market-based payments for environmental services (PES)	payment, contract	rival resource user	private resource user	compliance with terms of contract
<i>Voluntary and information-based instruments</i>				
Voluntary instruments	prevention of coercive regulation	government (indirectly)	private resource user	compliance with voluntary agreement or pledge
Certification	avoiding regulated loss of access to market or gaining good consumer reputation	government, private market operator, consumers or NGOs	private resource user	compliance with code of conduct, etc.

**Figura 4.1** Características dos instrumentos para a conservação da biodiversidade, com especial ênfase nos instrumentos económicos. Fonte: Ring e Schröter-Schlaack (2011).

As controvérsias sobre a superioridade de um instrumento sobre o outro estão sempre presentes na literatura, como lembra Almeida (1998). Motta (1996), por exemplo, caracteriza a abordagem comando e controlo como ineficiente e ultrapassada, situando os instrumentos económicos como seus substitutos imediatos. Um dos argumentos é de que os instrumentos de comando e controlo demandam muitas informações para ser implementados e, assim como um acompanhamento ativo fiscalizatório das mudanças esperadas, aumentando ainda mais seus custos. Mas ambos os instrumentos demandam informações relevantes pelos órgãos reguladores, não eximindo os instrumentos económicos de tais demandas (Almeida, 1998). Os instrumentos económicos, se não apropriadamente escolhidos e aplicados, até poderão sobrecarregar o estado e o aparato regulatório.

Embora o debate na política ambiental esteja centrado nos instrumentos económicos e nos instrumentos de comando e controlo, os mecanismos persuasivos e voluntários são considerados os mais eficientes em longo prazo, pois procuram uma mudança comportamental direta, visando uma transformação social. Tal abordagem consiste em intervenções educativas, sensibilizadoras e

informativas, trabalhando a sociedade enquanto parceira para a conservação ambiental (Barreto e Cezar, 2012).

A escolha de um determinado instrumento para a conservação da biodiversidade poderá depender de custos operacionais, disponibilidade de recursos e conhecimento, alinhamento e conformidade com outras estratégias e com os cenários em questão (Barreto e Cezar, 2012). Deste modo, reconhece-se a complexidade intrínseca aos contextos, bem como à escolha dos instrumentos mais adequados. Nada impede a combinação das três abordagens. Aliás, tal combinação pode ser bastante desejável e necessária em alguns casos, e tem sido cada vez mais reconhecida e estimulada. A complexidade da governança ambiental e transversalidade das políticas é um aspeto crucial a ser considerado. Deste modo, o conceito de *policy mix* começa a ganhar bastante relevância no âmbito da conservação da biodiversidade. Mas é fundamental lembrar que o conceito tem origens na economia e somente mais tarde é introduzido no âmbito ambiental (Flanagan et al., 2010; Ring e Schröter-Schlaack, 2011). A recente definição de *policy mix* de Ring e Schröter-Schlaack (2011, p. 15) acaba por estabelecer algumas bases para o uso futuro do conceito: “*A policy mix is a combination of policy instruments which has evolved to influence the quantity and quality of biodiversity conservation and ecosystem service provision in public and private sectors*”.

A complementaridade política é um importante aspeto na configuração da política da conservação, no entanto, requer-nos sempre atenção para que o *policy mix* não redirecione as prioridades e tendências para a escolha não comedida de instrumentos económicos, uma vez que o conceito abre portas fundamentalmente para sua inserção na agenda política ambiental. A intenção de uma *policy mix* não deve ser a de substituir instituições e instrumentos anteriores, comumente associados aos instrumentos de comando e controlo, como sugere Motta (1994), mas criar sinergias e complementaridades.

Até há pouco tempo, constatava-se uma incipiente discussão acerca dos instrumentos de política ambiental no Brasil, o que contrastava fortemente com o âmbito internacional. Nesse sentido, anteriormente, a economia não despontava no cenário da política ambiental no Brasil, ao ponto de intervir através de instrumentos baseados em mecanismos de mercado, quanto menos lançar propostas governamentais como tais para a política ambiental (Almeida, 1997). Hoje temos toda uma legislação flexibilizada para os propósitos económicos, como veremos mais à frente. Almeida (1997) argumentava que o Brasil até poderia beneficiar desse ‘atraso’, na medida em que poderiam despontar soluções criativas articuladas com o contexto brasileiro. No entanto, parece ter cedido às propostas ambientais defendidas veementemente por economistas entusiasmados, como são os casos dos pagamentos por serviços ambientais e as propostas de compensação de biodiversidade analisadas nesta tese. Portanto, adiantamos que os instrumentos económicos vêm ocupando um lugar cada vez maior no debate das políticas ambientais.

### 4.3 A conservação e as políticas ambientais no Brasil

O Brasil está entre os países com maior diversidade biológica. Com o crescente avanço dos desmatamentos, da conversão da paisagem natural a florestas de reflorestamentos e meios agropastoris, da expansão industrial e urbana, a vida silvestre e as paisagens naturais estão cada vez cada vez mais ameaçadas (Mittermeier et al., 2005). A destruição da Mata Atlântica brasileira e da vida ali pertencente começou logo no século XVI (Dean, 1995), cuja magnitude despertou a atenção da rainha de Portugal, que ordenou que se tomassem medidas para estancar a destruição das florestas (Mittermeier et al., 2005; Pádua e Coimbra-Filho, 1979). Foi nos últimos 40 anos que a conservação no Brasil ganhou maior significância, apesar da criação, em 1937, do seu primeiro parque natural, o Parque Nacional de Itatiaia. A ocupação da Amazônia, na esteira do chamado ‘milagre económico brasileiro’ (1964-1989), impulsionado, especialmente, por uma rede de rodovias, dentre as quais se inclui a faraônica rodovia Transamazônica, causou uma premente reação ambientalista, desencadeando nos anos seguintes um desenvolvimento nas capacidades de conservação (Mittermeier et al., 2005). Uma forte evidência da preocupação com a conservação no Brasil foi a crescente proliferação das unidades de conservação – federais, estaduais, municipais e privadas – a partir da década de 70. O desenvolvimento paralelo das organizações não-governamentais (ONG) e suas capacidades de conservação moveu uma forte comunidade de cientistas e profissionais da conservação (Mittermeier et al., 2005).

As políticas ambientais formuladas e implantadas no Brasil são, de uma forma geral, originadas no executivo federal, embora nalguns casos os estados e os municípios também apresentem seus próprios programas ambientais. Nos últimos 50 anos, passou a haver uma descentralização das políticas públicas de uma forma geral no Brasil, isto é, uma transferência de poder administrativo e operacional para unidades federativas como os estados e os municípios (Scardua e Bursztyn, 2003). Mas é facto que as legislações ambientais no Brasil foram as principais indutoras das políticas ambientais nas unidades federativas do país, seguidas dos instrumentos legais voltados a determinados setores como o florestal e o hídrico e, mais tarde, a proteção do patrimônio histórico, artístico, pesca, mineração, entre outros (Scardua, 2003). O processo teve uma evolução que começa no início da década de 30, culminando na década de 70. No início da década de 70 o país se encontrava já na época do ‘milagre económico brasileiro’ com elevadas taxas de crescimento económico, resultado de uma política económica progressista (Scardua, 2003). É neste período que se dá o primeiro choque do petróleo e que se erguem as primeiras vozes ambientalistas, não apenas no Brasil, mas em todo o globo, contrapondo o crescimento económico desmedido e descontrolado que afetava invariavelmente o ambiente natural (Scardua, 2003). Assim sendo, não foi nenhuma surpresa notar, na Conferência de Estocolmo, em 1972, que o Brasil tenha defendido o crescimento económico a qualquer preço como uma maneira de superar o subdesenvolvimento. Sendo a proteção da natureza considerada um obstáculo para o crescimento económico no país, muitas controvérsias se fizeram sentir (Scardua, 2003).

Após a Conferência de Estocolmo, começa-se a testemunhar um processo de institucionalização de políticas e de gestão ambiental no Brasil, experimentando alguns avanços institucionais e legais, observados pela descentralização política, deslocando atribuições e poderes para níveis estaduais e municipais, bem como dando lugar ao processo de integração da sociedade civil nesses processos. A partir daí, presenciou-se a constituição gradual de um sistema governamental de agências ambientais (Lima, 2012). É apenas em 1981, com a Lei nº 6.938/81, que se institui a Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA), o Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA) e o seu órgão consultivo e deliberativo, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) que começa a haver uma estrutura mais organizada e direcionada para as políticas públicas do ambiente. Além de prever uma descentralização nas decisões e de estabelecer objetivos, diretrizes, princípios para a política ambiental, também institui instrumentos de gestão, tais como o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental, zoneamento ambiental, avaliação de impactos ambientais (AIA), licenciamento de atividades poluidoras ou potencialmente poluidoras, criação de espaços territoriais especialmente protegidos pelo Poder Público (federal, estadual e municipal, tais como áreas de proteção ambiental (APA), de relevante interesse ecológico, reservas extractivistas e penalidades disciplinares ao não cumprimento das medidas necessárias para a preservação ou reparação da degradação ambiental (Brasil, 1981).

A atual Constituição Federal, de 1988, traz pela primeira vez uma preocupação com o ambiente e cria uma série de dispositivos que tratam da questão ambiental e qualidade de vida (Scardua e Bursztyn, 2003). O Brasil acabara de sair de um longo período de ditadura militar e Scardua e Bursztyn (2003) destacam que “a partir de 1985, iniciava-se um novo processo de revisão do papel do Estado brasileiro, no qual as teorias de estado mínimo e neoliberal frutificaram e ganharam corpo”. Considerando esse novo processo e o avanço neoliberal, os dispositivos trazidos pela nova Constituição representaram um marco no papel do estado frente a considerabilidade do ambiente natural, especialmente o art. 225, que dispõe: “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações” (Brasil, 1988). Portanto, cabe ao poder público o dever de proteger o ambiente natural. Pouco depois, em 1989, foi criado o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, que também tornou-se o órgão executor do SISNAMA. Mais tarde, em 2000, veio a criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), através da Lei, 9985/00, definindo as Unidades de Conservação como o espaço territorial destinado para a conservação. Os principais eventos da evolução política ambiental brasileira podem ser acompanhados no quadro 4.1

**Quadro 4.1** Síntese da evolução da política ambiental brasileira (1930 a 2016).

Período	Evento
<b>Década de 1930 a 1960</b>	<p>Início das ações governamentais no campo das políticas ambientais. Surgem as primeiras legislações e agências setoriais voltadas para a administração dos recursos naturais. Nas quais se inclui a antiga versão do Código Florestal (Decreto nº 23.793, de 1934).</p> <p>Criação do Primeiro Parque Natural, Itatiaia, em 1937.</p> <p>Criação da nova versão do Código Florestal, em 1965.</p>
<b>Década de 1970</b>	<p>O Brasil participa da Conferência de Estocolmo em 1972, apresenta uma postura antiambientalista.</p> <p>Em 1973 cria-se a primeira agência ambiental federal, a SEMA – Secretaria Especial de Meio Ambiente, como resultado da própria Conferência.</p> <p>Surgem os primeiros órgãos estaduais de meio ambiente (OEMAs). O II Plano Nacional de Desenvolvimento (II PND) fixa diretrizes ambientais.</p>
<b>Década de 1980</b>	<p>Publica-se a lei da Política Nacional de Meio Ambiente, em 1981, criando o SISNAMA, integrado pelo também criado CONAMA. A institucionalização ambiental se fortalece gradualmente nos estados e municípios com a criação de órgãos e/ou secretarias e conselhos municipais de defesa do meio ambiente – CONDEMAS. O movimento ambiental forma a “Frente Verde” que trabalha pela inclusão do “Capítulo do Meio Ambiente” na nova Constituição. O Capítulo traz avanços significativos, necessitando, porém, de legislação específica e do fortalecimento da ação dos estados para que venha a ser cumprido.</p> <p>Constituição Federal de 1988 que assegura a todos, no art. 225, um “meio ambiente ecologicamente equilibrado” e impõe ao poder público o dever de defendê-lo e preservá-lo. Um dos instrumentos convencionados para tal é a “definição de espaços territoriais e seus componentes a serem especialmente protegidos” (Bensusan, 2006).</p> <p>Em 1989, criação do IBAMA, resultado da fusão de quatro órgãos federais que tratavam a questão ambiental de forma fragmentada: SEMA, IBDF, SUDEPE e SUDHEVEA. Formulado o Programa “Nossa Natureza”, em 1989. Criado o Fundo Nacional de Meio Ambiente – FNMA, em 1989.</p>
<b>Década de 1990</b>	<p>Criada a Secretaria de Meio Ambiente da Presidência da República – SEMAM/PR, em 1990, que tem por finalidade controlar, planejar, coordenar e supervisionar as ações relativas ao PNMA. O Programa Nacional do Meio Ambiente – PNMA, inicia sua atuação em 1991, tendo como foco o fortalecimento institucional dos órgãos federais e estaduais de meio ambiente. Realiza-se a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, (CNUMAD), no Rio de Janeiro, em 1992. A chamada Rio-92.</p> <p>Criado o Ministério do Meio Ambiente (MMA), em 1992.</p> <p>Publica-se a Lei nº 9.433, em 1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos.</p> <p>Publica-se a Lei nº 9.605, em 1998, que define a Lei de Crimes Ambientais;</p> <p>Criação da Política Nacional de Educação Ambiental (PNEA)</p>
<b>Década de 2000</b>	<p>Publica-se a Lei nº 9.985, de 2000, que cria o Sistema Nacional de Unidades de Conservação.</p> <p>Criação da Agência Nacional das Águas (ANA) em 2001</p> <p>Criação do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), em 2007</p>
<b>Década de 2010</b>	<p>Criação da Lei de Resíduos Sólidos, sancionada em 2010</p> <p>Aprovação da Lei 12.651, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, o chamado ‘Novo Código Florestal’, em 2012.</p>

Fonte: Scardua (2003), Bensusan (2006), Lima (2012).

Nota-se que, a partir 1970, que representa o marco referencial da crise e das políticas ambientais no país, houve um fortalecimento na ‘gestão ambiental’ no Brasil, assinalada pelo protagonismo do estado, mas com participação relevante da sociedade civil organizada, muito embora não se tenha atingido um desempenho suficientemente democrático e eficiente (Lima, 2012). Aliás, apesar de muitos avanços, muitos dos problemas ambientais ao longo dos anos continuaram sem soluções, agravando-se

em muitas das circunstâncias como colocam Camargo et al., (2004, p. 29-30): “[...] apesar de alguns avanços localizados e importantes, não se alcançou o patamar de políticas afirmativas que pudessem contribuir para reverter os altos níveis de pobreza, de devastação ambiental ou de fragilidade dos poderes públicos, responsáveis pelo controle e fiscalização das ações de degradação ambiental no país”.

Uma das principais razões apontadas para tal insucesso é a histórica falta de prioridade política em torno da questão ambiental no país. Esse descaso histórico é resultado dos sucessivos planos económicos governamentais nos quais assistimos conflitos em torno dos projetos desenvolvimentistas como o Plano de Aceleração do Crescimento (PAC) (Lima, 2012). O caso da construção da Barragem de Belo Monte, no alto Xingu, inaugurada em maio de 2016 revelou um completo descaso em relação ao mundo natural e às comunidades indígenas tradicionais (Bermann, 2012). Outro exemplo da falta de prioridade e a distribuição orçamentária que revela que o Ministério do Meio Ambiente (MMA) recebeu da União cerca de R\$ 9,8 bilhões contra R\$ 51,9 bilhões destinados ao Ministério da Agricultura, entre os períodos de 2003 e 2010.<sup>36</sup> O MMA fica apenas à frente dos Ministérios da Cultura, dos Esportes e do Turismo. Um rápido olhar permite constatar que as prioridades políticas no Brasil favorecem projetos e ideologias de crescimento e desenvolvimento económico. A própria reforma do Código Florestal passa a favorecer critérios económicos, como veremos mais a frente.

A estratégia baseada nos instrumentos de comando e controlo predominou na política da conservação no Brasil ao longo de sua história e ainda constitui os principais recursos para a conservação, apesar da emergência dos instrumentos económicos e da influência do projeto neoliberal. Os diversos instrumentos (comando e controlo e económicos) mais comumente referidos estão agrupados no quadro 4.2 abaixo. É interessante reparar que alguns instrumentos de comando e controlo e instrumentos económicos se fundem em razão de originarem-se de uma mesma legislação, como é o caso das sanções penais e seus repasses com origem da Lei dos Crimes Ambientais (Lei 9.605/98).

**Quadro 4.2** Principais Instrumentos da Política Ambiental no Brasil para a Conservação da Biodiversidade. Os instrumentos estão divididos em Instrumentos de Comando e Controlo e Instrumentos Económicos.

<b>Política Ambiental no Brasil</b>	
<b>Instrumentos de Comando e Controlo</b>	<b>Áreas Protegidas</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Unidades de Conservação (Lei 9.985/00 – Sistema Nacional de Unidade de Conservação)</li> <li>• Terras Indígenas (Constituição Federal 1988, art. 231)</li> <li>• Terras de Quilombo (Constituição Federal 1988, art. 216)</li> <li>• Reservas da Biosfera (Lei 9.985/00 – Sistema Nacional de Unidade de Conservação)</li> <li>• Patrimônio Nacional (Constituição Federal de 1988, art.225)</li> </ul>

<sup>36</sup> Neste mesmo período, o Ministério da Defesa recebeu cerca R\$ 296,5 bilhões; o Ministério da Saúde recebeu R\$ 343,8 bilhões; foram destinados ainda R\$ 205,6 bilhões ao Poder Judiciário, R\$ 1.619,1 bilhões aos serviços da dívida e R\$ 2.843,8 bilhões para renegociação da dívida (Lima, 2012).

Instrumentos Económicos	<b>Áreas em propriedades privadas com restrição e limitação de uso</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Áreas de Preservação Permanente (Lei 4.771/65 e 12.651/12 – Código Florestal)</li> <li>• Reserva Legal (Lei 4.771/65 e 12.651/12 – Código Florestal)</li> <li>• Servidão Florestal e Servidão Florestal (Lei 6938/81 – Política Nacional de Meio Ambiente e Lei 11.284/06 – Lei de Gestão de Florestas Públicas)</li> </ul>
	<b>Outros Instrumentos de Gestão</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Avaliação de Impacto Ambiental (Lei nº 6.938/81 – Política Nacional de Meio Ambiente)</li> <li>• Zoneamento ecológico-econômico (Lei nº 6.938/81 – Política Nacional de Meio Ambiente)</li> <li>• Plano Diretor Municipal (Lei 10.257/01 – Estatuto da Cidade)</li> <li>• Plano de Recursos hídricos (Lei 9.433/97 – Política Nacional de Recursos Hídricos)</li> <li>• Plano de Manejo Florestal Sustentável (Decreto 5.975/06)</li> <li>• Plano de Suprimento Sustentável (Decreto 5.975/06)</li> <li>• Licenças e Autorizações (Diversas legislações específicas)</li> <li>• Cadastros e registros e Sanções Penais e Administrativas (Lei 9.985/00 – Sistema Nacional de Unidade de Conservação, 12.651/12 – Código Florestal, Lei 9.605/98 – Lei de Crimes Ambientais)</li> </ul>
	<b>Subsídios</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Fundo Nacional do Meio Ambiente (Lei 7.797/89)</li> <li>• Fundo Amazônia (Decreto 6.527/08)</li> <li>• Fundo Nacional Sobre Mudança do Clima</li> <li>• Fundo Nacional de Desenvolvimento Florestal (Lei 11.284/06)</li> <li>• Fundo Nacional para a Biodiversidade</li> <li>• Iniciativa Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (Lei 11.428/06)</li> <li>• Parâmetros ecológicos na cobrança do Imposto sobre a Propriedade Territorial Rural (11.428/06)</li> <li>• ICMS Ecológico (Legislação Complementar Estadual e Municipal)</li> <li>• Pagamentos por Serviços Ambientais (Legislações Estaduais, Municipais, Projeto de Lei 312/15 Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais e 12.651/12 – Código Florestal).</li> <li>• Redução de Emissões por Desmatamento Evitado (REDD)</li> </ul>
	<b>Multas, Taxas e outras cobranças</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Lei 9.605/98 – Lei de Crimes Ambientais</li> <li>• Ingresso em Parques Nacionais (Portaria nº 366/09)</li> <li>• Taxa de Controle e Fiscalização Ambiental (10.165/00)</li> <li>• Cobrança pelo uso da água (Lei 9.433/97 – Política Nacional de Recursos Hídricos)</li> <li>• Cobrança pela exploração florestal: concessão florestal (Lei 11.284/2006)</li> <li>• <i>Royalties</i> e compensação financeira (legislações diversas)</li> <li>• Repartição de benefícios pelo acesso ao patrimônio genético (Medida Provisória 2.186/01)</li> </ul>
	<b>Criação de Mercados</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Sistemas de permissões transacionáveis (Lei 10.257/01 – Estatuto da Cidade)</li> <li>• Cota de Reserva Legal (12.651/12 – Código Florestal)</li> <li>• Certificado de Emissões (12.651/12 – Código Florestal)</li> </ul>
	<b>Outros</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Certificação e Rotulagem</li> <li>• Prêmios, listas “negras” e compromissos voluntários</li> <li>• Compensação por dano ambiental</li> </ul>

Fonte: Adaptado de Juras (2011).



A seguir trataremos brevemente sobre os principais instrumentos na cristalização da conservação: O Código Florestal, o SNUC e os novos instrumentos económicos para a conservação da biodiversidade relevantes para esta tese: os Pagamentos Por Serviços Ambientais e as Cotas de Reservas Legais.

#### **4.3.1 O Sistema Nacional de Unidades de Conservação e os desafios das áreas protegidas**

A ideia inicial da conservação da biodiversidade através de áreas especialmente protegidas para tal propósito surgiu no Código Florestal Brasileiro de 1934, que estava dividido em três categorias: (i) florestas protetoras, em domínio privado; (ii) florestas remanescentes; (iii) florestas de rendimento. As duas primeiras, como observa Bensusan (2006) eram de carácter inalienável e conservação perene. A primeira deu origem aos conceitos de Áreas de Preservação Permanente e de Reserva Legal, que abordaremos a seguir. Os parques nacionais, estaduais e municipais incluíam-se na categoria de florestas remanescentes, definidas, segundo o Código de 1934, como “monumentos públicos naturais, que perpetuam em sua composição florística primitiva, trechos do país que, por circunstâncias peculiares, o merecem” ou ainda “florestas em que abundarem ou se cultivarem espécimes preciosos, cuja conservação se considera necessária por motivo de interesse biológico ou estético” (Bensusan, 2006, p. 18).

O ‘Modelo Yellowstone’ repercutiu, inegavelmente, na conceção de áreas protegidas no Brasil. Em 1876 já havia sido sugerida a criação de Parques Nacionais na esteira do Modelo Yellowstone (Urban, 1998; Bensusan, 2006), que, embora não tenha sido acatada na época, abriu as portas para as discussões e mobilizações nos anos que se seguiram.<sup>37</sup> O primeiro parque brasileiro foi criado apenas em 1937, o Parque Nacional de Itatiaia, na fronteira do estados de Minas Gerais, São Paulo e Rio de Janeiro. A redação do Código Florestal de 1965 também incluiu pressupostos para a criação dos parques nacionais, definindo-os como áreas com a finalidade de conservar atributos especiais da natureza, conjugando sua proteção integral com finalidades educacionais, científicas e recreativas. Com a Constituição de 1988, através do art. 225, trazendo o dever do estado de assegurar a proteção de determinadas áreas naturais, começa-se a conceber a base constitucional de um Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (Bensusan, 2006).

O processo de elaboração e negociação do SNUC durou mais de dez anos, levantando muitas polémicas entre os ambientalistas. Muito embora o resultado, a Lei nº 9985/00 que institui o SNUC, não tenha agradado a todas as partes, representou um enorme avanço para a instituição de um sistema

---

<sup>37</sup> O engenheiro, inventor e abolicionista André Rebouças (1838-1898) escreveu uma artigo intitulado “Parque Nacional”, no qual sugeria a criação de dois parques nacionais: um que ia das antigas Sete Quedas (hoje submergidas em razão da construção da Barragem de Itaipu) à Foz do Iguaçu no estado do Paraná e outro na Ilha do Bananal no estado do Rio de Janeiro. Após alguns anos, foram criados, depois do Parque Nacional de Itatiaia, o Parque Nacional do Iguaçu, no Paraná, e o Parque Nacional da Serra dos Órgãos, no Rio de Janeiro.

de áreas protegidas no país (Bensusan, 2006). Em 1988 o antigo Instituto Brasileiro de Desenvolvimento florestal (IBDF) realizou um pedido à Fundação Pró-Natureza (FUNATURA), uma Organização Não Governamental (ONG), na altura dirigida pela ambientalista Maria Tereza Jorge Pádua<sup>38</sup> de empreender uma avaliação crítica das categorias de Unidade de Conservação (UC), já existentes em um anteprojeto de lei visando a instituição do SNUC (Mercadante, 2001). Em 1992 o Projeto de Lei foi encaminhado ao Congresso Nacional. Em 1994, com as alterações propostas pelo deputado Fábio Feldman começaram as polêmicas especialmente centradas na presença de populações tradicionais nas unidades de conservação. Em 1995, um novo substitutivo foi apresentado pelo deputado Fernando Gabeira, acentuando-se ainda mais as controvérsias. Assim, depois de um longo percurso de alterações, redefinições e vetos, o projeto foi aprovado pelo Congresso em 21 de junho de 2000. O SNUC é representado por um conjunto de UC federais, estaduais e municipais, composto por 12 categorias (quadro 4.3), cujos objetivos se diferenciam conforme o tipo de proteção visada e usos permitidos.

**Quadro 4.3** Categorias de Unidade de Conservação (UC) que constituem o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) – Lei no 9.985, de 21 de Julho de 2000, distribuídas conforme os dois grandes grupos previstos na Lei: Proteção Integral e Uso Sustentável.

Tipo de UC	Categorias
Proteção Integral	Estação Ecológica: tem como objetivo a preservação da natureza e a realização de pesquisas científicas. É de posse e domínio públicos, sendo que as áreas particulares incluídas em seus limites devem ser desapropriadas. Nessas unidades, é proibida a visitação pública, exceto quando com objetivo educacional, de acordo com o que dispuser o Plano de Manejo da unidade ou regulamento específico, e a pesquisa científica depende de autorização prévia do órgão responsável pela administração da unidade e está sujeita às condições e restrições por este estabelecidas. Nas Estações Ecológicas são permitidas alterações dos ecossistemas no caso de: a) medidas que visem à restauração de ecossistemas modificados; b) manejo de espécies com o fim de preservar a diversidade biológica; c) coleta de componentes dos ecossistemas com finalidades científicas; e d) pesquisas científicas cujo impacto sobre o ambiente seja maior do que aquele causado pela simples observação ou pela coleta controlada de componentes dos ecossistemas, em uma área correspondente a no máximo três por cento da extensão total da unidade e até o limite de um mil e quinhentos hectares
	Reserva Biológica tem como objetivo a preservação integral da biota e demais atributos naturais existentes em seus limites, sem interferência humana direta ou modificações ambientais, excetuando-se as medidas de recuperação de seus ecossistemas alterados e as ações de manejo necessárias para recuperar e preservar o equilíbrio natural, a diversidade biológica e os processos ecológicos naturais. É de posse e domínio públicos, sendo que as áreas particulares incluídas em seus limites devem ser desapropriadas. Nas Reservas Biológicas é proibida a visitação pública, exceto aquela com objetivo educacional e a pesquisa científica depende de autorização prévia do órgão responsável pela administração da unidade e está sujeita às condições e restrições por este estabelecidas
	Parque Nacional tem como objetivo básico a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, possibilitando a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação em contato com a natureza e de turismo ecológico. É de posse e domínio públicos, sendo que as áreas particulares incluídas em seus limites devem ser desapropriadas. A visitação pública está sujeita às normas e restrições estabelecidas no Plano de Manejo da unidade e às normas estabelecidas pelo órgão responsável por sua administração. A pesquisa científica depende de autorização prévia do órgão responsável pela administração da unidade e está sujeita às condições e restrições por este estabelecidas.

<sup>38</sup> Maria Tereza Jorge Pádua é conhecida como a “mãe dos parques nacionais do Brasil”.

Uso Sustentável	<p>O Monumento Natural tem como objetivo básico preservar sítios naturais raros, singulares ou de grande beleza cênica, pode ser constituído por áreas particulares, desde que seja possível compatibilizar os objetivos da unidade com a utilização da terra e dos recursos naturais do local pelos proprietários. Havendo incompatibilidade entre os objetivos da área e as atividades privadas ou não havendo aquiescência do proprietário às condições propostas pelo órgão responsável pela administração da unidade para a coexistência do Monumento Natural com o uso da propriedade, a área deve ser desapropriada, de acordo com o que dispõe a lei. A visitação pública está sujeita às condições e restrições estabelecidas no Plano de Manejo da unidade, às normas estabelecidas pelo órgão responsável por sua administração e àquelas previstas em regulamento.</p>
	<p>O Refúgio de Vida Silvestre tem como objetivo proteger ambientes naturais onde se asseguram condições para a existência ou reprodução de espécies ou comunidades da flora local e da fauna residente ou migratória. Pode ser constituído por áreas particulares, desde que seja possível compatibilizar os objetivos da unidade com a utilização da terra e dos recursos naturais do local pelos proprietários. Havendo incompatibilidade entre os objetivos da área e as atividades privadas ou não havendo aquiescência do proprietário às condições propostas pelo órgão responsável pela administração da unidade para a coexistência do Refúgio de Vida Silvestre com o uso da propriedade, a área deve ser desapropriada, de acordo com o que dispõe a lei. A visitação pública está sujeita às normas e restrições estabelecidas no Plano de Manejo da unidade, às normas estabelecidas pelo órgão responsável por sua administração, e àquelas previstas em regulamento. A pesquisa científica depende de autorização prévia do órgão responsável pela administração da unidade e está sujeita às condições e restrições por este estabelecidas, bem como àquelas previstas em regulamento.</p>
	<p>Área de Proteção Ambiental é uma área em geral extensa, com um certo grau de ocupação humana, dotada de atributos abióticos, bióticos, estéticos ou culturais especialmente importantes para a qualidade de vida e o bem-estar das populações humanas, e tem como objetivos básicos proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais. A Área de Proteção Ambiental é constituída por terras públicas ou privadas, podendo ser estabelecidas normas e restrições para a utilização de uma propriedade privada localizada em uma Área de Proteção Ambiental. As condições para a realização de pesquisas científicas e a visitação pública nas áreas sob domínio público serão estabelecidas pelo órgão gestor da unidade, enquanto nas propriedades privadas, cabe ao proprietário estabelecer as condições para pesquisa e visitação pelo público, observadas as exigências e restrições legais. A Área de Proteção Ambiental disporá de um Conselho presidido pelo órgão responsável por sua administração e constituído por representantes dos órgãos públicos, de organizações da sociedade civil e da população residente, conforme se dispuser em regulamento</p>
	<p>Área de Relevante Interesse Ecológico é uma área em geral de pequena extensão, com pouca ou nenhuma ocupação humana, com características naturais extraordinárias ou que abriga exemplares raros da biota regional, e tem como objetivo manter os ecossistemas naturais de importância regional ou local e regular o uso admissível dessas áreas, de modo a compatibilizá-lo com os objetivos de conservação da natureza. É constituída por terras públicas ou privadas, respeitados os limites constitucionais, podem ser estabelecidas normas e restrições para a utilização de uma propriedade privada localizada em uma Área de Relevante Interesse Ecológico<sup>1</sup>. Assim como para Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental, já havia um escopo legal anterior ao SNUC.</p> <p>A Floresta Nacional é uma área com cobertura florestal de espécies predominantemente nativas e tem como objetivo básico o uso múltiplo sustentável dos recursos florestais e a pesquisa científica, com ênfase em métodos para exploração sustentável de florestas nativas. É de posse e domínio públicos, sendo que as áreas particulares incluídas em seus limites devem ser desapropriadas de acordo com o que dispõe a lei. É admitida a permanência de populações tradicionais que a habitam quando de sua criação, em conformidade com o disposto em regulamento e no Plano de Manejo da unidade. A visitação pública é permitida, condicionada às normas estabelecidas para o manejo da unidade pelo órgão responsável por sua administração. A pesquisa é permitida e incentivada, sujeitando-se à prévia autorização do órgão responsável pela administração da unidade, às condições e restrições por este estabelecidas e àquelas previstas em regulamento. A Floresta Nacional disporá de um Conselho Consultivo, presidido pelo órgão responsável por sua administração e constituído por representantes de órgãos públicos, de organizações da sociedade civil e, quando for o caso, das populações tradicionais residentes. A unidade desta categoria, quando criada pelo Estado ou Município, será denominada, respectivamente, Floresta Estadual e Floresta Municipal. A atividade minerária é permitida em uma Floresta.</p> <p>A Reserva Extrativista é uma área utilizada por populações extrativistas tradicionais, cuja subsistência baseia-se no extrativismo e, complementarmente, na agricultura de subsistência e na criação de animais de pequeno porte, e tem como objetivos básicos proteger os meios de vida e a cultura dessas populações, e assegurar o uso sustentável dos recursos naturais da unidade. É de domínio público, com uso concedido às populações extrativistas tradicionais, sendo que as áreas particulares incluídas em seus limites devem ser desapropriadas, de acordo com o que dispõe a lei. A Reserva Extrativista será gerida por um Conselho Deliberativo, presidido pelo órgão responsável por sua administração e constituído por representantes de órgãos públicos, de organizações da sociedade civil e das populações tradicionais residentes na área,</p>

	conforme se dispuser em regulamento e no ato de criação da unidade. A visitação pública é permitida, desde que compatível com os interesses locais e de acordo com o disposto no Plano de Manejo da área. A pesquisa científica é permitida e incentivada, sujeitando-se à prévia autorização do órgão responsável pela administração da unidade, às condições e restrições por este estabelecidas e às normas previstas em regulamento. O Plano de Manejo da unidade será aprovado pelo seu Conselho Deliberativo. São proibidas a exploração de recursos minerais e a caça amadorística ou profissional. A exploração comercial de recursos madeireiros só será admitida em bases sustentáveis e em situações especiais e complementares às demais atividades desenvolvidas na Reserva Extrativista, conforme o disposto em regulamento e no Plano de Manejo da unidade.
	Reserva de Fauna é uma área natural com populações animais de espécies nativas, terrestres ou aquáticas, residentes ou migratórias, adequadas para estudos técnico-científicos sobre o manejo econômico sustentável de recursos faunísticos. A Reserva de Fauna é de posse e domínio públicos, sendo que as áreas particulares incluídas em seus limites devem ser desapropriadas de acordo com o que dispõe a lei. A visitação pública pode ser permitida, desde que compatível com o manejo da unidade e de acordo com as normas estabelecidas pelo órgão responsável por sua administração. É proibido o exercício da caça amadorística ou profissional. A comercialização dos produtos e subprodutos resultantes das pesquisas obedecerá ao disposto nas leis sobre fauna e regulamentos.
	Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) é uma área natural que abriga populações tradicionais, cuja existência baseia-se em sistemas sustentáveis de exploração dos recursos naturais, desenvolvidos ao longo de gerações e adaptados às condições ecológicas locais e que desempenham um papel fundamental na proteção da natureza e na manutenção da diversidade biológica. A RDS tem como objetivo básico preservar a natureza e, ao mesmo tempo, assegurar as condições e os meios necessários para a reprodução e a melhoria dos modos e da qualidade de vida e exploração dos recursos naturais das populações tradicionais, bem como valorizar, conservar e aperfeiçoar o conhecimento e as técnicas de manejo do ambiente, desenvolvido por estas populações. É de domínio público, sendo que as áreas particulares incluídas em seus limites devem ser, quando necessário, desapropriadas, de acordo com o que dispõe a lei. O uso das áreas ocupadas pelas populações tradicionais será regulado de acordo com o disposto no art. 23 da Lei 9985/2000 e em regulamentação específica. Esta UC será gerida por um Conselho Deliberativo, presidido pelo órgão responsável por sua administração e constituído por representantes de órgãos públicos, de organizações da sociedade civil e das populações tradicionais residentes na área, conforme se dispuser em regulamento e no ato de criação da unidade.
	A Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN): é unidade de conservação de domínio privado, com o objetivo de conservar a diversidade biológica, gravada com perpetuidade, por intermédio de Termo de Compromisso averbado à margem da inscrição no Registro Público de Imóveis. As RPPNs poderão ser criadas pelos órgãos integrantes do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, sendo que, no âmbito federal, serão declaradas instituídas mediante portaria do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA. Só poderá ser permitida, na Reserva Particular do Patrimônio Natural, conforme se dispuser em regulamento: a pesquisa científica; a visitação com objetivos turísticos, recreativos e educacionais.

Fonte: Brasil (2000).

Com a aprovação do SNUC, apenas começam os desafios frente à sua implementação. A partir de 1970, com o avanço da degradação dos ecossistemas e do comprometimento das espécies biológicas, a conservação da biodiversidade remanescente foi o principal indutor do estabelecimento das UC. A seleção das áreas não foi cuidadosamente desenhada e acabou por excluir muitos elementos essenciais como a proteção de áreas cruciais adjacentes às UC, faltando com a necessária conectividade e maior envolvimento de conhecimentos ecológicos na seleção das áreas a serem protegidas (Bensusan, 2006). Uma das principais críticas à concepção tradicional, comum ao SNUC, é de que as áreas são criadas e geridas sem uma consulta à sociedade, em especial, às comunidades mais diretamente afetadas, sobretudo aquelas que vivem no entorno ou no interior das UC, que passam a viver isoladas, sem integração à dinâmica socioeconômica local e regional (Mercadante, 2001). São tais comunidades as mais vulneráveis, em termos de poder aquisitivo, vivendo naqueles locais há algumas gerações, cuja economia está ancorada em formas tradicionais de uso dos recursos naturais dos quais dependem para sua subsistência material e reprodução sociocultural (Mercadante, 2001). Este mesmo autor coloca que hoje

já se reconhece que a expulsão das populações tradicionais é negativa, apresentando riscos tanto sob o aspecto social e humano como também para a própria conservação da natureza. Tais comunidades são também responsáveis, nalguns casos, pela diversidade biológica e pela sua proteção, uma vez que dependem diretamente dos sistemas naturais para sua vida diária, também acabaram por adaptar suas práticas a tais sistemas. Sua expulsão cria condições bastante favoráveis para a exploração florestal, agropecuária e imobiliária. Portanto, não é preciso muito para concluir que o caminho do meio seja talvez o mais apropriado e viável, articulando interesses ecológicos e sociais, estabelecendo UC de diversas categorias, instituindo zoneamentos internos e externos da área protegida, nos quais poderão se incluir zonas de proteção estrita e de uso múltiplo (Bensusan, 2006).

A escolha das áreas protegidas nem sempre foi acertada, considerando a preservação da biodiversidade. O desenho das UC, inicialmente, tratava de proteger, antes de tudo, belezas cênicas e, além disso, suas escolhas não consideravam a conectividade entre as UC. A teoria de biogeografia de ilhas poderá ter desempenhado grande influência nesse processo (MacArthur e Wilson, 1967). Seus princípios aplicados à conservação, propostos inicialmente por Jared Diamond (1975) podem se resumir assim: (i) reservas grandes são melhores que pequenas; (ii) uma reserva é melhor do que várias de tamanho cumulativo equivalente; (iii) reservas próximas são preferíveis a reservas mais espaçadas; (iv) reservas agrupadas em torno de um centro são melhores do que aquelas dispostas em linha; (v) reservas circulares são preferíveis a reservas alongadas; (vi) reservas conectadas a corredores são preferíveis a reservas não conectadas (Bensusan, 2006). Muitas controvérsias e discussões giraram em torno de tais princípios, especialmente por limitar a escolha do desenho das reservas e por desconsiderar contextos locais nos quais tais critérios ou princípios dificilmente poderiam ser aplicados. Muitos métodos foram desenvolvidos para o desenho das áreas protegidas. Nesse sentido, Pressey et al. (1993) deram um grande contributo ao proporem três princípios norteadores para a escolha e a implementação de áreas protegidas: (i) complementaridade; (ii) flexibilidade; (iii) raridade. As áreas escolhidas deveriam assim constituir-se de características complementares, considerando sempre aquelas já existentes, além de propiciar flexibilidade na sua aplicabilidade ao contexto local, possibilitando combinações entre as áreas de modo a evitar possíveis conflitos e potenciar os efeitos da conservação. Por fim, a raridade considera o contributo potencial de uma área para a conservação. Mais tarde, Margules e Pressey (2000) propõem um planeamento sistemático, bastante influente, baseado em seis estágios: (i) compilação de dados sobre a biodiversidade na região; (ii) identificação dos objetivos da conservação na região; (iii) revisão das áreas de conservação existentes; (iv) seleção de áreas de conservação adicionais; (v) implementação das ações de conservação; (vi) manutenção dos valores requeridos das áreas de conservação. Outros métodos foram desenvolvidos e apesar de suas distinções todas reconheciam a necessidade de planeamento regional e a representatividade das áreas protegidas (Bensusan, 2006).

Apesar das controvérsias presentes no estabelecimento das UC, seus resultados são bastante positivos para a prevenção de desmatamentos. Idealmente, até poderíamos questionar a necessidade de

áreas protegidas, considerando uma racionalidade ambiental (Leff, 2004), ou o mito da natureza intocada (Diegues, 1994), que reconsideram o papel das comunidades tradicionais na conservação, ou um bom uso da natureza (Larrère e Larrère, 1997), impulsionando um uso comedido dos cursos naturais. Contudo, a ideia de uma não-necessidade de proteger a biodiversidade ainda parece bastante distante. Bensusan (2006), por exemplo, sugere que enquanto isso não acontece, é inegável a importância da conservação da biodiversidade em áreas protegidas. No entanto, ressalta a importância de se reavaliar os princípios de uma UC e considerar um novo papel de transformação social e económica. Muitos outros desafios se apresentam na conceção da UC, como a falta de preparo dos conservacionistas em geral para assumir esse novo papel; a falta de conhecimento biológico, as incertezas em torno dos processos mantenedores da biodiversidade; a falta de conhecimento cultural nas relações entre a cultura e a natureza; o planeamento e consolidação da conectividade entre as UC; a governança em todo o processo de seleção, implementação, gestão e manutenção das UC. Muitos outros desafios poderão ser enumerados. Não obstante, aquele que parece ser o maior desafio, segundo Bensusan (2006, p. 165) é o de “[...] transformar o conjunto de unidades de conservação existentes em um efetivo sistema de áreas protegidas”.

#### **4.3.2 O Código Florestal: da conceção conservacionista à institucionalização da reforma economicista**

A primeira legislação no país a tratar da proteção das florestas foi um Regimento de 1605 sobre o pau-brasil (*Caesalpinia echinata*), considerado um rústico precursor do Código Florestal Brasileiro, que visava controlar a extração e garantir rentabilidade para a coroa Portuguesa (Siqueira e Nogueira, 2004). Deu-se início, desta forma, a legislação florestal do Brasil, estritamente caracterizada pelo interesse económico e concentração de renda. O Código Florestal Brasileiro foi criado em 1934 através do Decreto nº 23.793 de modo a assegurar a manutenção das florestas (Ahrens, 2005), que embora tenha incluído no seu texto a obrigação do Estado de “proteger as belezas naturais”, ainda estava articulado com os interesses económicos em torno da floresta (Medeiros et al., 2004; Roriz e Fearnside, 2015). Ora, a ideia da proteção da floresta para resguardar os cursos hídricos, encostas e os solos era uma tentativa de controlar o mercado e assegurar a produtividade da floresta. Já naquela altura havia incentivos para os proprietários de terras para conversão de campos e pastagens em florestas de produção (Roriz e Fearnside, 2015). No entanto, é importante reconhecer que o código de 1934 constituiu a base para a criação das áreas de Reserva Legal (RL) e as Áreas de Preservação Permanente (APP), que hoje constituem o alicerce do Código Florestal (Medeiros et al., 2004). Ainda que permeado por interesses económicos, o código de 1934 reconhecia a floresta como um bem de interesse comum à sociedade e o direito de propriedade privada limitado, considerando as formações florestais, atribuindo responsabilidade no seu uso, como a proibição do desmate de mais de  $\frac{3}{4}$  da propriedade (Roriz e Fearnside, 2015). Ainda assim, como sugere Borges et al. (2011), o código de 1934 pode ser

considerado um código conservacionista, uma vez que incorporava princípios de proteção que vão além das formações vegetais, incluindo a proteção dos cursos hídricos e áreas frágeis como encostas e espécies ‘preciosas’, prevendo proteção de espécies consideradas raras, ainda que o principal interesse fosse garantir a prosperidade do mercado (Ribeiro, 2011; Roriz e Fearnside, 2015).

As pressuposições do Código de 1934 consideradas na altura impraticáveis, acabaram por levar ao Código de 1965, através da Lei no 4.771 (Ribeiro, 2011; Ahrens, 2005). Foi criado com o intuito de proteção do ambiente natural (Borges et al., 2011), de modo a superar a ineficácia e obsolescência do anterior (Breda et al., 2011), mas tornou-se efetivo apenas na década de 1990, com a criação de normas específicas, considerando igualmente o apelo ambiental, cada vez mais crescente (Roriz e Fearnside, 2015). Esse atraso para sua concretização prática e aplicabilidade não foi, entretanto, uma surpresa, considerando suas premissas profundamente conservacionistas (Benjamim, 2000; Roriz e Fearnside, 2015). Considerado inovador e revolucionário, propôs-se a lidar com desafios ambientais tão presentes hoje, que nos leva a questionar se sua constituição estava à frente do seu tempo, ou se os dilemas ambientais eram os mesmos que se apresentam nos dias de hoje (Roriz e Fearnside, 2015). Seguindo preceitos do Código de 1934, o Código de 1965 criava limites para o uso da propriedade rural e tornou-se um instrumento disciplinador das atividades florestais, definindo as áreas de APP, determinando sua localização e tamanho; definindo o conceito de RL, determinando as percentagens das áreas de vegetação que deveriam ser mantidas em cada região e bioma do país.

A APP e a RL eram, respetivamente, assim definidas (Brasil, 1965, art. 1, inciso II):

Área de preservação permanente: área protegida nos termos dos arts. 2º e 3º desta Lei, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas;

Reserva Legal: área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, excetuada a de preservação permanente, necessária ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção de fauna e flora nativas;

Portanto, como colocam Roriz e Fearnside (2015, p. 56): “Havia dois instrumentos com funções diferentes e complementares: o primeiro visava proteger áreas frágeis; e o segundo conservar a existência de formações vegetais e garantir a manutenção dos processos ecológicos relacionados a elas em todo o território nacional”. A legislação pressupunha um equilíbrio entre o interesse ecológico e económico, na medida em que, simultaneamente, controlava o desmatamento e permitia o uso das florestas, ainda que condicionado (Siqueira e Nogueira, 2004). O Código de 1965 criou maiores rigores na aplicabilidade da RL, que limitava o uso em 80% na Amazônia e 20% nos demais biomas, dentre os quais se inclui a Mata Atlântica (Brasil, 1965). Contudo, tal restrição, que antes era de 50%, não foi muito levada em consideração no bioma da Amazônica. O desmatamento cresceu continuamente e

chegou a níveis elevadíssimos, principalmente no estado do Mato Grosso. Com o progressivo descumprimento da lei, também aumentou, a partir de 2004, a fiscalização, que, ironicamente, fortaleceu a ação da bancada ‘ruralista’ (deputados e senadores do Congresso Nacional a representar grandes proprietários de terras), de modo a reduzir ou eliminar as restrições, cada vez mais fiscalizadas (Stickler et al., 2013; Roriz e Fearnside, 2015). Considerando os diferentes impactos das atividades humanas conforme se distingue os grandes e pequenos proprietários, o Código de 1965, diferenciava as responsabilidades entre eles, permitindo ao pequeno proprietário utilizar, sustentavelmente, algumas parcelas da APP e incluir as APP no total percentual de áreas de RL (Roriz e Fearnside, 2015). Mesmo assim, tais facilidades não evitaram que o *deficit* de APP e RL tenha chegado a 85 milhões de hectares, nos inícios dos anos de 2010 (Sparovek et al., 2011). Entretanto, é espantoso que, mesmo diante de tal *deficit*, as áreas de APP e RL, juntas, representam uma área mais extensa que as áreas sob proteção em termos de Unidade de Conservação (áreas protegidas) (Sparovek et al., 2010). Portanto, com isso se confirma a relevância do Código Florestal em termos de conservação das florestas e da biodiversidade. O Código de 1965 foi ainda essencial para a manutenção da integridade das formações vegetais no país, especialmente por influenciar no regime de bens privados, garantindo controle legal sobre parte da vegetação em propriedades privadas.

Em 1998, foi criada a Lei n.9605/98, a “Lei de Crimes Ambientais” que veio dar suporte para o Código Florestal, impondo sanções que até então não eram aplicadas, por se tratarem de atos administrativos. Com a possibilidade de haver punições mais rígidas, estabeleceu-se uma situação de desconforto entre aqueles que descumprem as leis, levando à redação da primeira proposta para alterações não apenas da Lei de Crimes Ambientais, mas de todo o Código de 1965 (o Projeto de Lei 1876/99) (Roriz e Fearnside, 2015). Já na altura, a substituição do Código de 1965 já era criticada por explicitamente advogar pela regularização de desmatamentos, ampliação da fronteira agrícola, desestruturação dos instrumentos legais e criação de lacunas para permitir atividades econômicas em áreas dantes protegidas (Benjamim e Fearnside, 2000; Roriz e Fearnside, 2015). O Projeto de Lei ficou latente por um período, mas a partir de 2008, as discussões em torno da substituição do Código de 1965 voltaram com força, para, em 2012, através do Decreto 7.719, ser aprovado o “Novo Código Florestal”.

O Código de 2012, ou o chamado Novo Código Florestal (NCF), sob a premissa de que a legislação criava barreiras para a produção agropecuária, prejudicando os pequenos produtores rurais, trouxe alterações bastante controversas. Trataremos mais objetivamente de algumas dessas controvérsias à frente (capítulo 8). As principais alterações trazem redefinições no âmbito das APP, das RL, revisões sobre o estatuto da pequena propriedade rural, de utilidade pública, interesse social e incorpora dois instrumentos: o Cadastro Ambiental Rural, e o Programa de Regularização Ambiental (Roriz e Fearnside, 2015). As principais mudanças, apontadas como retrocesso, podem ser acompanhadas no quadro 4.4.



**Quadro 4.4** Principais retrocessos no âmbito das redefinições das APP e RL no Novo Código Florestal

<b>Principais retrocessos em termos de redefinições das APP e RL</b>	
<b>Como era</b>	<b>Como ficou</b>
A legislação era um “código”, alcinha que, apesar de não ter hierarquia legal formal, oferecia maior importância prática a sua aplicação.	O Código Florestal foi rebaixado a uma lei ordinária que, conforme sua ementa, apenas “dispõe sobre a proteção da vegetação nativa”.
Desmatamentos ilegais de APPs e de RLs deveriam ser 100% recuperados, com a vegetação original.	Foram anistiados multas e desmatamentos de Reservas Legais até 22 de julho de 2008. O valor estimado do perdão ultrapassa R\$ 8 bilhões. 100% das Reservas Legais em imóveis com até quatro módulos fiscais não precisam ser recuperadas, e a recuperação de APPs deve ocorrer em limites menores que os da legislação que vigorava desde 1965.  Em encostas com inclinação entre 25° e 45° ficou consolidado o “manejo florestal sustentável e o exercício de atividades agrossilvopastoris”, inclusive com infraestrutura associada.  A recuperação de Reservas Legais pode ser feita com 50% de espécies exóticas. Também passou a ser permitido somar as áreas de APPs às de Reservas Legais para se alcançar o percentual de vegetação exigido, independente do tamanho do imóvel, desde que obedecidas as condições: não pode implicar na conversão de novas áreas; a área a ser computada deve estar conservada ou em processo de recuperação; e o proprietário ou possuidor deve ter o CAR. O Novo Código Florestal fixa em 20 anos o prazo para a recomposição da Reserva Legal dos imóveis rurais. Não há prazo para a recuperação das Áreas de Preservação Permanente.
APPs eram de 30 metros a 500 metros nas margens de nascentes (mesmo que intermitentes), corpos e cursos d’água, dependendo de sua largura.	APPs variam agora entre 5 metros e 100 metros. Essa anistia ao desmatamento de APPs ficou conhecida como “escadinha”. Em imóveis rurais com mais de 10 Módulos Fiscais, a anistia chega a 80% nas margens de rios com mais de 600 metros de largura. Em propriedades de 4 a 10 Módulos Fiscais, o perdão pode chegar a 90% do desmatado nas margens de rios entre 100 e 600 metros de largura. Ao redor de nascentes e olhos d’água perenes, precisam ser recuperados 50 metros. Açudes que não sejam formados pelo barramento de cursos naturais de água, não precisam mais manter Áreas de Preservação Permanente.
A largura de cursos d’água e outras características naturais eram a maior referência para a aplicação do Código Florestal Brasileiro, desde 1934.	A definição das faixas de APPs, a recuperação de RLs e de outros dispositivos passa a depender também do tamanho dos imóveis rurais – quanto menores, menos deverá ser recuperado. Um dos efeitos é o de se proteger menos regiões de cabeceiras, onde predominam menores propriedades, e mais as regiões planas, onde predominam grandes imóveis. Agora a APP será computada considerando-se o leito regular dos rios e cursos d’água, acarretando em abertura de enorme área para exploração agropecuária em áreas de várzea, por exemplo.
Nascentes intermitentes estavam protegidas.	O Novo Código Florestal alterou o conceito de nascente de “afloramento natural do lençol freático, ainda que intermitente, que dá início a um curso d’água” para “afloramento natural do lençol freático que apresenta perenidade e dá início a um curso d’água”.  Nascentes e cursos d’água intermitentes são grande maioria na Caatinga e ocorrem em grande quantidade no Cerrado. No Distrito Federal, por exemplo, apenas três em cada dez cursos d’água são permanentes.
Reservas Legais variavam de 80% na Amazônia até 20% nos demais biomas, chegando a 35% nos limites entre Cerrado e Amazônia. RLs poderiam ser reduzidas para 50% apenas quando a soma de APPs e RLs excedesse 80% do imóvel na Amazônia e 50% no restante do país. Na pequena propriedade, o referencial aplicado era de 25%.	Reservas Legais podem ser reduzidas para 50% na Amazônia mediante Zoneamento Ecológico Econômico aprovado em Estados com mais de 65% de sua área em Terras Indígenas e mais de 50% em Unidades de Conservação.

O Código Florestal anterior, associado à Resolução Conama 303/2002, por exemplo, reconhecia toda a extensão dos manguezais como APPs, vetando impactos negativos com seu aproveitamento econômico direto.	Ocupações em manguezais foram totalmente anistiadas, parte do apicum está liberada para a instalação de salinas e para a criação de crustáceos, incluindo espécies exóticas de camarão. Na Amazônia, os apicuns podem ser explorados economicamente em até 10% da área do manguezal; nas outras regiões, permite-se o uso de 35%, excluídas as ocupações já consolidadas. Tal medida mantém e amplia o espaço para cultivos comprometedores do futuro dos mangues, pois inviabilizará seu crescimento, os saturará com fertilizantes e químicos, e disseminará espécies exóticas. Também não há proteção definida para formações como as marismas, espécie de mangue típico da Região Sul. Conforme o Artigo 225 da Constituição Federal, a Zona Costeira é Patrimônio Nacional.
---	--

Fonte: SOS Mata Atlântica (2016).

Todas as alterações aprovadas foram criticadas pela comunidade científica e pela sociedade civil organizada, começando pela premissa da alteração da lei para o aumento da produtividade agrícola. Alguns autores argumentaram que a produtividade não justifica a alteração da lei, uma vez que pode ser alcançada através de aprimoramentos tecnológicos (Brancalion e Rodrigues, 2010; Martinelli et al., 2010). A ideia antagônica entre produção de alimentos versus preservação da natureza também esteve presente nos argumentos para a alteração do Código Florestal (Roriz e Fearnside, 2015; Martinelli et al., 2010; Sauer e França, 2012). Contra-argumentando tal dicotomia, a redução da vegetação poderá levar a uma redução na produção e à insegurança alimentar (Sauer e França, 2012; Lees e Peres, 2007; Roriz e Fearnside, 2015). A ideia de exploração dos sistemas agroflorestais nas áreas de RL (Martins, 2013) também revela uma perspectiva contrária à premissa da produtividade e da dicotomia natureza/produção de alimentos.

A interposição de APP e RL para constituir o percentual mínimo de RL é uma das mais preocupantes alterações trazidas pelo NCF, uma vez que são instrumentos com funções legais e biológicas distintas (Roriz e Fearnside, 2015). A possibilidade de se utilizar espécies exóticas para recomposição ambiental, aliada à interposição de APP e RL descaracteriza ambos os instrumentos, bem como os diferentes ecossistemas, colocando em risco a biodiversidade não apenas no nível local, mas no nível dos biomas e ainda dificultando as fiscalizações (Metzger, 2010; Freitas, 2010; Roriz e Fearnside, 2015).

O NCF acabou por desconsiderar largamente as manifestações das principais instituições científicas do Brasil e a própria norma constitucional que pressupunha o Código de 1965, voltando-se para atender os interesses de um grupo minoritário relacionado ao agronegócio, privilegiando aqueles que desmataram irregularmente e desfavorecendo os que cumpriam a lei anterior (Ellovitch e Valera, 2013; Metzger et al., 2010; Roriz e Fearnside, 2015; MPF, 2011; Araújo e Juras, 2012; Terra de Direitos, 2009; Packer, 2015).

O NCF traz uma mudança normativa e estrutural fundamental, criando flexibilizações perigosas. A criação da Cota de Reserva Ambiental (CRA), que constitui um título nominativo que representa uma área de cobertura vegetal, permite a compensação de RL através do território brasileiro e os incentivos econômicos para a proteção ambiental promovem uma transição da tutela jurídica

ambiental que passa a ser regida pelo direito privado (Packer, 2015). As novas alterações ainda promovem uma inversão na lógica legislativa, naturalizando o descumprimento legal, ao invés de confrontá-lo. Diante das alterações, o NCF perdeu aquilo que o caracterizava enquanto código e passa a vigorar mais como um instrumento normativo económico (Packer, 2015). Não obstante, é o principal instrumento legal no Brasil a marcar essa mudança, introduzindo novos institutos que modificam sua natureza jurídica, comprometendo a conservação da biodiversidade e promovendo maiores iniquidades e injustiças socioambientais.

O histórico do Código Florestal Brasileiro permite concluir que ele foi induzido, essencialmente, pelos interesses económicos, voltando-se para um carácter conservacionista que buscava compatibilizar a conservação ecológica com o uso comedido das florestas, para depois voltar-se para a institucionalização da reforma economicista tão típica do neoliberalismo. Permanece a questão se o NCF será capaz, ainda que imerso no projeto neoliberal, de conservar a biodiversidade e estabelecer relações regenerativas entre seres humanos e natureza. Mas como colocam Roriz e Fearnside (2015, p. 63): “[...] esse propósito talvez só seja alcançado com uma nova revisão da lei, visto que o principal legado trazido pelo atual Código é a premiação pela contravenção legal”.

#### **4.3.3 A emergência dos instrumentos económicos: novos rumos para a conservação da biodiversidade no Brasil?**

São muitos os ecologistas e conservacionistas, segundo Spash (2015, 1999), que se tornaram defensores da abordagem económica para tratar da degradação dos ecossistemas e da perda de biodiversidade. No Brasil, acompanha-se a mesma tendência. As instituições comprometidas com a conservação inclinam-se, paulatinamente, para inclusão da lógica económica para endereçar a conservação da biodiversidade. As metáforas do capital natural e dos serviços ecossistémicos passam a ser abraçadas não apenas em termos metafóricos e pedagógicos, mas em termos práticos e instrumentais através de instrumentos económicos especialmente desenhados para lidar com a natureza idealizada como bem abstrato (capital natural) e serviços (serviços ecossistémicos): as Cotas de Reserva Ambiental e os pagamentos por serviços ambientais, respetivamente. Com o Novo Código Florestal, tais instrumentos passaram a constituir uma considerável relevância entre os conservacionistas.

Tais medidas de cunho económico estão previstas através do ‘Programa de apoio e incentivo à preservação e recuperação do meio ambiente’ (art. 41 a 50), que contempla a criação de um programa de incentivos económicos financeiros e fiscais (art. 41) e a instituição de Cotas de Reserva Ambiental (CRA) (art. 44 a 50) do Novo Código Florestal (Lei 12.651)

Os instrumentos económicos, como já vislumbramos, podem ser bastante diversificados, tanto quanto seus objetivos, motivações e impactos. Serôa da Motta (2015) aponta que os instrumentos económicos representam uma alternativa aos mecanismos de comando e controlo, usualmente

empregados pelas políticas públicas. Os principais instrumentos hoje empregados no Brasil são categorizados por Serôa da Motta et al. (1996, apud May, 2005) da seguinte forma:

- subsídios creditícios para atividades realizadas de forma ambientalmente amena;
- isenção fiscal ou tarifária para atividades que cumprem as normas ambientais;
- taxas sobre resíduos emitidos para desincentivar o despejo ao ambiente;
- taxas vinculadas ao uso de recursos naturais visando evitar a exaustão;
- impostos ambientais vinculados à taxa convencional;
- certificados de emissão ou direitos de uso comercializáveis;
- rotulação ambiental com base em certificação de origem sustentável;
- instrumentos de responsabilização legal ou securitização por danos.

Já vimos uma série de instrumentos económicos anteriormente (quadro 4.2), e esta é mais uma classificação de tais instrumentos. Cabe, no entanto, ressaltar que uma das grandes vantagens dos instrumentos económicos sobre os de comando e controlo, segundo Serôa da Motta (2015) são seus custos menos elevados para a sociedade, encarregando a própria sociedade de aprimorar seus processos, de modo a torná-los mais eficientes e menos custosos. Os instrumentos económicos são usualmente empregados para corrigir falhas de mercado, as chamadas externalidades ambientais não incluídas no processo produtivo e de mercado. Uma das formas de superar tais falhas é a criação de mercados para os bens ambientais que até então não estavam incluídos nos processos de produção. O mercado estipula o preço e regula a oferta e demanda, a usual lógica mercantil. As Cotas de Reserva Ambiental vieram com este propósito. O uso de mecanismos de regulamentação e sanções, através dos instrumentos de comando e controlo, tem sido criticado por necessitar de um denso aparelho administrativo e capacidade de monitorização (May, 2005). Mas não se pode esquecer que os próprios instrumentos económicos também demandam regulamentação e aparato administrativo, além de uma monitorização tão presente quanto no caso dos instrumentos de comando e controlo. Além disso, como já observamos, a fusão entre os instrumentos económicos, dependentes, por vezes, de mecanismos de comando e controlo, pode comprometer sua própria eficácia e baixo custo.

Como também relatam Andrade e Fasiaben (2009) os instrumentos económicos têm sido considerados, em oposição aos de comando e controlo, como os instrumentos efetivos de política ambiental, com a premissa de serem mais flexíveis, menos custosos, estimulando os ‘poluidores’ a adotarem comportamentos mais desejáveis ou para os fazer cumprir com a norma ambiental. Nesse sentido, instrumentos como os pagamentos por serviços ecossistémicos/ambientais e as Cotas de Reserva Ambiental, começaram a despontar.

Os pagamentos ou incentivos por serviços ecossistémicos/ambientais são definidos pelo Novo Código Florestal (Lei 12.651, art. 41), como: “uma retribuição, monetária ou não, às atividades de conservação e melhorias dos ecossistemas e que gerem serviços ambientais, tais como, isolada ou cumulativamente:

- a) o sequestro, a conservação, a manutenção e o aumento do estoque e a diminuição do fluxo de carbono;
- b) a conservação da beleza cênica natural;
- c) a conservação da biodiversidade;
- d) a conservação das águas e dos serviços hídricos;
- e) a regulação do clima;
- f) a valorização cultural e do conhecimento tradicional ecossistêmico;
- g) a conservação e o melhoramento do solo;
- h) a manutenção de Áreas de Preservação Permanente, de Reserva Legal e de uso restrito.

Como coloca Packer (2015, p. 82) com “[...] o diagnóstico de que o cumprimento da lei ambiental é a exceção e sua violação é a regra no país [...]”, criam-se as chamadas sanções positivas, ou premiais, de modo a estimular aos que infringem a lei, premiando-os. Tais sanções-premiais para o cumprimento da norma são inovações trazidas pelo Novo Código Florestal. Discutiremos mais à frente, com mais detalhes, algumas das dificuldades inerentes dos pagamentos por serviços ambientais/ecossistêmicos, bem como as particularidades de sua articulação com o Novo Código Florestal (capítulo 8). No entanto, cumpre adiantar que aqueles que dantes infringiram as leis ao degradar áreas de RL e APP estão a ser premiados para recuperar tais áreas, passando a prestar um serviço ambiental público à coletividade, tratando-se, segundo Packer (2015, p. 83), “[...] da estruturação do chamado mercado de direitos transacionáveis, pautado no sistema liberal ‘*cap and trade*’”.

As Cotas de Reserva Ambiental (CRA) trazem considerações igualmente controversas e polêmicas. As CRA, instituídas pelo Novo Código Florestal (Lei 12.651, art. 44) são “[...] um título nominativo representativo de área com vegetação nativa, existente ou em processo de recuperação[...]”, e constituem um instrumento de compensação de RL e também um ativo financeiro ambiental, permitindo que a floresta nativa seja introduzida no regime da propriedade privada e nas dinâmicas de circulação do mercado financeiro (Packer, 2015). As CRA funcionam em uma lógica bastante semelhante ao mercado de compensação carbônica, no entanto voltadas para a transação e comercialização de florestas nativas, levantando ainda mais complexidades e dificuldades do que as já reconhecidas para o comércio de carbono. As CRA representam a operacionalização institucionalizada dos *biodiversity offsets* no Brasil, instrumento económico que permite que o ambiente natural seja degradado, visando sua compensação.

A emergência dos instrumentos económicos no Brasil, e seu pleno respaldo pelo Novo Código Florestal, pode indicar aquilo que Acseirad (2010) denomina ambientalização no contexto económico e político-institucional jurídico no país, ao passo em que a consideração dos temas ao redor do ambiente natural passa a ser incorporada pelas pessoas, grupos sociais e instituições. É um processo que leva a mudanças nas linguagens, práticas sociais e processos de institucionalização, que reconstróem, a partir

da questão ambiental, novos fenômenos e velhos fenômenos como questões ambientais (Furtado, 2012). Fica assim determinado que a questão ambiental é um problema e com base na lógica dos instrumentos económicos, os problemas ambientais são caracterizados como externalidades, puras falhas de mercado, bastando definir a natureza como uma mercadoria, assinalando-a preços, bastando igualmente ao estado apoiar e facilitar a criação de mecanismos de comercialização dessa natureza mercantilizada (capital e serviços ecossistémicos) para se resolver o problema ambiental (Furtado, 2012).

Diante da incorporação dos instrumentos económicos, ou de mercado, nas relações com o mundo natural, não estaríamos, ao invés, diante de uma “economização” da natureza? A ideia de uma *policy mix* mais parece buscar espaço para os instrumentos económicos, do que versar sobre uma autêntica complementaridade política. A própria flexibilização economicista do Novo Código Florestal é uma mostra disso. Os exemplos supracitados de instrumentos económicos poderão não fazer justiça à diversidade dos instrumentos económicos, mas sua emergência não deve passar despercebida. Com tais instrumentos criam-se novos produtos e novos mercados e, mais do que isso, como reforça Furtado (2012, p. 105), “cria-se uma ‘nova economia’, a economia verde, onde tudo tem um preço e toda a natureza pode ser comercializada” e continua “[...] elimina-se a reflexão sobre o modelo de sociedade que está sendo construído em nome do ambiente. No entanto, o próprio Estado afirma que trata-se de negócios, não de meio ambiente. Qual é, então o papel do Estado?”. A emergência inexorável dos instrumentos económicos e o apoio quase incondicional do Estado deixa clara sua intenção: favorecer a expansão do capital. Deste modo, a natureza continua a ser tratada como insumo, para ser destruída e apropriado para a geração de lucro. E sua proteção não mais que fonte de acumulação, tornando-se “[...] nova fronteira de expansão do capitalismo” (Furtado, 2012, p. 105).

## CAPÍTULO 5

### A Mata Atlântica

#### 5.1 Introdução: *Caáetê*

Em sua obra "A Ferro e Fogo: a devastação e a história da Mata Atlântica Brasileira", Warren Dean transcreve a história da Mata Atlântica traduzida pelas relações que o ser humano, historicamente, estabeleceu com o mundo natural. Nosso sentimento perplexo com a obviedade dessa relação jaz sobre a floresta atlântica brasileira, hoje, devastada. O que os povos indígenas chamavam de *caáetê*<sup>39</sup>, a floresta ilesa, já não é, há muito, a realidade da Mata Atlântica.

Junto à Floresta Amazônica, a Floresta Atlântica Brasileira, como também é chamada, estabeleceu uma região biogeográfica mais rica em espécies do que qualquer outra floresta tropical no planeta. Juntas, as formações amazônicas e atlânticas constituem as florestas brasileiras. Partilham, assim, uma mesma geomassa continental, e não é de surpreender que tenham estado unidas durante largos e diversos períodos geológicos, ao longo das oscilações climáticas do Pleistoceno (Dean, 1996; Câmara, 2005).<sup>40</sup> Mas é ao longo da costa brasileira que a floresta atlântica chama atenção, naturalmente, pelos seus ícones: os fragmentos maiores que escorrem pela região da Serra do Mar (que a iconizam), a paliçada escarpada que se estende desde o Rio de Janeiro ao norte de Santa Catarina (Dean, 1996; Almeida e Carneiro, 1998).

As correntes oceânicas, os relevos e os regimes de ventos ao longo da costa caracterizam a componente atlântica da floresta. O solo foi menos determinante que a chuva e que a temperatura no estabelecimento da Mata Atlântica. No entanto, é a própria natureza que traça as linhas dos ecossistemas da Mata Atlântica. Suas dimensões, complexidade, variabilidade, fazem com que não seja possível encontrar uma designação comum, embora tenha um caráter, indiscutivelmente, distinto.

Neste capítulo iremos descrever a Mata Atlântica, caracterizando sua evolução, sua ocupação ao longo dos últimos séculos, contextualizando os ciclos econômicos determinantes para sua

---

<sup>39</sup> *Caáetê*, do tupi *Kaá eté*, representa uma das seções da Amazônia, a floresta verdadeira, que só se inunda em grandes enchentes. Contudo o termo foi aqui utilizado com o sentido dado pela passagem de Warren Dean (1996, p. 20) referindo-se a uma Mata Atlântica ainda florestada: "Seus habitantes originais a chamavam de *caáetê*, a floresta verdadeira, a floresta ilesa – um cenário muito parecido com o amazônico, salvo pelo cume e escarpas" tão característicos do bioma da Mata Atlântica.

<sup>40</sup> Há populações de animais típicos da Amazônia, como o guariba-de-mãos-ruivas (*Alouatta belzebul*) e o tamanduá-i (*Cyclopes didactylus*), que hoje podem ser encontradas nos resmanescentes da Mata Atlântica nordestina (Câmara, 2005). Há também pelo menos 277 gêneros de plantas comuns às duas grandes formações que instigam a ligação anterior entre ambas (Câmara, 2005; Rizzini, 1967).

degradação, bem como seu estado atual, igualmente retratando as ameaças emergentes, como os efeitos das alterações climáticas antropogênicas, as prioridades para sua conservação, seus benefícios e a evolução legal para sua proteção.

## 5.2 A Diversidade da Mata Atlântica

### 5.2.1 Evolução e as condições de sua diversidade

Mata Atlântica é um termo popular sem um significado científico preciso (Câmara, 2005). Também não há um consenso sobre sua idade exata, mas é por alguns considerada a mais antiga das florestas brasileiras (Rizzini, 1997). Essa formação florestal constitui-se de uma reunião de espécies que evoluíram de uma floresta original da época em que a América do Sul e o continente Africano ainda estavam unidos, há mais de 100 milhões de anos, a partir de expansões e retrações da cobertura florestal (Brown, 1987; Behling & Negrelle, 2001; Bush & Oliveira, 2006; Behling & Pillar, 2007; Ledru et al., 2007; Carnaval et al., 2009; Dean, 1996; Joly et al., 2014).

A Floresta Atlântica Brasileira está entre os biomas com maior diversidade biológica em todo o planeta, com pelo menos 40% de suas espécies endêmicas (Mittermeier et al, 2004). Tragicamente, está entre os biomas mais ameaçados que, junto a outras 24 regiões megabiodiversas do mundo, classifica-se como um *hotspot* (Myers, 2000).<sup>41</sup>

Apesar de seu estado de degradação, a Mata Atlântica é uma das maiores florestas tropicais das Américas. Em suas condições originais, abrangia uma dimensão de 150 milhões de hectares (148.194.638, mais precisamente) (Ribeiro et al., 2009). Muito embora ainda restem dúvidas quanto a sua cobertura original (Câmara, 2005), tais dimensões representam cerca de 17,4% do território brasileiro, ou ainda, 1.481,946 km<sup>2</sup> (Metzger, 2009), ocorrendo em regiões que abrangiam integral ou parcialmente 17 estados brasileiros<sup>42</sup>, desde o norte ao sul do país (Capobianco, 2001, Silva e Casteleti, 2005). É ao longo da costa brasileira que a floresta ocorre com maior predominância, (cerca de 92% de sua abrangência beira o oceano atlântico) (Ribeiro et al., 2009). Além do território brasileiro, a floresta se alarga ainda a algumas porções do Paraguai (Cartes e Yanosky, 2005; Huang et al., 2007) e da Argentina (Giraud et al., 2005). Para além da complexa rede de florestas que constitui a Mata Atlântica, ela ainda partilha em suas fronteiras complexas relações com outras formações como os pampas (fronteira sul), e formações de interior como o Chaco Boliviano e o Pantanal (nas suas fronteiras

---

<sup>41</sup> Hotspot é um conceito introduzido por Myers (2000) para designar um bioma que possui mais de 1.500 espécies endêmicas de plantas e está representado por uma área inferior a 1/4 da sua extensão original, isto é, um bioma megadiverso e extremamente ameaçado.

<sup>42</sup> Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia, Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul, Goiás e Mato Grosso do Sul (Câmara, 2005).



oeste-sudoeste), o Cerrado (a oeste) e a Caatinga (a noroeste) (Ribeiro et al., 2009, Silva e Casteleti, 2005; Rizzini, 1997).

A floresta atlântica, deste modo, é indiscutivelmente heterogênea, ao passo em que ocupa regiões tão diversas quanto sua própria evolução. Ela constitui-se de uma surpreendente variedade de composição fitofisionômica que se distribui através de mais de 3300 km ao longo da costa atlântica brasileira, desde os 3°S ao 30°S, alcançando desde o nível médio do mar a elevações superiores a 2700m de altitude, nas serras da Mantiqueira e do Caparaó, nos estados de São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro e Espírito Santo (Camara, 2005; Metzger, 2009; Ribeiro et al., 2009). Portanto a distribuição da floresta se dá em diferentes topografias e condições climáticas<sup>43</sup>, compreendendo planícies e regiões montanhosas costeiras com altos níveis de precipitação, bem como planaltos com longos períodos de seca (Metzger, 2009).

Não obstante, a distribuição da Mata Atlântica, ao longo de sua evolução, alargou-se para além de suas fronteiras modernas. Embora hoje isoladas das outras formações florestais sul-americanas, durante sua evolução as florestas da Mata Atlântica, entre suas expansões e retrações, estiveram conectadas com a Floresta Amazônica (Dean, 1996; Câmara, 2005).<sup>44</sup> A Mata Atlântica, em si, é de uma diversidade surpreendente, com uma peculiaridade de espécies como poucas florestas (Dean, 1996). A complexidade da floresta atlântica revela que possui uma diversidade de espécies de árvores por área maior que a maioria das florestas amazônicas (Joly et al., 2014).

A história climática e geológica da região da Mata Atlântica influenciou, como um todo, e sobremaneira a sua diversidade biológica. Na era Cenozóica, por exemplo, a topografia constituída por largas diferenças de relevo provocadas por grandes falhas de profundidades, influenciou a formação dos diversos ecossistemas. No Pleistoceno, as mudanças no clima tiveram também um impacto considerável. Nos períodos de clima frio e seco, também mais duradouros, houve uma fragmentação da floresta –suas manchas separavam-se pelo cerrado ou caatinga. Esse clima frio e seco alternava-se com períodos interglaciais quentes e úmidos, quando as florestas voltavam a se expandir, com as variações de temperatura e umidade (Câmara, 2005). Tal dinâmica evolucionária, ao longo da história, e as variadas condições ecológicas contribuíram para a diversidade do bioma e dos elevados níveis de especiações e endemismos (Dean, 1996; Câmara, 2005; Silva e Casteleti, 2005). As florestas de araucária (*Araucaria angustifolia*), também conhecidas como Floresta ombrófila Mista, por exemplo, espécie típica das regiões brasileiras de clima mais frio, hoje com elevado risco de extinção (Castella e Brites, 2004) cobriam áreas maiores nos períodos de clima mais frio, fato evidenciado pelos fragmentos

---

<sup>43</sup> Os climas vão desde regimes sub-úmidos com estações secas, sobretudo no nordeste, até regimes de pluviosidade extrema, em regiões da Serra do Mar (Câmara, 2005).

<sup>44</sup> During the glacial periods of the Pleistocene, for example, moist forest refuges persisted in areas such as the Serra do Mar region, while the *Araucaria* forest expanded to southern Bahia State and connected to some areas of the colder forests of the Andes (Joly et al., 2014)

isolados das florestas remanescentes desse tipo (Câmara, 2005). Quando a temperatura e a umidade criavam condições mais favoráveis, as florestas pluviais (ou ombrófilas) ocupavam áreas ainda maiores, e era neste período que a formação atlântica se conectava com a formação amazônica. Ao contrário do que possa parecer, o seu isolamento em suas retrações favoreceu especialmente as especiações (Dean, 1996; Rizzini, 1997; Silva et al., 2004; Ribeiro et al., 2011; Joly et al., 2014). Esses períodos de retração, os períodos glaciais, eram os mais longos. O último deles atingiu seu ápice entre 25 a 18 mil anos atrás, e há 12 mil anos as geleiras do continente sul-americano retiraram-se para os picos mais elevados dos Andes. Foi nesse instante geológico que a Mata Atlântica, com todo o vigor, se expandiu por sobre a escarpa costeira, escorrendo através de 3500 km pela costa atlântica sul-americana, para constituir aquelas que são as fronteiras históricas da moderna Mata Atlântica (Dean, 1996).

### **5.2.2 Os ecossistemas e os aspetos fitofisionómicos da região atlântica**

A definição da Mata Atlântica ainda é objeto de discussões e opiniões muito diversas. A Fundação SOS Mata Atlântica, em 1990, reuniu especialistas para uma primeira tentativa de alcançar um consenso em torno de suas definições. Nesse momento histórico para a conservação do bioma, acordou-se que a Mata Atlântica deveria abranger as florestas pluviais do litoral; as matas sulinas mistas com araucárias (*Araucaria angustifolia*) e lauráceas (família *Lauraceae*); as florestas estacionais decíduais e semidecíduais do interior; e ecossistemas associados, nos quais se incluem manguezais, restingas, campos de altitude, enclaves de campos e cerrados e as matas montanas da região Nordeste, também conhecidas localmente como ‘brejos’ e ‘chãs’ (Câmara, 2005).

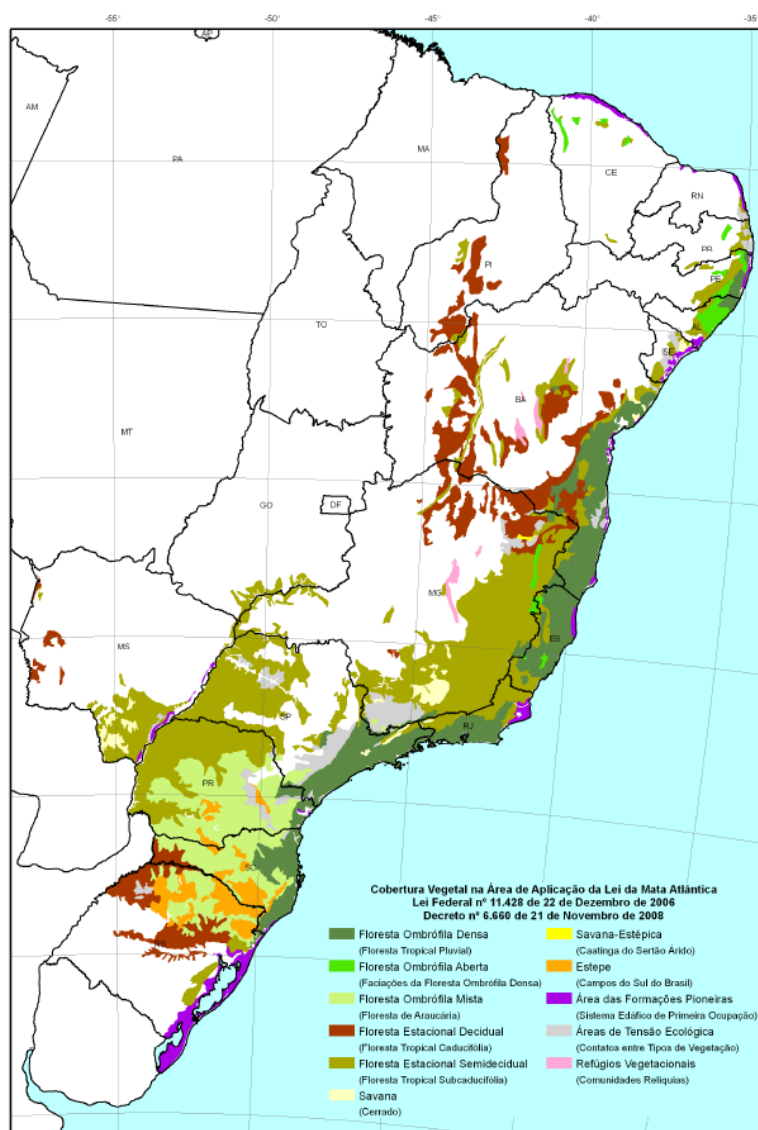
Essa definição foi posteriormente aprovada em 1992 pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e lhe foi dado o nome de ‘Domínio da Mata Atlântica’. Segundo a decisão adotada pelo CONAMA, e o Mapa da Vegetação do Brasil (1988, revisado em 1993, pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE) o Domínio da Mata Atlântica constitui-se de três formações florestais fundamentais: (i) Florestas Ombrófilas (pluviais) Densas e Abertas (que abrangem as matas pluviais montanas, submontanas, de baixada e ‘tabuleiros’ – florestas nas regiões costeiras em terras baixas e com solos arenosos); (ii) as Florestas Ombrófilas Mistas (que correspondem às matas sulinas com a presença predominante de araucárias e lauráceas) e as (iii) Florestas Estacionais e Semidecíduais (que envolvem as matas subtropicais dos estados do Sul e as matas decíduais do Nordeste).

Outra forma mais conhecida de discriminar as formações florestais é a determinação estabelecida pela Lei Federal 11428/2006 e pelo Decreto 6660/2008 que vem caracterizar as fitofisionomias do Domínio da Mata Atlântica em cinco formações:

- (i) Floresta ombrófila densa;

- (ii) Floresta ombrófila aberta;
- (iii) Floresta ombrófila mista;
- (iv) Floresta estacional semidecidual;
- (v) Floresta estacional decidual.

Além dessas formações, o domínio do bioma também abrange os ecossistemas associados mencionados acima (mangues, restingas e campos de altitude), bem como as áreas de transição entre as formações florestais, também chamadas de ‘áreas de tensão ecológica’ ou áreas ecótonos (Câmara, 2005), conforme ilustra a figura 5.1.



**Figura 5.1** Extensão do Bioma Mata Atlântica, de acordo com o determinado pela Lei Federal 11428/2006 e pelo Decreto 6660/2008 que rege o Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica. Fonte: Fundação SOS Mata Atlântica e INPE (2015).

Como se pode observar na figura acima (figura 5.1), são numerosas as zonas de transição e enclaves muito difíceis de classificar e caracterizar, com limites imprecisos que, ademais, mudaram ao

longo dos milênios com as alterações climáticas (Câmara, 2005). Há também que se considerar os conflitos na delimitação territorial que influenciaram a demarcação do bioma (Steinberger e Rodrigues, 2010). No entanto, a tabela 5.1 indica as áreas originalmente cobertas por essas formações florestais considerando a definição do CONAMA (1992) para o ‘Domínio da Mata Atlântica’, o Mapa da Vegetação do Brasil (IBGE, 1993), e o mapeamento e rastreamento dos remanescentes do SOS Mata Atlântica e IBGE (2015).

**Tabela 5.1** Extensão original do Domínio Mata Atlântica e a percentagem de suas fitofisionomias.

<b>Fitofisionomia do Domínio da Mata Atlântica</b>		
<b>Fitofisionomias</b>	<b>Extensão (km<sup>2</sup>)</b>	<b>% da cobertura original</b>
<b>Formações Florestais</b>	1 041 998	79,76
<b>Florestas Ombrófilas</b>	406 446	31,11
<b>Floresta Ombrófila Densa</b>	218 790	16,75
<b>Floresta Ombrófila Aberta</b>	18 740	1,43
<b>Floresta Ombrófila Mista</b>	168 916	12,93
<b>Florestas Estacionais</b>	635 552	48,65
<b>Florestas Estacionais Semidecíduais</b>	486 500	37,24
<b>Florestas Estacionais Deciduais</b>	149 052	11,41
<b>Zonas de Tensão Ecológica</b>	157 747	12,07
<b>Encraves</b>	65 468	5,01
<b>Refúgio Ecológico</b>	103	0,01
<b>Formações Pioneiras</b>	41 105	3,15
<b>Total Domínio da Mata Atlântica</b>	1 306 421	100

Fonte: CONAMA, 1992; Mapa de Vegetação do Brasil, IBGE, 1993; ISA, 1999; Câmara, 2005; Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, acesso 2015).

### 5.2.3 As subdivisões biogeográficas

Uma visão através das complexidades históricas e geográficas do bioma permite observar que as espécies não se distribuem de forma homogênea, agrupando-se através de diferentes sub-regiões biogeográficas, ao longo das fitofisionomias do bioma (Silva e Casteleti, 2005). Os autores delineiam, através da distribuição de borboletas, aves e mamíferos (por serem os grupos biológicos mais bem conhecidos do bioma), cinco centros de endemismo (Bahia, Brejos Nordestinos, Pernambuco, Diamantina e Serra do Mar) e mais três regiões de transição (São Francisco, Araucária e Florestas de Interior), ilustrado na figura 5.2.



**Figura 5.2** Sub-regiões biogeográficas da Mata Atlântica no Brasil, definidas pela presença de espécies endêmicas: Brejos Nordestinos, Pernambuco, São Francisco, Diamantina, Bahia e Serra do Mar; e as sub-regiões de transição são as de Florestas de Interior e a de Florestas de Araucária. Fonte: Silva e Casteleti (2005).

A caracterização de Silva e Casteleti (2005) não corresponde necessariamente às fitofisionomias determinadas pelo Mapa de Vegetação do IBGE (1993), pela Lei Federal 11428/2006 (Brasil, 2006) e pelo Decreto 6660/2008 (Brasil, 2008). É, sobretudo, uma visão complementar para

ressaltar a importância não apenas da cobertura da Mata Atlântica como um todo, e suas fitofisionomias, mas das sub-regiões biogeográficas que compõem o bioma, assim como seus centros de endemismo.

### 5.3 As reminiscências da floresta

Como referido, a Mata Atlântica é uma das maiores florestas tropicais das Américas, cobrindo em suas condições originais uma dimensão de quase 150 milhões de hectares (Ribeiro et al., 2009), apesar das dúvidas que ainda rodeiam o tema.

Até a chegada dos europeus, em 1500, não terá ocorrido uma exploração que exercesse um drástico impacto na floresta. Uma árvore derrubada para construir uma cruz na costa brasileira, simboliza o início da exploração europeia da Mata Atlântica (Dean, 1997). O, até então abundante, Pau-Brasil (*Caesalpinia echinata*), *que agora é uma espécie ameaçada de extinção, foi largamente explorado desde o século XVI. Outros ciclos econômicos seguiram a exploração do pau-brasil: cana-de-açúcar, no Nordeste, no século XVII; o café nos séculos XVIII e XIX* (Câmara, 2005; Tabarelli et al., 2005; Joly et al., 2014). *A degradação do solo provocada pela exploração do café levou, invariavelmente, à expansão das fazendas de gado, sobretudo, nos estados de São Paulo e Minas Gerais* (Dean, 1996). *Mais recentemente, as plantações de Eucalyptus para produção de celulose e papel acentuam as ameaças ao bioma* (Fonseca et al., 2009; Bracelapa, 2007).

*Em uma região ocupada por mais da metade da população brasileira (61% da população ou 120 milhões de pessoas), as florestas foram, igualmente, substituídas por cidades, entre as quais estão as maiores capitais do país (por exemplo: Belo Horizonte, São Paulo, Rio de Janeiro, Porto Alegre, Recife, Curitiba, Salvador). Muitas áreas de florestas continuam a sucumbir em razão da expansão urbana, infraestruturas (como rodovias, gasodutos e oleodutos, barragens hidroelétricas), sem mencionar a expansão da agricultura e das áreas destinadas à pecuária. Desde favelas a condomínios de luxo, o urbanismo ainda representa uma forte pressão à floresta atlântica* (Joly et al., 2014; Torres et al., 2007). *A especulação imobiliária, por exemplo, continua sendo hoje umas das pressões mais incisivas* (Young, 2005).

Diante dessa exploração e ocupação desenfreadas, ainda há lugar para a floresta? Ribeiro et al. (2009) mapearam 139.584.893 ha da cobertura da região da Mata Atlântica e estimaram que restam apenas 15.719.337 da floresta (11,26%) e ainda 658.135 (0,47%) de restingas e manguezais. Portanto, da cobertura original da Mata Atlântica, perdeu-se 88,27%, restando apenas 11,73% (considerando todos os seus fragmentos) (Ribeiro et al., 2009).<sup>45</sup> *Ao se considerar apenas as áreas maiores que 100 ha, apenas 7,4% restam hoje da cobertura original da Mata Atlântica* (Ribeiro et al., 2009).

---

<sup>45</sup> Considerando as margens de erros para o mapa analisado os remanescentes estimados por Ribeiro et al. (2009) podem variar entre 11,4% a 16,0%.

Esses dados variam conforme a metodologia utilizada e definições das regiões abrangidas pelo bioma (7-8% de acordo com SOS Mata Atlântica/ INPE, 2000 e Galindo-Leal e Câmara, 2005; 10,6% de acordo com SOS Mata Atlântica/INPE, 2008; e 27% de acordo com IESB et al., 2007; Cruz e Vicens, 2010).<sup>46</sup> O estudo de Ribeiro et al. (2009) baseou-se tanto na abrangência total determinada pela Lei Federal 11428/2006 (Brasil, 2006) e pelo Decreto 6660/2008 (Brasil, 2008), utilizados pelo SOS Mata Atlântica e pelo INPE nos seus mapeamentos, bem como na subdivisão proposta por Silva e Casteleti (2005), que estende ligeiramente a consideração do bioma. Com essa abordagem, pode-se estimar não apenas o desflorestamento de acordo com as delimitações geográficas, mas permite visualizar o estado de cada centro de endemismo (tabela 5.2).

**Tabela 5.2** Remanescentes da Mata Atlântica discriminados pelas regiões biogeográficas propostas por Silva e Casteleti (2005) com suas correspondentes áreas em hectares e percentuais.

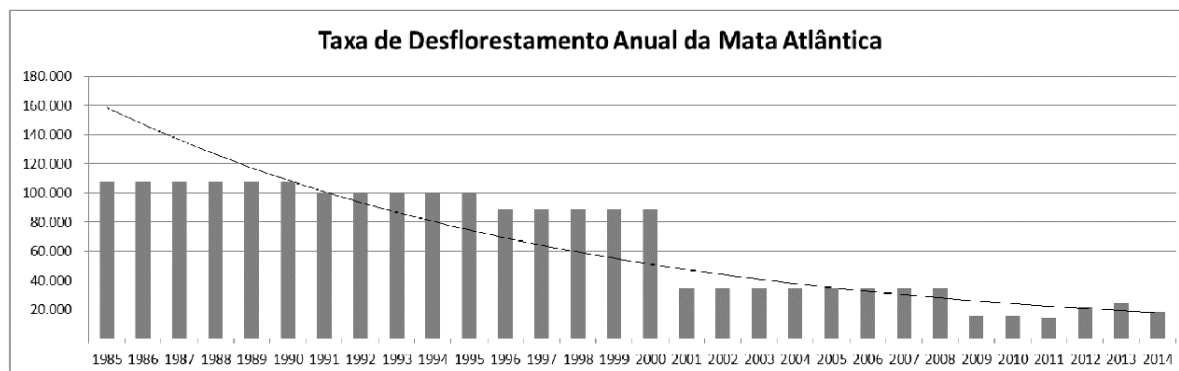
Bio-região	Remanescente florestal		Remanescente de restinga e mangue		Total do remanescente florestal da Mata Atlântica	
	Área (ha)	Porcentagem	Área (ha)	Porcentagem	Área (ha)	Porcentagem
Araucária	3.202,134	12.6			3.202,134	12.6
Bahia	2.047,228	16.7	115,059	0.9	2,162,287	17.7
Brejos Nordestinos	13,656	16.0	s/d	s/d	13,656	16.0
Diamantina	1,109,727	13.5	s/d	s/d	1,109,727	13.5
Interior	4,807,737	7.0	32,451	s/d	4,840,188	7.1
Pernambuco	360,455	11.5	19,363	0.6	379,818	12.1
Serra do Mar	3,678,534	32.2	491,263	4.3	4,169,797	36.5
São Francisco	499,866	4.7			499,866	4.7
Total	<b>15,719,337</b>	<b>11.26</b>	<b>658,135</b>	<b>0.47</b>	<b>6,377,472</b>	<b>11.73</b>

Fonte: Ribeiro et al. (2009). “s/d”: Sem dados.

Os dados mais recentes do SOS Mata Atlântica/INPE (2015) estimam que restam 15% (19.679.120 ha) do total da área natural, sendo que 12,5% é representado pelas florestas e o restante por mangue, restinga e vegetação natural não florestal. Importante referir que esses dados são referentes a todos os fragmentos maiores que 3 ha; para os fragmentos maiores que 100 ha, os dados seriam mais desanimadores. Conforme podemos reparar na figura 5.3 houve uma brusca redução da taxa de desmatamento entre os anos de 2000 e 2001 e, a partir daí, notam-se contínuas flutuações nas taxas do

<sup>46</sup> Uma das principais causas para as discrepâncias nas estimativas relaciona-se com os critérios utilizados no que concerne à inclusão de florestas secundárias e pequenos fragmentos. IESB et al. (2007) e Cruz e Vicens (2010), por exemplo incluíram em suas estimativas, florestas sem uma estrutura florestal, em estágios muito iniciais de sucessão, enquanto que o mapeamento atual, tanto de Ribeiro et al. (2009), quanto do SOS Mata Atlântica/INPE (desde 2008 até o atual relatório de 2015), incluem florestas secundárias em estágios intermediários. O trabalho de Ribeiro et al. (2008), abrange uma área um pouco maior por incluir as delimitações propostas por Silva e Casteleti (2003).

desflorestamento.<sup>47</sup> O mapeamento mais recente traz uma lufada de esperança, com uma ligeira redução do desflorestamento em 2014 em relação ao ano de 2013 (figura 5.3). Entretanto, considerando as flutuações a partir de 2001, essa redução não deve ser vista como uma tendência. A pressão antropogênica sobre a floresta, esta sim, é uma tendência que se deve refrear.



**Figura 5.3** Taxa anual de desmatamento em hectares e média exponencial histórica (SOS Mata Atlântica/INPE, 2015, p. 28)

A Mata Atlântica encontra-se num estado elevado de fragmentação, importando não somente o total de remanescente do bioma, mas também os fragmentos que o constituem. São 245.173 os fragmentos que compõem hoje a Mata Atlântica. O maior fragmento situa-se na Serra do Mar, através da costa do Estado de São Paulo e parte do Estado do Rio de Janeiro. São 1.109.546 ha de floresta contínua que representam 7% da cobertura original.<sup>48</sup> Mas em contraste, 204.469 (i.e. 83,4%) dos fragmentos da Mata Atlântica são menores que 50ha, que juntos representam 20,2% do total da cobertura original da floresta. Os fragmentos menores que 250 ha representam 97% dos fragmentos e 42% da área total originalmente coberta pelo bioma e as áreas menores que 100 ha representam 32 a 40 % da floresta remanescente (Ribeiro et al., 2009).

Os pequenos fragmentos (menores que 50 ha) representam a maior parcela dos remanescentes das sub-regiões biogeográficas (Ribeiro et al., 2009), quando analisadas separadamente. Isso tem um impacto significativo para a conservação dos centros de endemismo. Da área total da Floresta Atlântica original, apenas 1,62% (2,26 milhões ha) se encontra em áreas protegidas. Do remanescente, encontram-se protegidos legalmente 14,4%, embora apenas 9,3% corresponda a áreas da Mata Atlântica, uma vez que outras formações se misturam em algumas das reservas. A tabela 5.3 abaixo traz detalhes acerca da percentagem de áreas protegidas nas diferentes sub-regiões biogeográficas.

<sup>47</sup> Tal redução poderá ter relação com as inovações no âmbito da interpretação visual que permitiu que fragmentos florestais com áreas superiores a 10 hectares pudessem ser identificados. Nas edições anteriores do Atlas SOS Mata Atlântica, apenas áreas com mais de 25 hectares podiam ser mapeadas (SOS Mata Atlântica/INPE, 2015). Com isso, é possível que não tenha havido redução na taxa de desmatamento, mas apenas mais fragmentos florestais identificados.

<sup>48</sup> O segundo e o terceiro maiores fragmentos também se encontram na Serra do Mar: 508,571 na costa do estado do Paraná e 382.422 ha na região costeira do estado de Santa Catarina (Ribeiro et al., 2009). A Serra do Mar é uma região pouco apropriada para a ocupação humana, sendo esta talvez seja uma das principais razões para se encontrar fragmentos destas dimensões nessa sub-região biogeográfica.



**Tabela 5.3** Áreas protegidas e florestas sob proteção no Domínio da Mata Atlântica de acordo com a bio-regiões propostas por Silva e Casteleti (2003), excetuando-se os Brejos Nordestinos.

Bio-região	Cobertura original das bio-regiões (ha)	Área protegida em relação à cobertura original		Áreas protegidas da cobertura original: relação entre as bio-regiões (%)	Remanescente florestal (ha)	Área protegida do remanescente florestal		Área protegida em relação entre as bio-regiões
		Área (ha)	%			Área (ha)	%	
Araucária	25,379,316	164,651	0.65	0.39	3,202,134	98,121	3.1	6.7
Bahia	12,241,168	113,447	0.93	0.70	2,047,228	86,053	4.2	5.9
Diamantina	8,200,259	151,412	1.85	0.15	1,109,727	12,451	1.1	0.9
Interior	68,417,731	561,381	0.82	0.48	4,807,737	325,261	6.8	22.2
Pernambuco	3,132,167	4,314	0.14	0.12	360,455	3,731	1.0	0.3
Serra do Mar	11,413,171	1,201,848	10.53	8.11	3,678,534	926,184	25.2	63.3
São Francisco	10,715,533	63,297	0.59	0.11	499,866	11,823	2.4	0.8
<b>Total</b>	<b>139,499,644</b>	<b>2,260,350</b>	<b>1.62</b>	<b>1.05</b>	<b>15,705,681</b>	<b>1,463,622</b>	<b>9.3</b>	<b>100.0</b>

Fonte: Ribeiro et al., 2009).

Repara-se que se encontra sob proteção 25,2% da cobertura da Serra do Mar. No entanto, esta porção protegida representa 63% de toda a área protegida da Mata Atlântica. Isto é, a maior parte das áreas protegidas da Mata Atlântica está concentrada na Serra do Mar. Nas demais sub-regiões biogeográficas são apenas pequenos fragmentos sob proteção menos que 0,5% da cobertura total do bioma.<sup>49</sup> Outro fator crítico é a distância entre os fragmentos e as áreas com atividades humanas. Do total dos fragmentos, apenas 7,7% situam-se a mais de 1000m de qualquer área não florestada (Ribeiro et al., 2009).<sup>50</sup> Portanto, os remanescentes da Mata Atlântica se encontram em fragmentos dispersos numa paisagem modificada pelo ser humano e ainda com intensa atividade humana (Joly et al., 2014; Ribeiro et al., 2009; Tabarelli et al., 2010).

Apesar da alarmante situação de degradação da Mata Atlântica, os resultados de Ribeiro et al. (2009) demonstraram que havia mais da floresta do que se imaginava. Os autores apontam que esse resultado poderá dever-se ao facto de, sobretudo, se considerarem os pequenos fragmentos que, à primeira vista, foram desconsiderados em outras abordagens. É fundamental lembrar que os fragmentos remanescentes são pequenos, menores que 50 ha e representam cerca de 83% do total dos

<sup>49</sup> “Some reserves are contiguous, and thus we could identify seven large protected regions with areas of about 100,000 ha. Five are in the Serra do Mar region: (1) Serra do Mar State Park and Bocaina National Park; (2) Jacupiranga State Park and Superagui National Park; (3) Paranapiacaba [Petar State Park, Intervalles State Park, Xituê Ecological Station and Carlos Botelho State Park]; (4) Serra do Tabuleiro State Park and (5) Jureia [Banhados de Iguape Ecological Station, Jureia-Itatins Ecological Station, Itinguçu State Park and Prelado State Park]. The other two regions are in the Interior (Iguaçu National Park) and the Diamantina (Chapada da Diamantina State Park) regions. Together they have a total area of 1,212,800 ha, which encompasses 53.6% of the protected areas. Seventeen reserves range in size from 20,000 ha to 60,000 ha (in total 585,120 ha; 26% of the protected areas); six of them are in the Interior, five in the Serra do Mar, three in the Bahia, two in the Araucaria, and one in the São Francisco BSRs” (Ribeiro et al., 2009, p. 1147).

<sup>50</sup> A maior distância entre um fragmento de uma área não florestada é de 12km (Ribeiro et al., 2009).

fragmentos (Ribeiro et al., 2009). Contudo, em função de sua quantidade, os pequenos fragmentos são fundamentais para aumentar a conectividade entre os fragmentos maiores. A maior parte dos fragmentos florestais remanescentes se encontram em fronteiras, isto é, sempre adjacentes às paisagens já muito modificadas pelos seres humanos e poucos desses remanescentes se encontram protegidos (14,4%) (Ribeiro et al., 2009). Ainda assim, mesmo sendo um percentual consideravelmente reduzido, está longe de representar a realidade da degradação. Não obstante, os remanescentes incluem também florestas com vegetação exótica e florestas secundárias em estágios de regeneração.

Os padrões de degradação da Mata Atlântica não diferem muito de outras florestas tropicais, nas quais aproximadamente 50% da cobertura florestal estão em estágios secundários ou degradados (Ribeiro et al., 2009; Wright, 2005) e as implicações disso para a conservação são alarmantes, pois mesmo que as florestas secundárias possam desempenhar um papel significativo na sustentação da biodiversidade, muitas espécies precisam das florestas primárias e de grandes fragmentos (Gardner et al., 2007; Laurence, 2007; Ribeiro et al., 2009), sendo espectável que muitas se extingam diante de uma possível substituição da floresta primária por floresta secundária (Tabarelli et al., 2012).

### **5.3.1 A homogeneização e secundarização da floresta**

As perturbações causadas pelos seres humanos que levaram à fragmentação da floresta e sua conversão a pastos e agricultura, rapidamente mudaram a frequência e a abundância das espécies, causando um impacto na comunidade biológica e no funcionamento dos ecossistemas em múltiplas escalas (Joly et al., 2014). Em estudos com espécies de árvores com mais de 10 cm de diâmetro (DBH / *diameter at breast height*), em paisagens já modificadas pelo ser humano, especialmente em pequenos fragmentos ou bordas de florestas, notou-se uma redução na riqueza de espécies acima de 50% e um aumento das espécies dominantes (Joly et al., 2014; Girão et al., 2007; Oliveira et al., 2008; Tabarelli et al., 2010; Farah et al., 2014). As epífitas endêmicas da Mata Atlântica são particularmente sensíveis às perturbações impostas ao ecossistema (Joly et al., 2014; Leão et al., 2014).<sup>51</sup>

Essas mudanças nos padrões das espécies de árvores adultas na Mata Atlântica sugerem que o bioma vem sofrendo uma homogeneização e uma convergência florística e funcional, na medida em que as florestas se convertem em paisagens modificadas pelo ser humano (Joly et al., 2014). As espécies pioneiras que se adaptam muito bem a tais paisagens passam a ocupar progressivamente as florestas primárias. Nessa medida, as florestas fragmentadas, ou habitats muito afetados por suas bordas, tendem

---

<sup>51</sup> Joly et al., (2014, p. 463) ainda afirmam que: “*Shifts in the ecological profiles of plant assemblages are thought to cause (1) reduced functional diversity (Lopes et al., 2009), particularly in terms of reproductive strategies; and (2) a loss of phylogenetic information (Santos et al., 2010; Arroyo-Rodríguez et al., 2012). Habitat desiccation and seed dispersal limitation have been reported as the main forces driving the reorganization of plant assemblages at multiple spatial scales (Silva & Tabarelli, 2000; Melo et al., 2007; Santos et al., 2008; Costa et al., 2012)*”.

a ser mais facilmente substituídos pelas florestas secundárias, por isso, uma 'secundarização' das florestas (Joly et al., 2014; Tabarelli et al., 2012) que também tem consequências para a fauna local. Portanto, a par com as modificações provocadas pelos seres humanos, observa-se um mecanismo *bottom-up* de reorganização da floresta que também coloca sua própria diversidade em risco, (Canale et al., 2012; Galetti e Dirzo, 2013; Joly et al., 2014), obviamente induzida pelas ações humanas, em última instância. Tais padrões de secundarização também foram encontrados na Floresta Amazônica, onde as perturbações humanas estão muito presentes (Joly et al., 2014; Santos et al., 2012). Contudo, ainda mais alarmante é o fato de não se saber qual a magnitude dessa secundarização e suas implicações para a persistência da biodiversidade (Arroyo-Rodríguez et al., 2012, 2013; Joly et al., 2014).

Não obstante, Joly et al. (2014) chamam ainda a atenção para uma série de aspectos cruciais, para o entendimento da degradação da Mata Atlântica e sua correspondente homogeneização: (i) a resposta da floresta é contextual e muito dependente dos padrões da paisagem em que está inserida, e com seu histórico de perturbação são muitos os *drivers* que passam a influenciar a resposta da floresta; (ii) a perda de espécies e o declínio da biodiversidade são intensamente condicionadas pelas estratégias biológicas sensíveis às perturbações humanas; (iii) certas espécies de plantas têm uma incrível capacidade de se proliferar em larga escala (as chamadas espécies dominantes), contribuindo para a homogeneização da biota; (iv) os grandes fragmentos de florestas primárias representam habitats insubstituíveis, muito relevantes para a conservação da biodiversidade; (v) é pouco provável que se possa conceber uma paisagem favorável à biodiversidade sem uma regulação do seu uso; e, por fim, (vi) é fundamental que haja maiores estudos sobre estas interações a longo prazo, de maneira a fomentar um melhor entendimento das respostas das florestas tropicais cada vez mais imersas em ambientes modificados pelos seres humanos.

### **5.3.2 Implicações para a persistência das espécies**

Regra geral, em ambientes fragmentados há um empobrecimento da composição das espécies, bem como em seus aspectos funcionais, com severas reduções nos sistemas de polinização (Lopes et al., 2009). Além disso, os fragmentos estarão mais suscetíveis aos impactos das espécies exóticas (Uehara-Prado et al., 2009). No entanto, apesar da degradação da Mata Atlântica ao longo dos últimos tempos, considerando as ameaças persistentes (a perturbação e modificação humana do bioma) e emergentes (como a homogeneização de sua biota ou as alterações climáticas antropogênicas), não há registro de muitas espécies extintas na Floresta Atlântica Brasileira.<sup>52</sup> O fato de não haver registro de extinções em larga escala, especialmente diante da homogeneização da biota e secundarização da floresta, até pode

---

<sup>52</sup> Muitas das espécies da Mata Atlântica presentes nos registros de mais de 200 anos continuam a existir hoje, muito embora, com populações criticamente reduzidas. Florestas com mais de 90% de sua cobertura degradada tendem a perder cerca de 50% de suas espécies endêmicas, no entanto, tal não se verifica com a Mata Atlântica, considerando a corrente presença de cerca de 3200 espécies endêmicas de árvores, por exemplo (Joly et al., 2014).

parecer controverso. Mas o processo de extinção não é linear. Naturalmente, não se deve generalizar as respostas biológicas em um bioma tão diverso como a Mata Atlântica. O tempo de resposta dos ecossistemas à desflorestação e também o fato de as espécies utilizarem, quando possível, os fragmentos florestais vizinhos, o que se chama de 'suplementação e complementação de paisagem' poderá ter favorecido com que não houvessem muitas mais extinções (Joly et al., 2014; Dunning et al., 1992).

Nesse sentido, a importância do contexto paisagístico é fundamental para melhor compreender a persistência das espécies em cenários fragmentados, muito bem ilustrado e documentado no caso da Mata Atlântica. Por exemplo, pequenos fragmentos florestais na Mata Atlântica podem suportar uma diversidade de árvores comparável à de fragmentos maiores desde que tais fragmentos não se encontrem por demais degradados ou invadidos por espécies exóticas (Metzger, 1997, 2000). Sendo assim, para se estimar a riqueza de espécies, não importa apenas o tamanho dos fragmentos, mas também a conectividade entre eles, considerando o fragmento principal. (Joly et al., 2014). É fundamental que haja possibilidades<sup>53</sup> para o fluxo biológico entre fragmentos, de modo que os organismos ou populações possam suplementar e complementar suas necessidades (*landscape supplementation and complementation*, Dunning et al., 1992), daí a importância dos corredores ecológicos, bem como dos trampolins (*stepping-stones*).<sup>54</sup> Nessa medida, quando os fragmentos estão interligados, seja por corredores naturais ou mesmo agroflorestais a persistência de uma espécie só poderá ser analisada tendo em conta a composição e os arranjos gerais dessa paisagem (Joly et al., 2014; Pardini et al., 2009).

Interessante reparar que mesmo com pouquíssimos fragmentos da cobertura original, a diversidade biológica da Mata Atlântica continua surpreendentemente alta. É possível assumir que muito da diversidade do bioma já se tenha esvaído (Câmara, 2005). Mas não é uma tarefa fácil avaliar a situação real, uma vez que as informações disponíveis sobre as diferentes espécies (sobretudo da flora e fauna) foram levantadas em tempos distintos e sem uma monitorização sistemática posterior. Assim, não há tanta informação disponível sobre o quadro atual das espécies ou sobre as populações em declínio, na medida em que muitas já podem ter desaparecido. Entretanto, espécies antes desconhecidas começam a surgir, muitas vezes, em locais até muito improváveis (Câmara, 2005).<sup>55</sup>

---

<sup>53</sup> Tais possibilidades seriam a disponibilidade de habitat (*habitat reachability* ou *availability*), ou seja, a quantidade de habitat que uma espécie poderá utilizar não somente em um fragmento principal, mas na paisagem como um todo, dada sua capacidade de dispersão (Joly et al., 2014, p. 465).

<sup>54</sup> Muitos desses corredores são agroflorestais ou agroecológicos. A agrofloresta se tornou um instrumento bastante relevante para a composição, regeneração e restauração de paisagens degradadas (Cullen et al., 2004; Uezu et al., 2008). Também as plantações de eucalipto com sub-bosques regenerados com espécies naturais favorecem o fluxo biológico (Fonseca et al., 2009). Muitas espécies transitam ou mesmo vivem nesses inter-habitats. Joly et al. (2014) argumentam que os conceitos de disponibilidade de habitat e de *landscape supplementation and complementation* podem ser mais úteis para compreender a riqueza de espécies do que a relação entre espécies e áreas, bem como na teoria de ilhas biológicas.

<sup>55</sup> Um exemplo é a recente (re)descoberta, em 1990, do mico-leão-de-cara-preta (*Leontopithecus caissara*), a pouco mais de 200km do centro populacional de Curitiba e do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*),

Considerando que as espécies se tornam mais sensíveis e até mais suscetíveis à extinção, quando seus habitats são reduzidos a menos de 30% (Banks-Leite et al., 2014), qual seria a explicação para haver tão poucas extinções documentadas na Mata Atlântica, cuja cobertura restante se encontra abaixo desse limite? Joly et al. (2014) argumentam que o tempo de resposta das espécies às mudanças na paisagem seja, muito provavelmente, a resposta mais coerente. Deste modo, as mudanças na paisagem levam a uma redução progressiva na abundância das espécies através do tempo, adiando a extinção por períodos de tempo.<sup>56</sup> Esse processo ainda é pouco estudado em florestas tropicais, mas já se sabe que as espécies de árvores de longa vida responderam melhor aos eventos do passado em relação às pressões presentes na estrutura da paisagem (Metzger et al., 2009; Rigueira et al., 2013; Joly et al., 2014). Esse tempo de resposta pode exceder os 50 anos para árvores e aves, por exemplo (Metzger et al., 2009; Lira et al., 2012a). O que isso sugere é alarmante: um elevado número de espécies podem já estar fadadas à extinção, muito embora não se observe os efeitos das degradações mais recentes.

#### 5.4 Prioridades na conservação da Mata Atlântica

Ribeiro et al., (2009) e Metzger (2009) assinalam alguns aspectos cruciais para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica: (i) os fragmentos maiores constituídos por florestas primárias (mais antigas) e que sofreram poucas perturbações devem receber prioridade para a conservação das espécies; (ii) os pequenos fragmentos poderão exercer o papel funcional de interligar os fragmentos maiores; (iii) a matriz que circunda os fragmentos, área com atividades humanas, deve ser gerida de modo a atenuar os efeitos de borda sobre as fronteiras dos fragmentos, devendo ser heterogênea e mais permeável, bem como uma paisagem com elevada cobertura florestal que favorecem a manutenção das espécies em ambientes fragmentados; (iv) as ações de restauração devem ser colocadas em prática estrategicamente, reforçado por Metzger (2009) e Rodriguez et al. (2009) que tais esforços também devem se concentrar na prevenção dos efeitos de fragmentação ao invés de apenas repará-los.

Primeiro, os fragmentos maiores constituídos por florestas primárias (mais antigas) devem receber prioridade. Tais fragmentos possuem melhores chances para, a longo prazo, sustentar as espécies e populações mais alargadas (Brooks et al., 1999; Lindbom e Eriksson, 2004; Ribeiro et al., 2009; Lopes et al., 2009; Metzger, 2009), além de poder abrigar espécies mais sensíveis que necessitam de maiores áreas (Ferraz et al., 2007). Não somente as maiores porções devem ser preservadas, como também aquelas em que há florestas mais maduras, estágio que leva décadas para alcançar sua composição de espécies, mesmo sob ótimas condições de regeneração (Ribeiro et al., 2009; Rodrigues et al., 2009). Esses fragmentos têm um papel crucial no suporte de sementes, que permite que os

---

encontrado ainda nos limites urbanos de Curitiba. Nos remanescentes florestais do Nordeste, outra nova espécie de primata (*Callicebus coimbrai*) foi descoberta e descrita em 1999 (Câmara, 2005).

<sup>56</sup> Esse evento de 'adiamento' da extinção em função do tempo de resposta das espécies às modificações em seus habitats e fragmentos associados também é conhecido por *relaxation time* (Diamond, 1972).

pequenos fragmentos circundantes possam ser recolonizados, o que pode dar lugar, conseqüentemente, a programas de restauração (Ribeiro et al., 2009; Rodrigues et al., 2009). Não obstante, são poucos os fragmentos maiores remanescentes e as florestas em estágios sucessionais, comumente suprimidas pela dinâmica da paisagem, em regiões minimamente abandonadas que não são abrangidas pelas leis ambientais brasileiras (Metzger et al., 2009).

Isso nos leva ao segundo aspecto levantado por Ribeiro et al. (2009), de que os pequenos fragmentos poderão exercer o papel funcional de interligar os fragmentos maiores. Assim, não se pode desconsiderar os pequenos fragmentos, especialmente por constituírem, como já vimos, a maior parte dos fragmentos remanescentes da Mata Atlântica. A distância entre tais fragmentos (média de 1400 metros) revela uma separação considerável que impossibilita o movimento da maioria das espécies através deles, especialmente daquelas espécies que evitam as áreas de borda (Ribeiro et al., 2009; Laurence and Gómez; Hansbauer et al., 2008; Lopes et al., 2009). Daí a importância de uma gestão adequada das matrizes entre os fragmentos, pois poderão facilitar o trânsito de animais e sua persistência (Boscolo et al., 2008; Uezu et al., 2008; Martensen et al., 2008; Pardini et al., 2009) bem como a dispersão de sementes (Ribeiro et al., 2009). Portanto, interligar, mesmo os pequenos fragmentos, através de uma gestão adequada das matrizes (por exemplo, através de corredores agroecológicos, Uezu et al., 2008; Cullen Junior, 2004; Ribeiro et al., 2010), poderia aumentar a permeabilidade das matrizes e, conseqüentemente aumentar a conectividade (Fonseca et al., 2009). A degradação da Mata Atlântica implicou na perda de qualidade dos solos, das águas, na simplificação das florestas (secundarização das florestas, por exemplo), situação intensificada com o advento da mecanização da agricultura e com o uso de agrotóxicos (Durigan et al., 2007; Ribeiro et al., 2009). Entretanto, é fundamental que a relação entre a matriz e sua conectividade com os fragmentos florestais seja melhor estudada, bem como os enlaces sociais, económicos e ambientais que levaram à redução da conectividade entre as florestas (Fonseca et al., 2009).

Scarano (2009), lança um outro panorama ao se considerar as prioridades para a conservação da Floresta Atlântica Brasileira, no qual enfatiza o papel fundamental de espécies comuns, bem como a importância de conservá-las. As estratégias que utilizam as espécies raras como indicadores no estabelecimento de prioridades para a conservação devem também estar atentas à importância evolucionária e aos processos adaptativos em comunidades com pouca diversidade, bem como às regiões ecótonos (Scarano, 2009). As estratégias para a conservação da Mata Atlântica estiveram muito centradas na formação nuclear da floresta (i.e., na floresta *stricto sensu*), enquanto que habitats marginais como restingas, mangues e campos de altitude eram relativamente desconsiderados. O autor argumenta pela importância das espécies vegetais chamadas de 'protetoras' ou 'nutridoras' (*nurse plants*). Tais espécies se adaptaram muito bem às restrições nutricionais e de água, garantindo um sucesso em sua migração para áreas arenosas, pantanosas e rochosas (típicas da restinga, mangue e campos de altitude respectivamente). Muitas dessas espécies, então, se comportaram enquanto espécies

protetoras que possibilitaram e favoreceram a colonização de tais ambientes por outras espécies. As espécies protetoras são encontradas, geralmente, em grande abundância nesses habitats marginais e possuem um surpreendente vigor ecofisiológico. Paradoxalmente, essas plantas possuem uma adaptabilidade Darwiniana muito pequena, tornando-as muito suscetíveis, enquanto que as espécies endêmicas estão mais ajustadas localmente (Scarano, 2009). Assim, existem relações fundamentais entre esses ambientes marginais e a floresta, revelando a importância de se preservar as distintas formações vegetais da região da Mata Atlântica coletivamente. Além disso, as espécies mais comuns (*widespreads*) desempenham um papel fundamental nesses habitats marginais à floresta, e, apesar de sua ubiquidade, devem ser consideradas nas prioridades na conservação (Scarano, 2009).

Portanto, ao passo em que se reforça a necessidade de reestabelecer a conectividade entre os fragmentos, a matriz que circunda os fragmentos, área com (às vezes, intensas) atividades humanas, deve ser gerida de modo a atenuar os efeitos de borda sobre as fronteiras dos fragmentos (Ribeiro et al., 2009). As espécies mais restritas às florestas são especialmente influenciadas pelas alterações nas bordas das florestas. Esses efeitos podem penetrar na floresta de uma maneira pouco perceptível, mas com impactos significativos para tais espécies. Contudo, as espécies comuns nutridorais também desempenham um papel fundamental neste contexto (Scarano, 2009). *Também as* estradas são fatores de fragmentação, gerando impactos significativos para espécies que necessitam de maiores áreas de deslocamentos, como grandes felinos devendo igualmente ser consideradas nos planos de conservação (Srbek-Araujo, 2015). Muito embora os corredores ecológicos estejam recebendo enorme relevância no panorama conservacionista, sobretudo em áreas fragmentadas, como é o caso da Mata Atlântica, Lopes et al. (2009), levantam algumas importantes críticas ao modelo dos corredores. Os autores argumentam que os corredores não possuem a capacidade de comportar a diversidade da história da vida da floresta, sendo estratégias muito limitadas para assegurar uma conservação ecológica ao longo prazo, especialmente quando os corredores são muito estreitos, sendo muito suscetíveis aos efeitos de borda. Os autores argumentam que a preservação de largos blocos de florestas primárias deve continuar sendo a principal prioridade para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica. No entanto, isso não exclui a importância dos corredores que devem continuar exercendo um papel crucial (Ayres et al., 2005).

Por fim, as ações de restauração devem ser colocadas em prática estrategicamente (Ribeiro et al., 2009). Considerando o estado da Mata Atlântica, sua conservação passa a depender também substancialmente da restauração (Rodrigues et al., 2009). Como afirma Metzger (2009, p. 1114) "[...] a Floresta Atlântica está se desvanecendo, e essa crítica situação precisa urgentemente de ações de conservação". Não obstante, a conservação do bioma não se deve restringir às áreas ainda florestadas, mas estender-se também à restauração, o que deve ser uma das prioridades principais (Metzger, 2009; Rodrigues et al., 2009). Nessa medida, as políticas públicas devem estimular sobremaneira as restaurações em larga-escala, especialmente nas áreas que separam os fragmentos remanescentes

florestais da Mata Atlântica (Ribeiro et al., 2009), sem abandonar a prioridade de se conservar as florestas remanescentes e seus maiores fragmentos. As ações de restauração devem ser rapidamente colocadas em ação, mas de forma estratégica de modo a maximizar os esforços e os efeitos. Com a restauração de uma porção da Serra do Mar degradada, por exemplo, poderia se criar um fragmento com mais de 2,8 milhões ha. Essa poderia ser uma ação prioritária de conservação. Sendo assim, as políticas de mitigação deveriam considerar, como uma das prioridades, conectar os fragmentos separados. Também deveria ser um esforço complementar a criação de novas reservas entre os fragmentos da região da Serra do Mar, especialmente nas áreas mais suscetíveis a futuras degradações (Ribeiro et al., 2009).

Outra ação fundamental seria criar conectividade entre as diversas sub-regiões biogeográficas da Mata Atlântica, com implicações significativas para a manutenção do processo de evolução biológica, sobretudo diante dos cenários que emergem das Alterações Climáticas (Ribeiro et al., 2009; Joly et al., 2014), tarefa que implica uma importante ação de governança, já que a Mata Atlântica se estende por diversas regiões e estados do Brasil.

Resumindo, os remanescentes da Mata Atlântica se encontram em fragmentos imersos em uma paisagem modificada pelo ser humano (Tabarelli et al., 2010; Joly et al., 2014); poucos fragmentos maiores de florestas mais antigas (ou primárias); muitos fragmentos menores com bordas afetadas e suscetíveis com distintos níveis de distúrbios (Ribeiro et al., 2009); florestas secundárias em diversos graus a se recuperar das atividades agropastoris ou de abandono; pequenas parcelas de florestas em regeneração assistida (Chazdon, 2008); fragmentos agroflorestais; plantações de espécies de árvores exóticas como *Pinus* e *Eucalyptus* (Fonseca et al., 2009). Os mosaicos agrícolas estão espacialmente arranjados enquanto paisagens variegadas que experimentam ciclos de abandono da terra resultantes de períodos de pousio, da supressão das florestas secundárias por pastos e plantações, bem como das mudanças das atividade econômicas (Cartes, 2003; Metzger et al., 2009; Teixeira et al., 2009; Joly et al., 2014). Grande parte da terra que é deixada de lado para a conservação acaba por ser reconhecida como terras agrícolas marginais, o que resulta em uma paisagem intensamente modificada, incluindo centros de endemismo (Tabarelli et al., 2010; Joly et al., 2014). Nessa medida a Floresta Atlântica acabou por ser convertida naquilo que Ellis et al. (2010) chamaram de ‘anthrome’, isto é, um bioma antropogênico.<sup>57</sup>

---

<sup>57</sup> “*Anthromes (Anthropogenic Biomes, or "human biomes") represent the global ecological patterns created by sustained direct human interactions with ecosystems*” (<http://ecotope.org/anthromes/>) Acesso em 14 de maio de 2015.



## **5.5 Os ciclos socio-económicos da destruição: um breve histórico da devastação da Floresta Atlântica Brasileira**

Não somente importa limitar o desflorestamento, mas é fundamental perceber que a ocupação e as formas de uso da terra, antes floresta, também influenciam sobremaneira o futuro dos fragmentos florestais remanescentes. Nesse sentido, é importante estar atento às variáveis sociais e económicas que influenciam tanto a destruição quanto a preservação dos habitats. Os efeitos das alterações ambientais, institucionais ou simplesmente da percepção histórica do contexto da degradação/conservação poderão levar a conclusões bastante distintas. Portanto, para compreender as influências socioeconómicas na história do desmatamento da Mata Atlântica é importante que sejam identificados os indicadores dessas pressões antropogênicas, considerando toda a heterogeneidade do processo antrópico de ocupação do território (Young, 2005).

Young (2005) sugere que, de uma forma geral, os ciclos de ocupação da terra passam por três estágios fundamentais. O primeiro caracteriza-se pela rápida expansão demográfica e intensas atividades agrícolas que desencadeiam o desmatamento. No segundo, o crescimento demográfico e económico diminuem, em contraste com a persistência do desmatamento que passa a ocorrer devido a outras pressões como a especulação imobiliária, expansão das lavouras e pastagens. O terceiro é um momento em que as pressões económicas e demográficas decaem, uma vez exauridas as fontes (recursos) naturais. Aqui as técnicas de eficiência de produtividade ocupam seu lugar e reduzem a necessidade de mão de obra. Os trabalhadores perdem seus empregos e tornam-se fazendeiros empobrecidos, que tendem a exaurir ainda mais as florestas, em terrenos nada próprios para a agricultura, levando à perpetuação dos ciclos de pobreza.<sup>58</sup> Os determinantes socioeconómicos do uso da terra diferem entre os biomas brasileiros, apesar das semelhanças nesses processos.<sup>59</sup>

O desmatamento da Floresta Amazônica, apesar de intenso, é relativamente recente, pelo que ainda restam grandes áreas preservadas. As diferenças na pressão socioeconómica são marcantes, no entanto os ciclos de ocupação da terra são um elo comum entre a Floresta Amazônica e a Atlântica. A pressão demográfica e as atividades agrícolas parecem perder importância em áreas nas quais o desmatamento já é de longa data, como é o caso da Mata Atlântica, ao contrário da região amazônica,

---

<sup>58</sup> Um típico exemplo dessa situação é a exploração do café no vale do Paraíba no início do século XX. A produção de café, até então abundante, drasticamente diminuiu, sobretudo em razão de práticas de cultivo inadequadas e pelo rápido desmatamento que levou à exaustão dos solos. Como consequência, após um êxodo económico e demográfico, essas terras passaram a ser ocupadas pela criação extensiva de gado, gerando menos emprego e renda para as populações.

<sup>59</sup> Apesar das semelhanças no processo de mão-de-obra rural e da luta pela posse de terra, as características de desmatamento na Amazônia, no Cerrado, no Pantanal e na Mata Atlântica são bastante distintas. Entretanto, a extração comercial de madeira é mais influente no desmatamento da Amazônia que no Cerrado, no qual o cultivo de grãos é o fator principal de desmatamento. Enquanto que a especulação imobiliária e o turismo exacerbado colocam maiores pressões sobre os biomas da Mata Atlântica e do Pantanal (Young, 2005).

em que as fronteiras agrícolas invadem cada vez mais a floresta, convertendo-as em áreas agropastoris (Young, 2005).

Já a ocupação e exploração da Mata Atlântica não é algo recente (Dean, 1996). As comunidades indígenas e tradicionais pré-históricas, que já habitam a floresta há pelo menos 11.000 anos, praticavam formas rudimentares de agricultura que geravam impactos para a floresta. Mas tal impacto não é tão perceptível nos dias de hoje. É com a chegada dos europeus, em 1500, com a exploração em larga-escala do pau-brasil (*Caesalpinia echinata*) que começa o desmatamento (Câmara, 2005). Os ciclos económicos tiveram um grande impacto na degradação da Mata Atlântica. O pau-brasil, a cana-de-açúcar, o gado, o ouro e o café foram as *commodities* sobre as quais giraram os principais ciclos económicos da devastação da Mata Atlântica do século XVI ao século XX.

O pau-brasil foi o primeiro 'produto' com interesse comercial na região da Mata Atlântica e é um exemplo da destruição descomedida da floresta em função de uma *commodity* (Young, 2005). Não são muitos os registros sobre a exploração comercial de pau-brasil, embora se possa assumir, assim como todos os outros produtos com os quais lidaram os portugueses no Brasil, que o papel dos conhecimentos dos nativos da floresta foi fundamental. Os portugueses não tinham conhecimento sobre onde encontrar e, tampouco, identificar as árvores e deixavam essas tarefas ao encargo dos povos nativos. Os recursos da Coroa Portuguesa eram bastante limitados na altura, destinados sobretudo para suas explorações no Oriente. Com isso, Dom Manuel entregou a exploração a comerciantes, encarregando-os de levar pelo menos seis navios por ano para a extração de tudo que pudessem, incluindo o pau-brasil. Foram tão diligentes nessa tarefa que nos primeiros anos, a coleta chegou a cerca de 1.200 toneladas por ano (Dean, 1996).

Em 1588, as reservas viáveis já se encontravam a mais de 20 km da costa (Bueno, 1998; Young, 2005). Neste mesmo ano, passaram pela aduana portuguesa cerca de 4700 toneladas de pau-brasil (possivelmente menos da metade do volume verdadeiro). A exploração portuguesa, junto ao tráfico clandestino francês, e os intermitentes contrabandos espanhóis e ingleses, pode ter provocado a extração de 12.000 toneladas por ano. A exploração era tamanha, já no ano de 1605, que alarmou a Coroa Portuguesa, que passou a controlar a extração indiscriminada e a estocagem. Criou-se a função de guardas florestais e decretou-se a pena de morte para aqueles que ilegalmente extraíssem da floresta. Voltando a ser um monopólio, os concessionários eram autorizados a comercializar 'apenas' 600 toneladas por ano. Estima-se que um volume médio de 8.000 toneladas/ano tenha sido extraído no século XVI. Essa atividade implicava corte, carreto, estocagem e transporte de cerca de 320 mil seções de 20 kg. Obviamente, os europeus não fizeram todo o trabalho sozinho e milhares de indígenas devem ter sido empregados nessa exploração. Eles próprios chegaram a estocar a madeira, antecipando a demanda. Assim, estima-se que um número próximo dos 2 milhões de árvores tenham sido derrubadas no primeiro século de exploração, afetando 6 mil km<sup>2</sup> de Mata Atlântica (Dean, 1996). Ironicamente,

a espécie que deu ao Brasil seu nome e a reputação de terra naturalmente abundante tornou-se "[...] a primeira raridade natural e a primeira vítima da exploração de *commodities*" (Young, 2005, p. 105).

No século XVIII, foram as plantações de açúcar, do litoral do Estado de São Paulo ao Rio Grande do Norte (Câmara, 2005). O ciclo económico da cana-de-açúcar, um espécie exótica introduzida, embora não tenha afetado uma fonte (recurso) natural específica, exerceu uma profunda pressão sobre a Mata Atlântica, sobretudo nas áreas férteis do litoral nordestino, onde se abriram as florestas para o cultivo e a lenha foi usada como combustível nos engenhos. A organização da produção do açúcar e sua estrutura fundiária fomentaram, para além do desmatamento, uma tamanha disparidade social. A cana de açúcar ainda hoje é a base da economia da região e, mesmo depois da abolição da escravidão, da qual o plantio e o processamento da cana-de-açúcar dependia, as condições sociais dos trabalhadores mantiveram-se, e ainda se mantêm, entre as piores do país (Young, 2005).

O seguinte ciclo económico girou em torno de outra espécie exótica, com um padrão muito semelhante ao da cana-de-açúcar, o café, sobretudo no primeiro estágio em que a mão de obra escrava era o principal fator de trabalho. No início do século XIX, após ocupar e exaurir o solo da região do vale do Paraíba, as práticas agrícolas tipicamente empregadas no cultivo de café, práticas ainda hoje utilizadas, migraram para o interior do estado de São Paulo e do Paraná. Entretanto, os imigrantes livres europeus vieram substituir os escravos, fato que teve um enorme impacto no fomento do café, enquanto uma *commodity*, gerando excedentes que financiaram a expansão industrial brasileira no século XX (Young, 2005).

O ciclo do ouro enquanto *commodity* constituiu também uma pressão primária sobre a floresta. Não só as técnicas utilizadas para a exploração das jazidas, mas a demanda por madeira e lenha, entre outros recursos para os mineradores, causaram a redução da floresta. Naturalmente, uma vez esgotadas as reservas, as áreas de mineração também entrariam em declínio. Porém, as atividades mineradoras nos estados de São Paulo, Minas Gerais e Goiás já haviam tido um impacto profundo sobre as florestas desde o século XVIII (Young, 2005; Dean, 1997).

A criação extensiva de gado foi também um importante elemento de destruição da Mata Atlântica, atividade económica conhecida como o 'ciclo do couro' (Coimbra-Filho e Câmara, 1996; Câmara, 2005). À medida em que as florestas foram colocadas abaixo para abrir novas áreas para pastagem, o gado, enquanto *commodity*, também representou um sério fator para o desmatamento da Mata Atlântica. A exploração de gado continua a ser uma das principais formas de uso da terra no Brasil, e caracteriza-se pela sua baixa produtividade, pequena demanda de mão de obra, e pela limitação para a geração de renda para alterar a situação social, já que se caracteriza por enormes fazendas de proprietários ricos. O ciclo económico do gado, assim como o do ouro, gerou uma profunda degradação da floresta e pouquíssimos benefícios sociais (Young, 2005). É inegável o impacto que a exploração do gado levou à Mata Atlântica na região Sudeste brasileira, mas é frequentemente esquecido que as

florestas nordestinas, nos primeiros séculos de colonização, foram bastante degradadas em função desse tipo de exploração. Rebanhos foram levados desde a Bahia e o Pernambuco para o interior, limpando o caminho para a subsequente ocupação humana. Com o acesso do gado aos corpos hídricos degradou-se a floresta ciliar; também foram queimadas largas áreas para a formação das pastagens, que levou a uma mudança radical do ambiente (Câmara, 2005; Coimbra-Filho e Câmara, 1996).

A indústria madeireira que se praticou no bioma, manteve-se de modo bastante semelhante, desde o período colonial até meados do século XX. Até então, historicamente, a exploração da madeira é fortemente caracterizada por aspectos migratórios e temporários, acompanhando a expansão da fronteira agrícola, de uma forma geral. A partir de 1920, a indústria madeireira impulsionou-se, com a instalação de melhores equipamentos industriais e malhas de transporte (Cabral e Cesco, 2008). Com o seu desenvolvimento arrojado, a indústria madeireira levou ao risco de extinção as matas de araucária nos estados do Sul.<sup>60</sup> Muitas ‘madeiras de lei’, ou seja, madeiras de maior qualidade e resistência, eram utilizadas na altura como lenha, sem nenhum delineamento (Câmara, 2005), sobretudo por não haver condições de transporte e tecnologias adequadas. Aliás, nos anos 70, a Mata Atlântica, mesmo com a sua cobertura florestal já extremamente reduzida, representava uma contribuição de praticamente metade de toda a produção de madeira de toras no Brasil (Câmara, 2005; MMA, 2000). Obviamente, hoje essa contribuição não seria possível, mas o desmatamento para utilização da madeira na Mata Atlântica continua apesar das inúmeras restrições da multiplicidade de órgãos fiscalizadores (Campanili e Prochnow, 2006). Entretanto, boa parte da mata de araucária e remanescentes florestais no sul da Bahia continuam vulneráveis às explorações (Câmara, 2005; Campanili e Prochnow, 2006).

Com a crise do petróleo dos anos 70, as matas residuais, especialmente, do Nordeste e do interior de São Paulo, reduziram ainda mais drasticamente, na medida em que o álcool passou a ser utilizado como combustível alternativo, tendo as matas sucumbido às plantações extensivas de cana-de-açúcar. As matas remanescentes também passaram a ser substituídas por eucaliptos e pinheiros com a rápida expansão da indústria de celulose e papel (Câmara, 2005). Nunca houve muita tradição de práticas de manejo, ditas sustentáveis, na Mata Atlântica. Ademais, a silvicultura consiste praticamente de monoculturas de espécies exóticas, sobretudo eucalipto e pinheiro, tendência cada vez mais presente. São poucos os produtos florestais não madeireiros que recebem atenção.<sup>61</sup> É mais rentável incentivar o extrativismo na maior parte dos produtos florestais, ficando evidente que o financeiramente mais rentável é sempre a opção privilegiada (Young, 2005).

Não se pode esquecer que "[...] aquela modalidade predatória de indústria madeireira que ajudou a selar a sorte da Mata Atlântica não desapareceu, apenas migrou para o bioma ao lado" (Cabral

---

<sup>60</sup> As madeiras de araucária eram usadas nessa época, sobretudo, para fazer fôrmas de concreto que eram usadas nas cidades que cresciam muito rapidamente (Câmara, 2005).

<sup>61</sup> Por exemplo: piaçava (*Leopoldina piassaba*), o bacuri (*Platonia insigninis*), a mangaba (*Hancornia speciosa*), o umbu (*Spondias tuberosa*) e o fruto e a castanha do caju (*Anacardium occidentale*).

e Cesco, 2008, p. 45). Deste modo, boa parte da exploração da madeira hoje vem da Floresta Amazônica ou de plantações de madeira de espécies exóticas de pinheiros e eucaliptos. A Floresta Amazônica, com não menos que 70 bilhões de metros cúbicos de madeira comercializável, talvez seja uma das últimas 'reservas' madeireiras do mundo, considerando que boa parte das florestas asiáticas e africanas se encontram em estágios muito avançados de degradação (Cabral e Cesco, 2008).

O agronegócio, a silvicultura, as centrais hidroelétricas, as monoculturas, incessantemente, vêm substituindo os remanescentes da Mata Atlântica. A pressão urbana não vem apenas da expansão urbana e demográfica, mas os diversos interesses econômicos (comerciais, industriais, imobiliários e turísticos, entre muitos mais), que continuam intencionando e exercendo a supressão da cobertura que ainda persiste preservada ou em estado de recuperação. A discussão sobre os constantes conflitos entre a preservação da Mata Atlântica e a livre iniciativa econômica ganha mais e mais relevância, sobretudo em um contexto em que cerca de 70% das áreas da floresta atlântica situam-se em propriedade privada. Os imperativos econômicos, os ditames da competitividade e os avanços tecnológicos precedem o conhecimento de suas consequências e riscos (Gaio, 2014).

O século XX testemunhou uma aceleração exponencial da destruição da Mata Atlântica. O crescimento demográfico e a ocupação do ambiente natural na região da Mata Atlântica nos últimos 200 anos foram surpreendentes, especialmente no século XX (Jacobsen, 2005). No início do século, a população brasileira totalizava cerca de 17 milhões de pessoas, na metade do século já éramos 52 milhões e este número mais que triplicou no final do século (Câmara, 2005). Hoje somos mais de 200 milhões, sendo que 70% da população brasileira (cerca de 120 milhões de pessoas), com distintas condições socioeconômicas, ocupam a região da Mata Atlântica. As distintas histórias de colonização sobre a região, bem como as variadas políticas de uso da terra, também fizeram com que a distribuição da população fosse bastante heterogênea.

Seria lógico assumir que uma possível desaceleração ou um 'crescimento negativo' da população também ocasionasse uma diminuição na perda de áreas florestadas. Contudo, Young (2005) argumenta que se descortina uma situação bastante diferente ao se investigar as correlações entre as tendências no desmatamento e as alterações demográficas nas áreas rurais da Mata Atlântica. A população rural nos estados do Sul e do Sudeste vem diminuindo continuamente, desde os anos 60 e 70 e apesar de um declínio de cerca de 7,5 milhões na população das áreas rurais, o desmatamento continuou no mesmo ritmo nos estados dessas regiões. De 1985 a 1995 a perda de florestas nos estados do Sul e do Sudeste juntou mais de 10.000km<sup>2</sup> (Fundação SOS Mata Atlântica et al., 1998), apesar da diminuição da população rural nessas regiões.<sup>62</sup> Frequentemente, a criação de gado, a mineração em

---

<sup>62</sup> Por falta de dados suficientes para comparação, os dados do Nordeste não foram referidos por Young (2005).

grande escala, a agricultura e a exploração para obtenção de madeira representam as maiores pressões sobre a floresta e a biodiversidade (Jacobsen, 2005).

Portanto, a pressão populacional não é por si só determinante para o declínio da Mata Atlântica, na medida em que o desmatamento continuou com o mesmo afinco, mesmo diante do declínio da população rural. Isso revela que mais esforços são necessários para compreender os fatores socioeconômicos envolvidos na destruição da Mata Atlântica (Young, 2005). Isso porque não são apenas a densidade e o crescimento populacionais que influenciam as relações entre as populações humanas e a perda da biodiversidade, mas multivariadas causas subjacentes criadas pelos padrões de consumo, assentamentos humanos e uso das fontes naturais. Alguns aspectos demográficos, como as elevadas taxas de fertilidade, migração e urbanização, claramente contribuem para a diminuição dos habitats em área de elevada biodiversidade, e sua respectiva fragmentação e isolamento. E são muitos os casos em que esses aspectos podem agravar a pobreza e a migração, que acabam por diluir as instituições sociais responsáveis pelo apropriado 'manejo' das fontes naturais (Jacobsen, 2005)

Outro fator interessante realçado por Young (2005; 2006) é a relação equívoca entre o desmatamento e a geração de empregos na área rural. A redução de oportunidades de trabalho nas áreas em que a Mata Atlântica foi convertida para uso agrícola apenas acompanhou o desmatamento. Além disso, a ideia de que a conversão da floresta para uso agrícola é necessária para que a população possa ter melhores condições de vida é, segundo o autor acima, um mito. O desmatamento para dar lugar a lavouras e pastagens continuou e as condições de vida não melhoraram em razão disso (Santos, 2004; Young, 2006), pelo contrário, poderão gerar ainda mais iniquidades e desigualdades de poder.

Segundo Young (2005), o setor agropecuário é um dos mais notáveis setores indicadores de desequilíbrio no Brasil e, concomitantemente, na Mata Atlântica. A concentração da posse de terra na região coberta pelo bioma ilustra esse desequilíbrio muito pertinentemente. Os latifúndios (terras com mais de 1.000 ha) ocupam mais que o dobro das áreas das pequenas propriedades (terras com menos de 50 ha) na região Sudeste e Nordeste. Mesmo na região Sul, em que a distribuição se mostra mais equilibrada, as propriedades de menos de 200 ha não chegam à metade do total de propriedades. Ao se considerar as três regiões, as propriedades com menos de 50 ha representam apenas 20% do total da área ocupada, nas quais se encontram 76% das pessoas que vivem da agricultura e concentram mais de 36% da produtividade. É interessante notar que nas áreas maiores que 1.000 ha ocupam também cerca de 27% da área total, responsáveis por 21% da produtividade agrícola, contudo empregam apenas 3% da força do trabalho agrícola. A conclusão é que as pequenas propriedades são as responsáveis por uma maior produtividade, além de gerar maior quantidade de empregos. Assim, a conversão das áreas florestadas em áreas para uso agrícola não apenas ocasiona a perda das florestas, mas promove um desequilíbrio na posse de terra. Claramente, um desequilíbrio de poder que gera uma estrutura social igualmente desequilibrada em que os grandes proprietários se beneficiam às custas dos pequenos trabalhadores rurais (Young, 2005). Este é um fator importante a ser mencionado, na medida em que a

operacionalização dos pagamentos por serviços ecossistêmicos/ambientais acaba por gerar efeitos muito semelhantes, como será melhor elucidado no capítulo 8. Deste modo, mais significativa que a pressão demográfica, a pressão agropecuária é provocada, principalmente, por um pequeno contingente que detém grandes propriedades.

A expansão das fronteiras agrícolas também foi fomentada por diversas políticas públicas. Os empréstimos subsidiados, nas décadas de 60 e 70, foram grandes incentivos aos proprietários para aproveitarem as áreas 'improdutivas' (isto é, as florestas) para gerar alguma atividade produtiva, usualmente, a criação extensiva de gado (Young, 2005; Chaddad e Jank, 2006; OECD, 2005). Nos anos 80, no lugar dos empréstimos subsidiados, reduzidos pela crise fiscal da época, a política do preço mínimo<sup>63</sup> para os produtos agrícolas, bem como subsídios para insumos, estimulou uma exploração agrícola bastante ineficiente e agressiva. Tal política de preço reduzia a incerteza dos fazendeiros, principalmente em épocas de inflação; subsidiava o combustível para aqueles que residiam em áreas mais afastadas, reduzindo os custos do transporte e, de certa forma igualando o frete por todo o país (Young, 2005) o que incentivava a exploração das fronteiras com as florestas.

Como Young (2005) assinala, as políticas voltadas para a exportação aumentaram a expansão de lavouras e pastagens, demandando mais terras para a agricultura e levando a um aumento no preço das terras, sobretudo nas regiões Sul e Sudeste. Enquanto isso, a especulação imobiliária incentivou a conversão das florestas nas regiões do Cerrado e da Amazônia, onde, até hoje, se compram propriedades maiores do que nas regiões Sul e Sudeste, por preços mais baixos. Acompanhando essa expansão, a consequente construção de estradas e outros projetos de infraestrutura facilitaram a invasão das áreas florestadas, ainda que tenham reduzido os custos e melhorado as vias de transporte (Young, 2005).<sup>64</sup>

Também as políticas macroeconômicas influenciam o processo de desmatamento. Young (2005) coloca que as políticas monetárias cujo efeito é de elevar as taxas de juros, também encorajam os produtores rurais a darem privilégios àquelas práticas que procuram garantir resultados a curto prazo. As políticas macroeconômicas de redução de gastos públicos também acabam por incentivar o desmatamento. Por exemplo, cortes de despesas públicas inviabilizam a contratação de guardas-parques para a fiscalização de áreas protegidas, favorecendo a invasão e degradação das áreas florestadas,

---

<sup>63</sup> A política do preço mínimo procura dar suporte para o produtor rural, assegurando um preço mínimo de comercialização, de modo que os possíveis prejuízos devido à queda dos preços de mercado sejam atenuados (Costa, 2015). O preço mínimo é um valor monetário estipulado pelo Governo e é dado por unidade de peso do produto, com vigência de um ano da safra. Durante a safra, o mecanismo funciona como uma seguro para o produtor rural obter uma renda mínima para sua produção (Favro et al., 2014).

<sup>64</sup> "A construção de rodovias pode ser especialmente nociva para a conservação: no caso dos estados das regiões Sul e Sudeste, a malha rodoviária cresceu 20% em apenas dez anos, de 843.886km em 1985 para 882.740km em 1990 e 1.014.114km em 1994 (IBGE, 1985, 1996). Ao facilitar o acesso a regiões anteriormente remotas, as estradas criam a expectativa de elevação do preço da terra, um elemento crítico que incita o ciclo da especulação imobiliária, que, por sua vez, leva ao desmatamento"(Young, 2005, p. 110).

revelando ainda a falta de prioridade dos órgãos governamentais em proteger as florestas (Young, 2005).

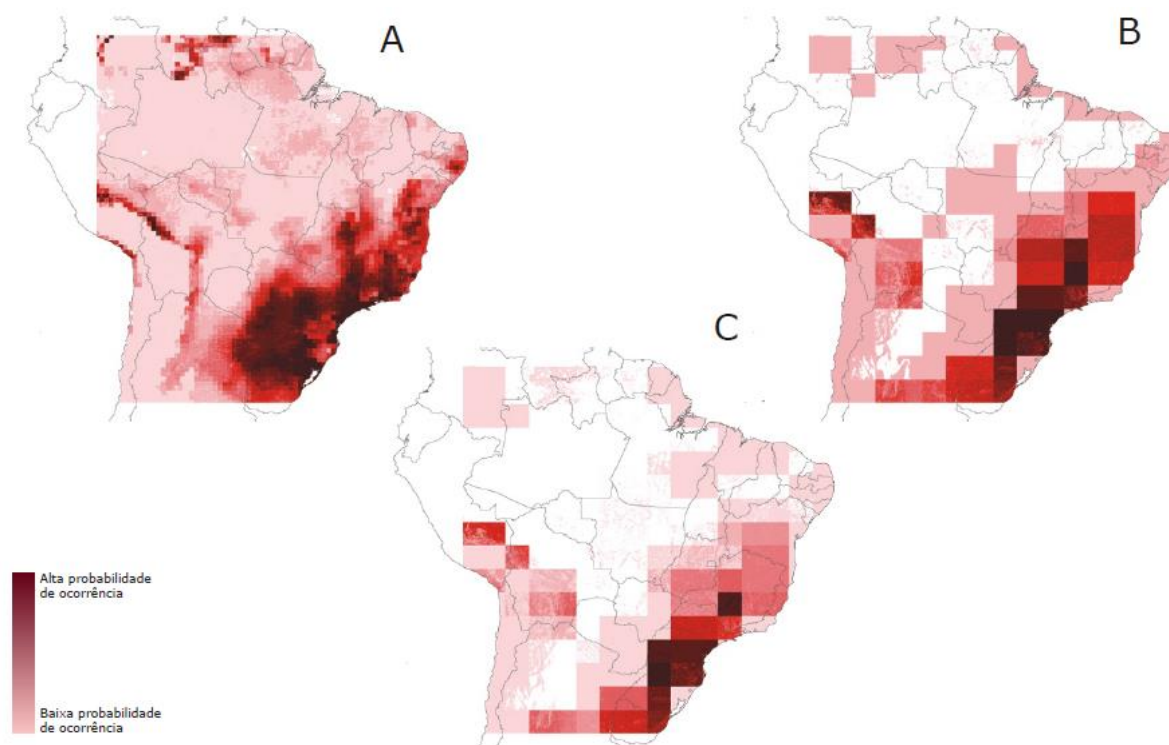
Os projetos de desenvolvimento acabaram, de uma forma geral, por incentivar a especulação imobiliária e, por fim, o desmatamento (Ladeira e Nolete, 2011). Muito embora outras políticas favoráveis tenham sido introduzidas ao longo dos anos, a estrutura política e institucional ainda favorece as práticas voltadas para o desenvolvimento, cada vez mais questionadas, como o controverso caso da instalação da usina hidrelétrica de Belo Monte, sob o Programa de Aceleração do Crescimento (PAC) (Bernann, 2012). As recentes modificações no Código Florestal também são provas evidentes disso (Packer, 2015; Ab'Sáber, 2010; Ellovich e Valera; Sauer e França, 2012). O contínuo incentivo à adoção de instrumentos econômicos, como já vimos anteriormente, previstos pelo Novo Código Florestal (como os pagamentos por serviços ecossistêmicos/ambientais, e as compensações de reserva legal), instrumentos desenvolvimentistas por natureza, não poderão levar a uma nova forma de especulação?

Young (2005, p. 116) argumenta que o desmatamento da Mata Atlântica é o "[...] outro lado do processo de exclusão social e econômica que caracterizou a formação da nação brasileira". Nessa medida, as políticas que contribuíram, mesmo que indiretamente, para a conversão das florestas em áreas agrícolas, apenas perpetuam um padrão em que a maioria dos trabalhadores rurais estão confinados nas pequenas áreas, enquanto que poucos proprietários dominam as grandes faixas de terras e levam à destruição desmedida da floresta, quer seja por falta de comprometimento, falta de prioridade, ou pela ignorância política. A pressão que se assenta na Mata Atlântica drena as florestas, motivada por uma lógica do curto prazo e por uma preocupante ausência de reconhecimento do valor ecológico. Nessa medida, é preciso todo o cuidado na aplicação de instrumentos econômicos, especialmente em sua articulação política, para não levar, perversamente à degradação da floresta e da biodiversidade, bem como da integridade das populações tradicionais e rurais.

## **5.6 A Mata Atlântica e as alterações climáticas: uma ameaça emergente**

Como já foi referido anteriormente, o bioma da Mata Atlântica sempre esteve suscetível às variações climáticas ao longo de sua formação, tendo estas desempenhado, aliás, um papel fundamental na sua diversidade. Contudo, junto ao desmatamento e aos efeitos de fragmentação, as alterações climáticas antropogénicas, hoje, oferecem um grande risco à diversidade biológica da Floresta Atlântica, na medida em que poderão alterar as condições abióticas para a sobrevivência das espécies no futuro (Colombo e Joly, 2010; Souza et al., 2011; Joly et al., 2014). Um estudo conduzido por Colombo e Joly (2010) apontou que a distribuição geográfica no presente e no futuro de 38 espécies de árvores típicas da Mata Atlântica, através da modelação da distribuição de espécies com nove parâmetros climáticos.





**Figura 5.4** Mapa da área de potencial distribuição de 38 espécies da vegetação da Mata Atlântica: A) distribuição atual; B) cenário otimista (aumento menor ou igual a 2°C Hadley HHGSDX50); C) cenário pessimista (aumento menor ou igual a 4°C Hadley HHGGAX50). Fonte: Colombo (2007).

O estudo realizado com espécies arbóreas típicas da Mata Atlântica revela que, em um cenário otimista, em que o aumento médio da temperatura alcance os 2°C, poderá ocorrer uma redução de 20-25% da área ocupada pela Mata atlântica (figura 5.4). Em um cenário pessimista, em que o aumento médio da temperatura pode alcançar os 4,0 °C, a redução poderá atingir 30-50% (Colombo, 2007; Colombo e Joly, 2010). Seus resultados revelaram uma alarmante redução na distribuição das espécies estudadas, considerando o aumento da temperatura da Terra até 2050, sobretudo aquelas adaptadas a um habitat com condições mais restritas, como é o caso da palmeira juçara (*Euterpe edulis*). Além da redução na distribuição, os autores encontraram uma tendência para uma distribuição voltada para as regiões onde a topografia assegura um clima mais frio (noroeste do Rio Grande do Sul, oeste de Santa Catarina, regiões de costa montanhosa do Paraná, São Paulo e Rio de Janeiro, sobretudo onde ocorre a Serra do Mar). Resultados muito semelhantes foram encontrados em outros grupos taxonômicos.<sup>65</sup> As aceleradas mudanças climáticas afetam o desenvolvimento evolutivo das espécies. Espécies de vida longa, como o jequitibá, que pode viver mais de 200 anos, serão incapazes de responder evolutivamente ou migrar para outras áreas, diante dessas alterações, tendendo a desaparecer (Joly, 2007). Portanto, as alterações climáticas representam uma nova era de incertezas relativamente às florestas tropicais (Joly

<sup>65</sup> “[...] such as *Lutzomyia* species, which are leishmaniasis vectors in South America (Peterson & Shaw, 2003); the nonnative invasive bullfrog, *Lithobates catesbeianus* (Giovannelli et al., 2008); marsupials (Loyola et al., 2012); and major Brazilian crops (Zullo et al., 2006; Assad et al., 2013)” (Joly et al., 2014, p. 467).

et al., 2014), oferecendo pressões adicionais à biodiversidade, que conjugada a outros efeitos antropogênicos tornam as alterações climáticas um assunto bastante complexo.

A previsão e a monitorização dos impactos das alterações climáticas sobre a biodiversidade oferecem muitos desafios devido às complexidades inerentes dos impactos das alterações climáticas nos ecossistemas e na biodiversidade associada, tendo em conta que alguns efeitos apenas se notam a longo prazo, sendo ainda imprescindível considerar a flexibilidade fenotípica e genotípica das espécies, bem como suas respostas, sempre particulares, considerando ainda suas interações com os outros componentes no ecossistemas e os impactos antropogênicos que a estes recaem (Araújo et al., 2013). Sendo assim, a imprevisibilidade, a complexidade, as incertezas associadas e os potenciais efeitos negativos das alterações climática, demanda que as alterações climáticas devam estar sempre na agenda dos esforços para a conservação da biodiversidade. Um estudo de Heller et al. (2009) identificaram e ranquearam uma lista de recomendações de práticas conservacionistas que também se apresentam enquanto adaptações às alterações climáticas. O aumento da conectividade entre os fragmentos florestais, integração das alterações climáticas nas políticas ambientais e planejamentos bem como a criação de novas áreas protegidas estão ente as recomendações adaptativas conservacionistas mais frequentemente apontadas (Heller et al., 2009).

Isso nos leva a outra questão importante sobre a integração das alterações climáticas nos processos de conservação da biodiversidade. Há, sobretudo, duas formas de lidar com as alterações climáticas: a mitigação e a adaptação (Santos, 2012). Neste íterim tem vindo a crescer uma demanda pelas estratégias baseadas nos ecossistemas (do inglês *ecosystem-based*) tanto nos moldes da mitigação quanto nos da adaptação que integram a conservação da biodiversidade com as necessidades humanas de adaptar-se às alterações climáticas, bem como mitigar seus efeitos. A mitigação é definida pelo IPCC (2012) como toda intervenção humana direcionada a reduzir as fontes de gases com efeito estufa (GEE) ou aumentar os sumidouros de GEE. Os processos de mitigação, nesse sentido, direcionados pelas as estratégias baseadas nos ecossistemas, associam as florestas, sobretudo, enquanto sumidouros de carbono, absorvendo o carbono e equivalentes atmosféricos e mantendo-os fixados nas porções florestais (Mori et al., 2013). Destacam-se daí a importância da restauração dos ecossistemas e outras áreas degradadas, bem como estratégias que impeçam a libertação do carbono oriundo do desmatamento (Mori et al., 2013), através de estratégias tradicionais, tal como a criação de novas áreas protegidas, ou através de novos mecanismos como a Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação (REDD e REDD+), cada vez mais populares e controversos. A mitigação, até então, vinha guiando as políticas de alterações climáticas (Mori et al., 2013), no entanto, como lembra Scarano e Ceotto (2015), a mitigação sozinha não será suficiente para lidar com as tendências climáticas, ressaltando que as sociedades começam a entrar na era da adaptação. O IPCC (2014) define a adaptação como um processo de ajustamento aos efeitos atuais ou esperados das alterações climáticas, evitando ou moderando danos provindos desses efeitos. A adaptação baseada nos ecossistemas é comumente definida pelo uso da

biodiversidade como parte de uma estratégia ampla de adaptação com a finalidade de auxiliar as pessoas a se adaptarem aos impactos das alterações climáticas (Colls et al., 2009), isto é, práticas e políticas que se utilizam dos ecossistemas naturais para se adaptar às mudanças no clima. O estabelecimento de áreas para conservação e de corredores ecológicos, o aprimoramento da qualidade da matriz e suas configurações (Mori et al., 2013), restaurações estratégicas de ecossistemas degradados ou outras áreas degradadas, e até a recuperação espontânea de áreas degradadas (Rezende et al., 2015) também são consideradas estratégias adaptativas baseadas nos ecossistemas.

Scarano e Ceotto (2015) colocam que muitas estratégias adaptativas vêm sendo colocadas em prática no bioma da Mata Atlântica, destacando uma das mais ambiciosas, “O Pacto Pela Restauração da Mata Atlântica”, um iniciativa multi-setorial que envolve uma multiplicidade de atores com o objetivo de recuperar 15 milhões de hectares da Mata Atlântica (Melo et al., 2013; Pinto et al., 2014). É interessante reparar que algumas estratégias baseadas nos ecossistemas tanto são consideradas medidas de adaptação e mitigação. Sendo assim, salienta-se que ambas as medidas, além de complementares, entrecruzam-se. O que se nota é que o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica movimenta a conservação do bioma através de estratégias que também atendem aos impactos das alterações climáticas, considerando tanto o âmbito da mitigação quanto o da adaptação. Portanto, sendo as alterações climáticas uma nova força a se considerar para a conservação da biodiversidade, é fundamental perceber que a própria conservação da Mata Atlântica poderá contribuir para responder ao desafio das alterações climáticas.

## **5.7 Dos benefícios da floresta e suas relações com a sociedade**

Cabe reforçar que os esforços da conservação não se resumem apenas à proteção da flora e fauna, mas podem também atender aos interesses das comunidades locais. A Mata Atlântica afeta diretamente a vida das comunidades urbanas, rurais e tradicionais<sup>66</sup> (indígenas, quilombolas e caiçaras), e os benefícios advindos de sua conservação são incontáveis. Certamente, a floresta dota de valor histórico e cultural que extravasa a cultura contemporânea. Os paleo-índios, por exemplo, também reconhecidos pela ‘Cultura Sambaqui’, empilhavam materiais orgânicos de calcário (os sambaquis), utilizados em atividades sagradas e seculares, há mais de 8000 anos (Joly et al., 2014; Gaspar et al., 2011; Dean, 1996). Nos dias de hoje, alguns fragmentos da floresta também atendem a propósitos de recreação, como os parques urbanos e outras áreas protegidas.

---

<sup>66</sup> São muitos os povos designados como tradicionais. Entre eles, além do mais conhecidos povos indígenas, na Mata Atlântica também nos deparamos comumente com os quilombolas e caiçaras. Quilombola é um designação comumente associada aos escravos negros fugidos e seus descendentes, que formaram comunidades chamadas de quilombo. Os caiçaras são povos litorâneos, localizados na Mata Atlântica (especialmente no litoral dos Estados do São Paulo, Rio de Janeiro, e Paraná) cuja cultura e modos de vida específicos, especialmente voltados para a pesca, os diferenciam de outros povos tradicionais.

Um dos benefícios mais reconhecidos é a disponibilidade hídrica proporcionada pela floresta. A região da Mata Atlântica é responsável pelo abastecimento de água para cerca de três quartos da população brasileira. Um estudo de Webb et al. (2004) apontou há dias menos chuvosos nas regiões onde a floresta é mais fragmentada. Um dos maiores desafios emergentes enfrentados na região da Mata Atlântica é a escassez de água, principalmente nas grandes cidades (Scarano e Ceotto, 2015), muito embora o Brasil detenha 20% dos cursos hídricos globais, conforme aponta Freitas (2003). As floretas, ou a falta delas, desempenham um impacto nesse sentido. Um estudo de Nogueira et al (2010) apontou que cerca de 29% das microbacias do país perderam mais de 70% de sua cobertura vegetal e ainda 40% das microbacias brasileiras coincidem com hidroelétricas, com elevadas taxas de perda de habitat. Este mesmo estudo ainda aponta que apenas 26% dessas microbacias estão protegidas. Portanto, como sugerem Scarano e Ceotto (2015), a situação da escassez da água tende a piorar se os cursos de água não estiverem protegidos ou bem geridos, especialmente com o desenvolvimento da região atlântica que demandará ainda mais uso da água.

A Mata Atlântica também desempenha um importante papel na regulação climática. Segundo Joly et al. (2014), as informações e dados continuam muito esparsos, mas é sabido que suas florestas têm um papel fundamental na distribuição de chuva ao longo do ano. Os reservatórios de água e o nível dos rios, bem como a estabilidade dos solos nas encostas das serras atlânticas dependem da estabilidade do sistema climático. Um desequilíbrio provocado pelas variabilidades climáticas poderá resultar em eventos extremos que poderão levar a cheias e deslizamentos, podendo provocar sérios impactos nas populações humanas que ocupam as regiões mais suscetíveis a tais eventos, especialmente nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Santa Catarina (Joly et al., 2014; Scarano e Ceotto, 2015)

Não menos importante, a floresta também é fonte de alimento tanto para a população local e tradicional (Joly et al., 2014; Hanazaki et al., 2009) quanto para as comunidades urbanas de uma forma geral; seja através de espécies nativas ou exóticas (ainda que isso tenha implicações para a conservação das espécies nativas). Entretanto, há muito sendo desenvolvido no âmbito dos sistemas agroflorestais (ou agroecológicos) utilizando-se de espécies nativas (May et al., 2008). A floresta atlântica ainda abriga dezenas de espécies de abelhas (*Euglossini*), que além de polinizadoras de grandes distâncias também são conhecidas por suas largas populações com uma grande diversidade e fluxo de gênicos (Rocha Filho et al., 2013). Entretanto, as alterações no clima, bem como a perda de habitats e invasões de espécies exóticas, têm colocado as espécies polinizadoras em risco (Imperatriz-Fonseca et al., 2012; Joly et al., 2014), comprometendo deste modo não somente os sistemas agroalimentares, mas a própria biodiversidade.

Portanto, os benefícios advindos do funcionamento dos ecossistemas são incomensuráveis, como a regulação das fontes de água e do clima, composição e fertilidade do solo, assim como as encostas das montanhas (Jacobsen, 2005), entre outros tantos benefícios. Esses valores, incomensuráveis, são cruciais para o bem estar humano e têm sido chamados de serviços ecossistêmicos

de modo a representar os benefícios que os seres humanos obtêm do mundo natural. É um argumento centrado no bem estar humano, considerando os intermeios das relações humanas com aquilo que o mundo natural oferece de "palpável", isto é, os serviços são aquilo que os seres humanos podem apreender do mundo natural, e dos quais até dependem para viver. Os distúrbios provocados às florestas pelos seres humanos estão modificando paulatinamente as florestas tropicais. A perda de habitat, a fragmentação das florestas, as atividades madeireiras, a caça, os incêndios, aliados às ameaças emergentes como as alterações climáticas (sobretudo antropogênicas, causadas pelo aumento de emissões de CO<sub>2</sub> advindo da queima de combustíveis fósseis) as mudanças nos padrões regionais de precipitação têm levado à perda de biodiversidade, comprometendo também o funcionamento dos ecossistemas e os benefícios indispensáveis para as sociedades humanas (Butchart et al., 2010; Laurance et al., 2012; Joly et al., 2014).

Já foi referido que a maior parte do bioma se encontra fragmentado em ilhas permeadas por pastos e agricultura (Ribeiro et al., 2009). Essa biota, insubstituível, está suscetível às perturbações antropogênicas. É crucial reforçar cada vez mais a capacidade institucional de oferecer um suporte adequado, dedicado a melhor entender as relações humanas com o mundo natural e oferecer respostas adaptativas alinhadas a moldes de vida diferentes das intrincadas relações socioeconómicas que levaram e levam à contínua degradação da Mata Atlântica. A preservação e a recuperação da floresta atlântica é, não apenas fundamental para sua própria biodiversidade, mas é um dos pilares para a sustentabilidade social e económica da região. Scarano e Ceotto (2015, p. 2326) acreditam que a resiliência natural do bioma poderá desempenhar um papel crucial nesse sentido, passando de um “*shrinking biodiversity hotspot*” para um “*hope spot*”, conjugando uma adaptação às alterações climáticas baseada nos ecossistemas e a conservação da biodiversidade para o aprimoramento da vida humana.

Até agora, viu-se que a destruição da Mata Atlântica não se deve apenas a um tipo de pressão, mas a uma confluência de fatores específicos no tempo e espaço, como a ocupação das terras, os ciclos económicos, as pressões agropecuárias e demográficas, bem como as atividades incentivadas pelas políticas públicas e pela silvicultura (Dean, 1996; Young, 2005). O que se tem feito para conservar a floresta, em termos legais?

## **5.8 A proteção da Mata Atlântica: legislação e política governamental**

Na famosa Carta Régia de Portugal de 1797, ficou determinado pela Coroa que fossem tomadas precauções para a conservação da mata,<sup>67</sup> mas sem resultado concreto. As razões dessa preocupação eram fundamentalmente estratégicas, de modo a assegurar madeira para a construção de embarcações.

---

<sup>67</sup> “[...] todas as precauções para a conservação das matas no estado do Brazil e evitar que ellas se arruinem e destruam” (apud Câmara, 2005, p. 38)

A manutenção da navegação era económica e militarmente indispensável. Claro que não faltaram críticas ao modelo de exploração predatório das florestas pelos habitantes locais, mas não foram tomadas medidas para refrear o processo (Câmara, 2005).

Foi em 1898 que surgiu a primeira área natural protegida no Brasil, o Parque Estadual da Cidade, uma pequena área em São Paulo, com 1.74km<sup>2</sup>. Em 1937, 30 anos depois, o Parque Nacional do Itatiaia foi criado e em 1937, o Parque Nacional do Iguaçu. Depois de 1961, a proteção das áreas naturais brasileiras acentuou-se. Porém, é difícil avaliar a situação real hoje, na medida em que não há um registro único abrangente que tenha feito uma listagem, por bioma, de todas as áreas de conservação nas distintas esferas do governo. Além do mais, muitas áreas protegidas sobrepõem-se, enquanto outras ainda não foram delimitadas com clareza (Câmara, 2005; Lairana, 2005).

Definitivamente, o reconhecimento oficial das Reservas Particulares de Patrimônio Natural (RPPN) foi um passo fundamental para a conservação da Mata Atlântica, sobretudo no contexto de fragmentação em que o bioma se enquadra e por grande parte das áreas remanescentes ainda se encontrarem em áreas privadas. Outro passo relevante foi o reconhecimento da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica pela UNESCO, em 1991/92.

Muitas das iniciativas legais direcionadas para a conservação da Mata Atlântica não foram efetivadas. Por exemplo, de acordo com o Código Florestal, adotado em 1965, as matas de araucárias deveriam ser exploradas de forma racional e não menos que 20% de áreas naturais das propriedades privadas das regiões Sudeste, Sul e Centro-Oeste deveriam ser preservadas. Se tais esforços tivessem sido cumpridos, talvez tivesse sido suficiente para evitar que a Mata Atlântica fosse reduzida para seu estado atual (Câmara, 2005). Com a alteração do Código Florestal, dispostos na Lei 12.651/12, houve um enfraquecimento na proteção não só da Mata Atlântica, mas de todas as áreas naturais no Brasil (Ab'Sáber, 2010; Ellovich e Valera, 2013; Roriz e Fearnside, 2015; Alarcon et al., 2015; Soares-Filho, 2014)

Cabe mencionar que as medidas de conservação não eram específicas para o bioma da Mata Atlântica. Foi na constituição Federal de 1988, que surgiu pela primeira vez na legislação brasileira algo específico direcionado à Mata Atlântica, referindo-a enquanto 'patrimônio nacional', pressupondo uma elaboração específica para regulamentar a exploração 'sustentável' (Câmara, 2005), além de estabelecer um duplo dever: o de proteger o bioma, para que suas condições permaneçam íntegras; e o de possibilitar sua recuperação (Gaio, 2014). Contudo, o Congresso Brasileiro ainda não havia aprovado a legislação específica até 1990. Entretanto, no âmbito específico da Mata Atlântica, foi expedido o Decreto nº 99.547/90 que definia como intocáveis os ecossistemas do bioma, proibindo o corte e a exploração da floresta. O decreto foi substituído pelo Decreto nº 750/93 que protegia, além das formações primárias, também as em estado de regeneração, o que representava um grande passo para um bioma tão fragmentado. Não é uma surpresa que os segmentos da sociedade com interesses

económicos sobre a exploração da floresta, principalmente ruralistas e madeireiras, tenham pressionado pela introdução de uma série de emendas que enfraqueceram e impediram a legislação de seguir em frente (Câmara, 2005). Deste modo, não é uma surpresa que o Novo Código Florestal tenha sido modificado de modo a flexibilizar os mercados que interessassem a específicos segmentos da sociedade.

Em 1999, um documento denominado 'Diretrizes para a Política de Conservação e Desenvolvimento Sustentável da Mata Atlântica' foi aprovado pelo CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente).<sup>68</sup> O documento estabelecia linhas programáticas à execução, bem como instrumentos para a implementação de cada diretriz. E para implementar tais ações, o Ministério do Meio Ambiente, em 1998, elaborou o 'Programa Piloto para a Proteção da Mata Atlântica'. O programa foi aprimorado em 2000 e demonstra, pela primeira vez, em um documento direcionado à região da Mata Atlântica, uma preocupação com o empobrecimento cultural e com as populações tradicionais (Câmara, 2005). Mas o programa recebeu duras críticas (Schuerholtz, 2000) por enfatizar sobremaneira os aspetos socioeconómicos em detrimento da conservação da biodiversidade. É fundamental que haja uma conotação social para a conservação da biodiversidade, mas de fato, é fundamental encontrar um meio caminho para conservação.

Após um longo e intrincado trâmite de projetos de lei no Poder Legislativo, a Lei nº 11.428 de dezembro de 2006, a chamada "Lei da Mata Atlântica", foi aprovada. Dentre outras providências, ela dispõe sobre a utilização e proteção da cobertura vegetal nativa da Mata Atlântica e sobre as hipóteses de exploração, corte e supressão de acordo com o tipo de vegetação, estágios de sua regeneração, finalidade da intervenção, bem como sua localização (Gaio, 2014).

Atualmente, é a Lei nº 11.428/2006, juntamente com o Decreto nº 6.660/08, que estabelece o regime jurídico da Mata Atlântica, (Gaio, 2014; Dunda, 2015; Varjabedian, 2010). Nesse sentido, vou me deter aqui por mais uns instantes. As normas mais abrangentes e de grande repercussão como o Código Florestal, assim como outras que orientam o licenciamento ambiental, ou se relacionam com estes, têm sofrido alterações relevantes que, ao contrário de favorecer a floresta, revelam graves vícios de ordem legal e técnica, com flexibilizações e permissividades adversas, ao nível das ameaças que pairam sobre o equilíbrio ecológico. É fundamental perceber que tais instrumentos legais representam um retrocesso na proteção dos elementos antes contidos no Decreto nº 750/93 que vigorou até então (Varjabedian, 2010).

---

<sup>68</sup> Tais diretrizes visavam "[...] promover a conservação e o desenvolvimento sustentável do bioma, estabelecendo as seguintes diretrizes: proteger a diversidade biológica, pela expansão do sistema de unidades de conservação; adequar o uso dos recursos naturais, de forma a garantir a conservação dos remanescentes; recuperar a estrutura fisiogeográfica do bioma, contribuindo para a proteção da diversidade biológica, a recomposição de corredores ecológicos, a conservação do solo e a garantia da integridade dos ecossistemas naturais; e compatibilizar as políticas ambientais com as políticas setoriais" (Câmara, 2005, p. 41).

As alterações propostas na Lei da Mata Atlântica, conforme aponta Varjabedian (2010), condicionaram a supressão, antes mais restritiva no Decreto nº 750/93, aos interesses públicos e sociais, dispensando avaliações técnicas que podem ser mais efetivas no que se refere ao licenciamento; aumentando as possibilidades de intervenções. De uma forma geral, as florestas em estágio médio de recuperação (que também são florestas nativas) foram preteridas de modo pouco justificado, representando sérios prejuízos para o futuro dessa vegetação, em termos de conservação dos remanescentes quanto atingir estágios mais avançados de regeneração. Ao lado disso, não é raro haver classificações equivocadas da vegetação (por exemplo, classificar florestas em estágio avançado como florestas de estágio médio); e mesmo quando são classificadas corretamente, muitas avaliações são reducionistas e pontuais, alheias a um contexto ecológico mais sistêmico, seja por incompetência, insuficiência ou mesmo por 'má fé' (Varjabedian, 2010). Quanto às formações em estágio inicial, a proteção é ainda mais escassa.

Assim, para além dos efeitos da supressão da vegetação, as novas disposições legais não levam em conta o prejuízo às áreas remanescentes do entorno, considerado a sobrecarga na demanda natural das populações da fauna, alterações microclimáticas, efeitos de borda e outros muitos fatores (Varjabedian, 2010).

Os entendimentos equivocados e as 'brechas' legais podem levar à condenação dos fragmentos florestas que não são contemplados por proteção integral. Nesse sentido o bioma da Mata Atlântica não recebeu, com as leis 11.428/06 e do decreto 6.660/08, um adequado tratamento para sua proteção. As disposições legais mencionadas configuram normas nitidamente suscetíveis a distorções e flexibilizações. Na prática, criam possibilidades para que as florestas (em estágio avançado e médio de recuperação) sejam suprimidas (Varjabedian, 2010), lesando ainda mais os já fragmentados e afetados remanescentes da Mata Atlântica.

A lei 12.651/2012, 'O Novo Código Florestal', embora não diretamente disposta à Mata Atlântica, também obscurece sua proteção, ao passo que traz complicações em suas alterações já brevemente antevistas no capítulo 4.

Dean (1996) já realçava a situação crítica em que o bioma se encontrava. A sobrevivência dos remanescentes dependia de drásticas medidas, opostas àquelas do endosso habitual da cultura brasileira. Eram poucos os conhecimentos sobre o número de espécies e, ainda hoje, apesar de todo o avanço no conhecimento sobre as espécies do bioma, o número de 'novas' espécies aumenta, junto à incerteza do quanto já se exauriu em termos de diversidade. As 'solenes interdições' não surtiram o efeito desejado, tampouco a "[...] exaustão da Mata Atlântica não parece estar produzindo uma transformação de estratégia" (Dean, 1996). Essa realidade que Dean expôs há 20 anos é tão real ainda hoje, embora a motivação de preservar e recuperar a floresta, indubitavelmente, tenha ganhado mais relevância.



A ‘missão’ de reconstituir a parte desvanecida da floresta ainda é um desafio sem precedentes. Não obstante, os mecanismos políticos para a conservação da floresta não escondem suas alianças cada vez mais ‘convenientes’ com o assim chamado desenvolvimento. Assim, aquém de quaisquer transformações, a estratégia continua a mesma. A natureza é, preconizadamente, ‘capital natural’ e ‘provedora de serviços’. Como se não bastasse sua destruição materialmente acumulada em capital, também sua conservação paulatinamente condiciona-se ao desenvolvimentismo. Mesmo seu abstrato funcionamento, fluxos e ciclos através do tempo podem se tornar moeda, sendo esta a lógica da conjuntura dos ‘serviços ecossistêmicos’ e do ‘capital natural’ que já extravasam a lógica dantes apenas metafórica. Sem falar nas medidas de ‘compensações’ que contornam a significância da conservação; se arrimam na inevitabilidade do desenvolvimento e propiciam a lógica do destruir para conservar, violentar para respeitar. Da mesma moeda que acumulou a destruição da Mata Atlântica, a outra face poderá cumprir a missão designada de conservá-la?

## **Parte III**

## CAPÍTULO 6

### A ideia de serviços ecossistêmicos: dificuldade e controvérsias

#### 6.1 Introdução: Definindo Serviços Ecossistêmicos

Existe uma relação inegável entre o bom funcionamento dos ecossistemas e o bem-estar humano. A humanidade depende intrinsecamente da natureza e de seus processos para seu bem estar e, derradeiramente, sua sobrevivência. A biologia da conservação da natureza, historicamente, teve seu embasamento centrado em aspetos éticos e científicos (como foi revisto no capítulo 4), contudo, a percepção utilitária acerca do funcionamento dos ecossistemas vem ocupando cada vez mais um espaço predominante na conservação da natureza. O *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2003; 2005)<sup>69</sup>, suportado pelas Nações Unidas, teve um papel decisivo para um reencaminhamento da conservação perspetivada por parâmetros utilitários (ou utilitaristas). O MEA reuniu mais de 1300 cientistas de todo o mundo a debruçarem-se sobre o conceito de ‘serviços ecossistêmicos’, com a tentativa de integrar a sustentabilidade ecológica com o bem-estar humano (Turner et al., 2008).

A qualidade atmosférica, dos mananciais hídricos e dos solos, a assimilação de resíduos, a estabilidade climática são, dentre outros tantos, resultado dos processos ecossistêmicos dos quais os seres humanos se beneficiam (figura 6.1). Assim, serviços ecossistêmicos referem-se de maneira diversa às condições e processos naturais que sustentam e preenchem a vida humana (Daily et al., 1997); ou os benefícios que a população humana, direta ou indiretamente, obtém das funções ecossistêmicas (Costanza et al., 1997); ou sob um espectro mais direto, benefícios que os seres humanos obtêm dos ecossistemas (MA, 2005). Portanto, são condições ou processos (Daily et al., 1997), bens e serviços (Costanza et al., 1997) de suporte, de regulação, de provisão e culturais, que a humanidade usufrui dos ecossistemas (MA, 2005). Embora bens (como os alimentos e madeira) e serviços (como a assimilação de resíduos) sejam propriedades distintas, por simplicidade, costuma-se assumi-los (bens e serviços) de forma generalizada como serviços ecossistêmicos em parte da literatura e nas aplicabilidades do conceito.

Os autores do MEA identificam quatro categorias fundamentais de funções e serviços (figura 6.1), (MA, 2003; MA, 2005):

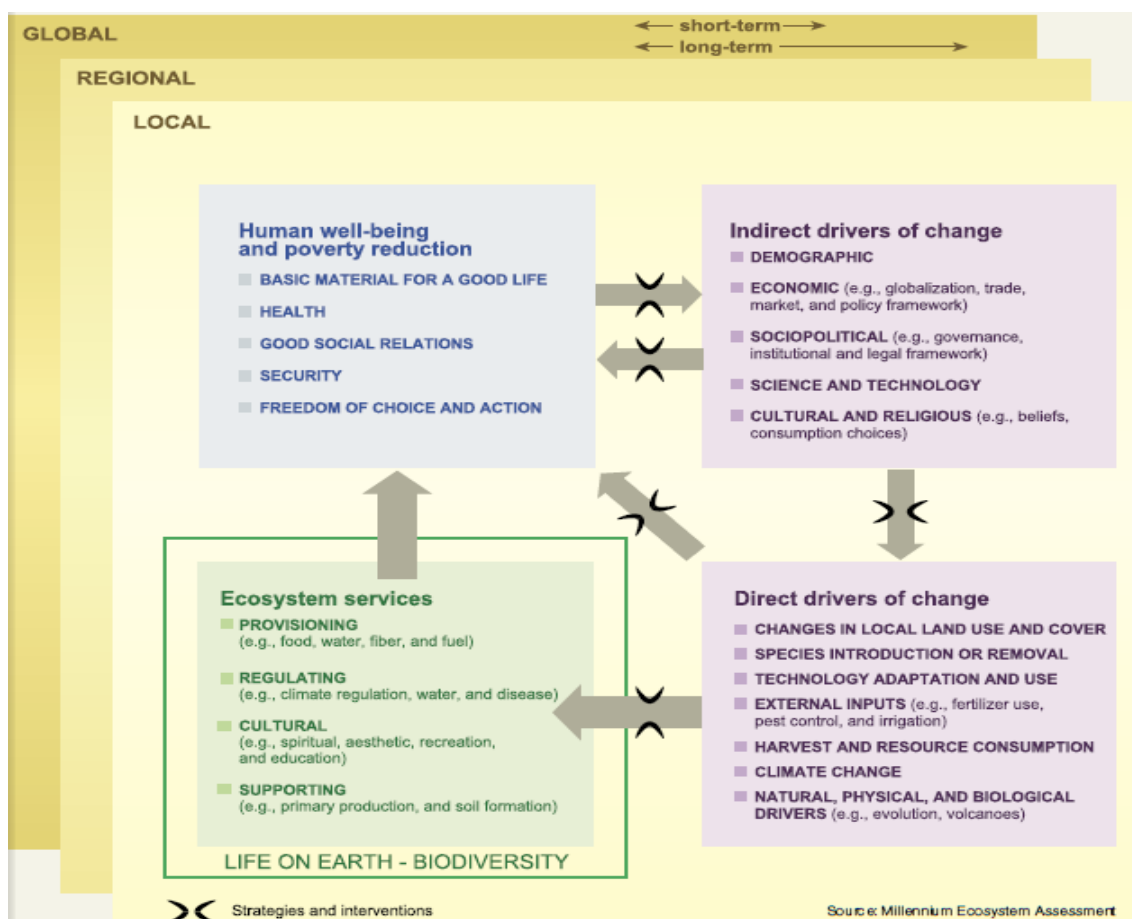
- Serviços de Provisão: incluem alimentos; fibras como madeira e algodão; fontes de combustíveis como a própria madeira ou qualquer outro material biológico fonte energética;

---

<sup>69</sup> Avaliação Ecossistêmicos do Milénio, em português.

recursos genéticos; bioquímicos, fito-farmacêuticos; ornamentos (como flores e peles de animais); água.

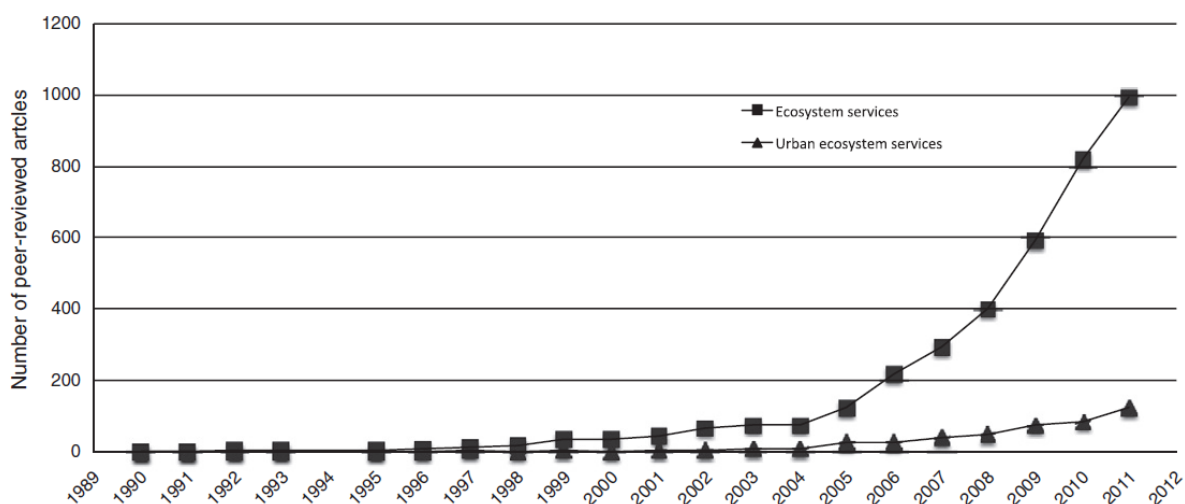
- Serviços de regulação: são os processos como regulação da qualidade atmosférica; regulação climática; regulação hídrica (incluindo enchentes, recarga de aquíferos); purificação da água e assimilação de resíduos; regulação de erosão; regulação de doenças; regulação de pestes; polinização; regulação de eventos naturais (*natural hazards*).
- Serviços culturais: são benefícios não materiais como diversidade cultural; valores espirituais e religiosos; sistemas de conhecimentos (como os conhecimentos tradicionais; valores educacionais; inspiração; valores estéticos; relações sociais; sentido de lugar; valores de herança cultural; recreação e ecoturismo.
- Serviços de Suporte: são processos primários dos quais todos os outros serviços dependem. Eles diferem dos outros serviços, pois seus impactos para as pessoas são indiretos e às vezes sentidos em longo prazo, como formação dos solos; fotossíntese; produção primária (assimilação de energia e nutrientes pelos organismos); ciclos biogeoquímicos (como nitrogênio, fósforo e carbono); ciclos hidrológicos (formando a base da regulação hídrica e provisão de água).



**Figura 6.1** Millennium Ecosystem Assessment Framework conceptual. O framework relaciona as interações entre a biodiversidade, os serviços ecossistêmicos, o bem estar humano e os *drivers* de mudança. Fonte: *Millennium Ecosystem Assessment* (2005, p. vii).

Essa classificação é bastante referenciada desde sua concepção, apesar das frequentes contestações por não traduzir resultados satisfatórios nas suas aplicabilidades e por estar aberta a interpretações e inconsistências, trazendo ambiguidades para o termo que se tornou bastante popular, utilizado para representar múltiplas características, tais como funções dos ecossistemas e suas propriedades, bens, benefícios para o bem estar humano e também os benefícios económicos (Nahlik et al., 2012; Schröter et al., 2014).

O conceito foi introduzido por Ehrlich e Ehrlich (1981), Westman (1977) e Ehrlich e Mooney (1983). Inicialmente, salientavam o valor social das funções naturais, argumentando que o desaparecimento da biodiversidade influencia diretamente a vida humana (Ehrlich e Ehrlich, 1981; Mooney, 1983; Peterson et al., 2010; Gómez-Baggethun et al, 2010). Desde o seu surgimento, ao longo dos últimos anos, essa abordagem tem recebido uma crescente atenção e se tornou provavelmente a maior tendência na ciência da conservação e da sustentabilidade, popularizada pelo *Millennium Ecosystem Assessment*, contribuindo para diversas outras iniciativas (nos âmbitos local e global) como *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB) e a ainda recentemente estabelecida *Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES). A publicação sobre o tema tem crescido largamente nos últimos anos (figura 6.2).



**Figura 6.2** O rápido crescimento da terminologia serviços ecossistêmicos na literatura acadêmica. Fonte: Ernstson e Sorlin (2013).

Assim, a abordagem tem sido proposta por acordos internacionais, legislações nacionais, relatórios governamentais, livros populares sobre o ambiente, manuais acadêmicos, organizações científicas, importantes grupos de conservação, e muito mais (Ridder, 2008). Considerando a abrangência do conceito, incluindo uma variedade de categorias e possibilidades (Nahlik et al., 2012),

Sullivan (2010) sugere que o termo esteja se tornando na atual ecologia imperativa<sup>70</sup>, isto é, uma abordagem que se prolifera em qualquer instância da gestão do ambiente global. De maneira semelhante, Barnaud e Antona (2014) se questionam se seria a perspectiva dos serviços ecossistêmicos a emergência de uma nova "tirania". Assim vem se corroborando, com o uso alargado do conceito nos mais diversos âmbitos, pelos mais distintos atores, e de forma muito heterogênea. Logo, a conservação também passa a ser condicionada a desempenhar através dessa abordagem.

Primmer et al. (2015) colocam que o conceito de biodiversidade revela aparente dificuldade em demonstrar aos decisores e às populações sua relevância para as sociedades, enquanto o conceito de serviços ecossistêmicos se mostrou, aparentemente, muito eficaz enquanto forma de comunicar os benefícios da conservação dos ecossistemas diante de variados atores (*stakeholders*), especialmente tendo em conta a justificação antropocentrada da dependência humana dos tais serviços e bens (Hauck et al., 2013; Lamarque et al., 2011; Barnaud e Antona, 2014). O conceito de biodiversidade tem raízes, sobretudo, em argumentos científicos e filosóficos, realçando o valor intrínseco das formas de vida e a relevância científica para sua conservação. Tais argumentos assimilados pelo conceito de biodiversidade revelaram-se, segundo alguns autores (Primmer et al., 2015) insuficientes para resultados consistentes na conservação do mundo natural, o que favoreceu a aproximação dos argumentos antropocentrados.

Muito embora ainda falte consenso no seio da abordagem dos serviços ecossistêmicos, a ideia é provavelmente a maior tendência no âmbito da ciência da conservação e da sustentabilidade e tem direcionado a investigação para esse viés, arriscando-se a coibir outros rumos investigativos e de percepção da natureza. Naturalmente, apesar da alargada disseminação do conceito, existe uma perspectiva crítica acerca dele que merece atenção. Portanto, há, certamente, implicações advindas do uso de sua abordagem, tanto benéficas quanto questionáveis, que se pretende abordar ao longo deste capítulo.

## **6.2 Serviços Ecossistêmicos ou Serviços Ambientais?**

Embora, como originalmente cunhados, os chamados 'serviços' fossem providos apenas pelos ecossistemas, parte da comunidade científica que se debruça sobre o tema argumenta que os serviços podem ser providos tanto pelos ecossistemas quanto pelas pessoas (Corbera et al., 2009; Engel et al., 2008; Muradian et al., 2010; Wunder, 2005). A literatura nesse âmbito enfatiza o papel dos sistemas 'agrícolas', sobretudo, aliados aos pagamentos por serviços ecossistêmicos (ou ambientais) (PSE/A).

---

<sup>70</sup> Fazendo alusão à obra de Peder Anker *Imperial Ecology: environmental order in the British Empire* (2001)

Aqui é que se levanta a questão sobre qual termo seria mais apropriado: ‘serviços ecossistêmicos’ ou ‘serviços ambientais’.

Os termos têm origens em âmbitos distintos dentro da temática e têm sido utilizados de maneira indistinta sem uma diferenciação clara. Portanto, aqueles mais voltados para a ideia central trabalhada no MEA usam o termo ‘serviços ecossistêmicos’, enquanto aqueles voltados especificamente para a literatura dos PSE/A, preferem ‘serviços ambientais’ (Bonin e Antona, 2012; Barnaud e Antona, 2014). Mas ainda assim há controvérsias na literatura correspondente à abordagem da provisão de ‘serviços’ pela natureza. A FAO (2007), por exemplo, assume os serviços ambientais como um subgrupo dos serviços ecossistêmicos, enquanto Muradian et al. (2010) consideram os serviços ecossistêmicos um subgrupo dos serviços ambientais. No primeiro caso, os serviços ambientais correspondem a externalidades do processo produtivo, enquanto no segundo não se incluem os serviços providos por sistemas seminaturais (como os sistemas agroflorestais) ou por ecossistemas antrópicos (hortas urbanas ou tetos verdes, por exemplo) na categoria dos serviços ecossistêmicos (Barnaud e Antona, 2014).

Barnaud e Antona (2014) sugerem que essa confusão não se deve aos aspetos vocabulários, mas revela as contradições nas formas com que as sociedades conceptualizam suas relações com o ambiente. É uma questão muito presente nos debates acerca da construção social da natureza. A ideia da natureza intocada (*wilderness*) por exemplo, segundo Castree (2001) apenas existiria no imaginário das pessoas, pois não há sequer fragmentos do mundo natural que não tenham sido tocados pelas ações humanas. Extrapolando, o planeta está globalizado também em termos bioquímicos, na medida em que os fenómenos antrópicos (como as contaminações) já alcançaram, através dos fenómenos naturais (como as precipitações ou correntes marítimas, alterações climáticas), qualquer lugar do globo.<sup>71</sup>

Entretanto, as diferenças conceptuais dos termos poderão levar a políticas e estratégias distintas. Barnaud e Antona (2014) fazem uma análise interessante sobre como distintas escolas económicas podem influenciar as medidas políticas. Para ilustrar, as autoras utilizam o impacto negativo da agricultura sobre a biodiversidade. Deste modo, elas identificaram três principais escolas. A primeira delas é a economia ecológica, no qual se utiliza mais frequentemente o termo ‘serviços ecossistêmicos’, argumentando que os ‘serviços’ são providos pelos ecossistemas de modo a realçar os usos e benefícios que as sociedades obtêm deles. A estratégia política nesse sentido seria a proibição das atividades da agricultura às margens de áreas protegidas que degradam os ecossistemas para que os serviços de valor fundamental possam continuar a ser providos (Barnaud e Antona, 2014).

A segunda escola é a economia ambiental na qual, segundo as autoras, o uso do termo ‘serviços ambientais’ é dominante. Aqui, a produção agrícola, junto a outras atividades produtivas humanas, são

---

<sup>71</sup> "If we relate this to the dual representations of ecosystem services as being produced by people or by ecosystems, those thinking of ES as produced by ecosystems would implicitly assume the existence of ecosystems that are external to human beings, whereas those thinking of ES as being produced by people would emphasize the socially constructed part of nature" (Barnaud e Antona, 2014, p. 116)

consideradas externalidades positivas (Abler, 2004). Considera-se, nesta perspetiva, que os produtores agrícolas contribuem, não intencionalmente, com a produção de serviços ambientais. Nesse contexto é que se aplicam os ‘pagamentos por serviços ambientais’, como incentivos aos produtores de modo a internalizar as externalidades. A estratégia política para a conservação da biodiversidade seria incentivar, através de programas de subsídios, por exemplo, os produtores a mudarem suas atividades para que as mudanças que provocam no ambiente sejam positivas, como cultivar plantações que favoreçam a biodiversidade através de subsídios.

É preciso realçar duas questões importantes aqui. A abordagem de Murandian et al. (2010) representa a visão da economia ecológica, mas utilizam, sobretudo, o termo ‘serviços ambientais’. As atividades agrícolas, sob essa perspetiva, também são consideradas externalidades positivas, desde que estejam a ‘gerar serviços ambientais’. A definição de pagamentos por serviços ambientais/ecossistémicos sob a perspetiva da economia ambiental, por exemplo, está alinhada a uma lógica de mercado, que naturalmente procura evitar a lógica dos subsídios. Os subsídios, inclusive, estão mais associados à perspetiva da economia ecológica, que promove uma definição de PSE/A mais abrangente e menos mercadológica. O que mais marca a distinção do conceito de PSE/A na economia ecológica e economia ambiental é sua aproximação às regras de mercado e não exatamente o uso do conceito de serviços ecossistémicos ou ambientais, como Barnaud e Antona (2014) sugerem.

A terceira escola é a economia dos serviços, na qual os serviços ecossistémicos são providos intencionalmente. Há normalmente um contrato de provisão de serviços. A estratégia política seria a de programas de subsídios para que os produtores rurais trocassem plantações em faixa (*strip cropping*), por uma plantação de miscelânea de flores, que não são produtivas, mas atraem polinizadores, gerando ‘serviços’ direta e intencionalmente (Barnaud e Antona, 2014), como o caso do programa ‘Pastagens Semeadas Biodiversas’ promovido pelo grupo empresarial Português Terra Prima.<sup>72</sup>

McAfee e Shapiro (2010) apontam que serviços ambientais também carregam outro significado, o de serviços oferecidos pelas pessoas ou empresas como serviços relacionados ao âmbito ambiental (*environmental impact assessments, waste clean up, emissions-reduction technologies*). Para não criar confusões, as autoras preferem usar o termo serviços ecossistémicos.<sup>73</sup>

É importante, neste momento, esclarecer a escolha dos termos neste trabalho. Quando se tratar da abordagem analisada neste capítulo, o termo será ‘serviços ecossistémicos’. Considera-se que a ideia

---

<sup>72</sup> <http://www.terraprima.pt/>

<sup>73</sup> Os termos serviços ambientais e ecossistémicos têm sido usados sem distinção em grande parte da literatura. O termo serviços ambientais também envolve os ecossistemas manejados, isto é, atividades humanas, sobretudo rurais, que também promovem benefícios em termos de serviços ecossistémicos (Muradian et al., 2010) que também não são internalizados nas atividades económicas (FAO, 2007). Serviços ambientais também carregam outro significado como serviços oferecidos pelas pessoas ou empresas como serviços relacionados ao âmbito ambiental (*environmental impact assessments, waste clean up, emissions-reduction technologies*) (McAfee e Shapiro, 2010). Aqui se utilizará o termo serviços ecossistémicos por razões de simplicidade.



de serviços ambientais (enquanto atividades humanas que facilitam a provisão de serviços ecossistêmicos) está inscrita e baseada na abordagem dos serviços ecossistêmicos. Contudo, a escolha do termo ‘pagamento por serviços ecossistêmicos/ambientais’ (PSE/A), já referido até aqui ao longo da tese, para designar o instrumento de remuneração e incentivo para a provisão de serviços ecossistêmicos/ambientais, foi propositada. As dificuldades intrínsecas do instrumento, fundamentalmente, não se relacionam com tal distinção, mas, principalmente, sobre sua conceção (bases conceituais), perspetivação (como se percebe o instrumento), e operacionalidade (forma com que se dá sua operacionalização). Assumir tal distinção, poderia corresponder a ignorar as controvérsias em suas generalidades, isto é, comuns aos serviços ecossistêmicos e serviços ambientais. As próprias controvérsias, ambiguidades, desacordos e falhas interpretativas em torno dessa distinção também levaram à escolha pelo termo ‘pagamentos por serviços ecossistêmicos/ambientais’. Sempre que necessário será feita a distinção entre ‘serviços ecossistêmicos’ (‘providos pelos ecossistemas’) e ‘serviços ambientais’ (sistemas manejados pelos seres humanos).

### **6.3 Funções Ecossistêmicas ou Serviços Ecossistêmicos? Da Metáfora à mercantilização (comoditização)**

#### **6.3.1 De funções a serviços**

A ideia de serviços ecossistêmicos foi pensada, inicialmente, como uma metáfora (Norgaard, 2010) para representar a noção de que a natureza presta serviços aos seres humanos, ou como Peterson et al., (2010) criticamente apontam “[...] *to teach people that ecosystem serve us*”. A metáfora da natureza enquanto um estoque fixo de capital com a função de sustentar um fluxo limitado de serviços ecossistêmicos é resultado dos esforços de alguns economistas ecológicos de traduzir a desilusão do crescimento económico e a essência da sustentabilidade ambiental (Norgaard, 2010). No âmbito da ecologia, o conceito de funções ecossistêmicas representa os variados processos ecossistêmicos operando nos sistemas ecológicos (Levin, 2009; Odum, 2001; Ricklefs, 2008) independente de sua utilidade para os seres humanos. Mas a partir dos anos 60 e 70 já havia contribuições referindo a como os sistemas naturais servem às sociedades humanas (Gómez-Baggethun et al., 2010).

A intenção do conceito de serviços ecossistêmicos era inicialmente pedagógica, de modo a realçar a dependência humana dos processos ecológicos, procurando despertar a atenção e justificar a preservação da biodiversidade (Gómez-Baggethun et al., 2010; Peterson et al., 2010). De fato, o conceito despertou a atenção, mas deixou de ter um carácter essencialmente pedagógico e passou a ser a principal fonte de influência conservacionista desde a última década, determinando as prioridades na agenda política ambiental (Gómez-Baggethun et al., 2010; Peterson et al., 2010; Turnhout et al., 2013a; 2014).

O argumento é baseado em uma ciência compatível com a avaliação económica de valor, de uma maneira que a ética e a estética não são (Ridder, 2008). O artigo de Costanza et al. (1997), que valora o chamado capital natural global e os serviços ecossistêmicos, teve um grande impacto tanto para a ciência quanto para o terreno da política. Com o crescimento da investigação do valor monetário dos serviços ecossistêmicos, também cresceu o interesse em desenhar instrumentos baseados na lógica de mercado para se incentivar a conservação (Gómez-Baggethun et al., 2010; Gómez-Baggethun e Pérez, 2011; Lapeyre et al., 2015). Presume-se que a intenção de Costanza et al. (1997) era a de ampliar o escopo de informações para os tomadores de decisões, mas, como sugerem Peterson et al. (2010), estimulou ainda mais a visão utilitarista sobre as funções ecossistêmicas, dando lugar para sua transformação em serviços ecossistêmicos, com valores monetários incutidos, bem como a criação de mercados e outros instrumentos económicos para tais serviços, para que fossem transacionados. Isso, invariavelmente, continua a redirecionar a investigação para robustecer a pesquisa sobre como o 'estoque' de natureza poderia prestar esses fluxos de serviços (Norgaard, 2010) e a partir daí o uso do conceito se multiplicou (Fisher et al., 2009; Harrison et al., 2010; TEEB, 2010; de Groot et al., 2010; de Groot et al., 2012). Assim, o que era antes uma metáfora tornou-se a principal forma de se fazer conservação, convertendo-se num paradigma para pensar o ambiente e o desenvolvimento.

Embora seja necessária a preservação da biodiversidade para que os ecossistemas cumpram adequadamente suas funções, a relação entre os benefícios em termos de serviços pela biodiversidade é variada e depende do contexto (Chan et al., 2007; Kremen, 2005; Srivastava e Vellend, 2005). No âmbito do estudo da ecologia, não existem pesquisas suficientemente desenvolvidas e direcionadas a demonstrar as relações diretas de alguns dos 'serviços ecossistêmicos' providos e a biodiversidade, embora a ciência ecológica tenha se voltado cada vez mais a esta questão (Isbell et al., 2011; Cardinale et al., 2012). A ciência ecológica foi, até então, pensada em uma outra lógica (Norgaard, 2010), como as dinâmicas de populações, os ciclos biogeoquímicos, a organização espacial através da paisagem, os processos evolutivos, a cadeia alimentar e os fluxos energéticos, a ecologia do comportamento, entre outras tantas. Não é apenas um problema das áreas sociais ignorarem a área ecológica, pois a ideia de serviços ecossistêmicos, baseada em um *stock-flow framework*, apenas se direciona a uma pequena parte da ciência ecológica (como os modelos de energia e cadeia de alimentos) ignorando a vasta maioria do pensamento ecológico (como a ecologia da evolução e comportamental) (Norgaard, 2010).<sup>74</sup>

Norgaard (2010) afirma ainda que ao invés de abandonar os múltiplos padrões de pensamento da ecologia, enfatizando o modelo de fluxo e estoque (*stock-flow*), deveria se estar usando a riqueza do pensamento ecológico para expor as limitações do pensamento predominante que é o *stock-flow*, o qual se baseia fundamentalmente a ideia dos serviços ecossistêmicos. A ênfase nesse padrão dominante

---

<sup>74</sup> De uma forma muito semelhante, a literatura das ciências sociais alerta para o papel dominante exercido pelos mercados enquanto mediador das relações humanas (Norgaard, 2010), o que sobrepõe diversas outras interações humanas.

influencia outros padrões que aumentam ainda mais as probabilidades de erros. A perspectiva dos serviços ecossistêmicos sugere que basta um alinhamento no modelo de vida atual, enquanto a heterogeneidade do pensamento ecológico tem potencialidades para questionar o modelo atual.

Farley e Costanza (2010) reconhecem que o amplo uso do conceito de serviços ecossistêmicos pode favorecer uma má interpretação e, conseqüentemente, sua simplificação, e sustentam o uso do conceito com outra interpretação. Para esclarecer essa questão, argumentam que os serviços ecossistêmicos (*ecosystem services*) não devem estar diretamente relacionados com bens ecossistêmicos (*ecosystem goods*), que os autores relacionam com o estoque-fluxo (*stock-flow*) que pode ser quantificado material e matematicamente (como árvores que são transformadas em casas). Os serviços ecossistêmicos, segundo eles, devem ser entendidos enquanto fundo-serviços (*fund-services*) que não podem ser acumuláveis, nem quantitativamente utilizáveis (como é a regulação climática).

Embora seja importante que se faça distinção entre os bens ecossistêmicos dos fundo-serviços e trabalhá-los simultaneamente, o paradigma dos serviços ecossistêmicos não reforça muito mais que sua utilidade para os seres humanos. No caso dos *biodiversity offsets*, os serviços ecossistêmicos podem ser e são acumuláveis e quantitativamente utilizáveis, contrariando os argumentos de Farley e Costanza (2010). O fato de os ‘serviços ecossistêmicos’ não serem materiais não impede sua acumulação, como realça Robertson (2012). O carbono, enquanto métrica no âmbito do serviço de regulação climática, é um exemplo emblemático. Não se acumula carbono, mas o valor monetário que passa a representá-lo. A iniciativa denominada “*Ecosystem Marketplace*”, por exemplo, é uma rede que “busca se tornar a maior fonte mundial de informação sobre os mercados e esquemas de pagamento por serviços ecossistêmicos”,<sup>75</sup> e argumentam que “[...] uma promissora abordagem para sustentar os serviços de ecossistemas vitais é viabilizar os mecanismos de mercado para mediar a oferta e a demanda, assinalando preços para tais serviços”.<sup>76</sup> Através de uma plataforma, o *Ecosystem Marketplace*, viabiliza a operacionalização dos serviços ecossistêmicos, assim como do capital natural, permitindo a transação do mundo natural (representado pelos serviços ecossistêmicos) por todo o mundo.

É certo que os seres humanos dependem dos ecossistemas para sua sobrevivência, mas é verdade que a própria natureza pode prestar uma série de “desserviços” (McCauley, 2006; Redford e Adams, 2009; Viram e Adams, 2009), que colocam em conflito os interesses humanos e a preservação da biodiversidade. Estes são normalmente ignorados pela estratégia dos serviços ecossistêmicos. A título de exemplo, existem árvores que drenam água dos lençóis freáticos, mais do que deixam disponível; coberturas florestais que contribuem para o aumento da temperatura global, ao invés de

---

<sup>75</sup> “*The Ecosystem Marketplace seeks to become the world’s leading source of information on markets and payments schemes*”. Tradução livre.

[http://www.ecosystemmarketplace.com/media/pdf/voluntary\\_carbon\\_markets.pdf](http://www.ecosystemmarketplace.com/media/pdf/voluntary_carbon_markets.pdf).

<sup>76</sup> “*One promising approach to sustaining vital ecosystem services is to enable market-based mechanisms to mediate supply and demand, putting a price on these services*”. Tradução livre.

<http://ecosystemmarketplace.com/pages/static/about.php>

mitigá-la; animais selvagens que matam pessoas e destroem propriedades; áreas húmidas que aumentam os riscos de doenças (McCauley, 2006) entre outros.<sup>77</sup> Enquanto a recuperação de uma espécie pode representar uma coisa boa para conservacionistas, para outros *atores* pode representar uma ameaça ou uma peste. Como é o caso da recuperação do falcão peregrino (*Falco peregrinus*) no Reino Unido, celebrado pelos conservacionistas, mas considerado uma ameaça para os criadores de pombos, ou como o próprio caso da reintrodução dos lobos cinzentos (*Canis lupus*) no *Yellowstone National Park* (Vira e Adams, 2009). Já na altura da publicação do trabalho de Costanza et al (1997), que estimava o valor dos ‘serviços ecossistémicos’ e do ‘capital natural’ mundial em cerca de 33 milhões de dólares, Ehrenfeld (2008, p. 122) chamou a atenção para os desafios dos danos que a natureza pode infligir aos seres humanos: “*what if a group of antienvironmental economists calculates the global costs of nature’s harmful activities: the floods, the droughts, the damaging winds, the insect pests, the weeds, the infectious diseases and their vectors? What if these calculated costs amount to \$33 trillion?*”. Esses danos causados pela natureza também vêm sendo chamados de ‘desserviços ecossistémicos’. Mesmo considerando o elevado valor estimado para os ‘serviços’ prestados pelos ecossistemas, que corresponde ao dobro do produto nacional bruto global da época, o valor económico dos ‘desserviços’ prestados pela natureza poderia superar o valor económico dos ‘serviços’. O assunto dos ‘desserviços ecossistémicos’ será tratado com mais detalhes mais à frente (secção 4.5).

O risco de a conservação ficar condicionada às áreas de interesse humano é grande. Alguns conservacionistas expressaram suas preocupações relativamente às abordagens puramente antropocêntricas, apontando-as como insuficientes para a preservação da biodiversidade (Chan et al., 2007; Redford e Adams, 2009; Rolston, 1989; McCauley, 2006). Estratégias baseadas nas abordagens dos serviços ecossistémicos, que incluem também alguns esquemas baseados na lógica do mercado, acabam por não atuar adequadamente (ou simplesmente não atuar de todo), nos fragmentos da natureza em que há conflitos com os interesses humanos (McCauley, 2006; McCauley et al., 2013). A abordagem dos serviços ecossistémicos também levanta dificuldades no contexto das áreas remotas, onde vem ganhando bastante popularidade, por estimular atividades lucrativas às comunidades tradicionais que também poderão ser ecologicamente e socialmente danosas (McCauley et al., 2013).<sup>78</sup> Além disso, a pequena densidade populacional e o fator de isolamento que caracteriza as áreas remotas poderá

---

<sup>77</sup> Como é o caso da recuperação do falcão peregrino (*Falco peregrinus*) no Reino Unido, celebrado pelos conservacionistas, mas uma ameaça para os cidadãos locais relativamente aos *pigeon racers*, ou como o próprio caso da reintrodução dos lobos cinzentos (*Canis lupus*) no *Yellowstone National Park* (Vira e Adams, 2009, p. 160).

<sup>78</sup> Aqui temos o caso dos tubarões de Tabuaeran, na ilha isolada de Kiribati. Os tubarões de recife são espécies bandeira no âmbito desses ecossistemas, como recifes e atóis, considerando ainda o declínio na abundância nas espécies de tubarões. No caso de Tabuaeran, os tubarões são uma ameaça para os locais pois se alimentam dos peixes que são a base da economia da população local. Além disso, suas barbatanas são uma das maiores fontes lucrativas para os locais. Deste modo, os tubarões nessa região valem mais mortos do que vivos. Nesse sentido fica difícil imaginar como a abordagem dos serviços ecossistémicos poderiam proteger uma espécie, sendo ela tão custosa para preservar (McCauley et al., 2013).

dificultar a provisão de serviços ecossistêmicos para os centros mais populosos (McCauley et al., 2013).<sup>79</sup>

Diante da ideia de serviços ecossistêmicos, o valor dos ecossistemas fica muito condicionado às demandas humanas. Nesse mesmo sentido, o chamado *stock* de ‘capital biológico’ não influencia mais no seu valor que a presença do mercado ou de esquemas semelhantes. Nessa medida, os preços para os diferentes serviços estarão condicionados às dinâmicas da oferta e procura, da disponibilidade para pagar e dos custos de transação. Assim, um ecossistema estará sempre sujeito aos benefícios que os seres humanos obtêm de suas funções. Se tais funções perdem seu valor ou podem meramente ser substituídas ou disponíveis através de outros meios, o ecossistema também perde consideração (Vira e Adams, 2009). Nem todo o sistema ecológico explicitamente promove benefícios para os seres humanos, não sendo contemplado de grande valor pelos humanos, nem a maior parte das espécies parece ser dotada de valor convencional algum apreciado pelos seres humanos (Plummer, 2009; Ehrefeld, 1981; 1988). Quando um valor de mercado é associado a um tipo de ‘serviço’ de grande valor e demanda (como a fixação de carbono), são esses ‘serviços’ que acabam determinando as estratégias de conservação, o que poderá levar a que outros elementos naturais passem despercebidos. Considerando ainda que não implica nenhuma qualidade específica para a garantia de certos ‘serviços’ (como serviços de provisão e regulação, de uma forma geral) (Vira e Adams, 2009), os valores e princípios de conservação ficam ocultos, ofuscados por ‘serviços’ com mais demanda.

Ademais, a teoria económica revela que, de uma forma geral, a escassez é inversamente proporcional ao valor (quanto mais escasso, mais valioso), contudo a mera aplicação dessa ideia à conservação pode sugerir que uma relativa abundância, ou mesmo uma espécie em estágio de recuperação, pode, paradoxalmente, reduzir os esforços e apoio para a conservação (Vira e Adams, 2009). Mas este é um fator a ser considerado, não somente no âmbito da aplicação económica à conservação, mas aos próprios critérios de prioridade e elegibilidade na conservação. Uma espécie relativamente comum pode, subitamente, entrar em um declínio radical se seu ambiente fragmentar em pontos estratégicos (Honnay e Jacquemyn, 2007).

A abordagem dos serviços ecossistêmicos promove uma reforma que acaba por contrariar a necessária transformação económica. As crises que ameaçam o bem estar humano – tais como as alterações climáticas, a degradação dos ecossistemas, a perda da biodiversidade – são guiadas pelas escolhas económicas humanas, pelo que não serão suficientes ajustes marginais na economia (Norgaard, 2010). Os atuais métodos de valoração mais ajudam a perceber os serviços ecossistêmicos e seus valores a partir da economia dominante, insustentável. Ao invocar a perspectiva dos serviços

---

<sup>79</sup> O caso da Ilha de Palmira pode ser bastante elucidativo pois é extremamente difícil identificar outros serviços associados ao seus ecossistemas, na medida em que não sequestra carbono adequadamente, não promove serviços hídricos, em termos de qualidade de água, não provê serviços de polinização e não alimentam as pessoas. Portanto, é um contexto bastante desafiador para a aplicabilidade da abordagem dos serviços ecossistêmicos (McCauley et al., 2013).

ecossistêmicos, bem como seus instrumentos de valorização<sup>80</sup> para alcançar uma economia sustentável, ironicamente, trabalha-se mais com a economia que se quer mudar do que com a economia que se almeja (Norgaard, 2010).

É importante realçar que os pagamentos e os mercados para os serviços ecossistêmicos são apenas algumas das estratégias no âmbito da abordagem dos serviços ecossistêmicos (Skroch e López-Hoffman, 2010). Assim, apesar da sensibilidade da abordagem dos serviços ecossistêmicos, existe um risco particular possibilitado pela sua linguagem e narrativa, que poderá escapar das intenções de alguns de seus proponentes, como sugerem alguns autores (Adams e Redford, 2009; Fairhead et al., 2012; McCauley, 2006), sobretudo quando alinhados aos interesses da economia dominante. Alguns desses desafios serão abordados ainda neste capítulo.

A relação humana com a natureza enquanto fonte primária de sobrevivência humana se vê corrompida e contaminada pela ideia de que a natureza serve a humanidade com serviços. A natureza, mais uma vez, segundo uma lógica cartesiana e baconiana é submetida aos interesses humanos, subversivos ou não. A crítica à irrupção hostil dos sistemas de mercado generalizados (Polanyi, 1957; Schneider et al., 2010; Gorz, 1994), em que os mercados se tornaram a principal forma das sociedades se relacionarem, também extrapola para a relação humana com o mundo natural, representando certa inconsistência do paradigma dos serviços ecossistêmicos diante dos pressupostos da conservação. Enquanto metáfora e instrumento pedagógico, a ideia de ‘serviços ecossistêmicos’ revela potenciais para alertar a importância da conservação e preservação da Natureza, e alcançar a dimensão pública, todavia não se pode ignorar o efeito perverso do conceito, em que a metáfora se torna realidade, transformando o funcionamento ecológico em serviços e, conseqüentemente, em *commodities* (mercadorias). Esse é o foco da próxima seção.

### **6.3.2 Da metáfora à mercantilização (comoditização)**

O objetivo da estratégia dos serviços de ecossistemas era de que a metáfora pudesse despertar a atenção daqueles profundamente envolvidos na economia global dominante, de modo a que acordassem para a importância dos processos naturais e os limites de sua exploração (Norgaard, 2010). O que outrora era metáfora, converteu-se a painel de trabalho e a um modelo dominante promulgado nos mais variados contextos da política ambiental (Harrison et al., 2010; MA, 2003, 2005; Ranganathan et al., 2008; TEEB, 2010), tendência que rompeu o laço que havia entre a metáfora e os problemas ambientais. Essa transição se deu pela suposta necessidade de abordagens inovadoras para a redução da degradação do ambiente natural (Gómez-Baggethun e Pérez, 2011), mas ainda alinhadas aos

---

<sup>80</sup> Os instrumentos de valorização são aqueles voltados para a operacionalização do conceito, colocando em prática também os valores monetários, como é o caso dos pagamentos por serviços ecossistêmicos e os mercados para os serviços ecossistêmicos. No contexto desta tese, serão avaliados os pagamentos por serviços ecossistêmicos.

pressupostos neoliberais, exercendo um impacto significativo nos países em desenvolvimento por lançar bases para um novo paradigma para pensar o ambiente e o desenvolvimento (Norgaard, 2010). Não por acaso, paralelamente a essa transição, expande-se o uso do termo serviços ecossistêmicos nas publicações acadêmicas (Fisher et al., 2009), sendo que muitos daqueles mesmos cientistas que estimularam a metáfora estiveram na linha de frente argumentando pela possibilidade de se criar mercados para os serviços ecossistêmicos, como ressalta Norgaard (2010).

Ao passo em que as funções ecológicas e o pensamento ecológico são reduzidos à noção de serviços ecossistêmicos, recebendo tamanha importância (talvez mais que sua verdadeira utilidade; McCauley, 2006), recebem também maior atenção acadêmica e mais financiamentos<sup>81</sup>; seu conhecimento é cada vez mais aprimorado, enquanto outros conhecimentos e percepções conservacionistas entram em declínio (Norgaard, 2010). Obviamente, o mundo não pode se dimensionar ao redor dos serviços ecossistêmicos sem que haja um grupo de pensadores dedicados ao problema de debater e definir novas tecnologias para a quantificação desses valores (Robertson, 2012). A ciência coevoluiu com as estruturas sociais dominantes e não é de surpreender que a ecologia também passe a (co)evoluir conforme o pensamento dominante do mercado (Norgaard, 2010; Peterson et al., 2010).

A perspectiva histórica do despertar da economia para a economia da natureza pode ilustrar como o pensamento econômico dominante influencia as tendências na forma como é pensada a 'gestão' do mundo natural. Por ser até então, um 'recurso' gratuito, o ambiente natural começou a despertar a atenção da economia clássica, como apontam Gómez-Baggethun et al. (2010). A consideração da produção natural, enquanto elementos não substituíveis diante do seu esgotamento em face do crescimento, até teve seu lugar no pensamento econômico clássico, pois antes disso, a terra era considerada separadamente dos processos de produção (Naredo, 2003).<sup>82</sup> Com isso, a terra representava um ponto estratégico na Economia Clássica, embora continuasse ofuscado o papel da economia sobre os benefícios promovidos pela natureza, pois apesar de os fisiocratas na altura acreditarem que a terra fosse a fonte primária de valor, os economistas clássicos começavam a enfatizar que o trabalho era a fonte de produção de riqueza, reconhecendo a rentabilidade derivada da apropriação da produção natural (Gómez-Baggethun et al., 2010; Naredo, 2003). O que fica evidenciado é o reconhecimento do ambiente natural possuindo valor de uso.

---

<sup>81</sup> Os financiamentos voltados para a conservação da biodiversidade começam a condicionar as submissões sob a temática dos serviços ecossistêmicos, na qual as palavras-chave serviços ecossistêmicos ganham bastante relevância (*Research & Innovation Projects: calls 2014 and 2015-one stage Climate action, environment, resource efficiency and raw materials, 2015, europe.eu*).

<sup>82</sup> A preocupação de Thomas Malthus com o crescimento populacional, o estado estacionário perspectivado por John Stuart Mill e a *Ricardian rent* são reflexos dessa preocupação (Gómez-Baggethun et al., 2010; Naredo, 2003).

Com a revolução industrial (fatores como o crescimento industrial, o desenvolvimento tecnológico e o acúmulo de capital), especialmente a partir do século XIX, alterou-se ainda mais o tratamento dispensado à natureza (Gómez-Baggethun et al., 2010). O foco que se dava na terra e no trabalho transformador direcionou-se para o trabalho unificado e o acúmulo de capital, fazendo com que o que era antes uma análise física passasse a ser uma análise monetária (Gómez-Baggethun et al., 2010; Hubacek e van der Bergh, 2006). Mas é a transição do valor de uso da Natureza para um valor de troca (*from use values to exchange values*), ocorrida no seio da Economia Neoclássica, que permitiu que se concluísse uma mudança de paradigma na perspectiva económica, na qual se passa a admitir a substituíbilidade dos elementos naturais por capital produzido pelo ser humano (Gómez-Baggethun et al., 2010; Naredo, 2003).

Deste modo, a economia neoclássica diluiu o papel predominante do trabalho, enquanto fonte de valor e riqueza presente na economia clássica e no pensamento marxista, sendo o problema da escassez física reduzida à escassez de capital, antes um simples derivado da terra e do trabalho, agora a expressão abstrata da unidade monetária e homogênea (Naredo, 2003). Deste modo, as pessoas são desagregadas da terra e a terra da natureza, permitindo a transação das chamadas *commodities* fictícias, nomeadamente a terra, o dinheiro e o trabalho (Polanyi, 1944, Sullivan, 2010).

Deste modo, a história dos serviços ecossistémicos constitui paralelamente uma história de comoditização (mercantilização) do funcionamento dos ecossistemas (Gómez-Baggethun et al., 2010). A ideia de *commodities* (e seu fetichismo) presente na teoria de Marx (1867) ajuda a explicar as limitações do paradigma dos serviços ecossistémicos para a proteção das funções ecossistémicas e sua relacionada biodiversidade (Castree, 2003; Kosoy e Corbera, 2010; Peterson et al., 2010; Vatn, 2000). As *commodities* são objetos e coisas que por suas propriedades satisfazem os desejos e quereres humanos, expressando uma utilidade e, por sua vez, um valor de uso (Marx, 1867).<sup>83</sup> Mas ao mesmo tempo, independentemente do seu valor de uso, as *commodities* também representam um valor de troca, que é a proporção com que uma determinada coisa com valor de uso pode ser trocada por outra em uma relação em constante mudança, conforme se muda o tempo e o lugar (Marx, 1867).<sup>84</sup> Ao representar um valor de troca, uma *commodity* é expressa em uma unidade comum a todas as outras (Marx, 1867), nos termos de uma equivalência universal, e hoje esse valor é o preço monetário.

O valor, por sua vez, pode ser representado pelo trabalho, socialmente necessário para a produção de uma *commodity*, sendo que a quantidade de tempo e de trabalho socialmente necessários

---

<sup>83</sup> “A commodity is, in the first place, an object outside us, a thing that by its properties satisfies human wants of some sort or another. The nature of such wants, whether, for instance, they spring from the stomach or from fancy, makes no difference. Neither are we here concerned to know how the object satisfies these wants, whether directly as means of subsistence, or indirectly as means of production” (Marx, 1867: 2).

<sup>84</sup> “Exchange value, at first sight, presents itself as a quantitative relation, as the proportion in which values in use of one sort are exchanged for those of another sort, a relation constantly changing with time and place” (Marx, 1867, p. 3).



para a produção de uma *commodity* é o que constitui a amplitude de seu valor (Marx, 1867). Mas ao passo em que o produto é revestido pelo modelo monetário, sua natureza e o valor de uso, bem como o trabalho e o tempo empregados dão lugar ao trabalho homogeneizado (Marx, 1867). Assim, quando uma *commodity* ocupa um espaço no mercado (ou representa um valor de troca, usualmente regido pela unidade monetária) não é o trabalho, a energia, ou o material utilizado para sua produção, tampouco os custos ambientais associados, que passam a reger as decisões dos consumidores, mas sim o preço (Peterson et al., 2010).

A expressão do preço de uma *commodity* torna trivial o valor incrustado no trabalhador, bem como os aspetos que revestem sua vida, pois o preço faz com que o valor se torne uma expressão imaginária (Peterson et al., 2010), ignorando o processo de produção. Estes mesmos autores apontam que as funções ecossistêmicas e a biodiversidade são, para muitos, conceitos em certo grau imaginários, razão que, essencialmente, justificou e motivou o uso pedagógico da ideia de serviços associados aos ecossistemas. Do mesmo modo que o valor do trabalho fica ofuscado, o preço económico atribuído aos elementos naturais oblitera os trabalhadores ecossistêmicos (*ecosystem workers*), isto é, os elementos bióticos responsáveis pela produção natural<sup>85</sup> e sua produção abiótica (*raw materials*) quando alinhados à lógica das *commodities* (Peterson et al., 2010). As sociedades modernas industrializadas reduziram o trabalho (atividades humanas) e a terra a *commodities*, o que gera tensões e conflitos. A atribuição do rótulo de mercadoria contraria o carácter heterogêneo da vida humana e da natureza, embora fundamental para a instituição do mercado e o funcionamento do sistema económico dominante (Polanyi, 1957[1944]; Vatn, 2005).

Ao se converter as funções ecossistêmicas em serviços e, logo, em *commodities*, os elementos bióticos, responsáveis pela produção natural (e também pela produção abiótica), necessários para a produção de um 'serviço' ecossistêmico e suas relações intrínsecas nos ecossistemas e seus processos são, em grande parte, ignorados, restando apenas aquilo que interessa aos humanos: os 'serviços'. Portanto, ao se comodificar as funções ecológicas, tratando-as enquanto 'serviços ecossistêmicos', obscurece-se os *ecosystem workers* tanto quanto as funções ecossistêmicas (Peterson et al., 2010).

O processo de comoditização implica ainda que as *commodities* sejam voltadas para a troca. Kosoy e Corbera (2010) argumentam que o processo de comoditização das funções ecológicas envolve necessariamente três estágios: primeiro, é a conversão das funções em serviços; segundo, assinalar para eles uma unidade de troca; e, por último, facilitar a transação desses serviços através da aproximação entre 'consumidores' e 'provedores' desses 'serviços'. A tecnociência se ocupa de mensurar e abstrair as funções em serviços e, por sua vez, em assinalar uma unidade monetária junto à economia dominante. Os 'novos' instrumentos e mecanismos para a conservação da biodiversidade (tais como os PSE/A e os

---

<sup>85</sup> "We use the phrase *ecosystem worker* as shorthand for the organisms that produce services in an ecosystem service marketplace" (Peterson et al., 2010: 116).

esquemas de *biodiversity offsets*, de forma geral) vêm sendo preparados para desempenhar o papel do terceiro e último passo no processo de comoditização do funcionamento dos ecossistemas.

As definições mais recentes de *commodity* relacionam-se com as normas e relações sociais que condicionam sua produção e inserção no mercado (Kosoy e Corbera, 2010). Deve ser algo que precisa ser apropriado, o que inclui direitos de troca; e ainda possuir fronteiras que permitam o reconhecimento de direitos de propriedade, que de outra forma não seria possível (Kosoy e Corbera, 2010; Vatn, 2000), pois como roga a lógica da economia neoclássica, se os serviços ou bens (serviços ecossistêmicos) não podem ser reconhecidos como *commodities*, sua alocação não será ótima (Vatn, 2005).

Marx (1867) usa o termo fetichismo de *commodity* para caracterizar o processo de objetificação dos seres humanos e suas relações por meio da produção de *commodities*, mascarando a complexidade dessas relações. Ao passo em que uma *commodity* tem um valor de uso, seu caráter mais complexo começa a se revelar a partir do momento em que é tratada também como um valor de troca (Marx, 1867), produzida para o mercado (Kosoy e Corbera, 2010) e é aqui que se insere a premissa fetichista. Assim que uma *commodity* extrapola sua utilidade, perde sua relação com o trabalho e torna-se um objeto cujo valor não corresponde ao real, mas ao universo simbólico. Esse produto final não tem qualquer relação com sua natureza preliminar, nem com o trabalho transformador dessa matéria, mas com o próprio produto do trabalho, representando este produto o centro das relações e ofuscando todo um processo de produção por trás (Marx, 1867). Da mesma forma, os processos socioecológicos acabam ofuscados e simplificados (Martinez-Alier, 2002; Vatn, 2000), na medida em que a valoração económica dos elementos esconde toda uma multiplicidade de linguagens de valoração (Kosoy e Corbera, 2010), obscurecendo ainda os ‘trabalhadores ecossistêmicos’ (Peterson et al., 2010). Essa análise do fetichismo de *commodities* exerce um papel fundamental, pois permite que o pensamento crítico se desenvolva acerca do conceito de serviços ecossistêmicos, demonstrando que, mesmo sendo públicos, dispensando qualquer capital ou trabalho humano para a produção de ‘serviços’, os ecossistemas são sujeitados às trocas sob o rótulo de *commodity*; expõe a forma com que o valor de troca dos serviços ecossistêmicos se estabelece, ignorando outros valores e percepções; e, por último, permite vislumbrar as relações entre os atores envolvidos na trama do mercado. O abordagem dos serviços ecossistêmicos representa uma tendência para se popularizar a noção de que as funções ecossistêmicas podem e precisam ser capitalizadas para que o bem-estar humano, a conservação e a sustentabilidade sejam garantidos (Kosoy e Corbera, 2010).

Boyd et al. (2001) argumentam que conceitos como o de serviços ecossistêmicos são parte de uma alargada transição de uma relação extensiva e de extração entre o capitalismo e a natureza para uma visão industrializada dos processos biológicos, sendo estes tratados enquanto manufaturas (Robertson, 2012). Sob essa perspectiva e dos entusiastas da lógica do mercado, a degradação dos chamados serviços ecossistêmicos representa a perda de capital (MEA, 2005); a fragilização de uma máquina valiosa e uma peça importante de uma infraestrutura (Daily e Ellison, 2002). Contudo, Smith

(2007) argumenta que a mercantilização da natureza não se trata apenas do simples alargamento das fronteiras do processo produtivo aos processos biológicos; os sistemas biológicos sempre foram e sempre serão parte fundamental do processo produtivo (Robertson, 2012). A integração da natureza ao capital propicia a criação de uma série de abstrações para adequar a circulação da natureza em termos monetários (Smith, 2007), não apenas enquanto matéria, mas enquanto serviços. Portanto, a humanidade se move para um cenário em que a natureza pode ser quantificada meramente de um ponto de vista monetário (Robertson, 2012).

A perspectiva crítica da comoditização do funcionamento dos ecossistemas, muito embora fundamental, não deve se restringir à concepção mercantil, na medida em que essa mercantilização integra um mais amplo projeto neoliberal, isto é, faz parte das estruturas político-ideológicas neoliberais que influenciam os caminhos político, económico e sociocultural que passam a caracterizar as relações humanas, e a forma com que as sociedades passam a conceber também suas relações com a natureza. Não seria a ideia de serviços ecossistémicos também oriunda de uma sociedade há tanto envolvida na economia dominante? Dempsey e Robertson (2012) realçam as tensões e dificuldades de se mensurar e commodificar a natureza, centrando-se nas incoerências do neoliberalismo. Barnaud e Antona (2014) partilham de alguns pontos críticos realçados por Dempsey e Robertson (2012), mas realçam que apesar das intrincadas relações da abordagem dos serviços ecossistémicos com o neoliberalismo, as práticas e políticas são muito heterogêneas e, por vez, também divergem da doutrina neoliberal. Nesse sentido, as autoras chamam a atenção para as controvérsias do conceito enquanto conceito socialmente construído e, assim como Robertson (2012) e Sullivan (2009, 2010), para a forma de olhar o mundo que o conceito prescreve.

A influência do livre mercado e da neoliberalização da natureza de um modo geral, na conservação, levou a uma série de mecanismos de troca de mercado e de acumulação de capital através de novos ‘produtos’ ambientais (Sullivan, 2010). O mercado de crédito de carbono é o mecanismo mais conhecido de uma série de mercados para a natureza e proliferou-se absurdamente nos últimos anos, gerando em poucos anos, somente na Europa, uma rede de trocas multibilionária, e que se expandiu por todo o globo. O carbono, convertido em *commodity*, transcreve um mundo de substitutabilidade molecular aparentemente infinito. Esse mundo do comércio de carbono reduz toda atividade produtiva às trocas de carbono (Sullivan, 2010), especialmente com a crescente preocupação com os efeitos antrópicos das alterações climáticas (cada vez mais evidenciados; IPCC, 2014). Essa mesma lógica é prescrita aos demais ‘serviços ecossistémicos’, como a biodiversidade e a regulação hídrica, cada vez mais commodificados, nos mesmos passos, globalmente (Sullivan, 2010), através, sobretudo, dos esquemas de compensação (como os *biodiversity offsets*).

A iniciativa “*Reducing Emission from Deforestation and Forest Degradation (REDD+)*”, da *United Nation Environmental Programme (UNEP)*, é umas das mais cotadas atividades que envolvem a compensação através do crédito de carbono, acompanhando o mercado global. Sob esse regime,

criam-se possibilidades para que as emissões industriais de um lugar determinado possam ser compensadas (*offset*) pela compra de um carbono comodificado sequestrado por florestas em pé em qualquer lugar do globo, principalmente nos países em desenvolvimento. Assim, REDD+ propõe uma equivalência entre o carbono emitido pelos combustíveis fósseis (sobretudo nos países desenvolvidos) pelos 'serviços' do sequestro de carbono provido pela biodiversidade florestal e plantio de árvores em países em desenvolvimento (Sullivan, 2010). Desta maneira, a lógica do comércio de carbono concebe as florestas tropicais enquanto sumidouros globais para absorver as emissões carbônicas do universo industrial, principalmente dos países desenvolvidos, com os emissores comprando cotas de carbono equivalente compensados em qualquer outra parte do globo (Sullivan, 2010).

Esse modelo fomenta uma substitutabilidade infinda. O discurso de que a degradação ambiental pode ser resolvida através da monetarização e dos mecanismos de mercado envolve cada vez mais o ambiente imaterial, arrastando as relações ecológicas para os circuitos do capital através da criação de mercados e novas *commodities*, extrapolando o universo do carbono, expandindo-se aos demais 'serviços ecossistêmicos', como a biodiversidade e a regulação hídrica (Sullivan, 2010).

Sullivan (2010) destaca quatro pontos críticos a essa expansão. O primeiro é a construção idealista da natureza enquanto provedora de serviços para os seres humanos. Esse ponto alça parte da discussão que se levantou até aqui, pois tal construção origina e alimenta os discursos da transformação da natureza em uma corporação, provendo bens e serviços que podem ser quantificados, precificados e cambiados, incorporando a natureza na linguagem das finanças e dos negócios. O segundo ponto, são os esforços para quebrar conceptualmente a natureza em categorias de serviços que levam à quantificação e à fixação de um valor monetário. Esquemas de serviços ecossistêmicos envolvem os chamados Métodos Rápidos de Avaliação (*Rapid Assessment Methods*)<sup>86</sup>, para levar à prescrição de um valor numérico que tende a representar os serviços ecossistêmicos (Robertson, 2004), reduzindo a complexidade e a dinâmica ecológica. Terceiro, é a combinação da economia e finanças com as ciências ecológicas para assinalar preços para os tais serviços. Os métodos utilizados para se chegar aos preços (por exemplo, valoração contingente) são sempre contraditórios e alvo de críticas mesmo no seio da teoria económica (Spash, 2008). E o quarto ponto é o investimento financeiro que propicia que novos mercados sejam criados para que esses novos produtos ambientais possam ser transacionados.

E assim que essas novas mercadorias ambientais são inseridas nos mercados, também se inserem no mundo dos bancos e finanças através de investimentos e transações (Sullivan, 2010). Isso abre margens para o desenvolvimento de produtos derivados complexos, como valores de opção e de futuro, que incorrem no valor especulativo sobre as funções ecossistêmicas, como sugerem Mandel et

---

<sup>86</sup> Em 2009 a *Conservation International* com parceiros lançou um projeto denominado *Artificial Intelligence for Ecosystem Services*, ou ARIES, uma tecnologia que oferece aos seus usuários a avaliação rápida de serviços ecossistêmicos, bem como sua valoração em múltiplas escalas, desde local à global com o objetivo de descrever a distribuição espacial dos 'serviços ecossistêmicos' através de suas áreas, seus potenciais e valores económicos atribuídos, como um portfólio de bens ambientais (Sullivan, 2010).

al. (2009) através de sua proposta de criar um contrato derivativo para vender espécies em risco de extinção para investidores (entre outros atores) para alimentar o interesse e incentivos privados na conservação. Uma sucessão dessa lógica é a crescente emergência de companhias, bancos e *stocks*, destinados especificamente para a troca dessas novas mercadorias. Nomeadamente, os bancos de conservação (*conservation banks*; entre outros muitos: *habitat banking*, *species banks*), que envolvem a criação de créditos transacionáveis para representar a biodiversidade em valor monetário. Esses esquemas financeiros e de compensação também fazem parte da rede '*Ecosystem Marketplace*' que procura fornecer informações para os negócios que se incidem sobre os mercados e os pagamentos por serviços ecossistêmicos. Essas companhias, bancos e *stocks* estão proliferando, crescentemente, também impulsionados pela lógica da transação carbônica, que envolve inclusivamente contratos derivativos de opção e futuro baseados em acordos de emissão (Sullivan, 2010).

O discurso do desenvolvimento e da atenuação da pobreza segue como a justificativa dominante do uso do mercado (global), sugerindo que as pessoas podem se beneficiar economicamente através de suas relações com o ambiente que agora é valorado e valorizado globalmente, prevenindo o desgaste ambiental ao mesmo tempo em que fomenta o crescimento económico (Sullivan, 2010). Contudo, não é certo que essa (re)distribuição de benefícios ocorra na prática, e independentemente disso, os mercados costumam estar alheios aos processos de equidade e justiça, nos quais aqueles que se beneficiam das transações não são necessariamente os usuários diretos dos tais recursos (Corbera et al., 2007). Um indício dos perigos dessa lógica são algumas propostas recentes para que comunidades com baixo rendimento possam oferecer bens ambientais (*environmental assets*), como uma 'hipoteca ambiental' para financiar a atenuação da pobreza e o desenvolvimento económico local. Isso mostra as culturas locais sendo englobadas pelas determinações, desejos e valores preestabelecidos por localidades tão distantes que se espalham globalmente através de incursões desenvolvimentistas e de capital (Sullivan, 2010).

O que não deixa de ser perturbador é que todo esse processo de comoditização da natureza para a expansão dos mercados capitalistas em tempos de crise ambiental, vem sendo promovido não somente pelas organizações financeiras, mas suportado pelas maiores organizações conservacionistas do mundo, como a *International Union For Conservation of Nature* (IUCN), conhecida por ser a maior e mais antiga rede global para a conservação ambiental, a *Conservation International* (CI), *The Nature Conservancy* (TNC) e *The World Wide Fund for Nature* (WWF) (Sullivan, 2010). Aquilo que Sullivan (2010, p. 120) chama de "*bizarre bedfellows*".<sup>87</sup> O envolvimento dessas organizações conservacionistas no processo de comoditização da natureza é também chamado por Spash (2009) de "*new environmental*

---

<sup>87</sup> Jean-Christophe Vié, na altura, Chefe adjunto do Programa das Espécies da *International Union for the Conservation of Nature* (IUCN), declarou que: '*[i]t's time to recognize that nature is the largest company on Earth working for the benefit of 100 percent of humankind - and it's doing it for free*' (Sullivan, 2010, p. 116).

*pragmatism*”. Resta saber se tal engajamento é uma evolução positiva da conservação, ou uma mudança que subjugua a conservação aos interesses e ideais neoliberais.

Contudo, Sullivan (2010, p. 122) sugere que neste intervalo: *"Nature meanwhile, is further abstracted, distanced, flattened and somehow dematerialised; to be valued and exchanged remotely, via the transformation of its sensual and embodied aspects into the transcendent zeros and ones of more easily manipulable digital information"*.

Isso tem implicações para a percepção que temos da natureza, que se torna uma presença externa ao mundo humano, concebida como arcabouço cujo objetivo é proporcionar a transcendência humana, suas atividades e desejos (Sullivan, 2010). Sullivan (2010, p. 127) ainda argumenta que a falácia por detrás das propostas de mercado é de que elas não incorporam ou produzem comportamentos morais:

*The idiotic fallacy at the heart of these proposals is that markets do not in and of themselves embody or produce moral behaviour. Markets do not care if rainforests fall, if glaciers shrink, or if the values of indigenous cultures are displaced or captured in the service of capitalism; and it seems to be mad to think that it is only their correct construction, for instance through pricing mechanisms, that will prevent the manifestation of these losses.*

Portanto, diante desta perspectiva que tende à mercantilização da natureza, ficam ainda mais realçados os desafios éticos e políticos no entendimento e na promoção das relações que os seres humanos estabelecem com o mundo natural não-humano (Sullivan, 2010).

## **6.4 Da comoditização à ciência dos 'serviços'**

### **6.4.1 A influência da comoditização e da neoliberação da conservação na ciência dos 'serviços'**

Karl Polanyi (1957[1944]) escreveu em seu livro *Great Transformation*: *"What we call land is an element of nature inextricably interwoven with man's institutions. To isolate it and form a market for it was perhaps the weirdest of all the undertakings of our ancestors"*. No mesmo ano do *'Great Transformation'* de Polanyi, o economista Friedrich von Hayek argumenta que o caminho para evitar a servidão e o totalitarismo seria o livre mercado em escala global, abrindo-se à lógica capitalista neoliberal de transacionar bens, serviços e mercadorias direcionados pelo preços de mercado, alargando a todas as esferas e domínios (Sullivan, 2010). Esta mesma autora questiona até que ponto estamos aptos para compreender os efeitos da estruturação e alienação desses contextos, enquanto eles se proliferam através da 'gestão' do ambiente global na produção de novas ecologias imperativas (Anker, 2001). O discurso dos serviços ecossistêmicos tornou-se, então, na atual ecologia imperativa, transformando o ambiente natural em novas commodities fictícias, os serviços ecossistêmicos. Essa transformação intensifica o desejo moderno de libertar o mundo humano da natureza (o mundo natural não-humano), apesar de, retoricamente, argumentar pelo imenso valor que a natureza possui.

Grande parte das críticas no arcabouço teórico da ecologia política repousa nas teorias de Marx, sobre o valor, abordando a natureza, principalmente, sob a perspectiva das ações humanas (Robertson, 2012). Este mesmo autor realça a importância de se reconhecer que toda essa atenção dada ao valor, mensuração e ciência insurge também da crescente discussão acerca da abordagem dos serviços ecossistêmicos aliada à corrente econômica predominante. O fato de os ecologistas não terem até há pouco tempo reconhecido uma medida mercantilizada para um processo ecológico, criou uma ansiedade entre os economistas, que os moveu a integrarem sofisticados conhecimentos da ecologia aos modelos econômicos e políticos.

Os ‘serviços ecossistêmicos’, assim como qualquer outro ‘recurso’, podem ser definidos e tratados como *commodities* desde que seja um processo que envolva uma avaliação (*assessment*), medição (*measurement*) e negociação entre capitalistas, cientistas e reguladores atentos à questão do valor. A economia não se debruça sobre esses empreendimentos sozinha, mas a ciência e a política (legisladora, reguladora, orientadora e praticante) são coniventes e pró-ativas nesse processo. Não obstante, é preciso estar atento às particularidades de cada *commodity*, pois de outra forma, fica-se a entender que o capital apenas lida diretamente com a natureza material (Robertson, 2012). Os serviços ecossistêmicos, não sendo eles matéria, ainda assim são Commodificados e acumuláveis através de medidas abstratas. Deste modo, a Commoditização dos serviços ecossistêmicos, não se restringe a monetarização e aos termos financeiros das condições da vida já antecipadas pela Commoditização do trabalho, mas se alarga ainda mais ambiciosamente, permitindo que o capital defina toda a vida, não apenas a humana, suportando um valor vívido suficiente para que possa circular através dos circuitos das finanças e dos créditos, no qual o dinheiro representa a natureza, a substância para a sobrevivência de tudo e todos (Robertson, 2012).

Robertson (2012) realça três significativos passos conquistados nessa era moderna, sendo que os dois primeiros foram abordados na teoria marxista, em *Capital*: (i) a necessidade social do estabelecimento do tempo de trabalho como uma medida para o valor; (ii) a criação de um mundo em que os seres humanos se veem como maximizadores utilitários (*utility-maximising*) e auto-interessados (*self-interested*); (iii) o entendimento do mundo biofísico natural composto por puras classificações e funções simplificadas e redutoras.

Portanto, a natureza é formada agora por ecossistemas geradores de serviços já transformados em mercadoria pelo viés da conservação atual. Independentemente do que se via ao se deparar com o mundo biofísico, são os ‘serviços’ que a natureza ‘presta’, que a representam, ou nas palavras de Robertson (2012, 297): “*The abstraction becomes 'the real community'*”. Essa é uma profunda transformação na reorientação do olhar e do entendimento sobre a natureza (Robertson, 2012), com igualmente profundas consequências. O absurdo que envolve reduzir os ecossistemas a mercadorias, é apenas um primeiro passo, como aponta Robertson (2012, p. 397): “[...] *It is one thing to point out the abundant absurdities in reducing ecosystems to commodities. But to note this is only the first step, says*

*Blomley: 'to stop here is to risk ignoring the ways in which such absurdities organize the world for us in often brutally efficient and powerful ways' (Blomley, 2008, p. 1840)''*. Tal 'absurdo' acaba por organizar o mundo em que vivemos, por orientar nosso olhar e nossas ações sobre ele.

Portanto, a concepção dos serviços ecossistêmicos não está isenta de problemas. As instabilidades e os direcionamentos nas conjunções entre neoliberalismo e ambiente estão bem documentadas (Bakker, 2010; Castree, 2008a,b). As práticas e as percepções da mensuração do valor das funções acabam por ser influenciadas pelas ideologias bastante presentes na apropriação da economia dominante do conceito de serviços ecossistêmicos, que virá influenciar, igualmente, a ciência da conservação, que passará a ser bastante ancorada nesta abordagem.

O processo social de mensuração e abstração da natureza voltada a facilitar a troca está bastante avançado (Robertson, 2012). É perturbador inferir que estejamos tão intencionalmente obcecados nas formas tão diversas dessa emergente economia, que de uma maneira supostamente inovadora integra a natureza em certas decisões, mas frequentemente nos esquecemos de que, pelo menos sob a ótica do capitalismo, o que está a ser transacionado não são mananciais hídricos ou emissões, florestas ou habitats de uma forma geral, mas sim, valores (Robertson, 2012), frequentemente, o valor monetário. São valores com os quais acabamos por consentir, tornando possível esse tipo de transação.

#### **6.4.2 Da pedagogia ao discurso: a tecnociência e a economia na constituição do discurso dos serviços ecossistêmicos**

A abordagem dos serviços ecossistêmicos deixa de ser um conceito pedagógico e começa a ser um conceito operacional. A abordagem traz conhecimentos que visam traduzir a biodiversidade em 'serviços ecossistêmicos', isto é, visam produzir novos conhecimentos científicos sobre como a biodiversidade pode auxiliar na provisão de 'serviços ecossistêmicos', através de suas características funcionais, e demonstrar a relevância de tais 'serviços' para a humanidade, através da racionalidade econômica e monetária. Os conhecimentos e informações gerados a partir daí virão a influenciar não apenas a percepção sobre a biodiversidade, mas a forma com que esta será incutida e direcionada nas políticas e práticas de conservação, como sugerem Turnhout et al. (2013a).

Um exemplo da influência da abordagem dos serviços ecossistêmicos nas políticas internacionais de conservação é a formação da *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES) que tem solidificado as articulações entre a conservação da biodiversidade através da abordagem dos serviços ecossistêmicos (Díaz et al., 2015; Turnhout et al., 2014; Balvanera et al., 2014). Tal como o *Intergovernmental Panel for Climate Change* (IPCC) foi constituído enquanto instituição com capacidade de governança internacional para lidar com os perigos dos efeitos das alterações climáticas antropogênicas, Loreau et al., (2006) afirmaram a necessidade da biodiversidade ser representada por uma instituição (organização) internacional com bases científicas



para gerar conhecimento sobre a biodiversidade para assim poder melhor informar o processo de tomada de decisões e as políticas, funcionando nos mesmos moldes do IPCC. Esta poderá ter sido uma inspiração para a formação do IPBES. Embora se reconheça a importância do IPCC, será este o modelo apropriado para a biodiversidade (Hulme et al., 2012; Turnhout et al., 2013a)? A escolha dos tipos de conhecimento considerados relevantes para o processo de decisão reflete inclinações políticas, sociais e de valor, o que constitui, igualmente, uma inclinação discursiva. A partir do momento em que o IPBES cria seu próprio entendimento e abordagem, pode levar a restrições nas múltiplas visões (científicas ou não) acerca da biodiversidade e das verdadeiras necessidades para sua conservação, como Turnhout et al. (2013<sup>a</sup>) chamam a atenção. O próprio significado da sigla IPBES implica o uso da racionalidade dos serviços ecossistêmicos. Mas é importante salientar que o IPBES reconhece a necessidade de *inputs* plurais no processo de conservação. Turnhout et al. (2013a) presumem que ainda há esperança de que o IPBES possa questionar os múltiplos valores que concernem à relação humana com a biodiversidade nos dias de hoje, que abra possibilidades para uma relação entre sociedade e natureza que possa ser suportada, perpetuada e, por que não, reinventada, ao invés de simplesmente assumir a ideia de serviços ecossistêmicos enquanto única forma próspera de nos relacionarmos com o mundo não-humano.

O desenvolvimento do conceito dos serviços ecossistêmicos e de sua aplicabilidade representa um momento de consolidação de uma abordagem baseada na lógica do mercado, amparada pela tecnociência, para lidar com as principais preocupações acerca do ambiente natural. É importante perceber que a crítica à ideia de serviços ecossistêmicos não se limita ao conceito em si, mas se estende também ao novo discurso que os serviços ecossistêmicos lançam sobre a biodiversidade e sobre a natureza (Turnhout et al., 2013a). Tal discurso incorpora visões que promovem a produção de um conhecimento restrito (e estandardizado) sobre a relevância utilitária e instrumental dos componentes da biodiversidade. Deste modo, o conhecimento acerca da biodiversidade que deverá informar às tomadas de decisões atenderá às prioridades que refletem o discurso dos serviços ecossistêmicos. Importante notar que tal modelo não é neutro. As abordagens tecnocráticas para a conservação da biodiversidade acabam por privilegiar determinados aspetos do conhecimento científico, enquanto outras formas de fazer conhecimento ficam obscurecidas (Turnhout et al., 2013a), reestruturando a produção de conhecimento (Levins e Lewontin 1985). Essa perspectiva também recebe maior atenção acadêmica e mais financiamentos; seu conhecimento é cada vez mais aprimorado, enquanto outros conhecimentos e percepções conservacionistas tendem a entrar em declínio (Norgaard, 2010). É um discurso tecnocrático complementado pela dimensão económica (Turnhout et al., 2013b), ilustrado não apenas pela recente IPBES, mas também pelo discurso presente no *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB) e no *The Natural Capital Project*.

A conservação vista sob a perspectiva dos serviços ecossistêmicos pode acabar sendo contraproducente (embora se pretenda com essa abordagem também atingir a biodiversidade) e contraditória, pois partilha e perpetua a mesma lógica que levou à corrente perda da diversidade

biológica. Garantir a conservação da biodiversidade ao longo prazo também poderá se tornar uma revelia, ao passo em que o valor monetário dos serviços, enquanto *commodities*, sujeitos às forças do mercado, podem entrar em declínio reduzindo assim também os esforços para a conservação, que estaria dependente dos incentivos financeiros (Turnhout et al., 2013b).

Turnhout et al. (2013a) notam que as dificuldades da abordagem dos serviços ecossistêmicos são reconhecidas não apenas pelos seus críticos, mas pelos próprios proponentes engajados com o conceito. É um projeto ainda em construção, com inúmeras formas de aplicabilidade e, conseqüentemente, nem todas elas implicam necessariamente a precificação e a comercialização dos serviços ecossistêmicos. Embora nem sempre se materialize na concreta comoditização e monetarização da natureza, é preciso reconhecer que a dimensão econômica e os valores econômicos representam um papel central no discurso dos serviços ecossistêmicos, possibilitando a agregação de valores unitários (monetários) para sua transação e criação e mercado diretos (Turnhout et al., 2013b; Buscher et al., 2012). E ainda que nem todo o valor ecológico possa ser transcrito em termos monetários, serão estes os valores priorizados na cadeia do processo de decisão. Assim, incorre no risco da medida substituir aquilo que ela representa, nas palavras de Turnhout et al. (2013a, p. 157) "[...] *the measure become what is valued, not what the measure represents*".

Robertson (2004), por exemplo, coloca que nessas colaborações para se chegar a medições e a novas equivalências, "[...] a lógica institucional do capital é dominante (mas não determinante), sobre a lógica institucional da ciência, na sua grande habilidade de compelir os ecologistas a criar medidas de avaliação que 'trabalham' para o capital [...]" (Robertson, 2004, p. 366). Não é apenas uma problemática da dominação econômica sobre o mundo natural, como se pode ver, mas também a ciência está cada vez mais alinhada e aliada a esses pressupostos.

É interessante reparar que esse discurso não é novo. Martins (2011, p. 176) já antecipa esse fenômeno muito peculiarmente. O autor argumenta que a tecnologia (ou a unidade tecnociência) se ampara em um ciclo vicioso, que ele denomina 'Teorema (ou Axioma) de Existência Panglossiano': no qual "[...] há sempre soluções tecnológicas dos problemas engendrados pelas tecnologias".<sup>88</sup> O argumento otimista tecnocientífico é de que somente a tecnociência oferece respostas para os problemas que esta própria engendrou. Tais soluções tecnológicas para os problemas advindos da própria tecnologia deixam rastros, resíduos de novos problemas tecno-sociais que se alastram mais rapidamente que as soluções reais e por isso designadas pseudo-soluções ou 'quase-soluções' (Martins, 2011). E na medida em que os resíduos são infundamente produzidos nessa cadeia de 'quase-soluções', chegará um momento em que as instituições sociais não comportarão mais arranjos marginais, senão mudanças mais sistêmicas. Ademais, Martins relembra o ideal de que "[...] as soluções tecnológicas devem ser

---

<sup>88</sup> Com essa denominação, o filósofo Hermínio Martins faz alusão ao personagem Dr. Pangloss do romance "Cândido" de 1797 de Voltaire. O personagem é caracterizado por seu otimismo.

acompanhadas por ou melhor articuladas soluções de mercado [...] (conjugando o *market fix* com o *technological fix*)” (Martins, 2011, p. 178). Assim como a tecnociência, os mercados existem para solucionar problemas, sejam eles económicos, sociais ou ecológicos. Portanto, nessa era neoliberal, Martins (2011, p. 178) afirma que também podemos falar no ‘Teorema (ou Axioma) de Existência Panglossiano’, mas mercadológico: “todos os problemas causados por mercados são solúveis em boa hora por mais e melhores mercados”.<sup>89</sup>

E aqui é que se insere o discurso tecnocientífico-económico dominante, no qual se ampara a abordagem dos serviços ecossistémicos, como uma solução para os problemas que esse próprio discurso enveredou e continua a enveredar. A comoditização e a monetarização são apenas uma parte da problemática. O ideal tecnocrático acerca do conhecimento, da standardização e da relação da sociedade com a ciência combina-se com a dimensão económica dominante para lançar outro olhar, uma nova conceção sobre a biodiversidade, que se torna cada vez mais solidificada, e priorizada, enquanto estratégia para a conservação. Portanto, o discurso dos serviços ecossistémicos combina a tecnociência e a economia dominantes e promove um outro entendimento acerca da natureza e da biodiversidade.

Tal estratégia combina a abordagem tecnocrática baseada na seleção de cientistas e conhecimentos para definir, identificar, mensurar e mapear a biodiversidade, com a perspetiva económica, centradas no conceito de serviços ecossistémicos (Turnhout et al., 2013a). Um dos principais propósitos do discurso dos serviços ecossistémicos era o de comensurar a natureza e expressá-la em unidades padronizadas, fragmentadas, que fossem objetivas, universais e baseadas na ciência. Não se quer dizer que não existam outras medidas e valores envolvidos na aplicabilidade da abordagem dos serviços ecossistémicos, mas isso, por si só, não constitui uma pluralidade de valores (Turnhout et al., 2013b).

Há pouca evidência de as abordagens dos serviços ecossistémicos lidarem bem com as incomensurabilidades entre sistemas distintos de valores e os conhecimentos e crenças associados a eles, como reforçam Ernstson e Sörlin (2013) e Turnhout et al. (2013b). Ao invés, na prática, a quantificação e a monetarização acabam por prevalecer sobre outras visões que não se enquadram no padrão dominante. Ernstson e Sörlin (2013) caracterizam os serviços ecossistémicos enquanto uma tecnologia de globalização na forma de se articular os valores. Os autores argumentam que as pretensões universalizantes dos serviços ecossistémicos serão talvez uma das mais veementes críticas à abordagem dos serviços ecossistémicos, que assumem uma posição de “lugar nenhum” desprovida de historicidade e significados, para se estabelecer uma série de metodologias padronizadas construídas para deduzir os valores “reais” dos ecossistemas para qualquer lugar, em qualquer período temporal. O que seriam tais

---

<sup>89</sup> Interessante reparar que, mesmo nos problemas não resultados do mercado, lá estão os mercados a tentar resolvê-los (ou aferindo e oportunizando novos valores) criando mercados ou mecanismos baseados no mercado.

valores reais, afinal? Ring et al. (2010), por exemplo, afirmam que o declínio dos serviços ecossistêmicos é resultado da não consideração dos valores reais nas tomadas de decisão.<sup>90</sup> Nessa mesma instância, o TEEB (2011), através de seu manual, argumenta que os decisores e os agentes devem estar cientes dos valores reais dos ecossistemas, fomentando a quantificação e a monetarização enquanto unidade fundamental nas articulações de valores complexos para medidas unitárias em termos de análise de custo benefício, benefícios monetizados, traduzidos em uma única matriz (Ernstson e Sörlin, 2013). O TEEB assume a premissa de que quando um valor não pode ser quantificado, usualmente o valor monetário, o poderá ser com o tempo, com uma metodologia mais desenvolvida (Ring et al., 2010; Ernstson e Sörlin, 2013). Sob tal perspectiva, houve uma perversa inversão entre aquilo que é ‘real’ e aquilo que é ‘abstrato’: os valores ‘reais’ ou ‘verdadeiros’ dos ecossistemas, segundo Ring et al. (2010) sugerem, apenas podem ser contemplados pela sua transcrição em unidades quantificadas e monetárias.

A globalização necessita de uma linguagem comum, usualmente a linguagem económica impulsionada pela lógica de mercado, que chega até locais onde era pouco presente. Deste modo vem a ser capaz de tornar diferentes partes no mundo comparáveis, simplificando as realidades e diversidades ecológicas, culturais e sociais. Na abordagem dos serviços ecossistêmicos, a ciência compactua com a economia, em certo sentido validando-a, e oportunizando-a nos meios onde o mercado nunca foi uma unanimidade. Com tal linguagem associativa entre economia e ciência, o discurso dos serviços ecossistêmicos alcança outro patamar na governança ambiental. Os métodos económicos padronizadores, agora endossados pela ciência (sobretudo ecológica), e pela técnica, como as metodologias incrustadas no TEEB, cria uniformidades de ações e valores, refletindo atitudes deslocadas sem atentividade às particularidades, incentivando que os agentes, idealmente segundo os propositores, apenas sigam instruções ao invés de entender mais a fundo as complexidades das relações socioecológicas (Ernstson e Sörlin, 2013). É fundamental perceber a importância dos discursos e as linguagens que esses impingem. A ideia de uma linguagem universalizante põe em causa outras linguagens, não apenas ao ignorá-las, mas por impelir outra em substituição. Estará a abordagem dos serviços ecossistêmicos imputando essa lógica premeditada e propositadamente? Sullivan (2009, p. 24) argumenta que a extensão da lógica capitalista e neoliberal provocou graves perdas e marginalizações culturais, e aponta que a abordagem dos serviços ecossistêmicos também acaba por unificar as linguagens e valores nas relações entre os seres humanos e o mundo natural não-humano:

*If language is a key lexicon through which culture is expressed, exchanged and made meaningful, then the loss of languages equates with the demise of cultures. The causes are complex interactions of marginalisation, ‘acculturation’ to modern monetary and capitalist culture, and direct displacement. The outcome is a subtle ‘culturecide’: the death of collective*

---

<sup>90</sup> “A major reason for the decline of ecosystem services is that their true values are not taken into consideration in economic decision making”(Ring et al., 2010, p. 1)

*identities through displacement by a dominant and globalising culture that has among its norms and values certain disciplining assumptions about the nature of reality. These include rather strict conceptual separations between culture and nature (echoed by that between mind and body, male and female, civilised and wild and so on) – separations which tend to privilege the first part of each of these binaries; together with the elevation of monetised exchange as the key measure and mediator of value. As indicated by the global loss of languages, the peoples, cultures and epistemologies that are othered in this capitalist structuring of values can become rather “disposable” in part through constructing them as poor, marginal, and often as environmentally problematic. [...] As an extension of a globalizing capitalist culture which has these assumptions at its heart, it is difficult not to see the unifying language of ecosystem services as part and parcel of these processes of cultural displacement in the realm of human/non-human relationships, understandings and values.*

Tal como as linguagens, o uso de *proxies* e medidas para expressar um valor incorrem no risco de substituírem aquilo que, de facto, está a ser valorado: o abstrato substituindo o real. Portanto, essas categorias têm a capacidade de remodelar a realidade para se aplicar à sua própria imagem. Com isso, a ideia de serviços ecossistémicos altera a percepção que temos sobre a biodiversidade, bem como a forma com que a tratamos nas práticas de conservação (Turnhout et al., 2013b) e os processos de tomada de decisão. Daily et al. (2009, p. 21-22), por exemplo, argumentam: “[...] *ecosystem services must be explicitly and systematically integrated into decision making [...] Without these advances, the value of nature will remain little more than an interesting idea, represented in scattered, local, and idiosyncratic efforts*” (Daily et al., 2009, p. 21-22). Fica evidente que a percepção de que a ideia de serviços ecossistémicos deve ser derradeiramente incorporada nos processos de decisão, de outro modo, o valor da natureza não passa de uma vaga representação. A ideia de capital natural, sempre integrada no discurso dos serviços ecossistémicos também representa bem claramente essa noção, na medida em que a diversidade da vida e seus processos também são percebidos enquanto capital (natural).<sup>91</sup>

Os valores acerca da natureza diferem conforme os lugares, os períodos históricos, géneros, formas de vida, cultura, entre outros muitos fatores sociais e culturais (Ernstson e Sörlin, 2013; Martinez-Alier, 2002). Os valores emergem e variam ao longo do tempo e assim, os valores imbuídos na natureza, ou nos ecossistemas, não são absolutos e estáticos (Ernstson e Sörlin, 2009). Assim, em certa medida, a ideia de serviços ecossistémicos poderá ser vista como uma forma de articulação social de valores (Ernstson e Sörlin, 2009), que busca tornar comensuráveis e comparáveis os diversos valores associados aos diversos ‘serviços ecossistémicos’. Como, por exemplo, comparar a liberação de

---

<sup>91</sup> A ideia de capital natural vem sido bastante trabalhada pelo *Natural Capital Project*, projeto que também se destacou ao lado de outras iniciativas, como o *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB)*, sendo patrocinado pela *Stanford University* e pelas ONGs *The Nature Conservancy (TNC)* e pela *World Wildlife Fund (WWF)*, bem ilustrando aquilo que Sullivan chama de “*bizarre bedfellows*”, na qual relevantes ONGs conservacionistas se aliam a propostas economicistas e neoliberais para a governança ambiental. Como veremos mais à frente, a TNC é uma das principais apoiadoras das iniciativas de PSE/A no Brasil.

compostos orgânicos voláteis pelas árvores e a dimensão simbólica dessas mesmas árvores para um grupo específico? A articulação de valores no seio da abordagem dos serviços ecossistêmicos está ancorada nas dimensões que a constituem: a ciência e a economia, que estão cada vez mais padronizadas e pré-determinadas pelos modelos dominantes de ciência e economia. Nesse processo de articulação, outros valores acabam por ser ofuscados, quando não manipulados para se enquadrarem no painel predominante tecnocrático e instrumental e integrados sem qualquer significado (Turnhout et al., 2013a).

Curiosamente, os propositores da abordagem argumentam que seu uso é cada vez mais utilizado e justificado em função da desilusão deixada pelas abordagens tradicionais da conservação, tais como a biodiversidade e o valor intrínseco (Primmer et al., 2015). Apesar disso, Ernstson e Sörlin (2013) argumentam que a razão fundamental do estabelecimento e popularidade do conceito é por simplesmente se adequar às transformações ocorridas na governança nos últimos 30 anos, que se caracterizaram pela gestão padronizada e pela forma de responsabilização igualmente estandardizada, típicas dos conceitos da globalização, padronização e da chamada ‘nova gestão pública’. Por exemplo, no caso dos pagamentos por serviços ecossistêmicos, os ‘serviços ecossistêmicos’ representam o ‘produto’ padronizado e supostamente comensurável da conservação, que fica condicionada à ‘entrega’ dos tais ‘serviços ecossistêmicos’. É um sistema de compra e venda, na lógica da oferta e demanda que caracteriza os variados setores da vida em sociedade, tornando-se um veículo capaz de efetivar a expansão do capitalismo (e do neoliberalismo) para governança ambiental (Büscher et al., 2012). Isso não é nenhuma surpresa, pois a linguagem unificadora que faz uso da economia e da monetização é um fator chave nessa gestão emergente (Ernstson e Sörlin, 2013; Peluso, 2012). O que é relativamente novo, e que muda o curso da conservação, é a ciência da conservação conivente e aliada a esse discurso (Spash, 2009). O que também desperta a atenção é redução da oposição à ideia dessa conceptualização da mundo natural não-humano enquanto ‘capital’ e ‘serviços’ (MacDonald e Corson, 2012).

O que talvez esteja em jogo na atual reconfiguração do discurso da conservação da biodiversidade é a nossa relação com a vida e sua diversidade. Conceptualmente, a proposta acaba por segregar ainda mais os seres humanos e o mundo natural (Deleuze e Guatari, 1987; Latour, 2004; Hinchliffe, 2007; Sullivan, 2010, 2009; Turnhout et al., 2013b).

#### **6.4.3 Da relação entre a conservação da biodiversidade e os serviços ecossistêmicos**

Embora a ideia dos serviços ecossistêmicos tenha-se destacado como uma das mais poderosas justificativas para a conservação da biodiversidade, sobretudo num período de acentuada globalização e neoliberalização da conservação (Buscher et al. 2012; Turnhout et al., 2014), é importante igualmente destacar a controvérsia que concerne à relação entre a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas (Hughes e Petchey, 2001), especialmente quando a biodiversidade é percebida enquanto

riqueza de espécies. O principal argumento é de que não é a diversidade biológica, ou mesmo o ecossistema em sua inteireza, o mais importante aspeto em termos de provisão de ‘serviços ecossistémicos’, mas um conjunto de espécies que atendem a um critério funcional para corresponder à provisão de tais serviços (Ridder, 2008).

O termo biodiversidade tem sido utilizado especialmente em dois contextos diferentes. Num deles o termo refere-se especificamente à diversidade biológica, enquanto em outro faz-se referência geral ao mundo natural não-humano. Muito embora seja conveniente o uso generalista do termo ‘biodiversidade’, como vem sendo tratado neste trabalho, pode ser considerado incorreto ou transmitir uma ideia equivocada, quando se estiver a falar da diversidade biológica em si. É preciso atenção às implicações para as políticas para a conservação sob essas duas perspetivas, pois a conservação orientada para a diversidade pode ser bastante distinta da conservação de uma espécie específica (Ridder, 2008) ou ainda de todo um contexto ecológico.

A abordagem dos serviços ecossistémicos parte de uma premissa generalizadora do conceito de biodiversidade, isto é, parte de um valor agregado ao invés de um valor específico, como coloca Ridder (2008). Ainda assim, já vimos que muitas dificuldades são levantadas de acordo com os aspetos institucionais; com as dinâmicas socioecológicas; com as linguagens de valoração, o papel da técnica e da ciência nas novas conceções conservacionistas e, ainda veremos nas seções seguintes, algumas dificuldades relativamente à orientação na perceção da natureza e à governança ambiental. Obviamente, a biodiversidade é essencial para a ‘provisão’ dos ‘serviços ecossistémicos’, mas o uso equivocado do conceito junto à abordagem dos serviços ecossistémicos pode levar a sérias implicações para a conservação da diversidade biológica. Portanto, nessa secção, a biodiversidade será tratada enquanto riqueza de espécies, ou diversidade biológica em si, de modo a ressaltar alguns distanciamentos e controvérsias existentes acerca das relações sobre os serviços ecossistémicos com a biodiversidade.

Naturalmente, é fundamental realçar que a biodiversidade, enquanto diversidade biológica, seja crucial para o funcionamento ecológico, mesmo que suas relações não estejam plenamente compreendidas (Cardinale et al., 2006; Naeem e Wright 2003). Nessa medida, os proponentes da ideia dos serviços ecossistémicos argumentam pelo princípio da precaução pela proteção da maior diversidade de espécies para garantir a provisão dos serviços ecossistémicos. A ideia seria de que uma abordagem conservacionista que passa por essa visão seria capaz de transmitir um alto valor à biodiversidade para que os serviços possam ser assegurados (Ridder, 2008). Curiosamente, um dos aspetos controversos da relação entre os ‘serviços ecossistémicos’ e a biodiversidade é o próprio princípio da precaução. Os serviços ecossistémicos são associados a funções ecossistémicas específicas que dependem das atividades de um conjunto particular de espécies. A ecologia do não-equilíbrio, por exemplo, argumenta que o funcionamento dos ecossistemas é influenciado por interações oportunistas entre flutuações nas populações de espécies (Botkin, 1990; Tokeshi 1999; O'Neill, 2001) e, seguindo esse pressuposto, os serviços poderão continuar a ser providos mesmo diante de um declínio da

biodiversidade, colocando em risco a relação entre o princípio da precaução e abordagem dos serviços ecossistêmicos (Ridder, 2008). Para prever as mudanças no funcionamento dos ecossistemas sob a luz da perda da biodiversidade, Naeem e Wright (2003) sugerem que é importante começar por padrões mais abrangentes. Cardinale et al. (2006) concluíram que a perda de diversidade biológica afeta sim o funcionamento de uma variedade de organismos nos ecossistemas e, por conseguinte, o funcionamento dos ecossistemas, mas é a identidade das espécies extintas que determinaria a magnitude do efeito no funcionamento dos ecossistemas.<sup>92</sup>

Portanto, a maioria dos serviços ecossistêmicos é provido não pela diversidade de espécies em si, mas por um conjunto de espécies funcionais resilientes às mudanças ou facilmente substituíveis. A homogeneização e a secundarização das florestas empreendidas pelos próprios mecanismos das florestas também podem explicitar que o funcionamento dos ecossistemas não depende da diversidade biológica para prosperar. Deste modo, não são as espécies raras, ou a própria diversidade biológica, que asseguram a provisão de ‘serviços’. A provisão dos ‘serviços ecossistêmicos’ poderá ser mais acentuadamente ameaçada por impactos severos sobre os ecossistemas que levam as funções e as espécies dominantes à destruição (Cardinale et al., 2006; Ridder, 2008), como é o caso da substituição de um ecossistema natural pelas infraestruturas urbanas ou agricultura intensiva (Ridder, 2008). Este autor argumenta que existem, sobretudo, três categorias que refletem a sensibilidade da abordagem dos serviços ecossistêmicos relativamente à perda de espécies:

- i. Serviços não dependentes de uma espécie em particular;
- ii. Serviços dependentes de espécies resilientes a mudanças na riqueza de espécies e condições ambientais;
- iii. Serviços dependentes de espécies sensíveis a mudanças na riqueza de espécies e condições ambientais.

A primeira categoria aplica-se aos ‘serviços ecossistêmicos’ providos por um grupo funcional de espécies que podem ser facilmente substituíveis. Assim, desde que tais espécies possam ser substituídas por outras que desempenhem as mesmas ‘funções’ e continuem a prosperar sob condições ambientais adversas, a conservação baseada na abordagem dos serviços ecossistêmicos poderá ter atingido seu objetivo. Muitos dos serviços estão condicionados à presença de certa cobertura vegetal, como é o caso do sequestro de carbono, da provisão de água potável, da prevenção de salinidade, do controle de cheias e da erosão. Mas quais as espécies envolvidas na provisão de tais ‘serviços’ poderá não ser importante, desde que haja cobertura florestal (Ridder, 2008). Em seu estudo sobre as relações ecofisiológicas dos ‘serviços ecossistêmicos’ Eamus et al. (2005) afirmaram, relativamente à vegetação em termos de fluxo de água na escala da captura, que uma árvore é uma árvore, pouco

---

<sup>92</sup> *Collectively, our analyses suggest that the average species loss does indeed affect the functioning of a wide variety of organisms and ecosystems, but the magnitude of these effects is ultimately determined by the identity of species that are going extinct* (Cardinale et al., 2006, p. 989).



importando as espécies envolvidas. Muitos eventos poderão levar a que uma cobertura vegetal seja degradada, o que levaria a um forte impacto na biodiversidade e também na provisão de serviços ecossistêmicos, as atividades vulcânicas, a urbanização, as explorações agropecuárias que tendem levar à desertificação, as atividades de mineração, bem como quaisquer outras atividades que impossibilitam a recolonização vegetal naquele ecossistema (Ridder, 2008). Mas não é a perda da biodiversidade, em si, uma ameaça à provisão de ‘serviços ecossistêmicos’. ‘Serviços’ como a provisão de água e sequestro de carbono, que são os ‘serviços ecossistêmicos’ mais bem avaliados no mercado, não requerem nenhuma característica especial, e podem ser providos – por vezes até com mais eficiência – por vegetação exótica e/ou com pouca diversidade de animais e outras plantas associadas (Vira e Adams, 2009). Lembrando ainda que muitas espécies de árvores drenam quantidades significativas de água dos lençóis, o que impossibilita a precisa provisão de água (Hayward, 2005)

A segunda categoria neste contexto específico estabelece que os serviços ecossistêmicos dependem de espécies que são elas próprias resilientes às mudanças nas condições ambientais com possíveis impactos na diversidade de espécies. Aqui se incluem aquelas espécies das quais os seres humanos sempre foram dependentes e que existem em largas quantidades. São espécies que se reproduzem com certa facilidade e são resilientes às mudanças. Por vezes, as populações dessas espécies também podem ser colocadas em risco pela ação deliberada humana. Mas num caso como tal, não há que culpabilizar o declínio da biodiversidade, pelo comprometimento da provisão dos ‘serviços ecossistêmicos’, mas o próprio desmazelo humano (Ridder, 2008). Muitos dos ‘serviços ecossistêmicos’ são resilientes às mudanças e a maior parte deles não depende da conservação da biodiversidade, mas de assegurar que certos ecossistemas e espécies estejam suficientemente livres da exploração humana excessiva, de modo que tais ‘serviços’ possam ser adequadamente providos. Nessa medida, para que isso seja possível, uma porção de habitats devem ser ‘geridos’ em condições em que há poucas intervenções e perturbações. Não se pode negar que a riqueza de espécies é fundamental para os habitats cujas condições estejam em um estágio avançado de degradação, contudo são as espécies dominantes que terão maior significância nessa recuperação em termos de provisão de serviços (Ridder, 2008).

As alterações globais, nas quais se incluem as alterações climáticas, oferecem um desafio particular, no entanto, a lógica para se assegurar a provisão de um ‘serviço’ continua a mesma, isto é, não requer necessariamente a manutenção da diversidade biológica, mas procurar manter a robustez de certas populações de espécies aptas a prover os tais serviços diante de uma certa variação climática (Ridder, 2008). O autor ainda afirma que esta seria uma mudança na conservação cujo foco não seria mais a biodiversidade, mas a ‘diversidade ambiental’ (*environmental diversity*), que emerge com certa significância nos esforços da conservação muito embora pouca informação se tenha sobre sua relação, ou como elemento representativo (*surrogate*) para a biodiversidade (Faith et al., 2004).

Com isso, fica cada vez mais claro que para a conservação limitada à racionalidade da provisão dos ‘serviços ecossistêmicos’, faria mais sentido que os esforços de conservação fossem voltados para ‘gerir’ populações de espécies necessárias para a provisão dos serviços ecossistêmicos, como sugerem alguns autores. (Luck et al., 2003; Kremen, 2005; Ridder, 2008).

A última categoria de ‘serviços ecossistêmicos’ está dependente de grupos de espécies mais raras, inerentemente sensíveis às mudanças. Há, de facto, estudos no âmbito das funções ecossistêmicas que indicam que a biodiversidade pode melhorar a estabilidade do ecossistema frente a um ambiente em mudança (Hooper et al., 2005) e, conseqüentemente, melhorar a provisão desses ‘serviços’. Como já referido, a diversidade biológica até poderá melhorar os estados de provisão de serviços (Cardinale et al., 2006; Balvanera et al., 2006; Cardinale et al., 2012; Botzat et al., 2-15; Palliwoda et al., 2017). Nestes casos até poderia ser apropriado o uso do princípio da precaução, bem como o argumento da conservação da biodiversidade para a provisão de ‘serviços ecossistêmicos’ (Ridder, 2008).

Seguindo ainda as observações de Ridder (2008), o argumento da conservação da biodiversidade não parece reconhecer as distinções entre um ‘serviço ecossistêmico’ resiliente e um sensível. Assim, assumir um contexto de ‘baixa resiliência’ levou a que se considerasse que os serviços ecossistêmicos fossem dependentes da biodiversidade. Alguns deles são muito resilientes e capazes de se manter mesmo diante de um evento bastante impactante. Outros até poderiam ser substituídos facilmente pela ação tecnológica humana, provavelmente com uma performance bem diferente da natural (Rider, 2008), como é o caso dos ‘*carbon capture and storage*’ (CCS) cuja finalidade é capturar o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) e comprimi-lo para o interior da superfície terrestre. Aliás, isso apenas corrobora que, apesar das dificuldades inerentes desse tipo de tecnologia, as capacidades humanas de simular as funções da natureza não devem ser subestimadas (McCauley, 2006). No entanto, os ideais e aparatos da geoengenharia, nos quais se incluem o CCS, entre outras técnicas controversas, levantam dificuldades técnicas e éticas bastante relevantes (Curvelo, 2014) que podem ultrapassar a ideia de serviços ecossistêmicos.

Ridder (2008) examina que a popularidade do argumento da baixa resiliência dos serviços ecossistêmicos é em parte explicada pelo aumento da força retórica dos argumentos que destacam as relações entre a conservação da biodiversidade, a sobrevivência humana e o lucro económico, e ainda acrescenta que os argumentos económicos para justificar a conservação da biodiversidade vêm com inúmeras implicações negativas. E muito embora a presença de biodiversidade e a sustentabilidade dos ‘serviços dos ecossistemas’ possam ser dependentes um do outro, até certo nível, eles não são permutáveis (Egoh et al., 2007; Vira e Adams, 2009). Portanto, as áreas contempladas com elevada biodiversidade não são necessariamente congruentes com áreas em que os ‘serviços’ são muito valorizados (Naidoo et al., 2008; Vira e Adams, 2009). Além disso, as demandas humanas alteram os valores dos ‘serviços ecossistêmicos’, consoante as tecnologias e infraestruturas disponíveis, assim como as dinâmicas do mercado dos ‘serviços ecossistêmicos’ também alteram seu valor através do

tempo (Vira e Adams, 2009). Isso indica que a conservação da biodiversidade baseada na abordagem dos serviços ecossistêmicos poderá ficar suscetível às demandas humanas, revelando uma importante fragilidade. Mas é importante reconhecer que pode não haver uma razão suficientemente convincente para se conservar grande parte da natureza ameaçada, como argumenta Ehrenfeld (1981, p. 177), já que a maior parte das espécies parecem não ter um valor convencional para despertar a atenção humana (Ehrenfeld, 1988).

Portanto, a provisão dos serviços ecossistêmicos não depende exclusivamente da conservação da biodiversidade em si. A conservação centrada na abordagem dos serviços ecossistêmicos poderá levar a situações em que as espécies sejam conservadas tendo em conta suas habilidades em prover ‘serviços’, ou seja, centrando-se nas melhores espécies para regular os fluxos hídricos, emitir gases convenientes, em sequestrar o carbono eficientemente, filtrar nutrientes (Ridder, 2008). Indo um pouco mais longe, se um ‘serviço ecossistêmico’ puder no futuro ser substituído por meios artificiais, não sobram justificativas para a conservação da biodiversidade ou de qualquer outro aspeto natural, considerando a conservação ancorada na perspectiva dos ‘serviços ecossistêmicos’ (Ridder, 2008; McCauley, 2006).

Já explicitamos acima que a abordagem dos serviços ecossistêmicos também pode incluir valores como a diversidade e riqueza de espécies (Balvanera et al., 2006; Brussard et al., 2007), bem como a diversidade genética (Reynolds et al., 2012) e que estas podem melhorar a provisão dos ‘serviços ecossistêmicos’, mas não existe uma relação de dependência entre a diversidade de espécies (ou mesmo entre a diversidade genética) e a provisão de serviços ecossistêmicos. Embora possam existir evidências de que a proteção dos ‘serviços ecossistêmicos’ possa levar à conservação da biodiversidade na prática, também há evidências suficientes que demonstram o contrário, como descrevem Jax e Heink (2015).

A abordagem dos ‘serviços ecossistêmicos’ implica sempre um processo de seleção, baseado nos valores humanos (individuais ou sociais) que determinarão a ‘parte’ da natureza que será relevante para a provisão de ‘serviços ecossistêmicos’, não importando a definição utilizada para os ‘serviços ecossistêmicos’ (Jax e Heink, 2015). O bem-estar humano é sempre o valor fundamental na abordagem dos serviços ecossistêmicos, mesmo que o bem-estar inclua valores não-instrumentais (como valores eudaimônicos, Jax et al., 2013) estes não incluem valores que compreenderam a natureza através de um valor independente do ser humano (Jax e Heink, 2015; Davidson, 2013; Deliège e Neuteleers, 2015; Muniz e Cruz, 2015). A abordagem dos serviços ecossistêmicos enquanto justificativa para a conservação da biodiversidade pode, por isso, ser perigosa por retirar a atenção de outros valores fundamentais para a conservação da biodiversidade (Ridder, 2008; Ridder, 2007; Van Dike, 2008; Rolston, 1989; Noss, 1996; Noss, 2007; Soulé, 1985; 2014; Norgaard, 2010).

As relações entre os ‘serviços ecossistêmicos’ e o estoque de biodiversidade podem ser mais complexas do que se estima, variando conforme as condições e as especificidades dos atributos biológicos e não biológicos. Não se pode negar que os serviços ecossistêmicos poderão depender da biodiversidade, mas a relação entre ambos não é linear. O conceito de serviços ecossistêmicos baseia-se em valores antropocêntricos e, portanto, implica demandas humanas, lançando dificuldades e fragilidades para se cumprir certos princípios conservacionistas (Viram e Adams, 2009; Delière e Neuteleers, 2015). A biodiversidade é mais significativa que um ‘serviço ecossistêmico’, dentre tantos (Blignaut e Atonson, 2008), dificultando a imposição de uma conservação centrada nas demandas humanas.

Delière e Neuteleers (2015) acrescentam que a abordagem dos serviços ecossistêmicos não é capaz de preservar a biodiversidade, pois indica que os ‘serviços ecossistêmicos’ são mais funcionais que a biodiversidade ou do que os próprios ecossistemas para se atingir certos objetivos, substituindo-os enquanto *proxies* para a conservação. Além disso, a abordagem dos serviços ecossistêmicos não consegue explicar o porquê de se preservar a natureza, pois carece da capacidade de capturar as motivações e valores preservacionistas incutidos na abordagem da biodiversidade. Delière e Neuteleers (2015) explicam que isso é problemático, considerando que a intenção da abordagem dos serviços ecossistêmicos é a de despertar a atenção daqueles que não predispõem de motivações para a conservação, a abordagem realça, fundamentalmente, o aspeto funcional da biodiversidade, aquela biodiversidade que pode contribuir mais explicitamente para a provisão de ‘serviços ecossistêmicos’.

Portanto, é fundamental reconhecer os limites do argumento dos serviços ecossistêmicos para a conservação da biodiversidade e, talvez o maior perigo, como ressalta Ridder, (2008, p. 788) é a ideia de serviços ecossistêmicos estabelecer o rumo para a conservação da biodiversidade relegando às adjacências outros valores fundamentais para a conservação:

*Acknowledging the limits of the ES argument for biodiversity conservation is necessary if the credibility of conservation science is to be maintained and the negative implications of ecosystem service arguments are to be avoided. The most serious of these is that all values associated with biodiversity become secondary to the goal of maintaining ES, with the result that this goal becomes the principal criteria for managing those areas and species that are currently valued as ‘wild’ and ‘natural’.*

A mensagem de Jax e Heink (2015) é a de que os motivos para a conservação são bastante relevantes quando se analisa as relações entre a biodiversidade e os ‘serviços ecossistêmicos’. O foco, segundo os autores, não deve centrar-se nas relações gerais entre ambos e na criação de barreiras insuperáveis entre as abordagens e os conceitos, mas reconhecer que há limitações e potenciais, que devem ser explorados e sempre contextualizados.

Apesar das controvérsias e pluralidades em torno da conservação da biodiversidade para a provisão dos ‘serviços ecossistêmicos’, ou mesmo da relação entre o funcionamento ecossistêmico e a

biodiversidade, Hughes e Petchey (2001) destacam um consenso que emerge nessa discussão: “[...] *there are plenty of ethical and aesthetic motives for slowing the rate of human-driven biodiversity loss*”. Este talvez poderá ser um dos alicerces para o futuro da abordagem dos serviços ecossistêmicos.

#### **6.4.4 Incertezas na provisão de serviços ecossistêmicos e imprevisibilidades dos sistemas socioecológicos**

A relação entre a provisão dos ‘serviços ecossistêmicos’ com o estado dos ecossistemas, como já referido, não é uma relação linear. Existem incertezas significativas em assegurar a provisão de um ‘serviço’, como a regulação hídrica, apenas através da manutenção da cobertura florestal (Vira e Adams, 2009; Ridder, 2008; Hayward, 2005). Certamente, não são apenas as incertezas que dificultam essas relações, mas a própria imprevisibilidade dos sistemas ecológicos e sociais. A lógica funcional dos serviços ecossistêmicos cria uma relação de provisão de um ‘produto’ dos sistemas ecológicos destinado para os sistemas sociais, que Potschin e Haines-Young (2011) chamam de cadeia de produção (*production chain*). Essa cadeia de produção esconde intrincadas relações muito pouco compreendidas entre o uso da terra e a provisão dos ‘serviços’. Por exemplo, algumas árvores são bem capazes de dificultar a regulação hídrica, por drenarem grandes quantidades de água dos lençóis freáticos (Hayward, 2005); uma cobertura florestal pode até contribuir para o aumento da temperatura, enquanto produções agrícolas poderão, em algumas circunstâncias, contribuir para atenuar a temperatura (Gibbard et al., 2005), sendo, no entanto, muito difícil de quantificar tais contributos. Algumas das outras controvérsias que circundam as alterações climáticas podem ilustrar estes aspetos (Murphy et al., 2004), assim como nos diversos debates sobre a influência do uso da terra a montante e a jusante nas bacias hidrográficas (Bruijnzeel, 2004; Locatelli et al., 2008).

Barnaud e Antona (2014) lembram que este aspeto não se aplica apenas à abordagem dos serviços ecossistêmicos, mas também à das funções ecossistêmicas. A ideia de funções ecossistêmicas também fragmenta o funcionamento dos ecossistemas e, para além de facilitar o caminho rumo à perspectiva dos serviços, limita a existência das espécies às funções que supostamente desempenham em todo o processo de funcionamento do ecossistema. Autores como Lamarque et al (2011) e Potschin e Haines-Young (2011) argumentam ainda por uma distinção entre os serviços ecossistêmicos enquanto ‘produto final’ e as funções ecossistêmicas enquanto capacidade inicial de produzi-los, de modo a tornar mais claro o entendimento sobre as relações entre serviços e funções ecossistêmicas. Por conseguinte, é importante ressaltar que o próprio conceito de funções não está isento de controvérsias. Não se pode necessariamente afirmar que os ecossistemas não desempenham funções, mas abstrai-se e fragmenta-

se o funcionamento dos ecossistemas, atribuindo-lhes funções ecossistémicas. Talvez fosse melhor se falar em funcionamento dos ecossistemas ao invés de funções.<sup>93</sup>

Ainda assim, apesar de toda incerteza e imprevisibilidade nessas intrincadas relações e na própria ciência dos serviços ecossistémicos, muitos cientistas julgam haver conhecimento suficiente para justificar sua utilização; os decisores políticos atuam como se os serviços ecossistémicos fossem uma ciência já estabelecida sem lugar para questionamento e, assim, suficiente para justificar agendas políticas; e os economistas ao atribuírem valores monetários reforçam a falsa impressão de que os ‘serviços’ serão efetiva e concretamente providos (Karsenty et al., 2010; Barnaud e Antona, 2014), como já discutimos anteriormente (secção 4.2).

Como já referido, a valoração económica dos ‘serviços’ facilita sua valorização, isto é, estimar um preço para os tais ‘serviços’ fomenta a criação de instrumentos para sua concreta transação. Essa dificuldade na relação entre a provisão de um serviço e a conservação dos ecossistemas pode ser bem ilustrada pelos casos dos PSE/A. Ao passo em que se paga por um ‘serviço’, assume-se que este deva ser necessariamente provido. Mas isso não impede que tais instrumentos e a lógica dos serviços ecossistémicos de uma forma geral continuem a ser utilizados, de modo que muitas estratégias políticas baseiam-se paulatinamente nessa ideia, como afirmam Barnaud e Antona (2014) e Karsenty et al (2010). Barnaud e Antona (2014) argumentam, ancoradas na expressão de Bruno Latour (1987), que os ‘serviços ecossistémicos’ são uma ‘ciência em andamento’<sup>94</sup> e leva a que cientistas e decisores tenham que tomar decisões sem um pleno entendimento das relações causais, em um ambiente de incertezas e imprevisibilidades. Fica evidente que os processos de decisão se tornam cada vez mais complexos e a abordagem dos serviços ecossistémicos poderá não facilitar esse processo (Jordan e Russel, 2014). Estes autores realçam que a utilização do conhecimento largamente produzido para os benefícios das políticas e tomadas de decisão quase nunca são usados. Este poderá ser o rumo dos conhecimentos produzidos pela ciência dos serviços ecossistémicos, que ganhou bastante substância ao longo da última década (Haines-Young et al., 2015; Potschin and Haines-Young, 2011). O debate sobre como a abordagem dos serviços ecossistémicos poderá influenciar efetivamente os processos de decisão nas diferentes vias políticas ainda está a se desenrolar (Jordan e Russel, 2014).

Ainda no que tange às relações entre a provisão dos serviços, Potschin e Haines-Young (2011) consideram duas questões que, no seu entender, continuam abertas relativamente aos serviços ecossistémicos: (i) saber se há níveis críticos de ‘capital natural’ para sustentar os serviços ecossistémicos; e (ii) saber se o ‘capital natural’ pode ser restaurado depois de sofrido algum dano. Tais relações dependem, além do contexto ecológico, dos contextos social e económico que decorrem de múltiplas escalas espaciais e temporais e de forma não linear (Barnaud e Antona, 2014). Já vimos que

---

<sup>93</sup> Ao longo da tese pretendeu-se utilizar maioritariamente o termo funcionamento do ecossistemas, embora não se tenha feito distinção entre ‘funções’ e ‘funcionamento’.

<sup>94</sup> Livre tradução da expressão “*science in the making*” de Latour (1997).

a provisão dos ‘serviços’ também depende de sua resiliência, da resiliência das espécies mais representativas em prover determinados ‘serviços’, bem como das especificidades e condições das relações bióticas e não bióticas (Ridder, 2008). Ao denominar ‘capital natural’ tais elementos envolvidos nessas relações, não se está a reconhecer a complexidade dos processos ecológicos, mas simplificando tais relações, tornando ainda mais complicado encontrar respostas coerentes. Interessante reparar que mesmo nos meandros das incertezas ecológicas é a metáfora económica que representa o ponto fulcral para seu entendimento. O conceito de ‘capital natural’ não pode representar fidedignamente os ecossistemas de modo que permita a compreensão entre suas relações, isto é, no âmbito das incertezas da abordagem dos serviços ecossistémicos, o ‘capital natural’, conceito igualmente controverso (Sullivan, 2014), é utilizado para tentar compreender as incertezas e imprevisibilidades, isto é, uma metáfora económica sendo utilizada para atenuar as controvérsias de outra metáfora económica.

Além disso, um capital é sempre um capital, mesmo que seja ele o ‘capital natural’ (Holland, 1997). Isso revela que as metáforas económicas têm causado um efeito influente entre os cientistas, que têm preferido utilizar tais metáforas enquanto estratégias para justificar os estudos dos ecossistemas e a conservação. O conceito de serviços ecossistémicos parece igualmente ter causado um efeito em chamar a atenção do público em geral e dos decisores para a relevância dos ecossistemas para a sociedade. Mas terá esse conceito auxiliado de facto nas decisões? Sob o aspeto científico, simplifica as complexidades dos processos ecológicos (Norgaard, 2010), e é a própria ciência que tem trabalhado nessa simplificação.

#### **6.4.5 Os desserviços ecossistémicos**

Afora as discussões acerca das potencialidades da abordagem dos serviços ecossistémicos e da importância fundamental dos ecossistemas para a manutenção da vida na terra e do bem estar humano, os impactos negativos da natureza e dos ecossistemas sobre a vida humana são muito pouco discutidos ao longo do conceito dos serviços ecossistémicos. Tais impactos têm sido chamados de ‘desserviços ecossistémicos’, conceito que paulatinamente ganha relevância. A deterioração das infraestruturas, os riscos biológicos tais como doenças e ataques de animais, organismos venenosos e alergénicos, pestes e eventos geofísicos, tais como ondas de calor, tempestades e cheias são alguns exemplos dos ‘desserviços ecossistémicos’ (Döhren e Haase, 2015). A ideia de que os processos naturais ou ecológicos também causam efeitos adversos para a vida humana já é discutida há mais tempo, sobretudo nos âmbitos da agricultura, na gestão dos desastres naturais, conservação da vida selvagem e da saúde pública, embora não se tenha utilizado explicitamente o termo ‘desserviços ecossistémicos’ (Lyytimäki e Sipilä, 2009).

O termo começou a ser utilizado mais frequentemente à medida que o conceito de serviços ecossistêmicos também ganhava popularidade, ainda que sua utilização não tenha acompanhado o mesmo desenvolvimento do conceito de serviços ecossistêmicos. De um modo geral, os ‘desserviços’ causados pelos ecossistemas eram entendidos como os distúrbios ou funções deixadas de ser desempenhadas devido à perda de biodiversidade (Chapin, 2009), ou os efeitos negativos causados pelas mudanças nos ecossistemas (Balmford e Bond, 2005). Entretanto, Lyytimäki e Sipilä (2009) definiram os ‘desserviços ecossistêmicos’ enquanto “funções dos ecossistemas que são percebidas como efeitos negativos para o bem-estar humano” (Lyytimäki e Sipilä, 2009).<sup>95</sup> Segundo Döhren e Haase (2015) a primeira publicação com o sentido delineado por Lyytimäki e Sipilä (2009) surgiu em 1998, mas é apenas a partir de 2009 que o número de publicações começa a crescer, revelando a significância que o termo passa a receber nas pesquisas no âmbito do sistemas socioecológicos. E por se tratar de ‘desserviços’ à comunidade humana, não é uma surpresa que a maior parte da literatura venha a tratar, sobretudo, de ‘desserviços ecossistêmicos’ urbanos, isto é, implicações dos ‘desserviços’ para o meio urbano.<sup>96</sup>

Os ‘desserviços’ podem derivar de fenômenos naturais (como terremotos, cheias, incêndios naturais), bem como dos efeitos das ações antropogênicas sobre o ambiente natural (como o despejo de resíduos tóxicos ou efeitos da manipulação dos ecossistemas). Portanto, os ‘desserviços ecossistêmicos’ poderão advir tanto da degradação de um ecossistema quanto estar associados a um ecossistema não perturbado (Lyytimäki e Sipilä, 2009). Nesse sentido, sente-se mais os conflitos entre os sistemas sociais e ecológicos, na medida em que um ecossistema pouco perturbado pode gerar, como consequência do seu desenvolvimento natural, uma série de custos e prejuízos para o bem-estar humano.

De ressaltar que os ‘serviços’ e os ‘desserviços’ são oriundos dos ecossistemas, mas ao passo em que a experiência de ambos se dá no âmbito dos sistemas socioecológicos, isso poderá incluir maneiras muito particulares, interpessoais e individuais de percebê-los (Lyytimäki e Sipilä, 2009). Uma mesma função ecossistêmica, por exemplo, poderá ser a causa de um ‘serviço’ ou de um ‘desserviço ecossistêmico’, dependendo dos valores pessoais, sociais e culturais que estão associados nessa avaliação (Lyytimäki e Sipilä, 2009; Agbenyega et al., 2009; Zhang et al., 2007, Escobedo et al., 2011), levando a que a avaliação dos ‘desserviços’ seja ainda mais complexa (Lyytimäki e Sipilä, 2009). O quadro 6.1, abaixo, relaciona funções ecossistêmicas que podem levar, concomitantemente, tanto a um ‘serviço’ quanto a um ‘desserviço’ ecossistêmico.

**Quadro 6.1** Os ‘desserviços ecossistêmicos’ perspectivados pelas funções ecossistêmicas que os dão origem, pelos ‘serviços ecossistêmicos’ associados às mesmas funções ecossistêmicas; sistemas motrizes dos desserviços e

---

<sup>95</sup> “Here we understand ecosystem disservices as functions of ecosystems that are perceived as negative for human well-being” (Lyytimäki e Sipilä, 2009, p. 311).

<sup>96</sup> Do inglês *urban ecosystem disservices* (UEDS).



escala espacial de sua distribuição. Uma mesma função ecossistêmica poderá originar tanto um ‘serviço como um ‘desserviço ecossistêmico’, independente das atividades humanas.

Funções Ecossistêmicas	Serviços Ecossistêmicos	Desserviços Ecossistêmicos	Força motriz do desserviço ecossistêmico	Escala Espacial do desserviço ecossistêmicos	Exemplos
Fotossíntese	Purificação do ar	Problemas na qualidade do ar	Sistema Ecológico	Local/individual	Espécies vegetais que emitem compostos orgânicos voláteis.
Crescimento de árvores em função da fixação de biomassa	Purificação do ar; fixação de carbono; regulação climática.	Bloqueio de visão	Sistema Ecológico	Local/individual	Árvores que bloqueiam a visão (em edifícios, rotundas etc.)
Envelhecimento da vegetação	Regulação da temperatura; regulação climática; biomassa	Acidentes	Sistema Ecológico	Local/individual	Queda de Ramos e árvores nas estradas causando acidentes
Fixação de biomassa nas raízes e decomposição	Regulação climática e Regulação de resíduos	Danificação de infraestruturas	Sistema Ecológico	Local/individual	Danificação de calçadas, fachadas etc.; atividade microbiana
Polens e outros elementos florais	Polinização	Alergias e intoxicação	Sistema Ecológico	Regional/local/individual	Plantas que causam intoxicação e alergias através da polinização pelo vento e de <i>urushiol</i>
Manutenção de bosques e vegetação densa	Provisão de áreas naturais para uso humano (uso recreativos, estético e pedagógico) e habitat para refúgios de outras espécies	Medo e <i>stress</i>	Sistema Socioecológico	Local/Individual	Áreas verdes urbanas com pouca iluminação e vigilância podem ser percebidas como pouco seguras nos períodos da noite.
Provisão de áreas naturais e habitat para espécies animais	Provisão de áreas naturais para uso humano (uso recreativos, estético e pedagógico) e habitat para refúgios de outras espécies.	Competição com os seres humanos pelo habitat; ansiedade, medo, repugnância.	Sistema Ecológico	Local/individual	Espécies animais, como (insetos, roedores, morcegos) considerados perigosos, indesejáveis e repugnantes. Sons, cheiros e comportamentos tanto de espécies animais e vegetais que causam ansiedade, repugnância e medo.
Provisão de áreas naturais e habitat para espécies animais	Provisão de áreas naturais para uso humano (uso recreativos, estético e pedagógico) e habitat para refúgios de outras espécies	Animais podem ser vetores de doenças	Sistema Ecológico	Regional/local/individual	Raiva, dengue, toxoplasmose, doença de Lyme, Doença de Chagas, Encefalite do Nilo, Ebola, Nipah Virus etc.
Provisão de áreas naturais e habitat para espécies animais.	Provisão de áreas naturais para uso humano (uso recreativos, estético e pedagógico) e habitat para refúgios de outras espécies	Espécies que causam danos a outras espécies	Sistema Ecológico	Local/individual	Animais que atacam animais domésticos, sobretudo em meio rural; espécies vegetais que parasitam outras espécies vegetais.
Provisão de áreas naturais e habitat para espécies animais.	Provisão de áreas naturais para uso humano (uso recreativos, estético e pedagógico) e habitat para refúgios de outras espécies	Deslocamento de espécies endêmicas	Sistema Ecológico	Regional/local/individual	Desenvolvimento de espécies endêmicas que poderão causar transtornos para os seres humanos.

Provisão de áreas naturais nas cidades ou reflorestamento de áreas rurais.	Provisão de áreas naturais para uso humano (uso recreativos, estético e pedagógico) e habitat para refúgios de outras espécies	Introdução de espécies invasoras	Sistema Socioecológico	Regional/local/individual	Espécies não nativas ou invasoras que poderão influenciar no desenvolvimento de espécies nativas e causar transtornos para o bem-estar humano.
Provisão de áreas naturais nas cidades ou reflorestamento de áreas rurais.	Provisão de áreas naturais para uso humano (uso recreativos, estético e pedagógico) e habitat para refúgios de outras espécies	Danos a infraestruturas, pessoas pela atividade biológica	Sistema Socioecológico	Local/individual	Árvores frutíferas; árvores envelhecidas; desenvolvimento das raízes.
Provisão de áreas naturais protegidas.	Provisão de áreas naturais para uso humano (uso estético e pedagógico) e habitat para refúgios de outras espécies	Restrição de outros usos na área protegida	Sistema Ecológico	Regional/local/individual	Criação de áreas para espécies protegidas poderá restringir o uso da área para uso recreativo e pedagógico e criar custos de oportunidade no uso da terra
Provisão de áreas naturais nas cidades ou reflorestamento de áreas rurais.	Regulação hídrica	Diminuição da qualidade e quantidade de água	Sistema Socioecológico	Regional/local/individual	Manutenção da irrigação das áreas verdes e criação de novos plantios, sobretudo em meio urbano e rural.
Crescimento e desenvolvimento das árvores	Regulação de temperatura; purificação do ar (Sombra, evapotranspiração, fotossíntese); redução de ruídos no meio urbano	Acidentes e aumento dos custos de gestão	Sistema Socioecológico	Local/individual	Folhas das árvores que caem nas ferrovias tornando-as escorregadias. As folhas também tornam as calçadas escorregadias
Criação de áreas naturais	Provisão de áreas naturais para uso humano (uso estético e pedagógico) e habitat para refúgios de outras espécies	Imagem negativa das áreas verdes	Sistema Socioecológico	Regional/local/individual	Áreas naturais com espécies mais selvagens que poderão ser esteticamente pouco atrativas.
Criação de áreas para suprimentos	Provisão de alimentos, madeira	Diminuição da qualidade e quantidade de água. Possível diminuição da qualidade do solo	Sistema Socioecológico	Regional/local/individual	Manutenção da irrigação das áreas verdes e criação de novos plantios, sobretudo em meio urbano e rural.

Fonte: Adaptado de Lyytimäki e Sipilä (2009), Escobedo et al., (2011); Gómez-Baggethun e Barton (2013), Shapiro e Baldí (2014); Döhren e Haase (2015).

Portanto, ironicamente, aquelas mesmas atividades que procuram promover os ‘serviços ecossistêmicos’ podem igualmente promover ‘desserviços’. Por um lado uma árvore pode prover sombra e esteticamente beneficiar alguns, mas por outro a mesma árvore poderá obstruir a visão das pessoas, ser uma fonte alergénica, ou a própria sombra ser um inconveniente para um edifício (Escobedo et al., 2011). Os ‘desserviços’ também poderão trazer custos associados como a manutenção de florestas urbanas, aumento no uso de água para irrigação em regiões semiáridas, que além de custos monetários

adicionais poderão reduzir a qualidade de vida das pessoas (Lyytimäki e Sipilä, 2009; Escobedo et al., 2011).

Os custos económicos acabam por desempenhar um papel importante na consideração dos ‘desserviços ecossistémicos’, assim como a abordagem dos serviços ecossistémicos também apela ao argumento financeiro. Por exemplo, a má reputação de áreas naturais com pouca manutenção poderá promover uma redução do valor de uma propriedade. Custos de oportunidade no uso da terra também poderão assumir seu lugar, ao passo em que uma área natural com maior restrição de uso, devido a espécies raras ou protegidas, poderá impedir uma utilização mais lucrativa daquela área. Embora muito complexos de se avaliar, existem custos financeiros associados que poderão influenciar nas escolhas e medidas políticas. Além disso, retomando a preocupação demonstrada por Ehrenfeld (2008, p. 122), um exemplo preocupante seria o valor estimado para os ‘serviços’ dos ecossistemas ser superado pelo valor estimado para os ‘desserviços’.

No âmbito das alterações climáticas, medidas que poderão parecer benéficas poderão representar um aumento nas emissões de CO<sub>2</sub> e equivalentes. Nowak et al., (2002) e Escobedo et al., (2011) destacam que as plantações de árvore para a mitigação das alterações climáticas até poderá ser contraproducente, ao passo em que as árvores poderão emitir mais CO<sub>2</sub> do que o esperado, podendo superar a mitigação esperada, considerando todos os *inputs* do processo (energia, poluentes do processo de criação de plantios, *mulching*, irrigação, fertilização, podas e ações de manutenção), considerando que o processo poderá estar ancorado no uso de combustíveis fósseis. As emissões de compostos orgânicos voláteis pelas árvores presentes nas cidades também representam um grande desafio no âmbito das alterações climáticas, pois podem levar com que se constitua uma formação secundária de níveis de ozono na atmosfera (Lyytimäki e Sipilä, 2009; Escobedo et al., 2011; Arnold, 2012).

Como se pode reparar, os ‘desserviços ecossistémicos’ traduzem-se em custos multivariados, envolvendo recursos financeiros, bem-estar social e também a qualidade ecológica (Lyytimäki e Sipilä, 2009; Escobedo et al., 2011). Com essa diversidade de ‘desserviços’ e custos associados, bem como o aumento de publicações sob o tema nos últimos 5 anos, também reflete uma crescente relevância dos ‘desserviços’ no campo da ecologia urbana. O facto de as áreas naturais nos meios urbanos também provocarem efeitos indesejados para muitos grupos também poderá levar a conflitos sociais (Döhren e Haase, 2015) enquanto se promove a ideia de que áreas verdes sempre serão positivas para todos. Aliás, os valores sociais, tais como crenças, tradições de um determinado grupo irão influenciar em grande medida o impacto de uma área natural no meio citadino (Lyytimäki et al., 2008).

O argumento dos desserviços ecossistémicos não afirma necessariamente antagonismos entre a perspectiva dos serviços e dos desserviços, mas igualmente propõe reforçar a necessidade da integração de ambas as abordagens de modo que as decisões sejam sopesadas adequadamente. Apesar disso, Shapiro e Báldi (2014) argumentam que o conceito de desserviços ecossistémicos pode não fazer tanto

sentido, ao passo em que muitos dos danos causados pela natureza já são levados em consideração, desde há muito, nos diversos setores da sociedade, argumentando que os próprios mecanismos de mercado já levam em consideração os danos causados pela natureza. Assim, argumentam que o conceito de serviços apenas vem reforçar os benefícios promovidos pelos ecossistemas, sem necessariamente descartar todo o conhecimento que já se tinha sobre os agora chamados de ‘desserviços ecossistémicos’. O mesmo não poderia ser dito sobre a ideia de serviços ecossistémicos? Desde há muito, também se fala dos benefícios promovidos pelos ecossistemas nos diversos setores da sociedade, sem que se utilizasse a expressão e o discurso dos serviços ecossistémicos.

Nesse sentido, é importante admitir que o conceito de desserviços ecossistémicos também acaba por reduzir os danos às sociedades resultados do funcionamento dos ecossistemas a ‘desserviços’ aos seres humanos. Ainda assim, é igualmente importante admitir que a abordagem dos desserviços ecossistémicos também traz uma reflexão crítica à perspetiva dos serviços ecossistémicos: (i) se os ‘desserviços’ providos pela natureza superarem os benefícios, não haverá mais razão para a conservação da natureza, especialmente no meio urbano; (ii) ou mesmo que os benefícios possam ser maiores, será a ‘natureza benéfica’ o aspeto a ser priorizado no âmbito da conservação ancorada nos ‘serviços ecossistémicos’.

## **6.5 Dos potenciais benefícios da abordagem dos serviços ecossistémicos**

Os proponentes e entusiastas da abordagem dos serviços ecossistémicos argumentam que há uma variedade de caminhos nos quais esta abordagem poderá ser favorável enquanto estratégia para a governança ambiental e para a conservação da biodiversidade e da natureza (MA, 2003, 2005; Daily et al., 1997; Daily et al., 2010; Costanza et al., 1997; 2014; Schröter et al., 2014; Primmer et al., 2015).

Um dos mais apelativos argumentos dos benefícios em utilizar a abordagem dos serviços ecossistémicos é sua potencialidade de criar um melhor entendimento sobre a importância dos ecossistemas em uma linguagem capaz de cativar os decisores que tendem a ignorar, de certo modo, a linguagem da biodiversidade. Isto poderá se dar em dois níveis: o primeiro é a ideia clássica da natureza ser uma provedora de serviços largamente ignorados pelas sociedades, de uma forma geral; o segundo é a atribuição de valores económicos para os ecossistemas, o que supostamente poderia criar novas oportunidades para financiar a conservação. Tal potencial benefício seria o de alargar as constituintes para a conservação e informações para as tomadas de decisão, como Ingram et al. (2012) colocam. Entretanto, já foram discutidas algumas controvérsias da atribuição de valor económico para os ecossistemas e algumas de suas implicações, e é difícil afirmar se o valor económico atribuído para os ecossistemas poderá melhorar a conservação ou, pelo contrário, promover um efeito contraproducente (Norgaard, 2010). A abordagem dos serviços ecossistémicos enriqueceu os conhecimentos sobre o funcionamento dos ecossistemas, como sugerem Haines-Young et al. (2015) e Potschin e Haines-Young

(2011). Também já foi discutido anteriormente que ainda é cedo para afirmar se os conhecimentos gerados pelos serviços ecossistémicos estão, de facto, a auxiliar os tomadores de decisão (Jordan e Russel, 2014). Apesar disso, o que Ingram et al. (2012) chamam a atenção é para o potencial da abordagem dos serviços complementar a abordagem da biodiversidade e atuar em nichos nos quais o conceito de biodiversidade não tenha surtido efeito, com possibilidades ainda de influenciar as decisões e estimular práticas mais ecologicamente sustentáveis do que as anteriores.

As ‘gestões’ baseadas nos ecossistemas, tais como a adaptação baseada nos ecossistemas (*ecosystem-based adaptation*), também têm seguido premissas da abordagem dos serviços ecossistémicos (Agardy et al., 2011; Colls et al., 2009; Ibisch e Hobson, 2014; Ingram et al., 2012). Agardy et al. (2011) salientam que apesar da diversidade das estratégias de ‘gestão’ baseadas nos ecossistemas, o elemento em comum entre elas é a perspetiva dos serviços ecossistémicos. Outro benefício destacado por Ingram et al., (2012) é o potencial de aumentar o valor das áreas prioritárias para conservação, usualmente, com o propósito exclusivo de conservação também poderá ter um valor acrescentado pela ideia desta área conservada ‘prover serviços ecossistémicos’, e criar oportunidades para práticas de ‘gestão’ mais adequadas fora das áreas protegidas.

Critique	Arguments	Counter-arguments	Way forward
Environmental ethics	The ES concept excludes intrinsic value of nature. Nature conservation should be based on intrinsic instead of anthropocentric values.	The ES concept bundles valid anthropocentric arguments. The cultural ES domain includes values with elements of intrinsic values, for instance existence value.	Anthropocentric framing could be used for broad argumentation in support of conservation and sustainable use of ecosystems. Stronger acknowledgment of existence aspects within the cultural services domain could bring different world views together.
Human-nature relationship	The focus on ES could promote an exploitative human-nature relationship. This might contradict holistic perspectives of indigenous people.	The ES concept could re-connect society to nature. Nonmaterial values can be covered in the cultural ES domain, to include peoples' values and needs.	The ES concept offers a "platform" for bringing people and their different views and interests together. Attention is needed to move beyond the Western origin of the ES concept.
Conflicts with the concept of biodiversity	The ES concept might replace biodiversity protection as a conservation goal. There is inconclusive evidence of a "win-win" scenario between biodiversity and ES. ES might not safeguard biodiversity, but instead divert attention and resources.	There are conceptual overlaps between ES and biodiversity. There is a growing body of evidence that biodiversity underpins the ecosystems functions that give shape to ES. Current initiatives based on ES lead to a broad perspective on land management and conservation.	Indirect inclusion of biodiversity in several ES categories can pave the way for potential "win-win" scenarios. Further research and monitoring are needed to clarify the relationships between biodiversity and ES.
ES valuation	The ES concept comprises economic framing. ES assessments often involve economic valuation.	Monetary valuation provides additional information in decision-making processes. ES assessments do not necessarily involve valuation and valuation does not necessarily involve monetization.	Develop both biophysical and socio-cultural value indicators of ES to explain human-nature relationships.
Commodification and PES	The ES approach is based on the assumption that payment for ES will ensure their provision.	Assessing ES in monetary terms does not necessarily equate to using market instruments.	Focus on ES approaches that include nonmarket instruments.
Vagueness	ES has become a "catch-all" phrase because of its many vague definitions.	Imprecision of the ES concept can spur creativity and refinement of definitions. Use of the ES concept can facilitate multiple societal actors to interact without consensus on the precise meaning and can foster transdisciplinary research.	ES offer common ground for debate and methodological progress in different scientific fields. Use of the ES concept can build bridges between science and practice, enabling for integrated, transdisciplinary approaches to solve "wicked problems."
Optimistic assumptions and normative aims	The ES concept is too optimistic. Ecosystems outputs may not always be beneficial to humans.	Positive terminology shows the optimistic intentions and research interests. ES is one of the many normative concepts used within environmental science. Total value freedom is impossible for science embedded in socio-cultural contexts.	Scientists should be explicit and transparent about whether research aims and provided information are normative. ES scientists are challenged to find ways to systematically consider implicit assumptions and perceptions of stakeholders and practitioners on ES and connected values.

**Figura 6.3** Críticas e argumentos contra a abordagem dos serviços ecossistêmicos e correspondentes contra-argumentos e atenuantes para avançar com a abordagem. Fonte: Schöter et al. (2014).

Considerando ainda as críticas à perspectiva dos serviços ecossistêmicos, Schröter et al. (2014) propõem contra-argumentos e uma forma de avançar de modo que as críticas sejam atenuadas. Uma

das críticas abordadas pelos autores é a exclusão do valor intrínseco da natureza. Os autores respondem que uma perspectiva antropocêntrica poderá ser utilizada para ampliar o suporte para a conservação, como trazer para a discussão atores que, igualmente, excluem a valoração intrínseca da natureza de suas deliberações. A figura 6.3 traz mais detalhes das críticas gerais contrárias à abordagem dos serviços ecossistêmicos e as formas que os autores propõem para atenuar tais críticas e avançar com a abordagem dos serviços ecossistêmicos. É de salientar que muitos dos atenuantes apresentados pelos autores não oferecem um caminho compatível com as críticas apresentadas. Por exemplo, a ideia do valor de existência não corresponde ao valor intrínseco. Relembrando, o valor de existência, apesar de representar uma perspectiva ‘antropocêntrica fraca’ não é em defesa do valor inerente da natureza, mas ainda dependente do interesse humano em estipular um valor de existência para certos fragmentos da natureza – ou para espécies, como é usualmente aplicado, como o valor de existência para o urso polar (*Ursus maritimus*).

O conceito de ‘integridade ecológica’ também poderá ser relevante no âmbito da conservação, trazendo elementos não contemplados, como um todo, pelos conceitos de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos. O conceito poderá ser um elo entre a conservação da biodiversidade e a validação menos controversa da abordagem dos serviços ecossistêmicos. Como já visto, a provisão de serviços ecossistêmicos não está diretamente associada à conservação da biodiversidade (em termos de diversidade biológica). Poderá estar, conforme a abordagem política-prática adotada; mas de uma forma geral, os ‘serviços’ de captura e estocagem de carbono, bem como a regulação hídrica, poderão ser mediados por uma biomassa desprovida de biodiversidade, embora os ‘serviços’ possam ser melhor assegurados em um contexto de integridade ecológica. No entanto, a conservação da biodiversidade é um elemento fundamental para se assegurar a integridade ecológica. Nesse sentido, a abordagem dos serviços ecossistêmicos poderá estar ancorada na ideia de integridade ecológica, desde que esta última também pressuponha que a biodiversidade seja fundamental para sua garantia. Deste modo, a abordagem dos serviços ecossistêmicos poderá ser melhor validada e relacionada com a conservação da biodiversidade. Mas é crucial compreender que os conceitos são complementares e não devem se sobrepor. Poderá haver situações em que a abordagem da integridade ecológica não poderá cumprir com as prerrogativas da conservação da biodiversidade, tampouco a abordagem dos serviços ecossistêmicos. O mesmo pode ser aplicado para as outras abordagens. Por exemplo, poderá ser um desafio argumentar com alguns tomadores de decisão através de justificativas ancoradas no conceito da biodiversidade e no conceito de integridade ecológica, que poderá ser ainda mais complexo. Compreende-se bem que a ideia dos serviços ecossistêmicos tem um papel a desenrolar neste contexto. As dificuldades se instalam quando o conceito passa a servir outros propósitos que não a conservação; ou simplesmente facilitando a desintegração da completude da natureza e da relação humana com ela. Aqui entra o conceito de integridade ecológica, que poderá representar uma ponte entre a visão utilitária

(serviços ecossistêmicos), a visão científica (biodiversidade) e a visão filosófica (natureza). Obviamente, é só mais um conceito que também carrega suas próprias dificuldades.

Para finalizar, a perspectiva dos serviços ecossistêmicos poderá ser uma forma de trazer resquícios dos benefícios trazidos pela natureza à sociedade moderna, com uma relação com a natureza tão desgastada. A proposta dos serviços ecossistêmicos quando fundamentalmente metafórica e pedagógica poderá relevar potencialidades para restaurar as relações desgastadas com a natureza, atuando em um nicho em que a biodiversidade poderá sempre enfrentar dificuldades. Contudo, a abordagem dos serviços ecossistêmicos não é inócua. Ainda que valoração econômica dos ‘serviços ecossistêmicos’, por exemplo, não se traduza diretamente na comoditização da natureza, não há como impedir que os ‘serviços’ sejam convertidos em mercadoria. Uma vez atribuído um valor econômico para tal, o próximo passo é sua apropriação e comercialização. Turnhout et al. (2013b, p. 2), afirmam: *“ES [ecosystem services] approaches can make a valuable contribution, but only when they respect and foster these incommensurabilities and resist the urges for standardization, integration, commensuration, and exchange that are embedded in the ES discourse”*. Deste modo, Turnhout et al. (2013b) sugerem que a perspectiva dos serviços ecossistêmicos deverá ser capaz de assegurar características que, tradicionalmente, não estão presentes em seu discurso.

Os benefícios advindos da natureza não precisam ser tratados enquanto serviços. Tampouco, essa lógica deveria ser ensinada para os mais jovens, como pretendem a WWF (2013) com sua publicação *“Nature’s Services: A guide for primary school on ecosystem services”*. A precoce introdução da lógica dos serviços ecossistêmicos poderá apenas aumentar as lacunas entre os seres humanos e mundo natural. Sullivan (2010, p. 128) argumenta que está pela frente um importante desafio ético e político para se opor e resistir ao discurso retórico dos serviços ecossistêmicos e do neoliberalismo que o constitui e pelo qual, igualmente, é constituído: *“In understanding and enacting human relationships with non-human worlds, then, there is a relevant political and ethical challenge to reinsert and reactivate such different and resistant realities and practices”*. Miller (2005, p. 430) argumenta que pronuncia-se cada vez mais a extinção da experiência humana da natureza e coloca:

[...] *collective ignorance ultimately leads to collective indifference. To be successful in conserving biodiversity, the value and relevance of nature in the public mind must be made clear to raise awareness of the broader ecological realities that provide the context for human life.*

Se logo cedo na vida humana a natureza é percebida enquanto provedora de serviços, é com essa percepção que a criança se constituirá, causando um estranhamento, desde logo, entre seres humanos e natureza, influenciando a percepção que o ser humano tem dela, bem como as relações que estabelece com ela. Se a percepção coletiva atual dos benefícios da natureza for a lógica dos ‘serviços’, é esta relação que a próxima geração estará fadada a estabelecer com a natureza.



## 6.6 Os serviços ecossistêmicos e a orientação da percepção das relações com a natureza

“Se um dia a Natureza, como a conhecemos, perecer completamente, talvez lhe sobreviva o pós-humano, o trans-humano. Como caricatura e pesadelo, deixados a título de herança pela breve passagem da aventura humana por este planeta” (Soromenho-Marques, 2012, p. 482). Se é a natureza arrimo fundamental do ser humano, parte da natureza humana, qual natureza essa que os serviços ecossistêmicos fomentam?

Barnaud e Antona (2014) argumentam que a integração entre as dinâmicas ecológica e social na abordagem é, sobretudo, uma questão de perspectiva. O argumento da ideia dos serviços ecossistêmicos de que o funcionamento dos ecossistemas provê benefícios para as sociedades é, em parte, uma tentativa de integrar a dinâmica social com a dinâmica ecológica, contudo a própria definição do conceito (benefícios providos para as sociedades humanas pelos sistemas naturais) acaba por gerar uma separação entre cultura e natureza (Barnaud e Antona, 2014; Descola, 2005). Descola (2005) argumenta que é somente nas sociedades ocidentais modernas que surge essa segregação entre natureza e cultura. Essa é uma controvérsia há muito presente, sobretudo no âmbito da filosofia e epistemologia, sobre o lugar da humanidade no mundo natural (Descola, 2005; Morin e Kern, 1993; Passet, 1979; Serres, 1990; Larrère e Larrère, 1997) como já discutimos anteriormente.

O conceito de serviços ecossistêmicos foi introduzido pela comunidade científica ocidental e rapidamente foi adotado pela comunidade não científica em todo o mundo como uma justificativa para o financiamento para a conservação (Barnaud e Antona, 2014; Boisvert e Vivien, 2010; Daily e Ellison, 2002). Já vimos que a noção dos serviços ecossistêmicos impõe uma visão que não se adequa a outras percepções da relação entre seres humanos e mundo não-humano (Raymond et al., 2013; Sullivan, 2009). Em algumas comunidades, sobretudo animistas, nas quais o mundo não-humano assume, frequentemente, um caráter sagrado, não se pode conceber a natureza enquanto uma provedora de serviços (Sullivan, 2009). Nessa medida, Hansson e Wackernagel (1999) argumentam que uma das principais causas da degradação do ambiente natural é esse processo de segregação (*de-embedding*) e que a comunidade científica estaria a cometer um equívoco ao tentar solucionar um problema através de um mesmo pensamento que o criou. Desta forma a ideia dos serviços ecossistêmicos representa não uma solução para o processo de segregação, mas um passo adiante nesse processo.

O caminho que se vem percorrendo na política ambiental estimula predominantemente a noção de que o mundo natural é um mosaico de serviços ecossistêmicos, e a ciência da conservação alimenta os tomadores de decisão com essa ideia. Assim, o ambiente natural está cada vez mais condicionado e delineado enquanto *commodities* potenciais em quase todos os aspetos, desde o atmosférico ao bioquímico. O entendimento do mundo biofísico natural passa a ser composto por puras classificações e funções simplificadas e redutoras (Robertson, 2012). Portanto, hoje a natureza constitui-se por ecossistemas produtores de ‘serviços’, já transformados em mercadorias e capital pelo viés da

conservação atual. O mundo biofísico passa a ser os ‘serviços’ que a natureza presta, e é isso o que passa a representá-la. Essa abstração acabou por se tornar a realidade, a metáfora tornou-se realidade. Essa é uma profunda transformação e reorientação do olhar e do entendimento sobre a natureza com, igualmente, profundas consequências. Como ainda afirma Sullivan (2009, p. 26): "*We are critically impoverished as human beings if the best we can come up with is money as the mediator of our relationships with the non-human world*".

Curiosamente, os esforços que, ao menos aparentemente, visavam uma integração da cultura (mundo humano) com a natureza (mundo natural), separam-nos cada vez mais (Sullivan, 2010). Isso tem implicações para a percepção que temos da natureza, que se torna uma presença externa ao mundo humano. A natureza, em suas mais diversas formas, está sendo desterritorializada (nos termos de Deleuze e Guattari, 1987), abstraída daquilo que ela é. Portanto, há desterritorialização conceptual da cultura e também da natureza, evadindo valores e entendimentos fundamentais.

A ideia dos serviços ecossistêmicos desterritorializa a natureza, propõe uma lógica conveniente de equivalências entre locais e elementos, desagregando valores que por sua vez são incomensuráveis (Sullivan, 2010). Não é só a devastação da natureza, mas também a destruição da ideia da natureza. São muitas as formas de valores, entendimentos, apreciações e experiências acerca do mundo natural não-humano que são incomensuráveis, incompatíveis com os mecanismos da valoração e valorização económica (Sullivan, 2009; 2013). Incompatíveis não tão somente com a lógica económica, mas com a lógica tecnocientífica obcecada pela mensuração, quantificação e qualificação de tudo (Turnhout et al., 2013a, b).

A segregação entre o mundo humano e o não-humano promovida por essa conjuntura mercadológica transforma cada vez mais a natureza em fragmentos prolíficos consumíveis e transacionáveis e, paradoxalmente, tornando a natureza cada vez menos experienciável (Sullivan, 2010). Nesse sentido, até que ponto estarão os seres humanos aptos para compreender os efeitos da estruturação e alienação desses contextos, enquanto eles proliferam através da gestão do ambiente global na produção de novas ‘ecologias imperativas’ (*imperial ecologies*) (Anker, 2001). O discurso dos serviços ecossistêmicos tornou-se, então, na atual ecologia imperativa, transformando o ambiente natural em novas *commodities* fictícias, os serviços ecossistêmicos. A transformação implicada na aparência dos serviços ecossistêmicos apenas intensifica o desejo moderno de libertar o mundo humano da natureza (o mundo natural não-humano), apesar de, retoricamente, argumentar pelo imenso valor que a natureza detém.

As críticas aos serviços ecossistêmicos não se devem limitar à mercantilização, mas sim estender-se a todo o discurso que propicia o desenvolvimento da ideia dos serviços ecossistêmicos. É preciso perceber que a abordagem dos serviços ecossistêmicos se ampara em ‘meta-estruturas’. Segundo Becker (2011), as meta-estruturas são a evolução histórica das estruturas condicionantes dos

pensamentos e ações, instituições e relações, compostas por quatro elementos: (1) assunções básicas (*basic assumptions*), que são as formas de organização e categorização humana do mundo; (2) avaliações básicas (*basic evaluations*), que são as representações das normas e valores fundamentais, com significativa ligação com as assunções básicas; (3) forças motrizes (*driving forces*), que são as motivações e mecanismos que subjazem à dinâmica de uma dada meta-estrutura; e (4) institucionalizações (*institutionalizations*) que são a expressão concreta dos três primeiros elementos (que representam os padrões de pensamento e ação), a institucionalização de fato. Para discutir o conceito de meta-estruturas, Becker (2011) analisa três exemplos fundamentais: ciência, tecnologia e economia. O autor adianta que não significa que haja apenas essas três meta-estruturas, mas as considera cruciais para a sustentabilidade. É importante reconhecer que as meta-estruturas não são isoladas umas das outras, mas inter-relacionam-se intensamente.

Portanto, a meta-ciência, a meta-tecnologia, a meta-economia que estão por detrás deste discurso e que influenciam toda uma maneira de pensar, atuar e operar (Becker, 2012). Essa lógica meta-estrutural deve ser repensada e modificada, pois está mudando a forma e as razões pelas quais se fazer conservação; influencia aquilo que queremos sustentar, aquilo que queremos para a sustentabilidade; está mudando a nossa forma de perceber a natureza e de perceber-nos a nós próprios. Ironicamente, essa abordagem dos serviços ecossistêmicos mais segrega cultura e natureza do que as aproxima. E quanto mais estamos afastados, distantes, desterritorializados da natureza, mais difícil é conservá-la e promulgar uma ideia que talvez devamos ter acerca dela.

Fala-se agora na era do Antropoceno – a idade do ser humano. Uma nova época geológica (proposta pelos cientistas Paul Crutzen e Eugene Stoermer, 2000), na qual os efeitos globais das atividades humanas se fizeram notáveis, alterando grandes parcelas do planeta. Se estamos na era do Antropoceno, como é sugerido por Crutzen e Stoermer (2000), entramos em uma época em que não sabemos bem o que vai acontecer. Terá o ser humano e suas sociedades se tornado uma força geofísica? Os efeitos das atividades humanas poderão durar mais do que a própria espécie humana, por certo (especialmente ao se admitir, por exemplo, o impacto antropogénico no clima). Considerando a magnitude dos efeitos das atividades humanas, como a sexta extinção, ao invés de Antropoceno, o biólogo conservacionista Michael Soulé (2004) também sugeriu “*Catastrophozoic*”, ou a era ‘Catastrofozóica’.<sup>97</sup> Começa-se a se perceber uma interiorização antrópica. O mundo natural passa a fazer parte do mundo humano, e não mais o mundo humano parte do mundo natural (Viveiros de Castro, 2013). Como lidar com as mudanças globais pelas quais passamos e, na maioria das vezes, infligimos – alteração dos solos; devastação dos ecossistemas; sexta extinção da história da vida? Temos as alterações climáticas como um fenômeno icônico dessas mudanças globais. Essas mudanças na biosfera estão mudando mais rápido que sistemas sociais. A célebre frase do crítico económico Fredric Jameson

---

<sup>97</sup> Uma passagem citada no livro, de 2004, de Dave Foreman: “*Rewilding North America: A vision for conservation in the 21st Century*”.

ilustra muito bem essa noção: “[...] *it is easier to imagine the end of the world than to imagine the end of capitalism*” (Jameson, 2003).<sup>98</sup> O mundo parece estar se acabando mais rápido que o capitalismo! Um sistema social que perdura e atravessa o mundo natural, alterando-o, alterando-nos. É uma controvérsia que não parece se resolver apenas com a ciência e a não-ciência. Essa controvérsia parece uma questão política, uma disputa de valores. Estão a decidir em que tipo de mundo querem viver (ou queremos viver) (Viveiros de Castro). Como afirmaram Crutzen e Schwägerl (2011): “*It’s no longer us against ‘Nature’. Instead it’s we who decide what nature is and what it will be*”.<sup>99</sup> Está mesmo a natureza (incluindo o seres humanos) fadada a este rumo?

Portanto, “[...] nem a ciência, nem a tecnologia, por si sós, embora indispensáveis para todos os fins económicos e ecológicos, nos poderão salvar [...]”, coloca Martins (2011, p. 255), sem uma sensibilidade moral para com nós próprios e para com a natureza. Por isso, “[...] serão necessárias a imaginação moral e a coragem civil de superior ordem para resistir à tirania das possibilidades tecnológicas” (Martins, 2011, p. 62). Será o fim do mundo natural, da intrínseca relação humana com a natureza?

Para concluir, uma passagem de Hermínio Martins (2011, p. 77) que até pode ser interpretada quase como um apelo:

“Fala-se cada vez mais da co-evolução da humanidade e da Natureza: o antigo discurso épico da ‘dominação’, ‘conquista’, ‘subjugação’ da Natureza, em parte de origem cristã, e ainda hoje, cruamente legitimado nesses termos em certas situações, mas que só prevaleceu desde que os ideais técnico-científicos de Bacon e Descartes se tornaram hegemónicos na nossa civilização [...], ratificados pelo grande surto da tecnologia e da tecnociência dos últimos dois séculos. Tão bem sucedido, que se tornou mais apropriado, ou pelo menos, mais corrente, nos países ocidentais, especialmente desde os anos de 1970, falar da ‘destruição’, da ‘violação’, da ‘morte’, ou do ‘fim’ da Natureza, do que da sua ‘conquista’. Em termos de uma nova sensibilidade, assumirmos a nossa ‘custódia’ da Natureza em vez do domínio, assumirmos a nossa responsabilidade *pela* Natureza ou mesmo *perante* a Natureza, as nossas obrigações morais para com ela, com os direitos dos animais, especialmente dos primatas superiores, e mesmo de entes inanimados (dos ‘monumentos naturais’, por exemplo) em vez de encarar a Natureza como propriedade absoluta [...]”.

---

<sup>98</sup> <https://newleftreview.org/II/21/fredric-jameson-future-city>

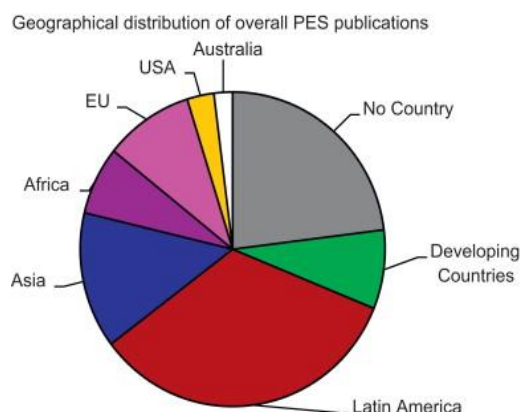
<sup>99</sup> [http://e360.yale.edu/feature/living\\_in\\_the\\_anthropocene\\_toward\\_a\\_new\\_global\\_ethos/2363/](http://e360.yale.edu/feature/living_in_the_anthropocene_toward_a_new_global_ethos/2363/)

## CAPÍTULO 7

### Origens e definições dos pagamentos por serviços ecossistêmicos: das promessas às dificuldades

#### 7.1 Introdução: Os desdobramentos conceituais

O atual debate na literatura acadêmica, assim como na esfera política ao redor do globo, sobre os instrumentos de política ambiental baseados em mercado segue cada vez mais aceso. Os pagamentos por serviços ecossistêmicos ou ambientais (PSE/A)<sup>100</sup> têm se destacado dentre tais instrumentos, considerados por alguns autores como uma das mais inovadoras e promissoras soluções no âmbito da conservação (Kinzig et al., 2011; Wunder et al., 2008; Wunder, 2013; Veiga-Neto e May, 2010). O aumento substancial das publicações sobre o tema (Brockinton, 2011; Bulte et al., 2008; Eloy et al., 2013; Engel et al., 2008; Farley e Costanza, 2010; Muradian et al., 2010; Sattler e Matzdorf, 2013; Tacconi, 2012), bem como a ocupação da agenda política ambiental por todo o planeta, entre os países desenvolvidos, mas sobretudo nos países em desenvolvimento (figura 7.1) (Grieg-Gran et al., 2005; Landell-Mills and Porras, 2002; FAO, 2007; Sattler e Matzdorf, 2013) corroboram a importância que se tem dado aos PSE/A.



**Figura 7.1** Distribuição geográfica das publicações referentes ao tema do PSE/A (n =457). Fonte: Schomers e Matzdorff (2013).

<sup>100</sup> Os termos serviços ambientais e ecossistêmicos têm sido usados sem distinção em grande parte da literatura. O termo serviços ambientais também envolve os ecossistemas manejados, isto é, atividades humanas, sobretudo rurais, que também promovem benefícios em termos de serviços ecossistêmicos (Muradian et al., 2010) que também não são internalizados nas atividades econômicas (FAO, 2007). Serviços ambientais também carregam outro significado como serviços oferecidos pelas pessoas ou empresas como serviços relacionados ao âmbito ambiental (*environmental impact assessments, waste clean up, emissions-reduction technologies*) (McAfee e Shapiro, 2010, p. 03). Aqui se utilizará o termo pagamento por serviços ecossistêmicos/ambientais (PSE/A) sem distinções, salvo alguma nota ao longo do texto.

Já se vão mais de 10 anos de aplicação dos PSE/A e o seu desenrolar evolutivo já permitiu que emergissem perspetivas distintas, com diferentes implicações. A definição que tem sido mais utilizada é a proposta por Wunder (2005, p. 3) que diz que o PSE/A deve corresponder a “uma transação voluntária, na qual, um serviço ambiental bem definido ou um uso da terra que possa assegurar este serviço é comprado por, pelo menos, um comprador de, pelo menos, um provedor, sob a condição de que o provedor garanta a provisão deste serviço (condicionalidade)”.<sup>101</sup> Essa abordagem está mais alinhada com o teorema de Coase (1960), nos quais se favorecem as opções políticas baseadas nas negociações de mercado, ou com lógica semelhante, marcadas pela alocação de direitos de propriedade para alcançar níveis sociais ótimos de externalidades ambientais (Engel et al., 2008; Muradian et al., 2010). O argumento de Coase é de que as partes envolvidas afetadas, em certas circunstâncias, podem através de uma negociação privada lidar com as situações de externalidades (Engel et al., 2008). Colocar em práticas o Teorema de Coase<sup>102</sup> implica assumir o mundo natural como falhas de mercado, isto é externalidades, que podem ser resolvidas através da criação de um mercado para esta nova "mercadoria".

Essa abordagem pode ser enquadrada na perspetiva da economia ambiental, na qual se priorizam a eficiência económica e a tentativa de inserir os serviços ecossistémicos em esquemas de mercado (Farley e Constanza, 2010; Tacconi, 2012; Pascual et al., 2010; Muradian et al., 2010), enfatizando a redução dos custos das transações, alocando os direitos de propriedades e estabelecendo processos de negociações entre os beneficiários do esquema (comprador e provedor) (Muradian et al., 2010). Esse viés dominante dos PSE considera os problemas ambientais enquanto externalidades resultadas de uma falha de mercado e que os pagamentos seriam capazes de solver o problema da suboferta de elementos naturais (Engel et al., 2008; Pagiola e Platais, 2007; Wunder, 2005), correspondendo às pressuposições da economia neoclássica. Há muito que se defende a prerrogativa da internalização das externalidades no universo da conservação que não se resume, naturalmente, à perspetiva ‘coeseana’.

No entanto, poucos são os casos em que os PSE/A se desenrolam seguindo tais critérios (Landell-Mills and Porras, 2002; Porras et al., 2008). Ao passo em que a condicionalidade, a

---

<sup>101</sup> *a voluntary transaction where (b) a well-defined environmental service (or a land use likely to secure that service) (c) is being ‘bought’ by a (minimum one) service buyer (d) from a (minimum one) service provider (e) if and only if the service provider secures service provision (conditionality)* (Wunder, 2005, p. 3).

<sup>102</sup> "Este “teorema” propõe que, na presença de direitos de propriedade previamente definidos sobre a posse e controle do capital natural em questão e de custos de transação inexistentes, haveria espaço para realização de barganhas mutuamente satisfatórias, em que contratos seriam estabelecidos redefinindo os direitos de propriedade na medida em que os beneficiários de SAs [i.e, serviços ambientais] negociam com os ofertantes, dando assim um preço ideal para a externalidade" (Andrade e Simões, p. 62).

adicionalidade e a voluntariedade <sup>103</sup> não são sempre cumpridas, sendo elas fatores centrais na criação de mercados, na prática poucos estabelecem mercados de fato (Muradian et al., 2010; Muradian et al., 2013; Eloy et al., 2013; Vatn, 2010). Uma grande variedade de casos de PSE depende de outros fatores como o forte envolvimento do Estado e da comunidade (Muradian et al., 2010; Vatn, 2010; Eloy et al., 2013; Shapiro-Garza, 2013), como bem ilustra os casos no México e Costa Rica, em que as ONG e organizações internacionais desempenham papéis essenciais (Eloy et al., 2013; Kosoy et al., 2007; Shapiro-Garza, 2013). Na América Latina, Ásia e África, os PSE/A muitos são suportados por uma combinação de financiamentos de agências, subsídios governamentais, ou doações de ONGs conservacionistas, embora seja vigoroso o debate sobre se isso é apropriado ou não (McAfee, 2012b). Mesmo os casos em que os serviços ecossistêmicos são muito assemelhados aos mercados, dependem da ação regulatória pública (McAfee e Shapiro 2010; McAfee, 2012). Contudo, quanto mais semelhantes aos esquemas de mercado, mais os PSE/A podem acentuar as iniquidades (McAfee, 2012b), sendo essa uma razão bastante clara para questionar a natureza mercantil da lógica incutida no PSE/A.

Aqui se levanta outro ponto fundamental bastante discutido na literatura sobre a dissociação que essa corrente faz entre a eficiência e a equidade (*fairness*) (Engel et al., 2008; Pagiola et al., 2005; Wunder, 2005; Pascual et al., 2010), considerando os aspetos distributivos e a atenuação da pobreza presente nas promessas e prerrogativas dos PSE/A. Nos países em desenvolvimento, as ONGs e outras entidades acabam se confrontando com os objetivos cruciais da proteção ambiental e da redução da pobreza e não podem simplesmente deixar de lado as questões da equidade e justiça (Muradian et al., 2010) ao lidar com a conservação. Os programas integrados de conservação e desenvolvimento despertaram grande atenção e representaram igual aceitabilidade e disseminação, por oferecer a todos, alguma coisa (Muradian et al., 2013) e a esperança de cumprir com ambos objetivos. O PSE/A carrega constituintes muito semelhantes, tanto promessas e oportunidades, quanto perigos e desafios, despertando atenção pela "atração fatal das soluções *win-win*" (Muradian et al., 2013). Aliás, o PSE/A popularizou-se ainda mais pela promessa de garantia de eficiência na gestão do ambiental natural e ao mesmo tempo contribuir ainda para atenuação da pobreza (Bulte et al., 2008; Engel et al., 2008; Zilberman et al., 2008).

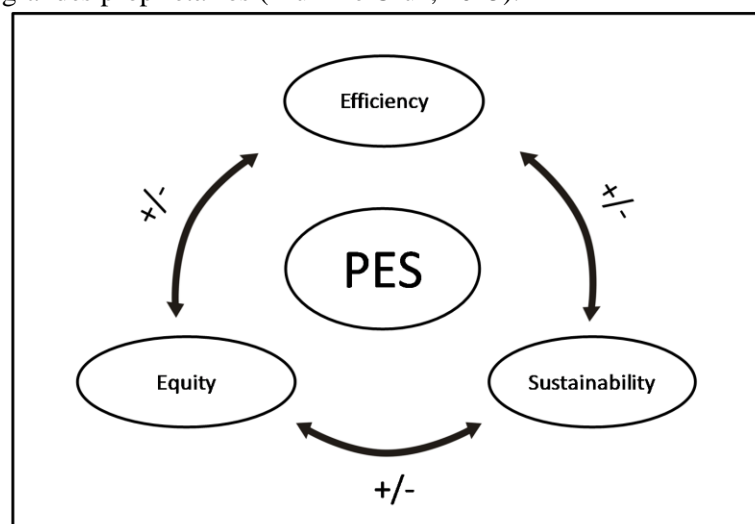
Embora Wunder (2005) afirme que o PSE/A deve tentar atingir um equilíbrio entre o eficiente e o justo, a principal função do PSE/A sob essa perspectiva 'coeseana' é aprimorar a eficiência do manejo dos recursos naturais e não a redução da pobreza, afirmando que a redução da pobreza pode ser um efeito positivo (mas, colateral) do PSE/A, desde que a eficiência do esquema não seja prejudicada <sup>104</sup>

---

<sup>103</sup> Contudo, são critérios que se mostram fundamentais, como se verá à frente. Esses mesmos critérios serão utilizados sob uma outra perspectiva, promovendo a proteção da biodiversidade e a não apropriação da natureza, sob uma ótica de atenuação da pobreza, mas comprometida com a proteção da biodiversidade.

<sup>104</sup> De repente isso pode até ser o contrário, a proteção do ambiente ser um efeito da redução da pobreza, desde que o PSE/A seja um política para o desenvolvimento rural, não uma política ambiental.

(Muradian et al., 2010). No entanto, as questões de justiça (*equity*) e eficiência estão normalmente entrelaçadas nos esquemas de PSE/A (Muradian et al., 2010; Pascual et al., 2010; Pascual et al., 2014), sendo esta uma razão fundamental pela qual o desenvolvimento rural será cada vez mais uma questão a ser trabalhada no escopo do PSE/A (Corbera et al., 2007; Eloy et al., 2013; Muradian et al., 2010), embora inicialmente os PSE/A tenham tido uma premissa mais conservacionista, ainda que sob o viés custo-eficaz económico e mercantil. Uma abordagem estritamente voltada para a eficiência, no qual os aspetos distributivos são considerados apenas fatores secundários pode ser muito limitada e excludente (Corbera et al., 2007; Farley e Costanza, 2010; Muradian et al., 2010), pois muito embora sejam a sustentabilidade ambiental e social o objetivo fundamental, existem tensões nas relação entre a eficiência, a equidade e a sustentabilidade do processo (figura 7.2) (Muniz e Cruz, 2015). Quando se estima ultimamente a eficiência um(a) proprietário(a) poderá ser pago para não degradar as parcelas de florestas que poderão haver em suas terras, na medida em que são tais proprietários que representam as maiores ameaças à floresta. Deste modo, os pagamentos não estariam favorecendo a equidade ou a atenuação da pobreza, ao passo em que os pagamentos não estariam sendo direcionados para aqueles mais necessitados, os pequenos proprietários (isto é, agricultura familiar entre outros). A sustentabilidade do processo também não estaria sendo favorecida uma vez que os pagamentos são sempre temporários. Aliás, este é um fator crucial no que concerne à (in)sustentabilidade dos esquemas de PSE/A pois requerem uma continuidade nos pagamentos para que haja conservação nas propriedades beneficiadas criando um cenário de incertezas. Assim que um pagamento cessar não haverá razões para os proprietários manterem suas terras preservadas. Quando a equidade é favorecida, ao destinar os pagamentos para os mais pobres nos esquemas de PSE/A, a eficiência também será comprometida, enquanto os mais pobres não oferecem grandes ameaças para o ambiente natural, ao menos relativamente aos grandes proprietários (Muniz e Cruz, 2015).



**Figura 7.2** Relações entre eficiência, equidade e sustentabilidade nos esquemas de PSE/A. As interações poderão implicar em relações negativas ou positivas ou *trade-offs* entre os elementos. A sustentabilidade nesses esquemas está sempre reduzida ao nível dos serviços ecossistémicos/ambientais e sujeita às leis e ótica dos mercados. Fonte: Muniz e Cruz (2015).



Assim, dando mais atenção aos arranjos institucionais, políticos e económicos, Muradian et al. (2010) elaboram um painel (*framework*) mais sensível à complexidade e diversidade dos casos de PSE/A, definindo-os como "... uma transferência de recursos entre atores sociais, com o intento de criar incentivo para alinhar as decisões sobre o uso da terra (individual ou coletivo) aos interesses sociais na gestão dos recursos naturais".<sup>105</sup> O propósito dos autores em reformular o PSE/A é de articular sua conceitualização com uma prática condizente ao conceito. A aplicabilidade do PSE/A, restrito aos critérios propostos por Wunder (2005), que ele chama de PSE/A "genuíno", torna-se muito dificultada, e desconsidera aqueles PSE/A 'a-like', isto é, os casos tipo-PSE/A que representa a maioria dos casos (Porrás et al., 2008).<sup>106</sup>

Sugere-se a definição proposta por Muradian et al. (2010) está mais alinhada aos pressupostos da economia ecológica na qual a sustentabilidade ecológica e a justa distribuição assumem precedência relativamente à eficiência do mercado em atingir os interesses sociais (Farley e Costanza, 2010; Tacconi, 2012). A eficiência é um dos fatores a serem considerados, mas sem primazia, tendo em conta as complexidades da prática do PSE/A (Corbera e Pascual, 2012).

Os PSE/A acabam por ser significativamente dependente do contexto político, sociocultural e institucional, reforçando a necessidade de um diálogo mais inclusivo e reflexivo de modo a reconciliar a teoria e a prática no cerne do PSE/A (Muradian et al., 2010), e aumentar a percepção da equidade nos esquemas de PSE/A (Pascual et al., 2014; Pascual et al., 2010). Desta forma, abre-se espaço para a participação de outros atores, que podem ser chave no processo de decisão nos esquemas de PSE/A. Mas ainda assim, apesar dessa sensibilidade, muitos desses atores chaves não são considerados nas decisões e percepções da gestão do ambiente natural (Eloy et al., Kosoy et al., 2008), revelando que o PSE/A pode fragilizar ainda mais o processo de governança ambiental (Muradian et al., 2013; Norgaard, 2010), ocultando atores sociais e ecossistemas fundamentais.

Como os esquemas de PSE/A dependem do desenho político institucional local, regional e nacional, constituindo-se como parte de uma estrutura de poder mais ampla (Muradian et al., 2013), alguns grupos poderão influenciar, mais que outros, o desenho do PSE/A (Corbera et al., 2009). É preciso ter atenção aos aspetos que originam a degradação ambiental, como as desigualdades e disparidades nas relações de poder, acúmulo de capital, e o excessivo poder conferido aos mercados (Muradian et al., 2013). E não só, nos mecanismos que não representam puros mercados, mas que

---

<sup>105</sup> *Therefore, it may be convenient to define PES as a transfer of resources between social actors, which aims to create incentives to align individual and/or collective land use decisions with the social interest in the management of natural resources* (p. 1205).

<sup>106</sup> Aqui cabe uma nota importante. A definição de Muradian et al. (2010) poderá não ser inclusiva em termos mais gerais quando se fala em conservação na medida em que caracteriza qualquer forma de transferência de recursos como PSE/A

operam seguindo uma mesma lógica mascarando um processo de governança mais sóbrio (Milne and Adams, 2012).

Não se pode dizer que muitos projetos de PSE/A não têm beneficiado alguns de seus participantes, mas é possível questionar se os PSE/A estão contribuindo para a sustentabilidade ambiental, ou ainda contribuindo com o desenvolvimento (ou atenuação da pobreza) e a conservação simultaneamente (McAfee, 2012b). Mas a tensão entre a eficiência econômica e os objetivos sociais não são apenas teóricas inerentes ao paradigma do mercado, na medida em que os atores envolvidos com o esquema PSE, desde seu desenho à participatividade, são compelidos a favorecer um ou outro (eficiência ou equidade), mesmo que forçosamente (McAfee, 2012a; McAfee, 2012b).

Apesar de inovador, instrumentos como o PSE/A (bem como os ICDPs) distraem a atenções das complexidades da política ambiental, da qualidade e efetividade das normas que, sobretudo, versam sobre onde há conflitos de interesses (Muradian et al., 2013). Assumir *panaceas* para as complexidades ambientais são fracassos historicamente repetidos (Muradian et al., 2013; Ostrom et al., 2007).

## 7.2 Os Percalços Conceptuais dos PSE/A

### 7.2.1 A ideologia neoliberal e os PSE/A

O capitalismo neoliberal é um projeto político-ideológico poderoso de governança global (McCarthy e Prudham, 2004), que tem conduzido os caminhos político, econômico, cultural mundial, oferecendo o contexto e endereçando a maneira com que o ser humano interage e afeta suas relações consigo mesmo e com a natureza não humana (Heynen e Robbins, 2005; McCarthy e Prudham, 2004). O neoliberalismo, demonstrado pela história do capitalismo, tem sido encarado como "[...] a mais recente incorporação de um bem estabelecido ciclo de movimento e reconfiguração, de investimento e produção, de abrasão, destruição e abandono" (Heynen e Robbins, 2005, p. 5).<sup>107</sup> É uma concepção hegemônica que "dita" a forma com que devemos entender o mundo (Harvey, 2005).

O processo de neoliberalização<sup>108</sup> é apresentado como um estado natural inevitável, e notavelmente a natureza é cada vez mais concebida enquanto uma mercadoria (controlada, distribuída, gerida e produzida), legitimada através das revoluções legislativas, políticas e de mercado que aceleram ainda mais esse processo (Heynen e Robbins, 2005). Notável, mas não surpreendente quanto possa

---

<sup>107</sup> "[...] the most recent embodiment of a well-established cycle of movement and reconfiguration, investment and production, and scouring, destruction, and abandonment"

<sup>108</sup> Outros autores e obras (Castree, 2003; 2008a; 2008b; 2010a; 2010b; Harvey, 2005; Heynen et al., 2007; McCarthy and Prudham 2004; Robertson, 2004; Smith 2007; Bakker, 2010; Bakker, 2009; Igoe e Brockington, 2007; Brockington et al., 2010; Buscher et al., 2012) fizeram incursões muito significativas para o debate acerca do conceito de neoliberalismo, em particular a neoliberalização da natureza, do ambiente, das ecologias e da conservação.

parecer que o capitalismo procure estender seu universo de acumulação para o mundo natural (Peluso, 2012).

A comoditização da natureza é parte fundamental da neoliberalização da conservação, que vem assumindo um papel significativo na composição dos programas para a conservação, como é o caso do PSE/A, cuja ideia baseia-se na premissa de que o ambiente natural pode ser protegido conforme se valora os serviços ecossistêmicos enquanto *commodities* transacionáveis (McAfee e Shapiro, 2010).

A suposta incapacidade dos instrumentos tradicionais de conservação e regulação e dos projetos integrados de conservação e desenvolvimento, particularmente nos países em desenvolvimento (Ferraro e Kiss, 2002; Pagiola et al., 2002), favoreceram esse cenário, dando lugar à neoliberalização econômica dos instrumentos de conservação (Büscher, 2012), que reconhece que um pagamento por um serviço é o que o fará sustentar-se, isto é, o pagamento direto pela conservação da biodiversidade é o que cumprirá sua proteção mais eficaz e eficientemente (Engel et al., 2008; Ferraro e Kiss, 2002).

Portanto, o PSE/A também tem sido considerado um instrumento alinhado à política econômica global do neoliberalismo (Arsel e Büscher, 2012; Büscher e Dressler, 2010; Büscher, 2012; McAfee, 1999; McAfee e Shapiro, 2010; Wynne-Jones, 2012), enquanto a política ideológica neoliberal, e as práticas a ela relacionadas, visam substituir as dinâmicas sociais, políticas, culturais e ambientais pelas dinâmicas do mercado capitalista em todas as esferas da vida, nas quais se incluem o universo da conservação (Büscher, 2012).<sup>109</sup> Uma ideologia é vista como uma série de princípio e ideais que integrados criam uma linha de pensamento que influencia todo um contexto de práticas (Buscher, 2012). Daí a importância de se questionar conceitos e abordagem como capital natural, serviços ecossistêmicos, a neoliberalização da natureza, pois na medida em que representam uma ideia influenciam todo um contexto. Os PSE/A são um exemplo dessa combinação de elementos. A abordagem dos serviços ecossistêmicos alinhada ao projeto político-econômico atual dominante reflete a ideia paradoxal (do mercado) capitalista: ser a resposta para suas próprias contradições ecológicas (Buscher, 2012). Aliás, a reprodução da ideia de capital natural para o que outrora se entendia por natureza é parte de um efeito integrado do neoliberalismo (MacDonald e Carson, 2012).

O ambientalismo neoliberal, conceptualmente, parte da cisão entre a natureza e a sociedade, conectando-os, posteriormente, através de uma construção reducionista incorporada à economia neoliberal. O desenho do PSE/A segue essa visão na qual primariamente demanda uma cisão. Isso na prática se torna ineficaz, sobretudo em comunidades imersas no mundo natural, nas quais ainda se conservam alguns valores relativamente ao mundo não-humano (McAfee e Shapiro, 2010), como algumas tradições indígenas.<sup>110</sup>

---

<sup>109</sup> "[...] the political ideology and related practices that aim to substitute social and political affairs by capitalist market dynamics in all facets of life, including conservation" (Buscher, 2012, p. 30).

<sup>110</sup> As comunidades indígenas tendem a negar moralmente as abordagens de mercado para lidar com o mundo natural, sobretudo os pagamentos individuais. O receio é de que tais abordagens levem a privatizar e mercantilizar

As iniciativas PSE/A compelem cada vez mais a ciência ecológica a mensurar e quantificar os serviços, revelando-se reducionistas por restringirem-se à "[...] natureza que o capital pode ver [...]" para que as transações possam tomar lugar (Robertson, 2006:367).<sup>111</sup> Instrumentos como o PSE/A, mesmo quando não perfeitamente adequados às lógicas do mercado, tendem a serem vistos como a nova tendência para a conservação, pretendida a substituir as complexas dinâmicas socioecológicas, e encobrendo elementos fundamentais na governança ambiental.

Se o discurso do PSE/A aparenta ser novo, em diversos contextos, sua prática é uma continuidade de velhas políticas (Eloy et al., 2013; Milne e Adams, 2012). São, na realidade, uma continuidade da expansão capitalista e na comoditização da conservação, remetendo a conservação da biodiversidade e dos ecossistemas aos modos de produção da economia do crescimento (capitalista) cegos às contradições destes mesmos modos de produção (Buscher, 2012). Curiosamente, os PSE/A têm sido avaliados como bem-sucedidos, enquanto incorpora cada vez mais a ideia de uma natureza capitalizada. Naturalmente, os PSE são empreendidos de formas muito distintas em várias partes do globo, cada qual com suas especificidades, cada qual com seus resultados para as pessoas e para a natureza, ainda que suas origens não escapem da ideologia neoliberal.

Portanto, PSE/A devem ser reconhecidos, antes de mais nada, enquanto uma forma neoliberal de se fazer conservação, de modo a compreender que é um instrumento construído sobre a lógica da economia desenvolvimentista do crescimento, a mesma que levou a deterioração da natureza e das relações humanas (Buscher, 2012). Se assim, é possível vislumbrar que um instrumento como tal pode até mesmo aumentar as dinâmicas problemáticas ao invés de atenuá-las (Buscher, 2012), acentuando ainda mais a dificuldade de se erigir soluções mais construtivas e significativas para endereçar nossa relação com a natureza.

### **7.2.2 Os PSE/A e a premissa do fetiche de mercadoria<sup>112</sup>**

O PSE/A, como qualquer outro instrumento de mercado (ou tipo mercado), pode ser caracterizado como um processo de fetiche de mercadoria, ao passo em que o PSE/A demanda (i) reduzir as funções ecológicas ao nível dos serviços ecossistêmicos, separando os serviços do ecossistema como um todo; (ii) demarcar uma única unidade de troca para tais serviços; (iii) relacionar 'provedores' e 'consumidores' desses serviços nas trocas de mercado (ou tipo mercado) (Kosoy e

---

a natureza, situação que viola os princípios de muitas comunidades indígenas. Nessa medida, o termo pagamento por serviços ecossistêmicos/ambientais tornaram-se "tóxicos", bem como as organizações e instituições que suportam programas como tais (Kauffman e Martin, 2014).

<sup>111</sup> "[...] a nature that capital can 'see' – that has an uncontroversial measure – in order for trade to occur" (Robertson, 2006:367).

<sup>112</sup> Os PSE/A enquanto fetiche de mercadoria (*commodity fetishism*).

Corbera, 2010). Esse processo de fetiche de mercadoria esconde as complexidades ecológicas, toda uma multiplicidade de valores e ainda algumas assimetrias institucionais (Kosoy e Corbera, 2010) que favorecem uma relação de poder desequilibrada entre as pessoas e comunidades envolvidas tanto em relação com a Natureza (Sullivan, 2013).

A itemização ou discriminação (*itemisation*) dos serviços ecossistêmicos com a finalidade de valorar economicamente (*monetary valuation*), precificar e transacionar é o primeiro passo do PSE/A enquanto fetiche de *commodities* (Kosoy e Corbera, 2010). Com isso, descaracteriza-se o funcionamento sistêmico dos ecossistemas, estabelecendo fronteiras entre eles. É fundamental considerar o processo de discriminação, pois é aqui que se começa a colocar as fronteiras legais e materiais que permitirão que os serviços ambientais possam ser comprados, vendidos e utilizados, assimilando fenômenos complexos e específicos em um processo homogêneo (Castree, 2003; Kosoy e Corbera, 2010; Vatn, 2000).

São os próprios cientistas que promovem a itemização (ou a discriminação), separando as funções ecossistêmicas e criando unidades de serviços e assim definem as estratégias de uso da terra para potencializar seu uso para o provimento desses serviços (Kosoy e Corbera, 2010; Norgaard, 2010). A ideia de fragmentar os bens naturais ignora a intrínseca relação entre os ecossistemas e suas funções (Kosoy e Corbera, 2010; Norgaard, 2010; Vatn 2000), escondendo a complexidade dos sistemas socioecológicos e desconsiderando as intrincadas interações entre os elementos e processos (como a especiação e as alterações climáticas) (Kosoy e Corbera, 2010; Redford e Adams, 2009).

O segundo passo da caracterização do PSE/A enquanto um fetiche de *commodities* tem a ver com a estipulação de uma única unidade de valor para troca, a unidade monetária (Kosoy e Corbera, 2010). A imposição de uma única linguagem de valoração contribui para obscurecer a relação que o ser humano estabelece com a natureza, que vai muito além da dimensão econômica e seu respectivo valor monetário (Kosoy e Corbera, 2010; Vatn, 2000). A pluralidade de valores em torno da valoração da natureza faz com que seja ela incomensurável (O'Neil, 1997), e a unificação desses valores pode ser inapropriada. Para algumas comunidades indígenas, por exemplo, estipular um preço para as florestas, pode significar precificar uma entidade divina, enquanto para outros pode representar um constituinte comercial para o sequestro de carbono (Kosoy e Corbera, 2010).

A assimetria institucional é a última dimensão do PSE/A enquanto comoditização fetichista e tem a ver com a forma com que os preços para os serviços ecossistêmicos são estipulados e com as iniquidades no acesso a tais serviços que são mediados por direitos de propriedade e outros arranjos institucionais (Kosoy e Corbera, 2010; Vatn, 2010). Os preços não acompanham as mudanças na qualidade e na quantidade, que são socialmente erigidas e revela as preferências sociais em torno dos serviços. Na medida em que o pagamento visa ser eficiente e cobrir os custos de oportunidade revela que os serviços ecossistêmicos tendem a ser subestimados economicamente, quando a oferta de serviços

é muita alta. As pessoas mais desfavorecidas estão mais dispostas a aceitar compensações mais baixas, sobretudo quando a competição de oferta é muito elevada (Kosoy e Corbera, 2010), ilustrando a injustiça ambiental expressa pelo fato de que "*the poor sell chip*" (Martinez-Alier, 2002).

O direito de propriedade sobre os “serviços ecossistémicos” influencia fundamentalmente quem pode reclamar a propriedade e, conseqüentemente, transacionar os chamados serviços. Na medida em que são introduzidos novos regimes de propriedade existe um risco inseparável de uma determinada ordem social ser legitimada por grupos com mais poder económico e social. A situação é ainda mais complexa quando os “serviços ecossistémicos” são expressos como bens comunais ('*held*' em comum) (Kosoy e Corbera, 2010).

Ao passo em que poucos PSE operam conforme mercados genuínos, nem mesmo os 'serviços' são sempre valorados monetariamente, como atestam algumas transações na prática do PSE/A <sup>113</sup>. Wunder (2013), assim como Farley e Costanza (2010), argumentam que pouco resta para caracterizar o PSE enquanto fetiche de mercadoria. Contudo, apenas a ideia de tratar a natureza enquanto provedora de 'serviços' ecossistémicos, transforma os processos ecossistémicos em mercadoria: serviços. Isso também pode ser considerado parte da ação de comodificar. Embora, algumas transações e pagamentos não fazem com que a natureza seja diretamente mercantilizada, são serviços que se quer preservar (que possuem um valor de troca '*barter*'), não a natureza em si.

### 7.2.3 Os PSE/A e os antagonismos do capital natural e natureza

A natureza tem sido, ao longo das últimas décadas, conduzida ao estatuto de capital natural (Costanza e Daly, 1992; Costanza et al., 1997; Daily e Ellison, 2002; TEEB, 2010) É uma tentativa de computá-la em termos económicos, bem como os impactos que sobre ela recaem. É um conceito central na tentativa de explicar por quais razões se deve colocar um valor monetário (preço) na natureza, sustentado pelo *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB): “Todos entendemos o conceito de capital financeiro. Pagamos por coisas que consideramos valiosas. Capital natural é a extensão desse conceito para os bens e serviços ambientais”. <sup>114</sup>

O capital natural compreende os chamados recursos renováveis e não renováveis produzidos e mantidos pelos processos naturais que são extraídos dos ecossistemas, bem como os serviços ecossistémicos (Berkes e Folke, 1995; Costanza e Daly, 1992; Costanza et al., 1997; TEEB, 2010). Contudo, assim como a ideia de serviços ecossistémicos, a caracterização do capital natural é firmemente baseada no grau de interesse humano. Os processos ecológicos não renováveis acabam por

---

<sup>113</sup> Por exemplo, o pagamento do "*service user*" para o proprietário alterar suas práticas agrícolas de modo a melhorar a qualidade ambiental.

<sup>114</sup> “*We all understand the concept of financial capital. We pay for things we find valuable. Natural capital is the extension of that concept to environmental goods and services*” (www.teeb.org)

ser considerados capital natural apenas se extraídos benefícios dos ecossistemas, deixando implícito que o que faz a água ser consumível, por exemplo, é o fato de ser consumível por seres humanos, e do mesmo modo o que faz a qualidade atmosférica ser considerada é a sua representação para o uso humano (Jamieson, 1998). O capital natural é traduzido em um valor económico condicionado pela tecnologia, pelas condições e contextos sociais e necessidades culturais, evidenciando certa fragilidade para a proteção da natureza (Holland, 1994).

Os estudos promovidos pelo TEEB parecem ir além de estimular a compreensão de que para ser salva, a natureza precisa ser percebida como um capital (natural), permitindo que a conservação dê suporte ao capitalismo legitimando os mercados voltados para a natureza, como oportunidades para o desenvolvimento e uma pseudo conservação (Arsel e Büscher, 2012; MacDonald and Corson, 2012). Nesse sentido, é a *Nature™ Inc.*<sup>115</sup>, não a Natureza que desperta a atenção dos “investidores”, mais como uma estratégia de negócio do que uma estratégia de conservação (Arsel e Büscher, 2012).<sup>116</sup> Fica bastante clara essa tendência nas atuais estratégias de conservação, inclusivamente no Brasil, não somente no âmbito do PSE/A, também as compensações de biodiversidade (*biodiversity offsets*) estão previstas nas alterações do Novo Código Florestal.

A incorporação da natureza assume, assim, dois significados distintos. A natureza deve ser uma entidade separada da sociedade e da economia para que a má alocação do capital seja corrigida, pois o investidor precisa saber o que está sendo transacionado, não em termos qualitativos, mas em termos quantitativos. O segundo ponto é que ela seja reduzida a fragmentos transacionáveis, que se constituem como funções, bens e serviços (Arsel e Büscher, 2012; MacDonald e Corson, 2012). A abstração da natureza enquanto capital natural lapida novas formas privatizadas de direito à natureza, criação de commodities e o estabelecimento de novos mercados para trocas e transações. O que impressiona é a redução significativa da oposição à ideia do mundo natural ser definido e tratado enquanto capital (MacDonald e Corson, 2012).<sup>117</sup> Por exemplo, a Convenção para Diversidade Biológica (CDB) é uma instituição que rapidamente passou a apoiar os mecanismos de mercado e semelhantes (como PSE/A, *biodiversity offsets*, *carbon trading* etc.), mesmo tendo-se oposto historicamente e frequentemente à subordinação da natureza à economia (MacDonald e Corson, 2012). Autores como MacDonald e Corson (2012, p. 161) afirmam que isso pode ser pensado como um tipo de 'ambientalismo cínico'.<sup>118</sup>

---

<sup>115</sup> Os autores Arsel e Buscher (2012, p. 56) colocam que: "Nature™ Inc. consists of three elements — 'nature', 'trademark' and 'incorporated', fazendo uma crítica à neoliberalização da conservação da natureza.

<sup>116</sup> "In short, it is Nature™ Inc. — not nature — that appeals to 'investors', meaning all those 'hardheaded types who view investment in sustainable development as good business strategy'" (Arsel e Buscher, 2012, p. 58).

<sup>117</sup> What is new is a striking reduction in the opposition to the idea of a natural world defined as capital (MacDonald e Corson, 2012, p. 161).

<sup>118</sup> "This is what might be thought of as a form of cynical environmentalism — the transformation of what is conventionally thought of as environmentalism through intertwined processes of professionalism and

A 'capitalização da natureza' impele a ser compreendida enquanto uma 'estratégia de acumulação'. É evidente que nas últimas três décadas essa nova dimensão da produção capitalista voltada para a natureza alterou a relação da sociedade com o mundo natural (Smith, 2007).<sup>119</sup> É preocupante perceber em que os arranjos institucionais (locais e globais) se estruturam, legitimam e formam base para a operacionalização dos modelos de abstração em realidade, isto é, para tornar real a visão da natureza como um capital, dominando as tendências conservacionistas (MacDonald e Corson, 2012). Assumir o capital natural enquanto conceito chave para a conservação da natureza apenas sustém o projeto político económico que estabelece a lógica do acúmulo de capital enquanto forma da sociedade se relacionar com o mundo natural (Arsel e Büscher, 2012).

A abordagem do capital natural reflete a arrogância humana relativamente ao mundo natural, negligenciando os interesses e preferências das entidades não humanas, demonstrando a disposição humana a sobrevalorizar seus mais supérfluos interesses em detrimento das mais legítimas reivindicações não humanas. Não obstante, a maior arrogância é a crença de que o mundo limita-se e identifica-se ao mundo humano, desconsiderando o mundo natural (Holland, 1997). Além do mais, assumir a Natureza como um capital pode ainda condizer a uma má representação<sup>120</sup> do comportamento humano relativamente à Natureza e, por conseguinte, trai sua própria natureza e a própria Natureza. Nesta medida, o ser humano é entendido como um aglomerado de preferências a serem satisfeitas e maximizadas a partir da Natureza, sendo esta considerada um aglomerado de recursos para satisfação humana, o que constitui o valor económico. Deste modo, o ser humano e Natureza são homogeneizados e grosseiramente simplificados (Holland, 1997).

Admitindo que a problemática ambiental não se reduz ao contexto económico, a economia será pouco capaz de oferecer a resposta última para a devastação do ambiente natural. É fundamental perceber que a crise ambiental não diz respeito apenas ao declínio do capital natural, mas, sobretudo, ao desaparecimento do mundo natural (Holland, 1997). O paradigma económico tende a preservar a integridade de sua entidade, o capital, e na medida em que a natureza é concebida como um capital, deixa ela de ser natureza (Holland, 1997; O'Neill, 1993; 1997), a “natureza encolhe na medida em que

---

*neoliberalism that have deprived environmentalism of much of its oppositional potential, and aligned it with projects of capital accumulation” (MacDonald e Corson, 2012, p. 161).*

<sup>119</sup> “[...] *that nature has become an accumulation strategy? It is increasingly evident, I want to argue that in the past three decades a new dimension of the capitalist production of nature has considerably transformed the social relationship with the natural world* (Smith, 2007).

<sup>120</sup> O'Neill (1997) refere essa assunção como uma traição ao comprometimento humano em relação à Natureza e à natureza do ser humano. Holland parece fazer referência a esse tipo de traição. Entretanto equipara tal traição a uma má representação do ser humano na sua relação com a Natureza, como sugere a passagem: “*The betrayal is of two kinds. One is a betrayal (mostly, a misrepresentation) of the human response to nature, and therefore a betrayal of human nature. The second is a betrayal (again, mostly, a misrepresentation) of nature itself*” (Holland, 1997, p. 120).



o capital cresce” (Shiva, 1992, p. 182). Conceber a Natureza enquanto capital, não oferece aceitável proteção para a natureza. Uma narrativa que muda a lógica da conservação, mas também a percepção que temos acerca da natureza e de nós mesmos.

O argumento da justiça intergeracional também não se revela suficiente para assegurar a integridade do mundo natural, na medida em que a conservação da natureza não deve basear-se em termos funcionais (Holland, 1994), isto é, tendo em conta apenas os interesses humanos. Para preservá-la, há que ter em conta os interesses do mundo natural, se não de outra forma, não há integridade a ser respeitada.

O ambientalismo que outrora se opôs a lógica da acumulação, tornou-se um aliado e propagador da dominância económica sobre a conservação da biodiversidade. As consequências da abstração do capital natural são materiais, e instituições como o TEEB desempenham um papel crucial na legitimação e na propagação dessa narrativa, tornando-se um instrumento para a expansão do capital (MacDonald e Corson, 2012). Essa narrativa continuará a ser perpetuada, pois assim como MacDonald e Corson (2012, p. 181) colocam: “[...] enquanto as crianças nas escolas passam a entender (perceber) as árvores antes de mais nada enquanto serviços na reprodução do acúmulo de capital, nos movemos cada vez mais perto dessa contradição, incorporada no virtualismo do capital natural”.<sup>121</sup>

#### **7.2.4 Os PSE/A enquanto Inovação e Destruição Criativa**

Schumpeter (2003 [1942]) fala do processo de inovação, como a própria força motriz do crescimento económico e do capitalismo. Assim como os sistemas naturais, ele argumenta que o capitalismo é um processo evolucionário, isto é, “[c]apitalims, [...] is by nature a form or method of economic change and not only never is but never can be stationary” (Schumpeter, 2003, p. 82). Portanto, a inovação é um processo inerente ao capitalismo, concebida como uma expressão própria de suas conjunturas, sendo um elemento crítico nos processos de mudança económica no sistema capitalista. É através do processo de inovação que novos produtos e modelos destroem os antigos.

Nessa medida a ideia de um estado estacionário, ou de equilíbrio, na esfera do capitalismo representa um elemento muito problemático na medida em que a disrupção contínua é um dos fundamentos da economia do desenvolvimento que incorpora a essência do capitalismo (McGraw, 2007).<sup>122</sup>

---

<sup>121</sup> “[...] as school children come to understand trees first and foremost as services in the reproduction of capital accumulation, we move closer to that contradiction, embodied in the virtualism of natural capital” (MacDonald e Corson 2012, p. 181).

<sup>122</sup> *The idea of equilibrium itself becomes problematical, since continual disruption is the basis for economic development and embodies the essence of capitalism* (McGraw, 2007, p. 72).

Schumpeter (1997, p. 76), entretanto, define cinco casos que representam uma inovação e a tal disrupção contínua fundamental no processo de desenvolvimento incorporado no capitalismo:

1. Introdução de um novo bem — ou seja, um bem com que os consumidores ainda não estiverem familiarizados — ou de uma nova qualidade de um bem.
2. Introdução de um novo método de produção, ou seja, um método que ainda não tenha sido testado pela experiência no ramo próprio da indústria de transformação, que de modo algum precisa ser baseada numa descoberta cientificamente nova, e pode consistir também em nova maneira de manejar comercialmente uma mercadoria.
3. Abertura de um novo mercado, ou seja, de um mercado em que o ramo particular da indústria de transformação do país em questão não tenha ainda entrado, quer esse mercado tenha existido antes, quer não.
4. Conquista de uma nova fonte de oferta de matérias-primas ou de bens semimanufaturados, mais uma vez independentemente do fato de que essa fonte já existia ou teve que ser criada.
5. Estabelecimento de uma nova organização de qualquer indústria, como a criação de uma posição de monopólio (por exemplo, pela "trustificação"<sup>123</sup>) ou a fragmentação de uma posição de monopólio.

Instrumentos como o PSE/A preenchem em todos os casos definidos por Schumpeter (1997) os requisitos para o estabelecimento de uma inovação no âmbito da conservação (quadro 7.1)<sup>124</sup>:

**Quadro 7.1** Os PSE/A enquanto casos de ‘Inovação’ de Schumpeter. A coluna da esquerda apresenta os casos de inovação estabelecidos por Schumpeter (1997, p. 76); a coluna da direita são as características dos PSE/A correspondentes aos casos de Inovação.

<b>Casos de Inovação</b>	<b>Características correspondentes dos PSE/A</b>
Introdução de um novo bem, ou uma nova qualidade de bem.	Serviços ecossistêmicos/ambientais (serviços de regulação hídrica, serviços de regulação climática, beleza cênica, biodiversidade, entre outros)
Introdução de um novo método ou nova maneira de manejar comercialmente uma mercadoria.	Pagamentos por serviços ecossistêmicos/ambientais
Abertura de um novo mercado	Mercado de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos.
Conquista de uma nova fonte de matéria-prima	A transformação do funcionamento dos ecossistemas em serviços ecossistêmicos A percepção da natureza e seu enquadramento econômico enquanto um capital (natural).
Estabelecimento de uma nova organização de qualquer indústria, como a criação de uma posição de monopólio.	<i>Ecosystem Market Place</i> , Matriz Brasileira de Serviços Ecossistêmicos <sup>125</sup> , BVRio, Biofilica, entre outros.

<sup>123</sup> *Trustification* é o processo de formação de um sistema de monopólio.

<sup>124</sup> O cumprimento das definições estabelecidas por Schumpeter pode se aplicar a outros instrumentos econômicos para a conservação como é o caso do habitat banking, conservation banking, biodiversity banking e outros.

<sup>125</sup> A Matriz Brasileira de Serviços Ecossistêmicos não é propriamente um mercado de serviços ecossistêmicos, mas opera como um plataforma de identificação de casos/ oportunidades para investimentos no âmbito dos PSE/A.

É interessante, no entanto, reparar que não é das necessidades que se oriundam as inovações. São elas, as necessidades, de fato, o fim de toda a cadeia da produção, mas o aparato produtivo não se modifica mediante a pressão dos consumidores, isto é, as inovações no sistema económico não partem dos consumidores, mas sim daquele que produz (Schumpeter, 1997). "Entretanto, é o produtor que, via de regra, inicia a mudança económica, e os consumidores são educados por ele, se necessário; são, por assim dizer, ensinados a querer coisas novas, ou coisas que diferem em um aspeto ou outro daquelas que tinham o hábito de usar" (Schumpeter, 1997, p. 76).

No caso da conservação, não é a prática conservacionista, ou aqueles que visam conservar que ditam seus moldes, mas aquele que produz os moldes conservacionistas. A forma com que se faz conservação está perto de uma transição em que a demanda por ela não parte da necessidade de se conservar, ou de integração ao meio natural. A abordagem dos serviços ecossistémicos quer seja pela demarcação de mercados ou integrada na perspectiva dos PSE/A, ilustra com certa clareza a preferência por uma perspectiva que partiu daqueles que produziram tal molde, enquanto os demais foram 'educados' a atuar conforme seus preceitos. Daí a explicação do fenómeno do "ambientalismo cínico" sugerido por McDonald e Carson (2012), isto é, o envolvimento de muitas organizações conservacionistas com as estratégias económicas inovadoras. Assim, aqueles que articulam a atividade conservacionista também estão condicionados às preferências dos "produtores" da conservação, isto é, daqueles que ditam essa nova tendência.

A preferência pelo PSE/A não advém necessariamente de sua capacidade para o sucesso em preservar a floresta, mas do apelo ao benefício financeiro que alguns vão obter ao preservar parte dela (mesmo que o benefício seja irrisório para alguns, normalmente os pequenos proprietários rurais). Portanto, aqueles que participam dos esquemas de PSE/A na qualidade de "provedores" de serviços não o fazem pela conservação, mas pelo retorno financeiro que lhes virá. Também aqueles que participam na qualidade de pagadores/consumidores também não pagam pela conservação em si, mas pela manutenção da "mercadoria" que estão a comprar: os serviços ecossistémicos/ambientais.

O suposto sucesso do PSE/A defendido pelos seus proponentes faz com que seja mais fácil seguir o exemplo até que "[...] finalmente a inovação se torna habitual e sua aceitação um questão de livre escolha" (Schumpeter, 1997, p. 215).

O monopólio criado pelas estratégias de cunho económico para a conservação também obscurecem outras formas de se fazer conservação. E é neste aspeto que a inovação revela sua característica de destruição criadora, na qual os modelos antigos são sobrepujados pelos novos. Os PSE/A, assim como os mercados de biodiversidade e de carbono, surgem através deste processo de inovação, ou destruição criadora, assumindo cada vez mais o seu lugar na conservação da biodiversidade e, dentro da lógica da destruição criadora, destruindo antigos modelos de fazer

conservação. Deste modo, fica claro que perante os mecanismos económicos de conservação, à luz dos 5 casos de inovação de Schumpeter, a natureza, no meio deste processo, se tornou um bem de consumo.

Nesta perspetiva, os mecanismos (instrumentos) económicos de conservação da biodiversidade, antes de almejar a conservação do mundo natural, visam criar um novo mercado, abrir novos créditos e novas possibilidades de lucro, impulsionando a engrenagem do crescimento económico, seguindo a lógica da acumulação de capital (ou seja, a conservação seria um meio e o lucro seria o fim, e não o contrário). Os instrumentos económicos são cada vez mais utilizados para se fazer conservação e já foram colocados em prática em inúmeros projetos, em diversos países. Entranto, ainda não se pode afirmar se esses instrumentos, de facto, contribuem para a conservação da natureza e da biodiversidade.

### **7.2.5 Mercados ou não, é esta a questão?**

Na prática, poucos PSE/A são considerados mercados puros (McAfee, 2012b; McAfee e Shapiro, 2010; Muradian et al., 2013; Muradian et al., 2010; Vatn, 2010; Wunder, 2013; Eloy et al., 2013) ao passo em que poucos esquemas de PSE/A preenchem os critérios que caracterizam e definem um mercado (Muradian et al., 2010). E se, de alguma forma, fossem integrados ao mercado, os resultados dos PSE/A poderiam ser inaceitáveis sob a perspetiva da justiça (*fairness*) (McAfee, 2012a; Muradian et al., 2013; Pascual et al., 2010).

Embora o PSE/A possa representar uma forma de neoliberalização da conservação, ele não deve ser apenas descrito enquanto tal "*in a simplistic way*" (Milne e Adams, 2012: 136), pois esconde complexidades que extrapolam a preocupação concernente à aproximação do PSE/A com as regras do mercado. Em muitos casos, o PSE/A se desenvolve articulando os mecanismos de *market-like* com as regulamentações do estado, pois mesmo os esquemas mais semelhantes ao mercado, no que concerne os serviços de ecossistemas, são mantidos por ação pública regulatória (McAfee, 2012b). Os PSE/A operam por vezes como uma continuação de narrativas políticas, em que os projetos e as abordagens baseadas no mercado são dificilmente distinguíveis (Milne e Adams, 2012).

As implicações do PSE/A para as comunidades e para a conservação não podem ser plenamente compreendidas tendo em conta apenas os mercados ambientais e seus efeitos e, na realidade, a preocupação excessiva com o PSE/A baseado nos mercados pode até mesmo se revelar pouco útil ou relevante para compreender os processos do PSE/A (Milne e Adams, 2012). Mas é verdade dizer que o PSE/A pode estar pronta e subitamente sujeito às pressões do mercado (Brockington, 2011), fato que corrobora as preocupações com as relações entre o mercado e o PSE/A. Naturalmente, o processo de quantificação, monetarização e compensação imbuído nos modelos de PSE/A, esconde a complexidade das relações com a floresta, sobretudo para aqueles que vivem diretamente dela, para além dos aspetos social, cultural e político que envolventes na conservação (Milne e Adams, 2012), distraindo a atenção de uma governança mais séria (Norgaard, 2010). Na medida em que se dá tamanha importância para o

PSE, a problemática ambiental acaba por ser interpretada e dimensionada para permitir a implementação e as intervenções do PSE/A, criando uma cisão entre as pessoas e a natureza (Milne e Adams, 2012), ao permitir proteção dos serviços e não da natureza em si. A importância enaltecida dada aos PSE/A e a outros instrumentos como tal que seguem a lógica do conceito dos SE, são consequência da submersão das sociedades à dominância do mercado, com pouca orientação pública e parca regulação (Norgaard, 2010), mesmo que o PSE/A, em muitas das vezes, não represente um mercado puro.

Portanto, independente de sua relação direta com o mercado os PSE/A podem obscurecer questões fundamentais relativamente à conservação, na medida em que eles mascaram-se enquanto mercado usando de seus discursos e práticas para moldar os comportamentos humanos e deslocando as decisões sobre como a conservação deve ser empreendida e sobre quem deve se beneficiar no processo (Milne e Adams, 2012).

A economia corrente continua sustentando suas razões na quantificação das consequências, mas as transformações no clima, nos ecossistemas e suas relações com a dinâmica dos sistemas sociais acrescentam incertezas não passíveis à quantificação, sendo que a humanidade deve estar cada vez mais habilitada a priorizar as questões éticas, para razão e julgamento públicos, bem como uma transição para uma virtude ética individual (Norgaard, 2010). Portanto, a transição para a sustentabilidade deverá ser também uma decisão ética (Becker, 2011; Norgaard, 2010).

E quanto mais se adentra nas problemáticas do PSE/A enquanto ferramenta conservacionista, mais enredamentos sociais são encontrados, fazendo pouca referência à importância de se conservar a natureza por ela própria. Não se pode negar a importância da sustentabilidade enquanto fator de distribuição, ética e justiça através das gerações humanas, a governança ambiental também deve abarcar a importância de proteger a natureza dos interesses humanos. Deste modo não se trata apenas de fazer o melhor possível com um instrumento considerado promissor, mas, sobretudo de reconhecer a conservação enquanto um dever moral para com a natureza. É importante reconhecer que há no mundo natural um valor que existe independentemente do olhar humano e de sua capacidade de valorar.

## CAPÍTULO 8

### Os pagamentos por serviços ecossistêmicos/ambientais na Mata Atlântica

#### 8.1 Introdução: a emergência dos pagamentos por serviços ecossistêmicos/ambientais na América Latina

A emergência dos pagamentos por serviços ecossistêmicos/ambientais (PSE/A) na América Latina se deu, sobretudo, como continuidade de outros instrumentos de mercado (Eloy et al., 2013) que incluem *debt for nature swaps* (Karsenty, 2007), mercado de biodiversidade (Aubertin et al., 2007), mecanismos de desenvolvimento limpo (Boyd et al., 2007) e, mais recentemente, o mecanismo de redução das emissões por desmatamento e degradação – REDD (Hall, 2008, p. 24). Impulsionados por interesses de instituições internacionais (especialmente o Banco Mundial), as primeiras experiências de políticas nacionais de PSE/A foram iniciadas pela Costa Rica, em 1996, e seguidamente pelo México, em 2003. A intenção era especialmente promover a conservação em um contexto de liberalização econômica dos dois países (Eloy et al., 2013). Considerando a distribuição geográfica das investigações, como visto no capítulo anterior, os países em desenvolvimento têm sido o alvo preferido, especialmente a América Latina. Cerca de um terço das publicações nesta área referem-se à América Latina, com particular atenção para os casos da Costa Rica e México que foram pioneiros na utilização destes instrumentos. Curiosamente, as publicações referentes aos países desenvolvidos (UE, EUA e Austrália) são relatórios, em sua maioria, acerca de programas agroambientais (Schomer e Matzdorff, 2013). Isso constitui uma das incongruências e domínio do *label* PSE/A sobre outras formas de fazer conservação que são executadas com financiamento. No Brasil, é cada vez mais comum os projetos de conservação, nos quais há financiamento (mesmo governamental), serem equalizados a projetos e esquemas de PSE/A (Guedes e Seehusen, 2011; Veiga-Neto, 2008), assunto que será discutido mais à frente.

Os serviços hídricos foram o foco da maioria dos programas de PSE/A (Eloy et al., 2013) e continuam ainda hoje recebendo bastante atenção da agenda dos PSE/A, sobretudo em um contexto de vulnerabilidade da disponibilidade da água, muito em voga com o escasseamento do sistema Cantareira, no Brasil. Países como a Costa Rica, México, Equador, Bolívia e Brasil são bons exemplos disso, onde os principais projetos pilotos são gerenciados por ONGs que angariam financiamentos de fundações privadas, empresas e outras organizações internacionais para a conservação das matas ciliares na escala das microbacias hidrográficas.

Contudo, mesmo diante do caráter neoliberal incorporado na ideia fundamental dos PSE/A na Costa Rica (Fletcher e Breitling, 2012; Matulis, 2014) e no México (McAfee e Shapiro, 2010; Shapiro-

Garza, 2013), ao longo do tempo houve uma resistência popular capaz de transformar a base do PSE/A, ao menos parcialmente, na qual as prerrogativas governamentais, tais como a soberania e a luta contra a pobreza, foram incorporadas, mesmo diante do ideal neoliberal, através das reivindicações de organizações agrícolas e movimentos sociais (Eloy et al., 2013). No México, por exemplo, comunidades indígenas e *ejidos* são contemplados pelo seu programa nacional de PSE/A (Shapiro-Garza, 2013; Kosoy et al, 2008).

Mas ao longo da implantação dos programas de PSE/A, rapidamente, eles se diversificaram, criando um incontornável potencial de articulação com os mercados de carbono, especialmente, na lógica da compensação (Corbera et al., 2009; Eloy et al., 2013). A conservação da biodiversidade<sup>126</sup> também começou a ser trabalhada no PSE/A, embora ainda não existam muitos esquemas de PSE/A diretamente voltados para tal finalidade, muito em função da pouca disponibilidade para pagar por 'serviços' alheios aos interesses económicos.

Mas é importante referir que, acompanhando uma tendência internacional, os novos modelos de gestão bioregional, nos quais os esquemas de PSE/A muitas vezes se associam, incorporam gradualmente paisagens habitadas, cultivadas ou manejadas pelo ser humano (Eloy et al., 2013). O exemplo do programa Mexicano revela que a conservação guiada por pressupostos neoliberais de mercado conflitua com a agenda do Estado e com princípio de equidade, principalmente nos países do sul, sobretudo onde os movimentos rurais se mobilizam contra políticas neoliberais. Entretanto, McAfee e Shapiro (2010) e Shapiro-Garza, (2013, 2014) colocam que os movimentos sócio-rurais e ONGs no México conjugam esforços para remodelar os PSE/A para atender a sobrevivência dos camponeses e produção rural paisagística conjuntamente à conservação.

Assim, é interessante notar que os PSE/A, apesar de suas controvérsias, poderão ter potencial para conservar áreas não protegidas pela lei e quem sabe atuar no melhoramento das relações entre as populações humanas rurais e o ambiente natural. Se, no México, o estímulo para a conservação vem ultrapassando os ecossistemas naturais e ampliando para formas integradas de conservação em ambientes produtivos, como os sistemas agroflorestais (ou agroecológicos) (Eloy et al., 2013) através dos movimentos sócio-rurais, poderá ser prudente apontar que o modelo de incentivo a sistemas agroecológicos seja um caminho bastante apropriado para os esquemas de PSE/A também no Brasil. Nessa lógica, ocorre um verdadeiro estímulo para a mudança nas práticas rurais, fortalecendo um modelo de baixo impacto, por vezes até benéfico para o ecossistema local, fortalecendo também o elo e interdependência entre os seres humanos e o mundo natural. Contudo, considerando a variada aplicabilidade dos esquemas de PSE/A no Brasil, bem como as tendências neoliberais no seio das

---

<sup>126</sup> Sobretudo através dos novos modelos de gestão bioregional (corredores, reservas de biosfera, redes ecológicas, entre outros) (Eloy et al., 2013). Algumas dessas áreas não são caracterizadas, ou não possuem o estatuto de área protegida, o que poderia comprometer a conservação da biodiversidade.

instituições formais Brasileiras, como as alterações do Código Florestal, esse caminho da transição agroecológica poderá se distanciar cada vez mais da realidade futura dos PSE/A no Brasil.

## **8.2 Os pagamentos por serviços ecossistêmicos/ambientais no Brasil**

Os instrumentos econômicos de mercado para a conservação têm ocupado um lugar de destaque na proteção ambiental. Desde o final dos anos 1990, os pagamentos por serviços ecossistêmicos/ambientais (PSE/A) têm-se realçado dentre tais iniciativas com a expectativa de suprir as carências dos estados na promoção da conservação e do desenvolvimento através de novas fontes de financiamento, reverberando com o contexto neoliberal mais presente a cada dia (Eloy et al., 2013), tornando-se um novo paradigma na política ambiental (Coudel et al., 2014). As políticas públicas de diversos países têm incorporado gradualmente os PSE/A em suas estratégias, grandemente difundidos através da América Latina. Os chamados instrumentos de comando e controle (instrumentos de regulação), bem como os projetos integrados de conservação e desenvolvimento (PICD) foram apontados como ineficientes, justificando o surgimento e a popularidade dos PSE/A (Eloy et al., 2013; Wunder, 2005; Muradian et al., 2013).

Existe uma variedade de arranjos na política ambiental e agrícola, que vêm sendo agrupados sobre a terminologia dos PSE/A, que variam desde arranjos estritos de mercado a políticas públicas nacionais. Essa diversidade de arranjos é bastante ilustrativa no Brasil. Inicialmente, ao contrário de outros países como o México e a Costa Rica, os PSE/A surgiram no Brasil a partir das iniciativas de ONGs e governos locais, no início dos anos 2000, conferindo uma diversidade de práticas espalhadas pelo país, com diferentes arcabouços legais e níveis de governança (Coudel et al., 2014; Pagiola et al., 2012; Guedes e Seegusen, 2011; Santos et al., 2012).

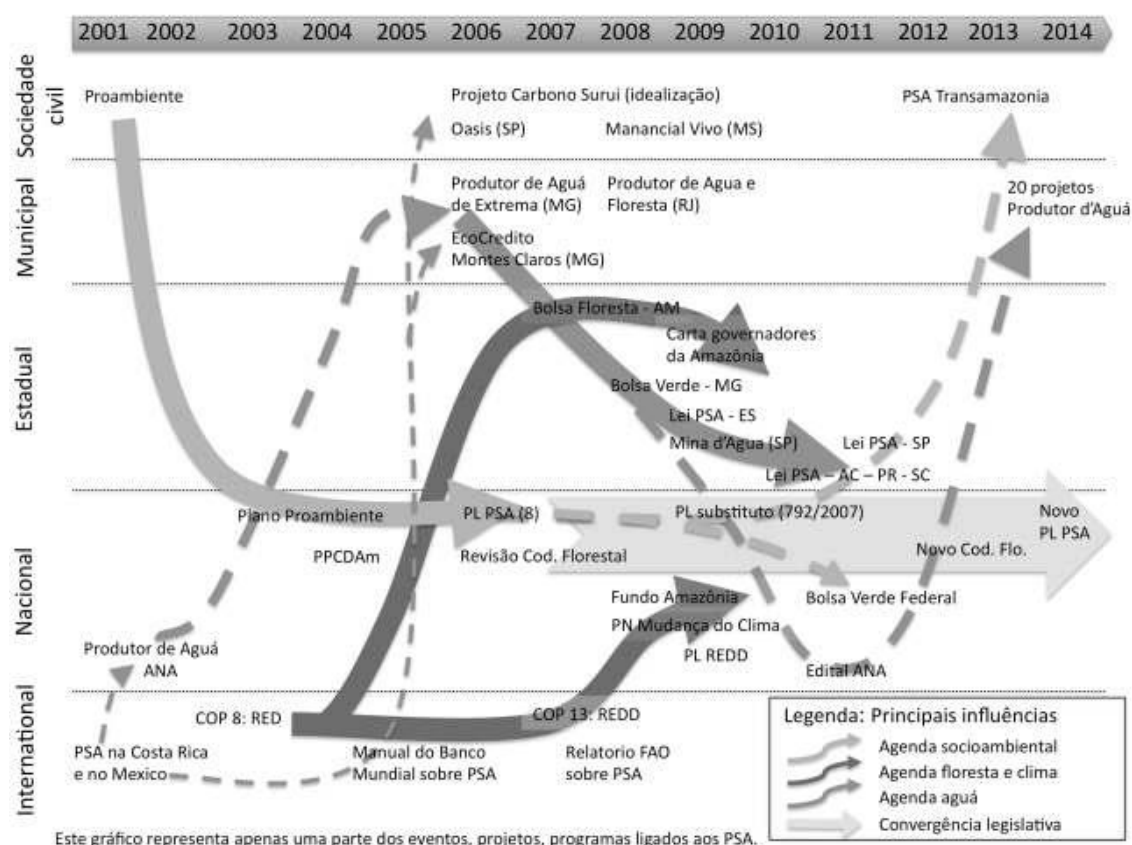
O Proambiente, entre os anos de 2000 e 2002, foi idealizado por movimentos sociais na Amazônia brasileira, sendo considerado o primeiro esquema de PSE/A instituído no Brasil (Coudel et al., 2014).<sup>127</sup> A figura 8.1 traz uma evolução cronológica das diversas iniciativas no Brasil. A partir de 2003, o programa deu origem às primeiras iniciativas de PSE/A na região Norte do país. A proposta do programa era de incentivar uma transição das práticas de exploração dos 'recursos naturais' nas áreas de fronteira agrícola, fornecendo apoio técnico, além de assistência no planejamento comunitário através de diferentes níveis de gestão, acordos comunitários, certificação participativa e planos de desenvolvimento territorial (Eloy et al., 2013; Hall, 2008; Mattos e Hercowitz, 2011; Mattos, 2010; Mattos, 2011; Coudel et al., 2014; Britto et al., 2012). Estiveram envolvidos 11 pólos e cerca de 6000 famílias no projeto. Os movimentos sociais estiveram à frente do programa em parceria com o Governo

---

<sup>127</sup> O Proambiente é definido como “[...] um programa de desenvolvimento socioambiental da produção familiar rural na Amazônia. Seu objetivo é compatibilizar a conservação do meio ambiente aos processos de desenvolvimento rural, com aproveitamento social e econômico da terra, sob baixos riscos de degradação ambiental” (<http://www.proambiente.cnpm.embrapa.br/conteudo/introducao.htm>).



Federal, sendo incluído no Plano Plurianual de 2004-2007 no Governo Lula, no qual os Ministérios do Meio Ambiente (MMA) e o Ministério do Desenvolvimento Agrário (MDA) desempenharam um papel fundamental. Contudo, apenas a fase inicial do programa foi implementada e antes mesmo das práticas de transição preconizadas serem adotadas pelas famílias<sup>128</sup> o programa suspendeu suas atividades em 2010, em razão da ausência de um quadro institucional ao nível federal e por falta de recursos (Eloy et al., 2013; Santos e Vivan, 2012; Coudel et al., 2014). Apesar disso, segundo Eloy et al. (2013), outros PSE/A vieram a ser concebidos para que os sistemas agroflorestais continuassem a ser assegurados, nos quais as organizações locais assumiram um papel fundamental com apoio de programas de cooperação internacional, especialmente o “Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil”, o PPG7.<sup>129</sup> O estado do Amazonas chegou ainda a criar o Bolsa Floresta, um programa que se dá através de pagamentos individuais ou coletivos de modo a tentar influenciar melhores práticas no uso da terra no interior de áreas protegidas (Viana, 2008). Entretanto, as práticas pouco diferenciavam do uso tradicional daqueles que moravam no interior das áreas protegidas (Eloy et al., 2013).



**Figura 8.1** Evolução cronológica da emergência dos principais programas de PSE/A no Brasil, seus marcos regulatórios e principais influências, em paralelo com as principais iniciativas internacionais (Coudel et al., 2014; Eloy et al., 2013).

<sup>128</sup> O programa preconizava envolver mais de 20.000 famílias em nove estados da Amazônia brasileira, mas apenas 2.555 famílias registradas foram contempladas, e apenas durante seis meses (Coudel et al., 2014).

<sup>129</sup> Sobre o PPG7: <http://www.mma.gov.br/port/sca/ppg7/capa/> e <<http://www.worldbank.org/pt/news/feature/2012/07/19/ppg7-maior-programa-ambiental-brasil>>

Apesar da sempre crescente demanda pela conservação na região amazônica, é na Mata Atlântica que se encontra a maior parte dos casos de PSE/A, sendo por isso muito relevante discutir sobre suas limitações, oportunidades e repercussões. Guedes e Seehusen (2011) identificaram uma série de projetos e programas na Mata Atlântica (mais de 70 iniciativas), embora muitos deles já não existam.<sup>130</sup> No entanto, o número de projetos continua a crescer, como sugere o projeto “Matriz Brasileira de Serviços Ecossistêmicos”, endossado pela *Ecosystem Marketplace* e *Forest Trend* e pelo Fundo Vale.<sup>131</sup>

O contínuo crescimento das grandes metrópoles do Sul e Sudeste do país acabou fomentando uma maior necessidade da qualidade dos processos ecológicos que sustentam a qualidade de vida das pessoas nos centros urbanos, especialmente pela conservação dos mananciais hídricos (Eloy et al., 2013). Esta talvez seja uma das razões pelas quais os PSE/A têm-se difundido tanto na região da Mata Atlântica. Outros fatores que poderão ter influenciado a projeção dos PSE/A foram os Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH), formados na década de 1990. Com os CBH também se estabeleceu um sistema de cobrança do uso agrícola da água, estabelecido pela Lei 9.433/97 (A Lei Nacional dos Recursos Hídricos) (Veiga Neto et al., 2011; Veiga Neto, 2008). Os recursos arrecadados por essas cobranças são geridos pelos CBH, e não pelo governo central, diferentemente de outros países da América Latina, havendo assim uma importante descentralização. Assim, tal sistema de cobrança poderá ter favorecido a criação dos primeiros esquemas de PSE/A no país, nomeadamente os pagamentos por 'serviços' hídricos (Eloy et al., 2013). Alguns comitês têm investido na ideia dos PSE/A, como é o caso do Programa Piloto Produtor de Água na bacia dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá – PCJ, no Estado de São Paulo (SP) (Viani e Bracale, 2015) e do “Conservador das Águas” em Extrema, no estado de Minas Gerais (MG), que fez parte do programa nacional, o “Produtor de Água” lançado pelo governo federal através da Agência Nacional de Águas (ANA) em 2001.

Desde então, tais experiências têm-se multiplicado, sobretudo nas regiões Sul e Sudeste, que envolvem, para além da ANA, as secretarias estaduais e/ou municipais de meio ambiente e ONGs, com especial envolvimento da *The Nature Conservancy* (TNC) (Eloy et al., 2013; Guedes e Seehusen, 2011; Veiga Neto et al., 2011).<sup>132</sup> O governo do estado de São Paulo, com o apoio da TNC e do Banco Mundial, desempenhou um papel importante na disseminação de esquemas de PSE/A-Água na região sudeste. Em 2009 foi lançado o “Programa Mina D’água” e em 2013 a Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo já havia firmado acordos com 21 municípios. Também em 2013 o Programa

---

<sup>130</sup> Muitas das ONGs responsáveis por projetos de PSE/A já não existem, bem como muitos projetos e programas que não deixaram rastros de contatos válidos ou resultados de suas iniciativas. O Bolsa Verde no estado de Minas Gerais também deixou de operar. Tal instabilidade revela uma grande fragilidade no universo dos PSE/A, no setor privado, público e sociedade civil.

<sup>131</sup> <http://www.brazil.forest-trends.org/>

<sup>132</sup> A organização *The Nature Conservancy* está envolvida em muitos projetos de PSE/A hídrico.

'Produtor de Água', da ANA, já contava com 20 projetos (Coudel et al., 2014), embora não estejam listados todos eles no *website* da ANA.

Um regime nacional de PSE/A vem sendo discutido através do Substitutivo ao Projeto de Lei n. 792/2007 e seus apensos criando-se um quadro legislativo para a implementação do instrumento em âmbito nacional, de modo a nivelar os arranjos através do país. Apesar de ainda não haver um arcabouço legal em âmbito nacional, ainda em tramitação, e apesar das novas possibilidades trazidas pelo Novo Código Florestal (que serão vistas na seção 4 deste capítulo), os PSE/A passam a ser incorporados nas políticas públicas municipais e estaduais através da criação de novas leis para facilitar sua implementação (Eloy et al., 2013), fundamentar e legitimar legalmente o repasse de orçamento público para produtores rurais (Guedes e Seehusen, 2011). No âmbito estadual foram identificadas 20 iniciativas legislativas (14 leis e 6 decretos) e ainda 7 municipais (Santos et al., 2012), revelando um panorama bastante dinâmico e diverso (figura 8.2).

Nível	Instrumentos Legais	Relevante para		
		Água	Carbono	Biodiversidade
Nacional				
	Política Nacional e Programa Federal de PSA (Substitutivo ao Projeto de Lei 792/2007 e seus apensos; em tramitação)	●	●	●
	Reduções Certificadas de Emissões de Desmatamento e Degradação Florestal (RCEDD) (PL 5.586-A/2009)		●	
	Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433/1997) e Conselho Nacional de Recursos Hídricos (Dec. 4.613/2003)	●		
Estadual				
ES	Programa de PSA (Lei 8.995/2008; Dec. 2.168-R/2008) FUNDÁGUA (Lei 8.960/2008)	●		
MG	Programa Bolsa Verde (Lei 17.727/2008; Dec. 45.113/2009)	●		●
PE	Política Estadual de Enfrentamento às Mudanças Climáticas de Pernambuco (PL 1.527/2010; em tramitação)	●	●	●
PR	Prestador de Serviços Ambientais (Lei 16.436/2010)	●		
RJ	Política e Programa Estadual de PSA (em preparação) Política Estadual de Recursos Hídricos (Lei 3.239/99; e Lei 4.247/03: cobrança pelo uso da água) e o respectivo Fundo (FUNDRIH); Lei nº 5.234 de 05/08 (Artigo 2; Inciso VII)	● ●	●	●
RS	Política Estadual de Serviços Ambientais (PL 449/2007; em tramitação)	●	●	●
SC	Política e Programa Estadual de PSA (PEPSA) e o respectivo Fundo (FEPESA) (Lei 15.133/2010)	●	●	●
SP	Política Estadual de Mudanças Climáticas (PEMC) (Lei 13.798/2009); Projeto Mina D'Água (Dec. 55.947/2010). Política Estadual de PSA (PL 271/10 aprovado em 15/02/2011).	● ●	● ●	● ●
Municipal				
Extrema - MG	Projeto Conservador das Águas (Lei 2.100/2005)	●		
Montes Claros -MG	Política de Ecocrédito (Lei 3.545/2006)	●	●	●
Itabira - MG	Política de Ecocrédito (Lei 4.069/2007)	●		
Campo Grande - MS	Programa de PSA (Dec.11.303/2010): Programa Manancial Vivo	●	●	●
Apucarana - PR	Projeto Oásis (Leis 58/2009, 241/2009, Dec. 107/2009)	●		
Londrina - PR	Fundo Municipal do Meio Ambiente (Lei 9.760/2005)	●		
Camboriú - SC	Projeto Produtor de Água (Lei 3.026/2009)	●		
Joinville - SC	Política Municipal de Meio Ambiente (Lei 5.712/2006)	●		●
São Paulo - SP	Lei de Mudança do Clima (Lei 14.933/2009)	●	●	●

**Figura 8.2** Políticas públicas e instrumentos legais com relevância para os PSE/A na região da Mata Atlântica.

Fonte: Guedes e Seehusen (2011, p.246-47)

Os estados aos quais tais leis se referem são o Acre, Amazonas, Espírito Santo, Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro, Santa Catarina e Paraná. Desses 8 estados, 6 estão no domínio da Mata Atlântica.

Diversos como o Brasil também são os arranjos institucionais dos projetos e programas de PSE/A através do país. Um regime nacional que vise nivelar os arranjos através do país até poderia se

revelar um entrave para o seu desenvolvimento. Apesar de se reconhecer a importância de um quadro nacional legislativo ao uniformizar as práticas, não se exclui os riscos de se obscurecer as iniciativas que já tenham uma dinâmica própria de acordo com seu contexto. Eloy et al. (2013) ainda acrescentam que há uma grande dificuldade de criar fontes de recursos públicos em nível nacional para acolher às demandas do país. Poderá ainda existir um risco de deslocamento de recursos de outras estratégias de conservação para a priorização dos PSE/A e outros instrumentos econômicos. Foi criado o Fundo Amazônia, em 2008, de modo a captar financiamento internacional para fomentar projetos de conservação. As leis federais Fundo Clima (Lei 12.114/2009) e a lei do Programa Bolsa Verde (Lei 12.512/2011) criam modelos de administração ancorados nos programas de PSE/A (Eloy et al., 2013). Isto nos dá pistas de que os fundos direcionados para a conservação passam a ser cada vez mais utilizados para projetos de PSE/A, muito embora se diga que eles não estejam concebidos para substituir os instrumentos tradicionais para a conservação, como as áreas protegidas.

Veiga-Neto e May (2010) apontam que os instrumentos econômicos para a conservação da biodiversidade emergem diante das limitações dessas medidas tradicionais e da precariedade das áreas protegidas. Curiosamente, as políticas de conservação no Brasil até então se mostraram relativamente bem-sucedidas, considerando a eficiência de suas políticas de comando e controle no combate ao desmatamento (Assunção et al., 2012; 2013; Nepstad et al., 2011), como é o caso das Unidades de Conservação de Uso Sustentável, Terras e Reservas Indígenas, Territórios Quilombolas, Reservas Extrativistas que contam com um regime comunitário de 'gestão'. Nos últimos anos, o Brasil continuou a intensificar o uso de instrumentos de comando e controle, estimulando sua política de criação de áreas protegidas. Contudo, muitos parques e reservas não chegam a sair dos papéis.

Neste aspecto, alguns autores chamam a atenção para o papel complementar que os PSE/A podem desempenhar em relação às políticas de comando e controle (May, 2011; Shiki e Shiki, 2011; Eloy et al., 2013) influenciando toda a orientação da reflexão, aplicação e implicações do instrumento (Eloy et al., 2013). Naturalmente, não se deve pensar que os PSE/A sejam capazes de substituir as áreas protegidas. Poderá haver certo antagonismo entre suas abordagens, que influenciam suas prioridades e resultados. Por exemplo, enquanto a facilidade de aplicação de um esquema de PSE/A poderá trazer resultados a curto prazo, não será capaz, usualmente, de prover resultados mais duradouros em termos de conservação. As áreas protegidas são perenes apesar das dificuldades nos processos de concessão, implementação e gestão.

É importante reconhecer o papel que os PSE/A poderão exercer na escala da paisagem, desde que alguns pressupostos possam ser cumpridos (capítulo 9; Muniz e Cruz, 2015). A conservação não deve se resumir à criação de áreas protegidas, mas deve estar atenta às relações que os seres humanos poderão estabelecer com a terra, incluindo as práticas de uso do solo. No entanto, os PSE/A também vêm sendo utilizados na implementação de áreas protegidas, estimulando a criação de RPPNs, por exemplo (Borges et al., 2012; discussão do questionário, capítulo 9) e na implementação corredores

ecológicos (Alarcon et al., 2013), ou ainda através da compensação de moradores pelos esforços em suas práticas em favor da conservação através do Bolsa Floresta no estado Amazonas e o Programa Federal Bolsa Verde (Eloy et al., 2013).

Isso nos dá pistas sobre a diversidade das modalidades de PSE/A, influenciando desde a criação de áreas protegidas à adoção de práticas socioambientais mais benéficas, tais como os sistemas agroflorestais (SAFs). Eloy et al. (2013) sugerem que uma das questões que permeiam o tema dos PSE/A é o embate entre a conservação e o desenvolvimento. As diferentes perspectivas dos proponentes dos PSE/A em termos de provisão acabaram por moldar diferentes modalidades de PSE/A que Eloy et al., (2013, p. 29) distinguem em 4 categorias:

- PSA do tipo “restrição de uso”: o pagamento é destinado a compensar um agricultor por ele renunciar ao uso de uma área, geralmente coberta por vegetação nativa.
- PSA de tipo “restauração”: o pagamento visa dar uma contribuição aos custos de recomposição da vegetação em áreas já desmatadas.
- PSA de tipo “valorização de práticas tradicionais”: buscam recompensar práticas de gestão do meio-ambiente ou práticas agroextrativistas de baixo impacto que já são de domínio das populações locais.
- PSA do tipo “transição”: procuram incentivar a adoção de práticas agrícolas sustentáveis e a diversificação produtiva.

O desenvolvimento dos PSE/A nos últimos anos passou a priorizar os modelos de restrição de uso e de reflorestamento, sobretudo devido às expectativas de financiamento criadas sobre o programa *Reducing Emissions From Deforestation and Forest Degradation (REDD)* da *United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC)* e com a inclusão dos PSE/A no Novo Código Florestal (Coudel et al., 2014).

Enquanto na Amazônia o uso da terra (mesmo nas propriedades rurais) é mais restritivo, nas regiões da Mata Atlântica e do Cerrado as exigências mais frouxas permitem que os PSE/A ocupem maior espaço nas estratégias de conservação nas propriedades privadas, enquanto a criação de Unidades de Conservação deve seguir como principal estratégia para a conservação no prisma mais panorâmico. Algumas iniciativas podem auxiliar no estabelecimento de áreas protegidas através do estímulo à criação de RPPN (Borges et al., 2012), criando uma interessante sinergia. Entretanto, também existem alguns esquemas de PSE/A que não criam áreas de RPPN, mas auxiliam da manutenção de áreas protegidas particulares (como as RPPNs). É comum nestes casos que a estratégia seja a dos estoques de carbono.

Na Mata Atlântica, muitos dos projetos incluem as atividades agrícolas, com a prerrogativa do uso ‘sustentável’, mas grande parte das abordagens centra-se na conservação e restauração de Áreas de Preservação Permanente (APP) e de Reserva Legal (RL). Além disso, antigos projetos

conservacionistas operados pelas ONGs, também visando sua continuidade, passam a buscar financiamentos através da abordagem dos PSE/A. O estímulo da conservação perspectivada pelos PSE/A em oposição aos instrumentos de comando e controle poderá fragilizar a filosofia tradicional da conservação. Deste modo, os projetos de comando e controle passam a ser convertidos em PSE/A em busca de novas fontes de financiamento (Eloy et al., 2013; Guedes e Seehusen, 2011), contrariando a ideia de que os PSE/A não são concebidos para a substituição das políticas de comando e controle. As consequências disso são delicadas, com implicações não apenas para a conservação da biodiversidade, mas também para as populações tradicionais e mais desfavorecidas. O desenvolvimento dos mercados voluntários de carbono acabou por moldar os PSE/A-Carbono, voltados majoritariamente para a estratégia de conservação e restauração. É interessante reparar que no meio de 38 projetos de PSE/A-Carbono identificados por Santos e Vivan (2012), 13 incluem em sua estratégia a conversão para a agroecologia através de sistemas agroflorestais. As áreas abrangidas por tais projetos costumam corresponder a propriedades que não ultrapassam os 400 ha, enquanto as áreas das propriedades dos projetos voltados para a perspectiva conservacionista costumam estar acima de 1200 ha (Santos e Vivan, 2012). É importante frisar que a perspectiva conservacionista dos PSE/A no Brasil não é inócua. Pois apesar de conservar fragmentos florestais de maiores dimensões, favorece os grandes proprietários e, além disso, poderá favorecer a recuperação de áreas degradadas, o que, anteriormente ao Novo Código Florestal era uma obrigação legal. Não que a perspectiva da conservação e restauração não possa ter resultados positivos, mas é preciso atenção a tais implicações. Se a biodiversidade será favorecida, mesmo diante da perspectiva conservacionista, ainda é cedo para afirmar.

Eloy et al. (2013) chamam ainda a atenção para a tendência em se considerar a manutenção da vegetação natural como um *proxi* para a provisão de serviços ambientais/ecossistêmicos, ainda que as mensurações dos “serviços” não ditem os pagamentos, que são baseados mais nas relações entre as formas de uso dos “recursos naturais”. Segundo os autores, seria uma simplificação que poderá acabar por impor um modelo de intensificação tecnológica da produção agrícola junto a uma proteção integral da vegetação natural, o que poderia ignorar uma diversidade de sistemas de produção. Como os autores apontam, as grandes incertezas e limitações nas relações entre as práticas agrícolas e a provisão de serviços ambientais/ecossistêmicos é uma das principais dificuldades da aplicabilidade dos PSE/A aliados aos agrossistemas, como os SAFs, bem como a falta de indicadores mais simples para a monitorização dessas relações, muito embora já haja iniciativas do género (Schmitt et al., 2013; Guedes e Seehusen, 2011).

De modo a contornar tais incertezas, a floresta, preferencialmente nativa ou natural, é a responsável pela garantia dos serviços ambientais/ecossistêmicos. Portanto, sua manutenção permite que os projetos possam ser simplificados à agregação de diferentes serviços (proteção de mananciais hídricos, sequestro de carbono e conservação da biodiversidade) em uma só política de conservação. O desenvolvimento de sistemas de monitorização por satélite facilita imensamente a monitorização de

florestas nativas, contudo, os SAFs exigem mecanismos de monitorização mais complexos. Nesse sentido, os esquemas de PSE/A que privilegiam desse tipo de monitorização acabam por ser mais eficientes e baratos (Eloy et al., 2013). Os autores sugerem que o geoprocessamento reduz a caracterização da paisagem em duas categorias: "desmatado" e "não desmatado". Segundo os autores, essa forma de monitorizar acaba por não reconhecer a complexidade das paisagens sob o manejo de agricultores familiares que podem até afavorecer a proteção da biodiversidade em alguns casos, como a utilização de SAFs.

Os PSE/A, deste modo, até poderiam ser perspectivados enquanto instrumentos de desenvolvimento rural para que pequenos agricultores possam receber incentivos para que suas práticas sejam mais sustentáveis e que provenham os tais “serviços ambientais”, seguindo as prerrogativas do Proambiente, por exemplo. Claro que a proteção da Natureza deveria estar necessariamente implicada enquanto requisito obrigatório e agricultores que já exerçam práticas mais sustentáveis deveriam ser priorizados. Nessa medida, seriam então PSE/A voltados para o desenvolvimento rural, mas com implicações conservacionistas, ao invés de instrumentos de conservação de fato.

Contudo, quando se trata da proteção da biodiversidade e da mata nativa, os PSE/A poderão demonstrar muitas limitações. O problema não está na simplificação de serviços ambientais à cobertura vegetal, mas o contrário: a cobertura vegetal é que passa a ser simplificada ao ser percebida enquanto “serviços ambientais”. Portanto, a intensa preocupação com a provisão de “serviços” torna a ideia dos PSE/A muito redutora, além de limitada em termos de conservação da biodiversidade. Para que o “serviço ecossistêmico/ambiental” de carbono, por exemplo, seja prestado, não demanda a conservação da biodiversidade, mas uma biomassa suficiente para o sequestro do carbono (Ridder, 2008; de Groot et al., 2015).<sup>133</sup> Ignora-se, deste modo, a diversidade biológica que securitiza a captura e o armazenamento do carbono e equivalente.

Portanto, sob aspetos ecológicos e de equidade, o que faz sentido não será privilegiar agricultores a manter um sistema agrícola capaz de prestar “serviços ambientais” (Eloy et al., 2013; Costa et al., 2013), mas privilegiar aqueles que protegem a biodiversidade além de incentivar práticas alinhadas com a conservação da biodiversidade, isto é, centrar-se nas oportunidades ao invés de apenas nas ameaças (Muniz et al., 2015; Muniz e Cruz, 2015). Esta talvez seja uma grande potencialidade de atuação dos PSE/A, dentro das possibilidades institucionais atuais, sem que viole pressupostos sociais e sem que atue sobre a mercantilização da natureza.

A suposta demanda dos movimentos sociais e promessas de negócios nos mercados de carbono e nas dificuldades enfrentadas na gestão hídrica nas regiões Sudeste e Sul do país ganhou relevância entre variados grupos de interesse e culminou em diversos projetos de Leis em 2007, que também se diversificaram conforme os interesses dos seus proponentes. Em 2009, foi proposto pelo MMA,

---

<sup>133</sup> Outras dificuldades da abordagem dos serviços ecossistêmicos foram retratadas no capítulo 6.

representando o Poder Executivo, um novo projeto de lei (PL 5487/2009) que veio substituir o PL 792/2007, mas incluindo muitas de suas proposições e apensos. Muito embora o PL ainda esteja em discussão, os PSE/A desempenham um papel estratégico no Novo Código Florestal (Coudel et al., 2014), não necessariamente positivo.

A cristalização dos PSE/A em torno do Novo Código Florestal levantou algumas questões fundamentais, sobretudo no que diz respeito à questão da adicionalidade. Ao passo em que os ambientalistas defendiam a legitimação dos pagamentos para cofinanciar as áreas já legalmente protegidas, os proprietários rurais defendiam os pagamentos para financiar a conservação ou restauração das APP e RL localizadas nas propriedades privadas (Coudel et al., 2014). É importante realçar que tais áreas deveriam ser legalmente preservadas, sendo este um dos pontos mais polêmicos em torno das articulações entre os PSE/A e o Novo Código Florestal (Packer, 2015; Ellovich e Valera, 2013; Sauer e França, 2012), o que será discutido com mais detalhes à frente. Entretanto, foi esclarecido que a tentativa de incentivar os grandes proprietários a conservar suas áreas reservadas à APP e RL poderia ser importante em termos de provisão de “serviços” (Coudel et al., 2014), apesar de toda a controvérsia que daí emerge.

Deste modo, Coudel et al. (2014) identificam três processos distintos na emergência dos PSE/A no Brasil: (i) esquemas voltados para a valorização das práticas agroecológicas; (ii) esquemas voltados para a operacionalização do mecanismo REDD+; (iii) e esquemas empenhados na consolidação da agenda da água. Embora cada perspectiva tenha influenciado uma a outra, Coudel et al. (2014) argumentam que elas se confrontam diante das discussões do Novo Código Florestal, renunciando um novo debate sobre a Política Nacional de PSE/A.

### **8.3 Os pagamentos por serviços ecossistêmicos/ambientais na Mata Atlântica**

Grande parte da população brasileira (mais de 60%) concentra-se sobre o domínio do bioma da Mata Atlântica que se encontra em avançado estado de desflorestamento, degradação e fragmentação. A pressão antropogénica que incide sobre o bioma confronta-se com a necessidade de se preservar a floresta em torno de seus indispensáveis benefícios para a sociedade. Essas são razões que, em grande parte, motivam o apelo à abordagem dos “serviços ecossistêmicos”, bem como o empreendimento de instrumentos económicos como os PSE/A. Os PSE/A perspectivados enquanto um elemento complementar para a promoção de atividades de conservação, como a restauração e recuperação dos ecossistemas degradados, descobre um potencial papel na Mata Atlântica, sobretudo quando larga parcela das florestas se encontra em áreas privadas, lançando dificuldades acrescentadas para a sua conservação.

Deste modo, as iniciativas de PSE/A se alastram pela Mata Atlântica, especialmente através de três agendas que se sobrepõem em determinados aspetos: (i) sequestro e armazenamento de carbono



(PSE/A-Carbono); (ii) proteção dos mananciais hídricos (PSE/A-Água); (iii) conservação da biodiversidade (PSE/A-Biodiversidade).<sup>134</sup>

Em 2010, 78 iniciativas foram identificadas no âmbito da Mata Atlântica, das quais 24 encontravam-se em implementação<sup>135</sup>, 35 em desenvolvimento<sup>136</sup> e outras 19 em articulação<sup>137</sup> com parceiros. Esse levantamento foi realizado pela iniciativa "Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios" (Guedes e Seehusen, 2011), um dos mais relevantes documentos sobre PSE/A no Brasil. Muitas dessas iniciativas foram categorizadas enquanto PSE/A em um sentido muito abrangente. O 'Café com Floresta', um dos projetos do Instituto de Pesquisa Ecológica (IPÊ), desenvolvido no Pontal do Paranapanema, no Estado de São Paulo, existe desde 2001,<sup>138</sup> e foi mencionado no documento enquanto um projeto de PSE/A. O projeto continua sendo uma iniciativa desafiadora (Lima et al., 2007; Cullen Jr. et al., 2005), com características metodológicas e nuances mais ricas que as propostas pela ideia dos PSE/A, de modo que os arranjos desenvolvidos pelo projeto não se limitam à lógica dos PSE/A. No entanto, foi descrito como uma iniciativa de PSE/A por se enquadrar em uma definição extremamente abrangente de PSE/A, que caracteriza qualquer atividade conservacionista que envolva financiamentos (seja de fontes públicas ou privadas) enquanto PSE/A ou potenciais. Esta pode ser uma consequência do fascínio e obsessão pela abordagem dos serviços ecossistêmicos, aparentemente inócua.

Muitas das iniciativas elencadas no documento (Guedes e Seehusen, 2011) já estão comprometidas. Muitos dos projetos de PSE/A identificados deixaram de existir, sem apresentar resultados concretos para análise, algumas ONGs também encerraram suas atividades, sem divulgar os resultados dos projetos até então executados. Muitos dos números telefônicos e *e-mails* divulgados também já não se encontravam disponíveis, inviabilizando o trabalho de identificação e avaliação dos projetos.<sup>139</sup> O programa mineiro Bolsa Verde, que conta com mais de três mil proprietários rurais inscritos, foi suspenso, excluindo vários projetos identificados no documento.<sup>140</sup>

Pouco mais tarde, uma iniciativa conjunta do Ministério do Meio Ambiente (MMA) e do Ministério do Meio Ambiente Alemão (BMU)<sup>141</sup>, através do Projeto Proteção da Mata Atlântica, lançou

---

<sup>134</sup> Santos e Vivan (2012) ainda incluem em suas análises alguns casos de certificação, enquanto casos de PSE/A.

<sup>135</sup> "É a fase na qual o projeto vai de fato ao campo" (Veiga Neto e Gavaldão, 2011).

<sup>136</sup> "É a fase na qual os parceiros constroem as informações necessárias para a implementação do projeto" (Veiga Neto e Gavaldão, 2011, p. 130).

<sup>137</sup> "Fase exploratória na qual o processo de articulação tem início; os parceiros e as potenciais sinergias são identificados" (Veiga Neto e Gavaldão, 2011, p. 130).

<sup>138</sup> <http://www.ipe.org.br/projetos-pontal/cafecomfloresta>.

<sup>139</sup> Pesquisas bibliográficas e comunicações telefônicas e por e-mail realizadas pelo autor.

<sup>140</sup> Cabe mencionar que as iniciativas que constituíram o Bolsa Verde eram antes integrantes do Projeto de Proteção da Mata Atlântica em Minas Gerais (Promata), outro programa no âmbito da política ambiental do estado, destinado a fortalecer o sistema estadual de áreas protegidas, sobretudo no Bioma da Mata Atlântica.

<sup>141</sup> Através do Ministério do Meio Ambiente Alemão, com o apoio da cooperação técnica alemã, através da GIZ e da cooperação financeira da Alemanha através da KfW, por intermédio do Funbio (MMA, 2013).

um edital convidando instituições sem fins lucrativos para desenvolverem e apresentarem projetos de PSE/A para receberem apoio técnico e financeiro. No final de 2011 foram selecionados 14 projetos-piloto que resultaram em aprendizagens e novas contribuições no âmbito dos PSE/A (MMA, 2013).<sup>142</sup> Santos e Vivan (2012) também realizaram uma nova listagem de casos em todo o Brasil. Os casos da Mata Atlântica resumiram-se de um forma geral aos casos levantados em Guedes e Seehusen (2011) e aos projetos-piloto do MMA (2013), ainda em implementação na época. Além disso, os autores também acrescentaram duas novas categorias, designadamente, a Certificação de Produtos Florestais e Agropecuários e Certificação de indústria de cerâmica, embora não tenham retratado os serviços de biodiversidade especificamente.<sup>143</sup>

O número de iniciativas continua a crescer. O ambicioso projeto 'Matriz Brasileira de Serviços Ecosistêmicos' (MBSE) (<http://brazil.forest-trends.org>), é uma iniciativa conjunta com a *Forest Trends* e com o Fundo Vale<sup>144</sup>. A MBSE, nos últimos anos, realizou um novo levantamento de iniciativas em todo o Brasil, bem como passou a organizá-las e classificá-las, acrescentando novas categorias de “serviços ambientais”, nomeadamente os serviços de “Agricultura Sustentável”, “Pecuária” e “Múltiplos”. As novas categorias de PSE/A analisadas por Santos e Vivan (2012) e pela MBSE (<http://brazil.forest-trends.org/>), tornam ainda mais abrangentes as negociações em torno do conceito de PSE/A, correndo o risco de avançar seus limites conceituais.

Contabiliza-se 545 casos de PSE/A identificados pelas fontes elencadas acima. Algumas iniciativas se sobrepõem, sobretudo as iniciativas de carbono e água, identificadas por Guedes e Seehusen (2011) e Santos e Vivan (2012), daí podermos subtrair alguns números (quadro 8.1).

---

<sup>142</sup> Essa mesma parceria foi responsável pela iniciativa "Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: Lições aprendidas e desafios" coordenada por Guedes e Seehusen (2011).

<sup>143</sup> A certificação de produtos florestais e agropecuários distingue-se ainda em subcategorias: Manejo de Produtos Florestais não-madeireiros; Agricultura; Reflorestamento; Madeira Tropical; Erva Mate Verde; Castanha; Óleo de Castanha; Breu; Manejo Florestal Empresarial; Restauração; e Conservação. A maior dessa categoria não ocorre na Mata Atlântica, mas especialmente no bioma da Amazônia.

<sup>144</sup> A iniciativa conta ainda com outros parceiros como empresa do setor de planejamento ambiental Plant Inteligência Ambiental; da Fundação *Good Energies*; do SOS Mata Atlântica; Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FUNBIO); Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável. A *Forest Trend* e seus programas (*Ecosystem Marketplace*; *Business and Biodiversity Offset Program*; *Katoomba Group*; *Forest Trade and Finance*; entre outros) estão hospedados em *Washington DC*. A iniciativa também foi denominada Matriz Brasileira de Pagamentos por Serviços Ecosistêmicos (Forest Trends, 2015).

**Quadro 8.1** Quantificação dos casos de PSE/A através dos ‘serviços’ discriminados e fontes bibliográficas. N/C = Nenhum Caso. C/I = Categoria Inexistente.

	Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica (Guedes e Seehusen, 2011)	Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos em perspectiva comparada (Santos e Vivan, 2012)	Projetos-Piloto PSA (MMA, 2013)	Matriz Brasileira de Serviços Ecossistêmicos ( <a href="http://brazil.forest-trends.org/">http://brazil.forest-trends.org/</a> )
<b>Carbono</b>	33	38	6	73
<b>Água</b>	41	31	7	125
<b>Biodiversidade</b>	5	N/C	6	25
<b>Certificação de produtos florestais e agropecuários</b>	C/I	25 <sup>145</sup>	C/I	C/I
<b>Certificação de indústrias de cerâmica</b>	C/I	15	C/I	C/I
<b>Múltiplos</b>	C/I	C/I	C/I	62
<b>Agricultura Sustentável</b>	C/I	C/I	C/I	57
<b>Pecuária</b>	C/I	C/I	C/I	1
<b>TOTAL</b>	79	109	14 <sup>146</sup>	343

Fonte: Guedes e Seehusen, 2011; Santos e Vivan, 2012; MMA, 2013; [brazil.foresttrends.org](http://brazil.foresttrends.org).

Ainda assim é possível vislumbrar o crescente aumento das iniciativas e as diferenciações de suas categorias. Em termos de sistematização, seria interessante uma organização consensual em torno das categorias, de modo que os projetos não se sobreponham e que possa também possibilitar uma continuidade nas próximas sistematizações. Naturalmente, antes disso, o mais problemático seria o consenso conceptual em torno da categorização dos PSE/A, isto é, o que define que uma iniciativa seja categorizada enquanto PSE/A? Este é um desafio que não se encerrou com as propostas de Muradian et al. (2010, p. 1025) que, lembrando, definem os PSE/A como "[...] uma transferência de recursos entre atores sociais, com o intento de criar incentivo para alinhar as decisões sobre o uso da terra (individual ou coletivo) aos interesses sociais na gestão dos recursos naturais".<sup>147</sup> Tal abrangência conceptual poderá ter-nos trazido maiores dificuldades, pois obscurece os limites que definem ou diferenciam um PSE/A de um financiamento para a conservação ou para o desenvolvimento rural.

Embora cada vez mais disseminadas no Nordeste e nos fragmentos de Mata Atlântica no Centro-Oeste, as iniciativas continuam concentradas nas regiões Sudeste e Sul do país (Guedes e

<sup>145</sup> Este é um número aproximado. Em 11 destes casos, Santos e Vivan (2012) apenas definiram os estados de atuação e não os municípios, dificultando perceber se os projetos se enquadram ao bioma da Mata Atlântica.

<sup>146</sup> O total de projetos é 14, mas alguns projetos abarcam mais de um tipo de ‘serviço’, razão pela qual o número total de projetos não coincide com o somatório através do tipo de ‘serviço’.

<sup>147</sup> “[...] as a transfer of resources between social actors, which aims to create incentives to align individual and/or collective land use decisions with the social interest in the management of natural resources” (Muradian et al., 2010, p. 1025).

Seehusen, 2011; Santos e Vivan, 2012). Para os casos de carbono, por exemplo, a distribuição é bastante desigual (quadro 8.2). As dificuldades financeiras, técnicas e institucionais poderão estar associadas a esta distribuição. Os programas estaduais que se dispersam sobretudo na região Sudeste (nos estados de São Paulo, Minas Gerais, Espírito Santos) também acabam por incentivar a disseminação por tais regiões (Guedes e Seehusen, 2011). É importante destacar que a disseminação dos PSE/A não é necessariamente positiva, sobretudo num contexto de incertezas sobre seus verdadeiros impactos sobre a conservação e implicações sociopolíticas (como os impactos sobre os modos de vida das populações tradicionais e comunidades rurais mais pobres; estímulo de tendências económico-políticas na agenda socioambiental, entre outras).

**Quadro 8.2** Caracterização geral dos casos de PSE/A-Carbono e PSE/A Água na região da Mata Atlântica (Santos e Vivan, 2012). Considerando que 93% dos casos de PSE/A-Água levantados são referentes à Mata Atlântica, os valores apresentados no quadro estão extrapolados para a região da Mata Atlântica.

	PSE/A-Carbono	PSE/A-Água
<b>Região</b>	72% Sul e Sudeste 17% Nordeste 3% Centro-Oeste	93% Centro-Sul País 57% (dos 93%) Minas Gerais e São Paulo
<b>Dimensão</b>	92% das áreas são maiores que 1200ha 8% das áreas são maiores que 400ha	53% das áreas são maiores que 1200ha 91% correspondem à área total dos casos
<b>Perfil</b>	5% PSE/A Específico 58% Serviços ambientais (externalidade?) 37% PSE/A-Like	81% PSE/A Específico 19% Outra forma de incentivo preparatório para PSE/A Específico
<b>Remuneração</b>	3% Dinheiro valor fixo 15% Dinheiro /ha 15% Recursos <i>In-kind</i> <sup>148</sup> 23% Recursos Monetários; Crédito de carbono <sup>149</sup> 44% Remuneração Indefinida	Valor monetário adotado como referência e metodologias específicas
<b>Escala de atuação</b>	58% Proprietários individuais s/ definição específica de área <sup>150</sup>	Pessoa Física (detalhado no alvo da intervenção)

<sup>148</sup> Como assistência técnica e mudas

<sup>149</sup> Os recursos são repassados para as instituições contratadas para a execução dos projetos (Santos e Vivan, 2012).

<sup>150</sup> Não fica bem estabelecida a definição da área, se se trata da escala do município, bacia hidrográfica, ou corredor ecológico.

<b>Alvo da intervenção</b>	64% APP, RL e RPPN 25% Reflorestamento comercial e atividades agrossilvipastoris mais adequadas 3% Microbacias Hidrográficas 6% Unidades de Conservação 2% Corredores Ecológicos	54% APP, RL, RPPN 32% Microbacias hidrográficas, UC, Corredores Ecológicos 14% Reflorestamento comercial ou relacionado com agricultura
<b>Estratégia Operacional da monitorização</b>	<i>Input-based</i> <sup>151</sup> <ul style="list-style-type: none"> <li>34% Cobertura vegetal</li> <li>23% Práticas agroecológicas</li> <li>22% Estoque de carbono<sup>152</sup></li> <li>5% Turbidez da água<sup>153</sup></li> <li>2% Biodiversidade<sup>154</sup></li> </ul> <i>Output-based</i> <ul style="list-style-type: none"> <li>14% Estoque de carbono</li> </ul>	93% <i>Input-based</i> Cobertura Florestal e práticas agroecológicas de uso da terra 7% <i>Output-based</i> Quantidade (vazão) e qualidade da água (presença de sedimentos) Alguns projetos ainda incluem estoques de carbono como parte do pacote de serviços mensurados.
<b>Estado da monitorização</b>	50% Fase de preparação 34% Linha de base construída (Nenhum projeto possui certificação)	68% Em preparação 22% Linha de base construída 10% Certificação consolidada
<b>Desenho institucional</b>	54% ONGs e Produtores Rurais 33% Organizações governamentais <sup>155</sup> 11% Iniciativa privada	27% Relatam participação de produtores rurais 23% Participação Municipal 20% Participação Estadual 7% Participação Federal <sup>156</sup> 2% Participação Empresas 21% Participação de ONG (intermediação e apoio técnico)
<b>Marco Legal</b> <sup>157</sup>	47% Indefinido 50% Contratos Privados <sup>158</sup>	38% Leis Estaduais 21% Leis Municipais 18% Leis Federais 8% Contratos Privados 15% Sem arcabouço jurídico definido
<b>Recursos Financeiros</b>	42% Mercado Voluntário de Carbono 10% Mecanismo de Desenvolvimento Limpo 4% Fundos Federais 2% Fundos Estaduais 2% Fundos Municipais	51% Fundos Estaduais 30% Fundos Municipais 12% Mercado Voluntário 2% Fundos Federais 5% Sem fontes definidas

<sup>151</sup> A abordagem *input-based* totaliza 86%

<sup>152</sup> Embora o estoque de carbono possa ser considerado indicador de uma estratégia *output-based*, foi um indicador adotado complementarmente em alguns casos.

<sup>153</sup> Embora a turbidez da água possa ser considerada indicador de uma estratégia *output-based*, foi um indicador adotado complementarmente em alguns casos.

<sup>154</sup> Indicador adotado complementarmente em alguns casos, embora não se saiba que os indicadores específicos utilizados (como a monitorização de avifauna, por exemplo).

<sup>155</sup> Federal (16%); Estadual (12%); Municipal (5%).

<sup>156</sup> Curiosamente, a Agência Nacional da Águas (ANA) dá suporte à maioria deles (Santos e Vivan, 2012).

<sup>157</sup> Iniciativas legais que regulamentam os incentivos económicos (Santos e Vivan, 2012).

<sup>158</sup> A maior parte dos recursos financeiros são provenientes do Mercado Voluntário de Carbono.

	47% Não possuem fontes de financiamento bem definidas <sup>159</sup>	
--	--	--

Fonte: Adaptado de Santos e Vivan (2012).

Guedes e Seehussen (2011) colocam ainda que é importante identificar as dificuldades nas regiões em que há poucas ocorrências de esquemas de PSE/A e melhorar seus arranjos institucionais, de modo a promover a disseminação dos PSE/A. No entanto, a melhoria não deve focar-se em arranjos que facilitem a aplicabilidade de PSE/A, mas sim em tornar robustas as instituições locais para que elas estejam mais capacitadas e aptas a desenvolver as melhores estratégias dentro de seu contexto (lidar com a problemática da melhor maneira que couber). Os PSE/A poderão estar incluídos nessas estratégias, mas outras iniciativas conservacionistas poderão também assumir prioridade, dependendo do contexto e objetivos. Naturalmente, quanto mais robustas as instituições, mais aptas estarão para aplicar esquemas de PSE/A com prudência. Portanto, suas melhorias não devem ser direcionadas para acomodar especificamente os PSE/A. Pois de outra forma corremos o risco de inverter a lógica da complementaridade na ordem das políticas para a conservação.

O universo abrangido pelos casos de PSE/A é bastante heterogêneo, abrindo margens para casos bastante diversos, segundo Santos e Vivan (2012), fundamentalmente divididos em dois grandes eixos: (i) aqueles que utilizam a abordagem de Paisagem que abrange áreas de intervenções menores que 400 hectares; e (ii) aqueles que utilizam a abordagem de Floresta que apresenta um marco legal mais consolidado e que abarca áreas superiores a 1.200 hectares. As iniciativas também são classificadas em (i) foco em conservação e/ou restauração de Florestas em áreas protegidas (APP, RL e RPPN); (ii) foco na Paisagem como um todo (Santos e Vivan, 2012). A maior parte das iniciativas (54%) atua no âmbito da restauração e conservação de APP, RL e RPPN, sendo que 53% do total das intervenções atuam em áreas com mais 1200 ha.<sup>160</sup> Não se consegue aferir se a atuação das iniciativas se dá sobre propriedades, ou sobre um conjunto de propriedades que totalizam 1200 ha. É possível presumir que não se deem em conjuntos de propriedades, uma vez que as intervenções recaem sobre APP, RL e RPPN. Outro fator importante é que há uma enorme projeção da área verdadeiramente abrangida pelos projetos, ao passo que muitos consideram a área da bacia ou da microbacia hidrográfica como áreas beneficiadas pelos projetos/programas. É interessante reparar que alguns dos projetos têm como alvo da intervenção o reflorestamento comercial (quadro 8.2), contrariando fortemente os pressupostos da conservação.

<sup>159</sup> É curioso reparar que os números não equivalem. É importante realçar que quando o foco são os recursos não-financeiros (assistência técnica, equipamentos, logística, serviços, pesquisa) a fonte predominante é o governo federal (Santos e Vivan, 2012).

<sup>160</sup> Não se consegue aferir se a atuação das iniciativas se dá sobre propriedades ou sobre um conjunto de propriedades.

Entretanto, há casos que se concentram em microbacias e também corredores ecológicos, apesar de representarem um pequeno número percentual, e pouco definido (quadro 8.2).

A maior parte dos casos (93%) também operam adotando a hipótese de que as práticas empreendidas nas iniciativas de PSE/A influenciarão o provimento de 'serviços ecossistêmicos/ambientais', tais como macroindicadores de uso da terra e indicadores substitutos (*surrogate indicators*), abordagem caracterizada como *input-based* (Santos e Vivan, 2012), tornando outros processos menos dispendiosos, como o de monitorização. O restante dos casos (7%) são caracterizados como *output-based* por utilizarem indicadores diretamente relacionados com os serviços providos, como a vazão (quantidade de água) e a presença de sedimentos (qualidade), apesar de não haver linearidade entre tais indicadores com as florestas conservadas ou práticas adotadas a montante (Bruijnzeel, 2004; Locatelli et al., 2008).

Conforme Guedes e Seehusen (2011), os principais indutores dos esquemas de PSE/A são os interesses voluntários; os pagamentos mediados por governos; e as regulamentações e acordos (como os projetos baseados no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo – MDL). Santos e Vivan (2012) revelou resultados muito semelhantes, porém é curioso notar um elevado número de iniciativas que não possuem fontes de financiamento bem definidos (quadro 8.2). Ademais, a origem dos recursos financeiros acaba por influenciar em grande medida o desenho institucional e o grau de participação dos atores, com implicações para quais atores participarão no processo e, por conseguinte, no fundamental processo de aprendizagem social em torno da governança ambiental (Santos e Vivan, 2012). As regulações internacionais foram indutores essenciais nos casos de PSE/A-Carbono que oportunizaram os emparelhamentos dos esquemas de PSE/A, embora muitos dos projetos não tenham conseguido acessar os mercados regulamentados.<sup>161</sup> Sendo assim, as principais fontes de recursos identificadas nos projetos de carbono são empresas interessadas em neutralizar suas emissões. Alguns projetos identificados e descritos por Guedes e Seehusen (2011) foram financiados (patrocinados) pela “Petrobras Ambiental” em sua fase preparatória, mas nenhum deles desenvolveu-se sobre a ideia dos PSE/A.<sup>162</sup>

---

<sup>161</sup> Os projetos AES Tietê e Plantar são exemplos de projetos que estão registrados em nível internacional enquanto projetos de MDL Florestal (Guedes e Seegusen, 2011).

<sup>162</sup> O ‘Projeto Banco de Mudas da Mata Atlântica’ da ONG Copaíba foi financiado pelo Petrobrás Ambiental e descrito em Guedes e Seehusen (2011) como uma iniciativa de PSE/A. É provável que a ONG continue a produzir mudas, não como parte de um esquema de PSE/A, mas como atividade constituinte de outros projetos da ONG. Além disso, não existe a ONG não faz nenhuma menção a projetos de PSE/A em sua *website*. Existe outros casos, como o projeto ‘Manejo Sustentável do Juçara no Litoral Norte e Serra do Mar (SP)’, são descritos por Guedes e Seegusen (2011) como PSE/A, mas igualmente não foi encontrado na *website* do instituto IPEMA, responsável pela iniciativa, menção sobre PSE/A. Existem outros casos muito semelhantes: ‘Ações Ambientais Sustentáveis no Recôncavo Baiano’ (executados pelo GAMBA); ‘Recuperação de áreas degradadas da sub-bacia do Rio Maquiné’ (executado pela Ação Nascente Maquiné). O ‘Projeto Corredor Aymorés’ (executado pela ASEMA) também descrito pelos autores como uma PSE/A, foi financiado pelo Petrobrás Ambiental, sobre o qual não se encontra nenhuma informação. A ONG deixou de existir e muito provavelmente o projeto.

Seguindo uma tendência mundial, os PSE/A-Água são os mais numerosos. Também se distribuem de modo bastante desigual, com uma concentração nos estados de São Paulo, Minas Gerais (Santos e Vivan, 2012, quadro 8.2) e Espírito Santo (<http://brazil.forest-trends.org/>).<sup>163</sup> Seus principais indutores são os governos, que, através de legislações e programas (como o 'Produtor de Água'), precedem e estimulam muitas iniciativas. A principal fonte de financiamento dos PSE/A-Água advém dos recursos dos Comitês de Bacia Hidrográfica (CBHs) através da cobrança pela água, possibilitada pela Lei 9433/97 (Lei Nacional de Recursos Hídricos), que ainda determina que a alocação dos recursos financeiros esteja ao encargo do Comitê de Bacia (Veiga Neto 2008; Veiga Neto e Galvão, 2011). Os recursos também provêm da iniciativa privada, que parece querer se envolver cada vez mais no financiamento desse tipo de programa (Guedes e Seehusen, 2011; Santos e Vivan, 2012). No entanto, quando os esquemas são mediados pelo governo, em seus diversos níveis, Guedes e Seehusen (2011) sugerem que se faz necessário um amparo legal que permita que o financiamento possa advir dos recursos orçamentários (Guedes e Seehusen, 2011), embora haja controvérsias sobre esse assunto (como discutiremos brevemente no capítulo 9). Nessa medida, diante da ausência de um regime nacional, foram criadas uma variedade de leis para validar e facilitar os pagamentos (Santos et al., 2012). Ainda assim, muitos projetos (15%) não possuem um desenho legal bem definido (Santos e Vivan, 2012, quadro 8.2).

O arranjo legal pode acabar, desta forma, por subscrever as complexidades dos arranjos institucionais, na medida em que as leis precisam ser criadas e adaptadas às prerrogativas das iniciativas dos PSE/A. Assim, passamos a constatar alterações institucionais e de arranjos legislativos orientados para acomodar as iniciativas de PSE/A, o que poderá ter um forte impacto na governança ambiental.

É interessante reparar que embora os projetos sejam voltados para a promoção da qualidade ambiental, bem como beneficiar os produtores rurais, apenas 27% participam diretamente dos projetos (Santos e Vivan, 2012). No entanto, Guedes e Seehusen (2011) esclarecem que há grande participatividade da sociedade civil, o que reflete o intenso envolvimento das ONGs, não somente nos projetos referentes à água, mas estendendo-se aos demais 'serviços' (carbono, biodiversidade, beleza cênica entre outros). As autoras até sugerem que, para que a demanda pelos serviços de manutenção da qualidade e quantidade de água seja efetivada, requer-se que beneficiários e potenciais pagadores pelos serviços estejam mais conscientes (e convencidos) de que a conservação e recuperação da vegetação é o melhor caminho. É verdade que deve haver um forte movimento de sensibilização para despertar um processo de consciência mais amplo acerca do mundo natural. Para tal, deve haver uma sensibilização não para aumentar a demanda por 'serviços hídricos' mas para (re)buscar o sentimento moral de resguardar o bem natural comum.

---

<sup>163</sup> São 76 iniciativas apenas no Estado do Espírito Santo (<http://brazil.forest-trends.org/>).



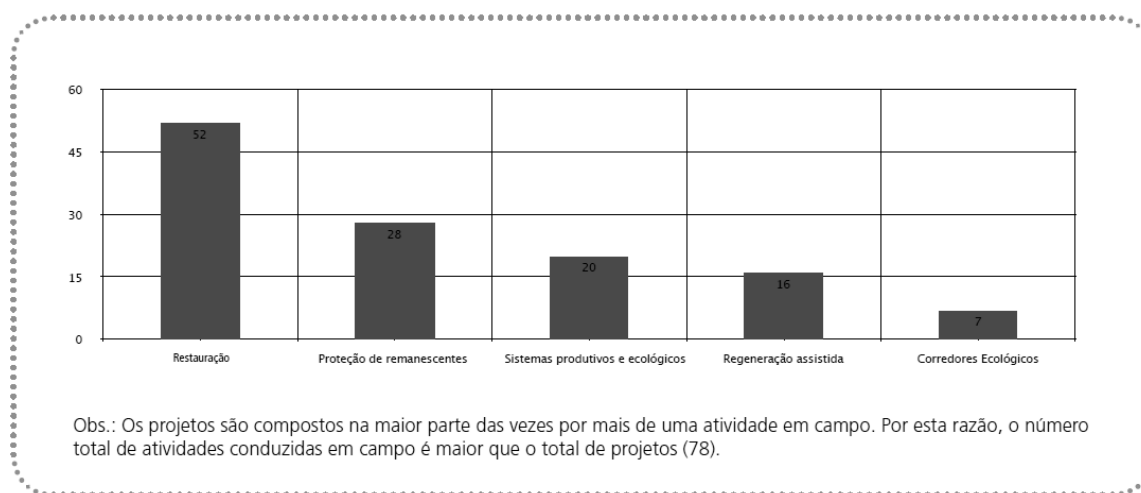
A falta desse sentimento pode ser uma das razões pelas quais não haja tantas iniciativas de PSE/A-Biodiversidade, como apontam Seehusen e Prem (2011). O caráter público dos benefícios advindos da biodiversidade e em função dos aspetos de não rivalidade e não exclusividade, não possui um preço, impossibilitando que a biodiversidade seja transacionada no mercado. Como os preços são os sinais que orientam as decisões económicas da sociedade, há uma falha de mercado, isto é, um desfasamento na lógica da dinâmica da oferta e procura, levando ao sobreuso e escassez dos chamados “serviços ambientais” (Seehusen e Prem, 2011). Por essas e outras razões, as pessoas, geralmente, não estão muito dispostas a pagar para ter a biodiversidade protegida, se não receberão benefícios diretos daí. Como já discutimos anteriormente (capítulo 3) a 'disposição a pagar' (*willingness to pay*) pouco reflete as necessidades da conservação da biodiversidade. Assim, a biodiversidade se transforma em um objetivo periférico comercializado transversalmente através dos projetos de água e carbono (Guedes e Seehusen, 2011). O apelo da abordagem dos PSE/A insiste em estimular uma demanda pelos serviços. O Novo Código Florestal vem criando um cenário que acaba por favorecer o surgimento da dinâmica mercantil no âmbito da conservação e parece ter estimulado um mercado de biodiversidade, que de forma muito genérica pode estar vinculado com os esquemas de PSE/A. Da mesma maneira que os mercados de carbono foram alavancados pelo teto de emissões de carbono estabelecidos pelo Protocolo de Quioto, o mercado de "serviços ecossistémicos/ambientais" poderá ser alavancado através de regulamentações semelhantes, introduzindo mecanismos de flexibilizações (Guedes e Seegussen, 2011). É o que faz o Novo Código Florestal com a instituição da compensação de Reserva Legal e a recuperação financiada de áreas degradadas nas propriedades rurais. A criação de plataformas para transação da biodiversidade já é uma realidade com iniciativas como a “BVRio”, “Biofilica” e o “Brasil Mata Viva”. A BVRio, por exemplo, mesmo antes da aprovação do Novo Código Florestal, em 2012, já estava preparada para atuar de acordo com as alterações no Código (Furtado, 2012). Tais alterações criam a expectativa para financiar os PSE/A e têm implicações consideráveis em termos constitucionais, pois preconizam uma transição da gestão de bens comuns para o regime proprietário (Packer, 2015).

O apelo aos moldes do mercado para lidar com a conservação passa, sem dúvida, sobre a falta de recursos para lidar com a urgente temática da degradação ambiental. Porém, os esquemas de PSE/A também carecem da mesma falta de recursos, na medida em que não há iniciativas privadas suficientes para induzir ou dar continuidade aos esquemas de PSE/A. Sendo assim, o indutor está diretamente relacionado com a fonte de financiamento. Considerando que o governo é o principal indutor das políticas de PSE/A-Água no Brasil (Guedes e Seehusen, 2011), as alterações das normas legais que visam dar suporte aos instrumentos de mercado (como pressupõe o Novo Código Florestal) poderão levar a que haja competição de recursos para a conservação, contrariando os pressupostos de complementaridade dos instrumentos económico para a conservação. Portanto, quanto mais o mercado se envolve no controle do financiamento das atividades conservacionistas, mais se exime a responsabilidade pública pela conservação. Isso se pode notar quando um orçamento público voltado

para a agenda ambiental passa a ser destinado à regularização ambiental através de incentivos económicos (PSE/A) a agricultores que ilegalmente desmataram ou degradaram a floresta. No caso de PSE/A-Carbono, por exemplo, as empresas que querem neutralizar suas emissões de carbono são os principais indutores das iniciativas. Mas independente de qual for o indutor para os esquemas de PSE/A, o aval político é algo fundamental para sua implementação (Guedes e Seehusen, 2011). É verdade, como sugerem Guedes e Seehusen (2011, p. 235), que a combinação de instrumentos poderá ser fundamental para o contexto da Mata Atlântica, mas as autoras argumentam, embora haja controvérsias, que tal combinação "[...] deveria ser considerada especialmente para impulsionar a criação de mercados para o serviço ambiental de proteção da biodiversidade". Assim como os mercados de carbono estão sujeitos às flutuações, falta de interesses de investimentos, entre outras dificuldades, a biodiversidade também estaria sujeita às mesmas incógnitas e controvérsias, sendo assim um risco assumir a biodiversidade enquanto *commodity* e ancorar a conservação no mercado de “serviços” providos pela biodiversidade. Ademais, como já visto anteriormente (capítulo 6), não há relações diretas entre a conservação da biodiversidade em termos de diversidade biológica e a provisão de "serviços ecossistémicos/ambientais", que poderão ser providos, até certo ponto, por uma biomassa uniforme (Ridder, 2008). A falta dessa relação linear poderá ser suficiente para fragilizar ainda mais a conservação baseada nos mercados.

O potencial papel dos PSE/A em termos de conservação da biodiversidade está em articular-se com um ordenamento territorial que se baseie nas áreas prioritárias para a conservação, que poderão estar em áreas privadas, em especial no frágil contexto de degradação e fragmentação do bioma da Mata Atlântica, aspeto reconhecido por Guedes e Seehusen (2011). O foco, entretanto, não deve restringir-se à provisão de serviços, como insistem as autoras, mas, especialmente na transição de práticas de conservação e de uso da terra que visem os melhores e mais duradouros resultados socioecológicos, integradas em uma perspetiva holística (Muniz e Cruz, 2015).

Não obstante, a maior parte dos projetos/programas de PSE/A estão voltados para a restauração (figura 8.3), sendo voltados para 'passivos ambientais', sem valor real de mercado. O foco dos PSE/A em restauração direcionam-se às propriedades rurais, de modo a recuperar as áreas de RL e APP degradadas (Guedes e Seehusen, 2011; Santos e Vivan, 2012). Veremos que a recuperação dessas áreas através dos PSE/A também viola o carácter legal de conservá-las, na medida em os proprietários irregulares se beneficiam desses pagamentos para entrarem em rigor com a lei, ainda que o benefício seja não-monetário muitas das vezes. Apesar de controverso, esse apoio pode ser um elemento motivacional.



**Figura 8.3** Distribuição das atividades dos casos de PSE/A ao longo da Mata Atlântica. Fonte: Guedes e Seehusen (2011, p. 236).

Ainda no caso das áreas degradadas em que a legislação permite manejo da terra e outros elementos naturais, pressupondo 'uso sustentável' para as atividades produtivas, os pagamentos também poderão ser um elemento motivacional, tanto para o envolvimento em projetos de PSE/A, como para restaurar as áreas degradadas sabendo que haverá um retorno direto de seus investimentos através da comercialização dos produtos gerados (Guedes e Seehusen, 2011). É crucial, entretanto, que tais atividades preconizem princípios da agroecologia (como a utilização de sistemas agroflorestais) e discutiremos esse assunto no capítulo 9. Neste aspeto, os PSE/A revelam um contributo potencial na transição de práticas convencionais de agricultura danosas para o meio natural para práticas mais alinhadas com os pressupostos da conservação. E como reforçam Guedes e Seehusen (2011), tal abordagem poderá fazer com que os produtores rurais não tenham tanta restrição no uso de suas terras. Porém, é importante reforçar que os sistemas agroflorestais, e outras práticas 'sustentáveis', poderiam e deveriam se aplicar a todas as áreas produtivas da propriedade e não apenas às áreas de RL e APP, o que poderia lançar novas bases para a matriz rural na região da Mata Atlântica.

O arranjo institucional dos PSE/A é bastante diverso, variando conforme o contexto social, económico e ambiental. Como já referido, os apoios financeiro, técnico e político são fundamentais para a implementação dos PSE/A e contam maioritariamente com a participação dos órgãos públicos nos níveis municipal, estadual e federal. Também integram a participação de produtores rurais e associações locais (nem sempre integrados na conceção do projeto. A participação das ONGs é fundamental na maioria dos casos, pois atuam na conceção, implementação, formação e articulação entre provedores e compradores. O papel da cooperação internacional também ganha destaque, sendo

indispensável em alguns casos, como o programa “ProdutorES de Água” no estado do Espírito Santo (ES), que contam com um largo financiamento do Banco Mundial.<sup>164</sup>

A monitorização é um desafio que os PSE/A compartilham com os instrumentos de comando e controlo que visam complementar. Existe uma dificuldade inerente aos PSE/A de se definir o quê será monitorado, quais indicadores utilizar para comprovar que houve um incremento na provisão dos 'serviços' (Guedes e Seehusen, 2011). O funcionamento ecossistémico é indissociável, indivisível e indisponível, sendo que uma mesma APP ou RL poderá englobar ao mesmo tempo todas as funções de captura e armazenamento de carbono, manutenção da qualidade e quantidade de água no solo, bem como preservar a biodiversidade local. As transações comerciais demandam que um bem ou um serviço seja bem definido, e as dificuldades em dissociar as funções em 'serviços' autônomos já tornam esta tarefa mais complexa (Packer, 2015), bem como comprovar que uma melhoria na qualidade da água, por exemplo, se deu efetivamente devido às ações empreendidas pelo projeto de PSE/A e não por outra iniciativa ou evento qualquer. A não-linearidade nas relações ecológicas induz os pagamentos a se darem não em função dos resultados, mas pelas ações empreendidas, levantando incógnitas no objeto de monitorização.

Ademais, muitos dos projetos em desenvolvimento elencados em Guedes e Seehusen (2011) e Santos e Vivan (2012) tinham o processo de monitorização em preparação, poucos dos projetos tinham linhas de base definidas ou certificações (quadros 8.2), até o momento desse levantamento. Guedes e Seehusen (2011) destacam que a falta de padrão no formato na metodologia e métodos de monitorização dificulta a definição da linha de base para os projetos de carbono, dificultando, igualmente, o acesso ao mercado de carbono que poderia ser fonte de recursos financeiros. As autoras recomendam que haja um padrão de monitorização que também possa facilitar a obtenção de certificações, respeitando as realidades socioambientais locais. Não obstante, mesmo os projetos contemplados por certificações rigorosíssimas falham no processo de monitorização. No projeto 'Corredor Ecológico Monte Pascoal-Pau Brasil', no estado da Bahia, o projeto de PSE/A não entregou integralmente os créditos comprados pelas empresas. Portanto, é uma falha no processo de compensação em um dos instrumentos certificadores mais reconhecidos no mundo (CCB – *Climate, Community and Biodiversity*), embora outros processos de certificação também estejam envolvidos (Kill, 2014). Como o comércio de carbono exige a certificação, pressupõe-se que a monitorização também se baseie na certificação. Mas os proponentes do projeto (e instituições conservacionistas envolvidas) afirmam que a monitorização seria responsabilidade dos proprietários e da cooperativa local (COOPLANTAR – Cooperativa de Reflorestadores), o que geraria emprego e outros benefícios para a comunidade. Mas não é o que de

---

<sup>164</sup> Outros projetos contam com financiamentos internacionais. A própria publicação "Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: Lições aprendidas e desafios" teve co-participação do governo Alemão.

facto aconteceu, dado que a cooperativa (COOPLANTAR) foi excluída de vários processos (Kill, 2014; Kill, 2013; Souza e Overbeek, 2009).

Curiosamente, muitos dos projetos/programas elencados por Guedes e Seehusen (2011) e reproduzidos também por Santos e Vivan (2012) e pela Matriz Brasileira de Serviços Ecossistêmicos (MBSE, 2015) deixaram de existir sem deixar relatórios de avaliação e resultados. Outros deixaram de existir e junto, muito provavelmente, suas atividades de monitorização. A partir de agora, muitos dos projetos/programas que passaram a se dedicar à restauração de APP e RL poderão deixar a monitorização ao encargo dos órgãos públicos fiscalizadores.

É fundamental que a monitorização possa ser medido com variáveis simples, mas robustas. Nesse sentido, o geoprocessamento é uma ferramenta bastante favorável, sobretudo para avaliar os projetos que se baseiam na restrição de uso, apesar das controvérsias que também se levantam daí (capítulo 9). As aproximações dos efeitos de determinada ação sobre o uso do solo (*output-based*) poderão ser uma abordagem mais simples para identificar as vantagens de usos alternativos da terra. O envolvimento da população local é outra forma bastante interessante, preconizado pela monitorização participativo, que além de reduzir os custos de transação, poderá despertar um 'sentimento de propriedade' dos produtores em relação aos projetos; bem como promover maior confiança e cooperação entre os participantes em todo o processo (Guedes e Seehusen, 2011; MMA, 2013).

#### **8.4 Os Pagamentos por serviços ecossistêmicos/ambientais e o Novo Código Florestal**

O Código Florestal de 1965 (Lei 4.771/65) passou por diversas reformas e alterações no seu corpo legislativo ao longo de sua vigência, também acompanhando as mudanças socioeconômicas do País, como já antevisto em capítulo anterior. A pressão internacional em torno do aumento do desmatamento no Brasil, sobretudo na Floresta Amazônica, moveu muitas das alterações, bem como a importância conferida às atividades agropecuárias (monoculturas e pecuária extensiva) no PIB nacional, criando uma pressão pelo avanço das fronteiras agrícolas e uma maior demanda por terras no escopo rural (Packer, 2015).<sup>165</sup> As principais motivações e razões que levaram à revisão do CF podem ser sintetizadas conforme sugerem Sparovek et al., (2012, p. 68)<sup>166</sup>:

- (i) o longo histórico de não conformidade com o CF, envolvendo intensas desflorestações, colocou uma larga parcela dos produtores brasileiros em situação de ilegalidade;
- (ii) crescente consciência nacional e internacional sobre a legalidade ambiental e as consequências do uso da terra [...] que colocou o setor agrícola brasileiro em uma posição vulnerável e desconfortável;

---

<sup>165</sup> As medidas Provisórias 15.11/96 e 2.166/01 server como um exemplo dessas alterações.

<sup>166</sup> Tradução livre.

(iii) o total cumprimento com o CF [em sua antiga versão], se atingido através da restauração da vegetação natural, poderia ser muito oneroso;

(iv) existe a percepção no setor rural de que as restrições ambientais nas propriedades rurais são muito estritas e impedem o desenvolvimento agrícola, e também de que a conservação da vegetação natural deveria ocorrer, principalmente, em terras públicas.

As alterações estabelecidas pelo "Novo Código Florestal" (Lei 12.651/12) acabaram por atender, em grande medida, às razões e motivações elencadas acima. A legalização da expansão da fronteira agrícola, os megaprojetos de infraestrutura e a anistia de recomposição de áreas degradadas são alterações trazem sérias implicações (Packer, 2015). Sua abrangência mais limitada que a do 'Código de 1965' pode até ser justificada pelo lapso temporal entre ambos, no qual surgiram outras iniciativas legislativas específicas voltadas para a proteção ambiental, forçando uma articulação mais reforçada entre o corpo legislativo de uma forma geral (Packer, 2015). Foram estabelecidos no Brasil 84 instrumentos jurídicos com a finalidade de regulamentar a conservação e o reflorestamento (Hirakuri, 2003).<sup>167</sup>

Aliás, outro indutor interessante para as alterações do Código Florestal (CF) foi o condicionamento legal do Banco Central na liberação de créditos para as atividades agropecuárias à regularização ambiental das propriedades rurais. A Lei dos Crimes Ambientais (9.605/98) teve um papel decisivo neste aspecto ao definir multas e penalidades para as propriedades que não tivessem suas Reservas Legais averbadas em cartório de registros imobiliários (Packer, 2015). Deste modo, no ano de 2009 tal assunto passou a ser tratado com maior atenção. Mas é fundamental perceber que um dos principais argumentos nos discursos parlamentares para justificar as alterações era o de tornar legais as ilegalidades, como sugerem Sauer e França (2012, p. 288):

O argumento sobre a necessidade de regularizar um fato ou situação consumada foi utilizado à exaustão para justificar as propostas de alteração no Código Florestal. Ao longo da discussão e tramitação da matéria, tanto parlamentares como setores da sociedade defenderam mudanças, como se o problema fosse a legislação em vigor, e não as ações à revelia dela. As afirmações do deputado Aldo Rebelo explicitam tal intenção ao declarar que a Câmara deveria votar as alterações "[...] para responder a necessidade inadiável: a adequação da legislação atual, que põe na ilegalidade praticamente 100% dos pequenos e médios agricultores do País." (Rebelo, 2011). Em primeiro lugar, consideramos que essa naturalização de uma "situação dada" configura o que pode ser resumido pela expressão "legalizar a ilegalidade". Há uma inversão no argumento, pois o problema passa a ser a existência de uma legislação e não as ações que não a respeitaram. Em segundo lugar, destacamos que a situação dos pequenos e médios

---

<sup>167</sup> Lei 9985/00 que estabelece o Sistema Nacional de Unidades de Conservação; legislações voltadas para a conservação de biomas específicos como a Lei da Mata Atlântica 11.428/06; a Lei da biosegurança 11.105/05; Lei de Crimes Ambientais 9.605/98; entre outras tantas.

agricultores foi utilizada como desculpa para sensibilizar a opinião pública, como se, nesse segmento, se encontrasse o maior passivo ambiental.

Portanto, as mudanças visavam alterar a legislação em vigor em função do seu elevado descumprimento, levando a uma inversão na lógica legislativa, o de naturalizar o desrespeito à legislação. Os PSE/A, trazidos no NCF, acabam por corroborar tal inversão ao incentivar economicamente a recuperação das áreas degradadas ilegalmente (afora outras controvérsias e, paradoxalmente, os potenciais benefícios advindos daí).

O NCF, ainda que repleto de controvérsias (Ellovich e Valera, 2013; Packer, Ab'Saber, 2010; Sauer e França, 2012; Roriz e Fearnside, 2015; SOS Mata Atlântica, 2016) busca em seus entremeios cumprir seu escopo constitucional de conformar o direito fundamental ao meio ambiente equilibrado (art. 225º, Constituição Federal) através da manutenção das reservas legais (RL) e áreas de preservação permanente (APP) nas propriedades privadas rurais (Packer, 2015). Não obstante, o NCF estabelece novos institutos e instrumentos para sua implementação, nomeadamente, políticas e programas de regularização ambiental e de incentivo (económico) à proteção ambiental (Packer, 2015).

O “Programa de Regularização Ambiental” (PRA) vem com o intuito de regularizar a situação dos proprietários rurais já autuados por infração ambiental ou ainda réus em processos por crimes ambientais que foram cometidos até a data aleatoriamente estabelecida de 22 de julho de 2008. Na teoria, o que o PRA vem fazer é criar possibilidades para a anistia das irregularidades dos proprietários, eximindo-os das multas e das punições pelos crimes ambientais cometidos com suas intervenções em áreas protegidas (Ellovich e Valera, 2013). O NCF cria ainda um outro instituto que viabiliza a consolidação de intervenções antrópicas ilícitas, isto é, um instituto que dá aos proprietários o direito de continuar a manutenção de suas atividades ilegalmente instaladas em áreas ambientalmente protegidas.<sup>168</sup> O objetivo principal vislumbrado dessa instituição seria o de reduzir a recuperação de APP em estado degradado, evitar a recuperação da vegetação nativa no âmbito dessas atividades e ainda reduzir o percentual exigido de RL. Portanto, o PRA veio viabilizar tais infrações legais. Longe de ser um instrumento para regularizar a situação dos proprietários rurais, é um instrumento para a anistia de crimes ambientais, violando importantes princípios constitucionais previstos no art. 225º da Constituição Federal (Ellovich e Valera, 2013).<sup>169</sup>

Entende-se que o NCF, diante das alterações sofridas, perdeu o que tecnicamente o designava como um “código”, bem como a tutela dos processos ecológicos em terras particulares, uma vez que se

---

<sup>168</sup> Nas quais se incluem atividades agrosilvipastoris, ecoturismo, turismo rural (ranchos e resorts na forma dos artigos 61º-A a 68º da Lei 12.651/12 (NCF) (Ellovich e Valera, 2013).

<sup>169</sup> Art. 225. Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações (Brasil, 1988).

centra agora em um regime de uso de terra rural e urbana e não mais empenhado na regularização integral do tema florestas, como argumenta Packer (2015, p. 101):

A nova Lei está mais para um instrumento normativo mais próximo do direito econômico, ao firmar os limites ambientais às atividades econômicas e do direito de propriedade das terras privadas. É dessa fronteira havida dentro desse diploma normativo, em grande parte em desequilíbrio e desarmonia com a tutela constitucional do meio ambiente e da função socioambiental da propriedade, que emergem os vícios de inconstitucionalidade [...].

É no capítulo X da Lei 12.651/12, com a criação do “Programa de apoio e incentivo à preservação e recuperação ambiental”, que surgem os PSE/A. Através de sanções-positivas ou premiais, os proprietários passam a ser beneficiários de pagamentos públicos ou privados para recuperar as áreas (APP, RL e áreas de uso restrito) que ilicitamente degradaram e desmataram (Packer, 2015). O Programa também está voltado para aqueles que mantêm as áreas, sendo também beneficiados por incentivos econômicos ao cumprir o que antes era uma obrigação legal.

Em resumo, a grosso modo: o proprietário que cometeu um crime ambiental poderá ser beneficiado por incentivos econômicos (muitas das vezes advindos de recursos públicos) para recuperar as áreas que degradou; passando, para além disso, a receber mais sanções-positivas por prestar ‘serviços ambientais’. Continuando a sequência de controvérsias, essas áreas recuperadas poderão ainda ser inseridas no mercado para futuras transações enquanto cotas de reserva ambiental (CRA), conforme está prevista no NCF a compensação de Reservas Legais degradadas em outras propriedades. Assim, após ser exonerado de suas responsabilidades legais, o proprietário poderá ainda gerar lucros através das compensações.

O PSE/A traduz-se em uma confluência de incentivos positivos propostos no NCF. Com as alterações, a partir do Capítulo X (Art. 41), o NCF passa a constituir-se de três diferentes tipos de incentivos positivos para que o cumprimento das normas ambientais seja influenciado:

- I. Pagamentos ou incentivo a serviços ambientais como retribuição, monetária ou não, às atividades de conservação das APP e RL e áreas de uso restrito e melhoria dos ecossistemas que gerem serviços ambientais (art. 41, inciso I); nesta modalidade se exclui os incentivos às recuperações de áreas ilegalmente degradadas;
- II. Compensação pelas medidas de conservação ambiental para o cumprimento dos objetivos da Lei 12.651/12 (art. 41, inciso II); aqui se incluem os incentivos para a recuperação, recomposição e composição das áreas que, até a data de 22 de julho de 2008, foram ilegalmente degradadas, como as APP, RL e áreas de uso restrito;
- III. Incentivos para comercialização, inovação e aceleração das ações de recuperação, conservação e uso sustentável das florestas e demais formas de vegetação nativa (art. 41, inciso 41); aqui também se inclui os incentivos através de fundos públicos reembolsáveis ou não para compensação, recuperação e recomposição de APP, RL, e áreas de uso restrito, desmatados até 22 de julho de 2008; este também se destina aos demais agentes da cadeia



produtiva, como empresários ou fomentos à pesquisa, de modo a articular com os proprietários regularizados ou em vias de regularização, incentivando programas de extensão rural ou comercialização de produtos de áreas regularizadas ou em vias de regularização.

Os incentivos positivos existem em outras legislações no Brasil já há muitos anos, mas nunca direcionados para incentivar o cumprimento da lei, ou para cessar atividades ilegais, mas para incentivar atividades que vão além da obrigatoriedade legal, ou para ajustar desigualdades materiais (Packer, 2015). Packer (2015) ainda assegura que os PSE/A (no caso do NCF, 'pagamentos por serviços ambientais' e 'compensação para regularização de áreas ilegais') previstos nos incisos I e II do art. 41 desafiam dispositivos constitucionais e leis federais, como o art. 192 e o art. 225 da Constituição Federal, significando potenciais efeitos perversos ao ambiente, ao passo em que podem estimular aqueles que não se habilitam enquanto "provedores de serviços", ou aqueles que já cumprem com a lei, a degradar suas áreas de RL, APP e áreas de uso restrito como se houvesse sido antes da data de 22 de julho de 2008 para poderem se enquadrar e ser habilitados ao programa direcionado para os infratores.

A legislação vai além e, como destaca Packer (2015), conforme expressam claramente os §§ 4º e 5º do art. 41, pretende a criação de um mercado de serviços ambientais/ecossistêmicos, trazendo as áreas de APP, RL e de uso restrito elegíveis enquanto 'adicionalidade' para fins de mercados nacionais e internacionais. É nesse sentido que a conservação das áreas naturais deixa o viés conservacionista e passa a integrar o inventário das atividades empresariais que se enquadram nas propriedades rurais, tais como a agricultura e a pecuária.

Aqui se levantam outras dificuldades. A tarefa de na prática divisar o funcionamento ecossistêmico em 'serviços' é extremamente complexa, senão, improvável, levando em conta a indivisibilidade ontológica dos processos ecológicos (capítulo 6). Na medida em que são os próprios serviços a serem valorados e não o trabalho humano para a prestação de tais serviços, muitas metodologias de valoração monetária passam a ser aplicadas de modo a operacionalizar os pagamentos em conformidade com uma cadeia produtiva agrícola e industrial (Packer, 2015). Mesmo os jus-ambientistas Milaré e Machado (2012, p. 352), que muito elogiaram o mecanismo, reconhecem que a segurança (ou a falta dela) na atribuição de valor monetário a tais 'serviços', representa uma das maiores dificuldades na operacionalização dos PSE/A, na medida em que a contraprestação pecuniária provinda dos 'serviços' vem a ser arbitrária, contrapondo o básico da eficácia de uma política compensatória (Packer, 2015). É nesse sentido que vem se recomendar a distinção entre 'serviços ecossistêmicos' e 'serviços ambientais'. A distinção jurídica entre ambos sugere que os 'serviços ambientais' correspondam às "[...] ações ou omissões humanas em prol do meio ambiente [...]" (Packer, 2015, p. 119) e não às funções ecossistêmicas em si. Assim, a remuneração à prestação dos serviços ambientais seria pelas atividade humana de conservação ou pela ausência de uma atividade nociva ao ambiente natural. Essa perspectiva estaria alinhada às definições da FAO (2007) e, parcialmente, às definições de

Muradian et al., (2010). No entanto, embora a definição do NCF dos ‘serviços ambientais’ esteja relacionada com as atividades humanas (ou a ausência delas)<sup>170</sup>, o objetivo dos pagamentos são os próprios ‘serviços ecossistêmicos’, isto é, os benefícios providos à sociedade pelos ecossistemas (Packer, 2015). O mesmo se passa com o Projeto de Lei 792/07 e seus apensos ainda em tramitação no Congresso Nacional. O PL é o principal instrumento que vem regulamentar os PSE/A no Brasil, com o intuito de instituir a Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais, o Programa Federal de Pagamentos por Serviços Ambientais, e estabelece formas de controle e financiamento desse programa, entre outras providências.<sup>171 172</sup>

Apesar dessas controvérsias, é importante perceber o confronto inicial e fundamental dos PSE/A com o art. 225 da Constituição Federal de 1988 que dispõe que: “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e de preservá-lo para as presentes e futuras gerações”<sup>173</sup> (Brasil, 1988). Ao regulamentar a natureza jurídica do ambiente ecologicamente equilibrado enquanto direito fundamental difuso de uso comum, dispõe que os processos ecológicos não pertencem a um titular elegível para sua negociação mediante uma contraprestação, seja ela monetária ou não (Packer, 2015). Ao contrário, a disposição lógica dos PSE/A cria possibilidades jurídicas de se remunerar um fornecedor de ‘serviços ambientais’ (‘fornecedor/recebedor’) e, conforme Packer (2015, p. 120) chama a atenção:

[...] tenciona o ordenamento jurídico dos países para modificar a natureza jurídica dos bens ambientais, de bens de interesse público de uso comum do povo, indisponíveis e inalienáveis ou de uso e circulação limitada por regimes especiais, para bens jurídicos com valor econômico autônomo apropriáveis por um único titular dentro do comércio, aproximando-o do regime jurídico civil e patrimonial.

Uma das grandes colisões, nesse sentido, é com a noção de ‘função social’ da propriedade estabelecida pela Constituição Brasileira de 1988, que estabelece um limite à noção de propriedade absoluta no Brasil, em seu art. 5, Inciso XXIII (Brasil, 1988).<sup>174</sup> A lógica liberal continuou presente entre os direitos e garantias fundamentais (sobre os quais versa o art. 5), tais como o direito de propriedade (Inciso XXII), entretanto, afirmando a noção social da terra (Sauer e França, 2012). Para

---

<sup>170</sup> Tal como do Projeto de Lei 792, que pretende regulamentar a estrutura dos PSE/A através da criação da Política Nacional dos Pagamentos por Serviços Ambientais (PNPSA)

<sup>171</sup> <http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=348783>

<sup>172</sup> É interessante notar que um dos autores de um dos apensos propostos e aprovado (Projeto de Lei do Senado 276/13) é o controverso Blairo Maggi, o maior produtor individual de soja do mundo, e o segundo político mais rico no país; e contribuiu consideravelmente para a o desmatamento da Amazônia Brasileira no estado do Mato Grosso, o que lhe rendeu o ‘antiprêmio’ “Motosserra de Ouro”, organizado pela ONG Greenpeace. Atualmente ele é o Ministro da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, grande defensor dos PSE/A.

<sup>173</sup> <http://alerjln1.alerj.rj.gov.br/constfed.nsf/16adba33b2e5149e032568f60071600f/62e3ee4d23ca92ca0325656200708dde?OpenDocument>

<sup>174</sup> [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/constituicao/constituicao.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm)

assegurar a função social da terra, o imóvel (ou a propriedade rural) tem de cumprir com os seguintes requisitos estabelecidos pela Constituição em seu art. 186: (I) aproveitamento racional e adequado; (II) utilização adequada dos recursos naturais disponíveis e preservação do meio ambiente; (III) observância das disposições que regulam as relações de trabalho; (IV) exploração que favoreça o bem-estar dos proprietários e dos trabalhadores (Brasil, 1988). A noção de uma função social da terra condiciona a apropriação da terra e seu uso ao interesses públicos e socioambientais, ao passo que o art. 186 da Constituição (Packer, 2015; Sauer e França, 2012).

Deste modo, a Constituição afirma uma concepção de função socioambiental da terra, além de estabelecer o ambiente enquanto um “bem de uso comum do povo” e dever público e coletivo de preservá-lo e defendê-lo. Nesta medida, o NCF é inconstitucional, conforme acusa Packer (2015), pois visa eliminar a função socioambiental da terra (Sauer e França, 2012), desobrigando o proprietário a cumprir com o dever público social, transferindo ainda aos demais o ônus econômico e social das atividades que vieram a degradar o ambiente, especialmente quando os PSE/A advêm de recursos públicos.

Tal inversão lógica do regime de bens comuns para o regime proprietário ganha outras proporções, conforme também se verifica nas compensações de reserva legal (*biodiversity offsets* no Brasil) previstas no NCF.

Ainda que os PSE/A superassem as inconstitucionalidades que levantam, seria difícil sustentar a legalidade dos pagamentos; e ainda que o objeto dos 'pagamentos por serviços ambientais' fosse lícito enquanto objeto negociável, não é possível juridicamente determinar qual o objeto do contrato em termos de 'serviços ambientais/ecossistêmicos' (Packer, 2015). Nota-se que a Lei 12.651/12, ancorada nas classificações do *The Millennium Ecosystem Assessment* (2005), define as seguintes atividades passíveis de pagamento:

- a) o sequestro, a conservação, a manutenção e o aumento do estoque e a diminuição do fluxo de carbono;
- b) a conservação da beleza cênica natural;
- c) a conservação da biodiversidade;
- d) a conservação das águas e dos serviços hídricos;
- e) a regulação do clima;
- f) valorização cultural e do conhecimento tradicional ecossistêmico;
- g) a conservação e melhoramento do solo;
- h) a manutenção de Áreas de Preservação Permanente, de Reserva Legal e de uso restrito.

O funcionamento ecossistêmico é indissociável, indivisível e indisponível, sendo que uma mesma APP ou RL poderá englobar ao mesmo tempo todas as funções acima elencadas. As transações comerciais exigem um bem ambiental bem definido de modo a garantir segurança jurídica, no entanto existem dificuldades inerentes em dissociar as funções e discriminá-las por serviços autônomos. E

aquelas funções sobre as quais não recai interesse humano, com alto valor ecológico, não seriam preservadas? (Packer, 2015). Aliás, é esta uma das maiores dificuldades dos PSE/A-Biodiversidade, a falta de 'disposição a pagar' pela biodiversidade, uma vez que não se reconhece, economicamente, os benefícios advindos de sua conservação.

Ademais, as áreas contratadas pelo usuário-comprador lhe concedem 'livre acesso', de modo a garantir sua monitorização, levantando implicações fundiárias sobre o regime de aquisição de terras públicas e indígenas. O tal livre acesso coloca em risco regimes jurídicos específicos de uso e controle do ambiente natural em território nacional, como a própria soberania sobre as florestas, ao passo em que os contratos também poderão ser realizados com estrangeiros. O contexto do REDD+ começa a ilustrar essas tendências muito convenientemente. Os pagamentos decorrem mediante contratos que, supostamente, autorizam acesso às terras 'contratadas', bem como à biodiversidade e aos conhecimentos tradicionais associados. Assim, acaba por escapar-se dos procedimentos do consentimento livre, prévio, esclarecido e informado e do regime de Acesso e Repartição de Benefícios mediados pelo Conselho de Gestão do Patrimônio Genético (CGEN). Portanto, a criação dos novos sujeitos 'protetor-recebedor' e 'usuário-pagador' desestrutura procedimentos administrativos de proteção ambiental, permitindo acesso a bens ambientais através de negociações privadas.

Em síntese, as articulações entre o NCF e os PSE/A são bastante relevantes e controversas. As implicações dessas articulações talvez não estejam sendo suficientemente estudadas. As flexibilizações do NCF reduzem as exigências de conservação nas áreas de APP e RL e uso restrito; permitem a consolidação de intervenções ilícitas em APP, reduzindo ainda consideravelmente a áreas a serem recuperadas; promovem a anistia a infrações administrativas e a crimes ambientais e ainda violam normas e princípios constitucionais fundamentais do Brasil (Elovich e Valera, 2013). Os PSE/A no NCF estruturam uma forma de flexibilização da norma ambiental, operando uma transição do regime dos bens de uso comum do povo para o regime proprietário; facilitam a entrada de elementos ecológicos, economicamente valorizados, nas cadeias de produção e comércio global de bens e serviços; esvaziam a função socioambiental da terra rural; eximem o proprietário de recuperar a área ilegalmente degradada; remuneram este mesmo proprietário para recuperar tal área degradada (por vezes, através de recursos públicos), antes uma obrigação legal; criam a possibilidade de gerar cotas de reserva ambiental (CRA), mesmo a partir da recuperação de tais áreas degradadas; e ainda fomentam o descumprimento da lei por aqueles que sempre a cumpriram, de modo que possam ser contemplados pelos benefícios da política de incentivos de financiamento de áreas ilicitamente degradadas (Packer, 2015); amparando portanto a premissa do NCF de legalizar as ilegalidades.

## CAPÍTULO 9

### **Análise do questionário sobre pagamentos por serviços ecossistémicos/ambientais na Mata Atlântica**

#### **9.1 Introdução**

Parte deste trabalho visa investigar os impactos dos PSE/A para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica. Para dar respostas à questão proposta pela pesquisa, adotou-se a metanálise (ou metaestudo) enquanto metodologia para melhor entender como os PSE/A se arranjam ao longo do domínio da Mata Atlântica, procurando uma visão panorâmica sobre o bioma, como descrito no percurso metodológico (capítulo 1). Para tanto, foi desenvolvido um questionário<sup>175</sup> direcionado para os coordenadores e gestores proponentes dos projetos e programas de PSE/A identificados na Mata Atlântica. O questionário constitui-se de três partes: 1) caracterização geral; 2) caracterização de conservação; 3) caracterização socioambiental. Deste modo, o questionário não só buscou informações para avaliar os impactos sobre a conservação da biodiversidade, mas também de suas interações socioambientais. Nem todos os elementos do questionário foram contemplados, considerando algumas omissões e indefinições nas respostas.

O questionário foi elaborado a partir do *Google Forms* com a finalidade de ser respondido pela internet. Cerca de 97 iniciativas foram identificadas e contactadas através de *e-mails* e telefonemas.<sup>176</sup> Inicialmente, um dos principais instrumentos para identificação dos casos de PSE/A foi a publicação de 2011, “Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições Aprendidas e desafios” (Guedes e Seehusen, 2011), um dos documentos mais relevantes para o cenário do PSE/A no Brasil. A partir desse documento foi possível identificar artigos, *sites* das instituições envolvidas nos projetos e programas de PSE/A. Pouco mais tarde, uma iniciativa conjunta do Ministério do Meio Ambiente (MMA) e do Ministério do Meio Ambiente Alemão (BMU)<sup>177</sup>, através do Projeto Proteção da Mata Atlântica, lançou um edital convidando instituições sem fins lucrativos para desenvolverem e apresentarem projetos de PSE/A para receberem apoio técnico e financeiro. No final de 2011 foram

---

<sup>175</sup> O questionário pode ser visualizado no Anexo.

<sup>176</sup> O facto de algumas iniciativas não terem disponibilizado contactos, e o facto de alguns contactos não estarem válidos, não permitiu que todas as iniciativas identificadas fossem contactadas.

<sup>177</sup> Através do Ministério do Meio Ambiente Alemão, com o apoio da cooperação técnica alemã, através da GIZ e da cooperação financeira da Alemanha através da KFW, por intermédio do Funbio (MMA, 2013).

selecionados 14 projetos piloto que resultaram em aprendizagens e novas contribuições no âmbito dos PSE/A, resultando também na publicação “Sistematização de desafios e melhores práticas dos projetos-pilotos de Pagamentos por Serviços Ambientais” (MMA, 2013).<sup>178</sup> Tais projetos também foram incluídos no levantamento desta tese. Outra publicação bastante relevante para o contexto dos PSE/A no Brasil foi o “Pagamentos por Serviços Ecosistêmicos em Perspetiva Comparada: recomendações para tomada de decisão”, de 2012 (Santos e Vivan, 2012). Os autores do documento, também realizaram uma nova listagem de casos em todo o Brasil. Os casos da Mata Atlântica resumiram-se de um forma geral aos casos levantados em Guedes e Seehusen (2011), incluindo alguns dos projetos piloto do MMA (2013), ainda em implementação na época. A inovação do levantamento de Santos e Vivan (2012) foi a inclusão de casos de certificações (de produtos florestais, agropecuários e da indústria cerâmica), que ampliam consideravelmente o espectro conceptual dos PSE/A, o que pode dificultar o delineamento destes instrumentos. Tendo isso em consideração, os casos de certificação não foram incluídos no levantamento deste trabalho para fins de análise, embora tenham sido considerados para fins quantitativos como já ilustrado no quadro 8.1 (capítulo 8).

Contudo, ao longo da pesquisa observou-se que algumas ONGs responsáveis pelos projetos encerraram suas atividades (como é o caso da Associação Ecológica Amigos da Serra–ASEMA e da RURECO). Simultaneamente, os projetos a elas associados cessaram atividades sem deixarem resultados para análise. Outros projetos/programas também foram interrompidos devido à falta de financiamento. O caso do programa mineiro Bolsa Verde é um caso emblemático, pois suspendeu suas atividades indeterminadamente por estar em elevado débito com os proprietários rurais aderentes ao programa, desde 2011, e não ter recursos para remunerá-los, enquanto esperava por novos financiamentos e verbas. Este facto causou uma reação em cadeia através das ONGs que tinham projetos de PSE/A relacionados, o que fez com que muitos destes fossem interrompidos, sem previsão para retomar seus trabalhos nesse âmbito.<sup>179</sup> Além disso, muitos números telefônicos e *e-mails* de ONGs e coordenadores de seus projetos encontravam-se desativados, inviabilizando o trabalho de identificação e avaliação dos projetos.<sup>180</sup>

---

<sup>178</sup> MMA. Lições aprendidas na conservação e recuperação da Mata Atlântica: Sistematização de desafios e melhores práticas dos projetos-pilotos de Pagamentos por Serviços Ambientais. Brasília: MMA, 2013. Essa mesma parceria foi responsável pela iniciativa "Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: Lições aprendidas e desafios" coordenada por Guedes e Seehusen (2011).

<sup>179</sup> Algumas ONGs vinham apostando na lógica do PSE/A, como foi o caso do Instituto Xopotó, com a chegada do programa Bolsa Verde (uma iniciativa pública estadual), essas ONGs passaram a se dedicar a preparar as propriedades para receber os incentivos através do Bolsa Verde. As ONGs caíram em descrédito com os proprietários rurais e outras ONGs simplesmente suspenderam sua atuação, como foi o caso da ONG Amanhãgua. Informação obtida por *e-mail* e contato telefônico com pessoas atuantes nas ONGs mencionadas.

<sup>180</sup> Algumas ONGs (Iniciativa Verde/SP, Instituto de Pesquisa Ecológica – IPÊ/SP) se dispuseram a responder ao questionário, mas acabaram por não responder. Muitas das iniciativas identificadas em Guedes e Seehussen (2011) eram desenvolvidas pelo IPÊ, através do ARVORAR, empresa criada pelos grupos no âmbito da prestação de serviços na área ambiental.

Das iniciativas de PSE/A levantadas e contactadas, apenas 7 responderam ao questionário (quadro 9.1) Uma das iniciativas, “Brasil Mata Viva”, foi excluída, pois o conceito com o qual trabalham assemelha-se mais aos instrumentos de compensação ambiental, do que aos PSE/A, muito embora possa haver interseções entre eles, dependendo de sua conceptualização. Outra iniciativa foi excluída da análise, identificada por “José Augusto Saraiva Peixoto”, por estar ainda em fase de implementação e suas informações carecerem precisão; e ainda por não ter sido possível encontrar informação disponível sobre o projeto nas buscas pela internet. Outra das iniciativas, o “Conbio-Água” também se encontrava em fase de implementação na época em que o questionário foi respondido. Contudo, havia informações suficientes sobre o projeto para sua análise, fornecidas tanto através das respostas ao questionário, quanto por informações oficiais disponíveis nos *websites* dos proponentes da iniciativa. Considerando que a iniciativa está ainda em fase inicial, as reflexões deste trabalho também poderão contribuir para trabalhos e análises futuras.

Portanto, inicialmente, o propósito do questionário era desenvolver uma metanálise com o objetivo de obter uma visão panorâmica dos PSE/A no contexto da Mata Atlântica. No entanto, não houve respostas suficientes para torná-la viável. Assim, com a metanálise inviabilizada, seguiu-se uma alteração metodológica no questionário, que se voltou para um estudo mais qualitativo dos projetos que responderam ao questionário. Os projetos são de alguma forma relevantes e representativos dos PSE/A na Mata Atlântica, distribuídos através dos estados de Minas Gerais, Paraná, Rio de Janeiro e Santa Catarina, compreendendo certa diversidade em termos de ecossistemas e fitofisionomias, ainda que concentrados especialmente na região sudeste e sul. Os projetos estão relacionados no quadro 9.1.

**Quadro 9.1** Iniciativas que contribuíram com respostas ao questionário. Em cinzento escuro as iniciativas que não foram analisadas; em cinzento claro, a iniciativa que estava em fase de implementação

	Nome do Projeto/Programa	Estado (Unidades Federativas do Brasil)	Localidade/Região	Instituição Responsável
01	Programa Conservador das Águas	MG	Extrema/Sistema Cantareira	Prefeitura Municipal de Extrema
02	Programa Condomínio da Biodiversidade (Projeto ConBio Água)	PR	Piraquara/Região Metropolitana de Curitiba	Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental – SPVS
03	Carbono Social em Rede	SC	Lages/ Bacia do rio Canoas	Centro Vianei de Educação Popular
04	Produtores de Água e Floresta - Guandu	RJ	Rio Claro/ microbacia do Rio das Pedras, na região do Alto Rio Pirai	Instituto Terra de Preservação Ambiental (ITPA)
05	Programa Desmatamento Evitado	PR	Estado do Paraná	Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS)

06	José Augusto Saraiva Peixoto	BA	Salvador/Bacia do Recôncavo Norte	Grupo de recomposição Ambiental (GERMEN)
07	Brasil Mata Viva	AM, GO, MT, RO	Municípios dos referidos Estados	IMEI Consultoria

A discussão a seguir redistribui as questões do questionário para melhor acomodar e contextualizar as respostas. Contudo procurou-se acompanhar a sistematização das etapas do questionário, sempre que pertinente. A discussão será distribuída em quatro segmentos: (i) Caracterização Geral; (ii) Caracterização e orientação dos conceitos e práticas das abordagens; (iii) Caracterização de Conservação; (iv) Conclusões e Recomendações. O questionário também buscou entender as relações sociais, políticas, económicas, culturais e ambientais, denominadas no questionário como “Caracterização Socioambiental”. Contudo, essas relações serão integradas e contextualizadas ao longo das discussões das outras caracterizações, dado que a particularidade de algumas respostas obtidas não justificou uma subseção particular.

Dado a extensão do questionário e dado o facto de algumas informações terem sido mais facilmente, e com mais detalhes, extraídas da literatura, relatórios ou outros documentos disponíveis e informações oficiais nos *websites* dos proponentes das iniciativas, optou-se por complementar as respostas obtidas através do questionário por tais informações (como foi o caso dos arranjos institucionais das iniciativas). Assim, estas foram obtidas por pesquisa *A posteriori*. Contudo, procurou-se distinguir claramente as informações obtidas através do questionário e as informações obtidas de outras fontes. As informações que não tenham sido extraídas das respostas ao questionário estão identificadas. Os resultados são apresentados junto com a discussão, de modo a que sejam correlacionados com alguns aspetos teóricos e se obtenha uma compreensão mais abrangente de suas interrelações.

## 9.2 Contextualização Geral

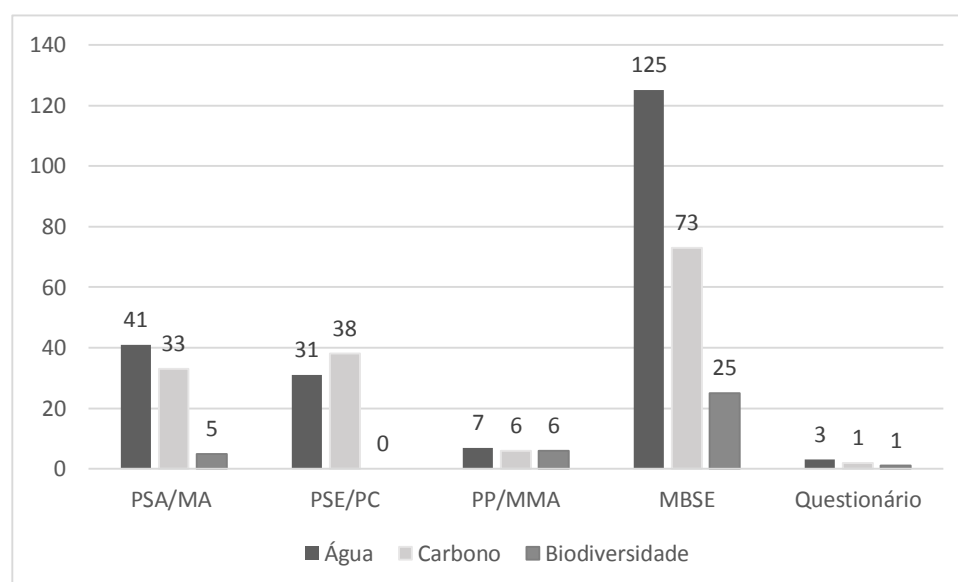
Dos seis projetos avaliados foi possível obter certa heterogeneidade nos tipos de serviços. Foram identificados três casos de PSE/A-Água, um de PSE/A-Carbono e um caso de PSE/A-Biodiversidade.<sup>181</sup> Apesar de este ser um pequeno levantamento amostral, ele corrobora levantamentos mais abrangentes de PSE/A realizados na Mata Atlântica (figura 9.1), em que prevalecem os PSE/A-Água, sobretudo pela crescente demanda social pela disponibilidade e qualidade das águas nas regiões sudeste e sul. A crise hídrica no sistema Cantareira, na região sudeste, reflete tal necessidade e poderá

---

<sup>181</sup> O Projeto Conservador das Águas de Extrema (MG) caracterizou sua abrangência aos serviços de carbono, água e biodiversidade. No entanto, escolhemos caracterizá-lo enquanto PSE/A-Água, considerando caracterizações anteriores, conforme Guedes e Becker (2011) e Santos de Vivan (2012).



ter alavancado novos esforços de PSE/A na região. Mas mesmo com a disseminação dos projetos de PSE/A na região, são multivariadas as dificuldades institucionais (Puga, 2014). Se terão os PSE/A influenciado para uma melhora no processo de governança na região ainda é cedo para afirmar. Acompanha-se, igualmente, um crescimento do número de iniciativas de carbono, embora apenas um projeto de carbono tenha respondido a este questionário. Neste âmbito do carbono, os PSE/A atuam, sobretudo, em um quadro de mitigação das alterações climáticas e compensações de emissões (especialmente empresariais e industriais) com possibilidades de alçar-se no mercado de carbono. Não é de todo o caso da iniciativa respondente a este questionário, “Carbono Social em Rede”, que, em princípio, não explicitou a intenção de comercializar créditos de carbono, embora voltada para a mitigação através da compensação carbônica. O projeto, como veremos, também pressupõe o incentivo às mudanças ou à transição nas práticas convencionais da agricultura para sistemas mais adequados, como os sistemas agroecológicos (ou agroflorestais).



**Figura 9.1** Representação quantitativa das iniciativas de PSE/A de acordo com seus serviços alvo. PSA/MA (Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica, Guedes e Seehusen, 2011); PSE/PC (Pagamentos por Serviços Ecosistêmicos em Perspetiva Comparada, Santos e Vivan (2012); PP/MMA (Projetos Piloto Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica, 2013); MBSE (Matriz Brasileira de Serviços Ecosistêmicos, 2015); Questionário (Iniciativas que responderam ao questionário proposto nesta tese).

### 9.2.1 Arranjo institucional e descrição geral

As instituições são fundamentais para as sociedades lidarem com as relações nos principais eixos sobre os quais incidem os PSE/A: perda da biodiversidade, mudanças na qualidade e quantidade de água e as alterações climáticas. As instituições podem ser entendidas, amplamente, como as soluções ou formas com que a coletividade se organiza e delibera sobre os problemas coletivos (Vatn, 2010),

manifestando-se através de regras formais e informais e suas múltiplas interações (Corbera et al., 2007).<sup>182</sup> Tendo em conta a importância das instituições e de seus arranjos para os PSE/A, este foi um dos elementos investigados pelo questionário. A discussão é importante para esclarecer como os projetos investigados se organizam na implementação das iniciativas de PSE/A. Outros aspetos que também constituem o arranjo institucional, como o papel dos incentivos económicos, o nível de envolvimento dos proprietários, entre outros, serão abordados mais adiante ao longo da análise do questionário. O quadro 9.2 abaixo sintetiza as relações entre os atores envolvidos, seus papéis e o nível de governança de sua atuação e ilustra as principais conjunturas das iniciativas que responderam ao questionário, o que ajuda a entender o arranjo institucional para sua operacionalização.

As informações sobre os arranjos institucionais das iniciativas foram extraídas da literatura e outras fontes disponíveis (tais como publicações e *websites* oficiais dos proponentes).

**Quadro 9.2** Relações entre atores, seus papéis e o nível de governança sobre os quais se assentam.

	Nome do Projeto/Programa	Atores Envolvidos <sup>183 184</sup>	Funções dos atores <sup>185</sup>	Nível de Governança <sup>186</sup>
01	Programa Conservador das Águas	Prefeitura Municipal de Extrema	<ul style="list-style-type: none"> <li>Gestão administrativa e técnica</li> <li>Gestão de recursos financeiros para os pagamentos aos proprietários</li> <li>Assistência técnica</li> <li>Mapeamentos das propriedades</li> <li>Operacionalização e gerenciamento</li> </ul>	Municipal
		Secretaria de meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas gerais (SEMAD)/ Instituto Estadual de Florestas (IEF-MG)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Materiais de consumo para cercas e insumos agrícolas</li> <li>Equipamentos (veículos)</li> <li>Gestão de recursos financeiros para os pagamentos aos proprietários</li> <li>Apoio ao processo de comando e controlo</li> <li>Apoio técnico</li> </ul>	Estadual
		Agência Nacional de Águas	<ul style="list-style-type: none"> <li>Apoio Técnico</li> <li>Monitorização da água (qualidade e vazão)</li> <li>Conservação de solo</li> </ul>	Nacional

<sup>182</sup> Instituições "[...] são as regras formais (constituição, leis e direitos de propriedade) e informais (costumes, tradições e códigos de conduta) que moldam o comportamento dos atores (NORTH, 1991)" (Chiordi et al., 2013, p. 38).

<sup>183</sup> Outros atores estiveram e estão envolvidos como o SOS Mata Atlântica (fornecimento de mudas de árvores nativas e apoio técnico); Bauducco Indústria de Alimentos (Pegada Hídrica e Ecológica); Laticínio Serra Dourada (apoio financeiro aos agricultores inseridos no Conservador das Águas, através de bônus de 10% no preço pago ao leite); Indústria Dalka do Brasil (doação de biodigestores Acqualimp para tratamento de efluentes domésticos das propriedades rurais); Auto Pista Fernão Dias (restauração florestal); Empresa Melhoramentos (mourões e mudas de árvores nativas); Universidades (apoio técnico e informacional) (Pereira, 2012).

<sup>184</sup> Pereira (2012); Pereira et al. (2010).

<sup>185</sup> Pereira (2012); Pereira et al. (2010).

<sup>186</sup> O nível de governança adaptado de Chiordi et al. (2013).

		The Nature Conservancy	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Financiamento das ações de plantio</li> <li>• Manutenção e cercamento das áreas</li> <li>• Monitorização de biodiversidade e comunidade</li> <li>• Fornecimento de equipamentos</li> <li>• Apoio técnico</li> </ul>	Internacional
		Comitê de Bacia Hidrográfica Piracicaba, Capivari e Jundiá (Paulista, Mineiro e federal)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Financiamento de projetos executivos através de cobrança pelo uso da água</li> </ul>	Regional
	Nome do Projeto/Programa	Atores envolvidos <sup>187</sup>	Funções dos atores	Nível de Governança
02	Projeto Condomínio da Biodiversidade (ConBio Água)	Sociedade para a Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Extensionismo Conservacionista (ou extensionismo ambiental)</li> <li>• Capacitação</li> </ul>	Regional
		Prefeitura Municipal de Piraquara (Projeto Manancial Vivo)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Contratação das propriedades</li> <li>• Premiação (pagamento aos proprietários)</li> <li>• Monitorização</li> </ul>	Municipal
		Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Paraná	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Suporte técnico</li> </ul>	Estadual
		Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Metodologia</li> <li>• Sistema de Gerenciamento</li> <li>• Capacitação</li> <li>• Suporte técnico</li> </ul>	Regional
		Grupo HSBC (Programa HSBS pela Água).	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Financiamento</li> </ul>	Internacional (?)
	Nome do Projeto/Programa	Atores envolvidos <sup>188</sup>	Funções dos atores	Nível de Governança
03	Carbono Social em Rede (SC)	Centro Vianei de Educação Popular <sup>189</sup>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Operacionalização geral do projeto</li> </ul>	Regional e local
		Associação dos Municípios da Região Serrana (AMURES)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Parceria na execução do projeto</li> <li>• Facilitar a mobilização das prefeituras da região</li> </ul>	Regional
		Universidade e Instituto Federal de Educação.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Apoio técnico e pedagógico nas atividades de capacitação e na elaboração de material didático</li> </ul>	Federal-Regional
		Prefeituras; Organizações tradicionais (rurais e indígenas); ONGs; Empresas; Escolas; Cooperativas; Sindicatos	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ações de mobilização</li> <li>• Produção e distribuição de mudas</li> <li>• Ações de educação ambiental</li> <li>• Cooperação técnica e pedagógica</li> <li>• Capacitação de agentes multiplicadores</li> <li>• Implementação de sistemas agroflorestais (SAFs)</li> <li>• Ações de recomposição ambiental</li> </ul>	Municipal, Local e Regional

<sup>187</sup> Sipinski et al. (2013); Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza (2015); respectivamente disponível em <http://condominiobiodiversidade.org.br/wp-content/uploads/2013/09/Cartilha-ConBio-%C3%81gua.pdf>; [http://www.piraquara.pr.gov.br/facoparte/uploadAddress/Osis\\_Piraquara\\_Fundao\\_Grupo\\_Boticrio\[2018\].pdf](http://www.piraquara.pr.gov.br/facoparte/uploadAddress/Osis_Piraquara_Fundao_Grupo_Boticrio[2018].pdf)

<sup>188</sup> Sipinski et al. (2013); Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza (2015); respectivamente disponível em <http://condominiobiodiversidade.org.br/wp-content/uploads/2013/09/Cartilha-ConBio-%C3%81gua.pdf>; [http://www.piraquara.pr.gov.br/facoparte/uploadAddress/Osis\\_Piraquara\\_Fundao\\_Grupo\\_Boticrio\[2018\].pdf](http://www.piraquara.pr.gov.br/facoparte/uploadAddress/Osis_Piraquara_Fundao_Grupo_Boticrio[2018].pdf)

<sup>189</sup> São inúmeras as parcerias estabelecidas ao longo do projeto, cada qual com seus respectivos papéis. As parcerias e a descrição de seus papéis, em detalhamento, poderão ser encontradas em Carraro et al. (2012) disponível em: <http://www.carbonoemrede.org.br/>

			<ul style="list-style-type: none"> <li>Financiamento (através da adoção de árvores por empresas e eventos para a compensação carbônica).</li> </ul>	
		Petrobras (Programa Petrobras Ambiental)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Financiamento</li> </ul>	Nacional
	Nome do Projeto/Programa	Atores envolvidos <sup>190</sup>	Funções dos atores	Nível de Governança
04	Produtores de Água e Floresta - Guandu	Instituto Terra de Preservação Ambiental	<ul style="list-style-type: none"> <li>Unidade Gestora do Projeto (UGP)<sup>191</sup> (termos de cooperação técnica);</li> <li>Operacionalização geral do projeto (gestão e atividades administrativas e técnicas do projeto; representação da Secretaria Executiva do projeto nos contratos com os proprietários rurais)</li> <li>Repasse de recursos para administração</li> <li>Apoio a metas de conservação florestal e monitorização do projeto</li> </ul>	Local e Regional
		Prefeitura Municipal de Rio Claro	<ul style="list-style-type: none"> <li>Celebrar contratos de PSE/A para os produtores rurais</li> <li>Pagamentos para os produtores rurais</li> </ul>	Municipal
		Instituto Estadual do Ambiente	<ul style="list-style-type: none"> <li>Responsável pelos repasses de recursos do Fundo Estadual de Recursos Hídricos (FUNDREH)</li> <li>Restauração florestal do projeto (junto com outros prestadores de serviços contratados pelo INEA)</li> <li>Monitorização da restauração florestal</li> </ul>	Estadual
		Comitê de Bacia Hidrográfica do Guandu	<ul style="list-style-type: none"> <li>Destinação de recursos de PSE/A, administração, restauração e conservação florestal e monitorização hidrológica do projeto</li> <li>Celebrar contratos de PSE/A e outros</li> </ul>	Regional
		The Nature Conservancy (TNC)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Repasse de recursos para administração</li> <li>Apoio a metas de conservação florestal e monitorização do projeto</li> </ul>	Internacional
	Nome do Projeto/Programa	Atores envolvidos <sup>192</sup>	Funções dos atores	Nível de Governança
05	Programa Desmatamento Evitado	Sociedade para a Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Operacionalização geral do projeto</li> <li>Sensibilização de empresas</li> <li>Subsídio técnico-científico aos proprietários</li> <li>Identificação, classificação e cadastramento das propriedades</li> <li>Elaboração e implantação de Plano de Manejo e programas de manejo nas propriedades</li> <li>Monitorizações</li> <li>Celebração de contratos</li> </ul>	

<sup>190</sup> Sipinski et al. (2013); Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza (2015); respectivamente disponível em <http://condominiobiodiversidade.org.br/wp-content/uploads/2013/09/Cartilha-ConBio-%C3%81gua.pdf>; [http://www.piraquara.pr.gov.br/facoparte/uploadAddress/Osis\\_Piraquara\\_Fundao\\_Grupo\\_Boticario\[2018\].pdf](http://www.piraquara.pr.gov.br/facoparte/uploadAddress/Osis_Piraquara_Fundao_Grupo_Boticario[2018].pdf)

<sup>191</sup> Unidade Gestora do Projeto” (UGP): termo utilizado pelo projeto para identificar o responsável pela gestão geral do projeto.

<sup>192</sup> Sipinski et al. (2013); Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza (2015); respectivamente disponível em <http://condominiobiodiversidade.org.br/wp-content/uploads/2013/09/Cartilha-ConBio-%C3%81gua.pdf>; [http://www.piraquara.pr.gov.br/facoparte/uploadAddress/Osis\\_Piraquara\\_Fundao\\_Grupo\\_Boticario\[2018\].pdf](http://www.piraquara.pr.gov.br/facoparte/uploadAddress/Osis_Piraquara_Fundao_Grupo_Boticario[2018].pdf)

### 9.2.1.1 *Conservador das Águas*

O Projeto Conservador das Águas, implementado pela Prefeitura de Municipal De Extrema, é o único projeto cujo responsável pela operacionalização geral é uma instituição pública: a Prefeitura. Este é também o primeiro projeto de PSE/A-Água consolidado no Brasil. O Conservador das Águas já existe há mais de 10 anos e é um dos projetos de PSE/A mais bem consolidados e prestigiados no Brasil. Aliás, a continuidade do projeto foi bastante influenciada pela estabilidade política do município, conduzida pelo mesmo governo há mais de 20 anos. Nesse sentido, destaca-se a relevância do contexto político-partidário.

As iniciativas para a conservação da água no município de Extrema tiveram início em 1996 através de outro projeto em parceria com mais seis municípios do sul de Minas Gerais (Pereira et al., 2010; Pereira, 2013). O projeto era executado no âmbito de um programa de ações descentralizadas, embora na esfera das políticas públicas nacionais. Algumas das principais atividades desenvolvidas eram ações de plantio em áreas de matas ciliares e topos de morro (típicas das APPs), práticas de conservação do solo, implantação de fossas sépticas e monitorização da água em termos de vazão e qualidade (Pereira, 2013). Outros projetos deram continuidade à proteção dos cursos hídricos, até que, inspirado pelo programa Produtor de Água da Agência Nacional de Águas (ANA), o Conservador das Águas foi concebido. Suas principais atividades continuam as mesmas daquelas empreendidas já em 1996, promovendo a recuperação de áreas de APP e RL, recuperação do solo para abatimento de erosão e sedimentação, implantação de sistemas de saneamento e a adequação dos proprietários à legislação, através de alianças e negociações com os proprietários rurais (Pereira, 2013; Pereira et al., 2010). Hoje, é o PSE/A que articula tais negociações e opera, sobretudo, através da Lei 2.100/05, legislação municipal que autoriza o executivo a prestar apoio financeiro aos proprietários rurais e dá outras providências. A lei que regulamenta o instrumento é a primeira legislação sobre PSE/A no Brasil (Kfoury e Favero, 2011). Portanto, uma mudança fundamental no arranjo institucional teve lugar no caso de Extrema, uma legislação foi criada para a operacionalização deste novo instrumento.

O projeto envolve muitos parceiros de diversos setores da sociedade (setor público, iniciativa privada, sociedade civil) em múltiplos papéis e níveis de governança que o tornaram possível ao longo dos anos (quadro 9.2), desde apoio técnico-social ao financiamento e arranjos legais. É a prefeitura que controla os processos e suas interações, mas os demais atores públicos desempenham papéis fundamentais, sendo os principais responsáveis pela operacionalização do projeto, atuando no gerenciamento administrativo, financeiro e ainda no contato com os proprietários. Aliás, esta é uma

---

<sup>193</sup> Grupo HSBC, Japan Tobacco International (JTI); Grupo Positivo; Souza Cruz; Autopista Planalto Sul.

característica marcante nos casos de PSE/A no Brasil, presente em muitas das iniciativas (Guedes e Seehusen, 2011).

O projeto acontece através de pagamentos diretos a proprietários durante e após a implantação do projeto, considerando as dimensões das propriedades e o estado de degradação do solo e da cobertura florestal. Existem critérios de elegibilidade, que serão abordados na seção subsequente. Mas é interessante adiantar que um dos critérios de elegibilidade e priorização engloba áreas com elevado nível de degradação.<sup>194</sup> Os proponentes argumentam que os instrumentos de comando e controle não foram e não são suficientes para promover a adequação ambiental das propriedades rurais e não foram capazes de, ao longo dos anos, promover um aumento na cobertura vegetal e proteção dos cursos de água. A adequação dos proprietários tornou-se um dos principais objetivos dos projetos. Contudo, o discurso utilizado com os proprietários rurais para sua adesão ao projeto estava bastante ancorado na visão do "comando e controle", ou seja, no cumprimento das instituições legais (Gonçalves, 2013). Este assunto será discutido posteriormente.<sup>195</sup>

Em 2009 foi aprovada outra Lei municipal 2482/09, que criou um Fundo Municipal para os Pagamentos por Serviços Ambientais (FMPSA), criando uma flexibilidade temporal e espacial para o projeto. Mais tarde o projeto, em conjunto com a *The Nature Conservancy* (TNC) elaborou um plano de sequestro de carbono para o Município de Extrema com o objetivo de gerar créditos que seriam depositados integralmente no FMPSA.

#### 9.2.1.2 ConBio Água

O projeto ConBio Água é operacionalizado pela SPVS e faz parte de um programa mais amplo, o Condomínio da Biodiversidade (ConBio), mas atua com objetivos próprios voltados prioritariamente para a agenda hídrica e também com uma metodologia diferenciada através da parceria com o Projeto Oásis, da Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza. Na data em que o questionário foi respondido não havia ainda financiamento e o único parceiro era a Prefeitura Municipal de Piraquara. A parceria com o Projeto Oásis, que possui uma metodologia própria de aplicabilidade, dá outras dimensões para o Projeto ConBio Água. Nesse sentido, algumas informações que não puderam ser

---

<sup>194</sup> A sub-bacia das Posses que possuía na altura menos de 10% de sua cobertura vegetal, que supostamente deveria estar assegurada por lei, e por isso, requerendo ações de adequação ambiental, foi a primeira região onde o projeto foi aplicado (Pereira, 2013; Pereira et al., 2010).

<sup>195</sup> Segundo Chiordi et al. (2013) o apoio financeiro promovido pelo projeto vem conseguindo promover melhorias na qualidade e quantidade da água do município. No entanto, ressalta-se que cerca de 50% dos proprietários se envolveram no projeto de forma não voluntária (Galvão, 2008). Assim, o incentivo financeiro mostrou-se insuficiente para atrair a adesão dos proprietários. Existiu claramente uma indução para o uso de incentivos, que revela que o incentivo não se deu de forma genuína. Deste modo, a adesão ao projeto se deu através de certa imposição e de um incentivo financeiro induzido, que pouco promove a mudança voluntária de comportamento dos proprietários (Chiordi et al., 2013).

fornecidas pelos proponentes do projeto no questionário, foram obtidas através de outras fontes, sobretudo através da metodologia do Projeto Oásis.

O Projeto ConBio é uma iniciativa proposta, pela ONGs SPVS e Mater Natura, há mais de 15 anos, tendo-se iniciado em 2000. Sendo assim, é mais antiga que a introdução dos pressupostos dos PSE/A, ou mesmo da ideia de serviços ecossistêmicos/ambientais em seus tópicos de conservação. A proposta do programa é incentivar a conservação da biodiversidade em propriedades particulares na cidade de Curitiba/PR e em sua Região Metropolitana, que se constitui principalmente de Florestas de Araucária e Campos Naturais, ambos os ecossistemas integrados no bioma da Mata Atlântica. O programa visava apoiar a criação e manutenção de uma rede de áreas particulares protegidas, estimulando, especialmente a criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural Municipal (RPPNM) e ainda a ampliação das áreas públicas protegidas na Região Metropolitana de Curitiba. A atuação do programa extrapola os conceitos de PSE/A ao atuar em zonas que escapam de sua conceptualização convencional.<sup>196</sup>

O ConBio Água é uma iniciativa mais recente, tendo-se iniciado em 2014, mas foi apenas em Março de 2016 que o projeto lançou edital para contratação de propriedades. A contratação e o pagamento estavam previstos para dia 24 de novembro de 2016 (Karan, 2016), não tendo sido possível neste estudo confirmar o estado de tais contratações. A iniciativa é igualmente voltada para propriedades privadas com áreas naturais bem conservadas, mas prioriza propriedades que detêm cursos hídricos em bom estado de conservação na região do Município de Piraquara no Estado do Paraná. A atuação da iniciativa será na Bacia do Rio Piraquara, um dos sistemas aquíferos mais relevantes para o abastecimento da região metropolitana de Curitiba.<sup>197</sup>

No entanto, a iniciativa, além de trabalhar os objetivos e aspirações do programa ConBio, lança um projeto associado de PSE/A ancorado na metodologia do Projeto Oásis, com o qual também passa a partilhar objetivos e aspirações. O Projeto Oásis é um projeto de PSE/A que vem sendo implantado em diversas cidades no Brasil desde 2006, com uma metodologia própria. Portanto, o arranjo institucional, neste caso, passa a estar adequado às propostas do Projeto Oásis. O Grupo Boticário fornece a metodologia e outras ferramentas para os parceiros locais que possam vir a integrar o projeto em questão, neste caso a Prefeitura Municipal de Piraquara, orientando na identificação de áreas prioritárias, acompanhando o processo de implantação e desenvolvimento, elaboração de marco legal, valoração ambiental e articulação institucional. A SPVS é uma das instituições proponentes, mas grande parte da operacionalização geral do projeto (como a contratação, pagamentos e monitorizações) fica

---

<sup>196</sup> Informações sobre o Programa disponível em: <http://www.spvs.org.br/projetos/projeto-condominio-da-biodiversidade/>

<sup>197</sup> <http://www.piraquara.pr.gov.br/facoparte/PSA++Bacia+do+Rio+Piraquara+218+4449.shtml> Acesso em 13 de julho de 2016.

sob o encargo da Prefeitura de Piraquara. Assim, não fica perfeitamente claro quem é a instituição executora, a principal responsável pela operacionalização geral do projeto, na medida em se distribuí muitos processos fundamentais entre as três instituições. Outra questão que pode gerar confusões é a sobreposição de projetos, isto é, sobrepõem-se ao ConBio Água outros dois: o Projeto Oásis e o Projeto Manancial Vivo, que é um projeto da Prefeitura de Piraquara. São, na realidade, parcerias para operacionalizar um projeto, mas que se apresentam enquanto iniciativas diferentes.<sup>198</sup>

O Projeto Oásis possui critérios de elegibilidade específicos que contemplam não apenas o estado de degradação/conservação das propriedades, mas igualmente quão adequadas são as práticas agrícolas nestas terras. O argumento é que um dos objetivos do projeto não é apenas a conservação, mas também a mudança no uso da terra, o que é um aspeto bastante relevante. Os critérios de elegibilidade (estados de conservação das áreas naturais e práticas desenvolvidas na propriedade) também se relacionam com os pagamentos, que são proporcionais ao montante de terras (às dimensões das propriedades), bem como aos custos de oportunidade. Tais articulações compõem a Metodologia de Valoração do Projeto Oásis.<sup>199</sup>

A longo prazo, parte dos objetivos do Projeto Oásis passam pelo incentivo à criação de RPPNs, convergindo com um dos principais objetivos do ConBio.

#### 9.2.1.3 *Carbono Social em Rede*

O projeto Carbono Social em Rede, desenvolvido pelo Centro Vianei de Educação Popular, também não forneceu uma descrição do arranjo institucional na resposta ao questionário, portanto as informações foram recolhidas no *website* do projeto.<sup>200</sup> A iniciativa é desenvolvida por uma ONG que atua desde 1983. Suas atuações realizam-se junto dos povos tradicionais do campo, como pequenos produtores da agricultura familiar, bem como povos tradicionais indígenas. O projeto é/foi patrocinado pela Petrobras, através do Edital Público de 2010 do Programa Petrobras Ambiental (Carraro et al., 2012) e teve início no ano de 2011.

O projeto centra-se na zona rural de 18 municípios do Estado de Santa Catarina e o Território Indígena Laklãnõ. A metodologia do projeto envolve a coleta e produção de sementes de espécies nativas em viveiros próprios (chamados viveiros didáticos) localizados nas sedes da associação e em escolas nas regiões rurais dos municípios envolvidos. A equipa do projeto contata diversos agricultores

---

<sup>198</sup> Não quer dizer que tal descentralização e sobreposição seja um problema, apenas poderá causar confusões nessa identificação e na partilha de responsabilidades e nos processos intrínsecos a cada projeto.

<sup>199</sup> Young e Bakker (2014) fazem uma avaliação da metodologia do Projeto Oásis em curso no Brasil. Mais informações sobre a metodologia do Projeto Oásis disponível em <http://www.fundacaogrupoboticario.org.br/pt/o-que-fazemos/oasis/pages/default.aspx>. Acesso em: 10 de março de 2016.

<sup>200</sup> <http://www.carbonoemrede.org.br/>



familiares e povos tradicionais do campo, realizando reuniões técnicas, visitas individuais e firmando parcerias, fundamentais para o projeto, com diversos atores (quadro 9.2). As mudas são plantadas, preferencialmente, em áreas de APP e RL ou ainda em projetos de sistemas agroflorestais (SAFs). Portanto, o projeto também prioriza a recomposição de áreas que legalmente devem estar preservadas. <sup>201</sup> Após 30 a 90 dias do plantio as mudas são etiquetadas, vistoriadas, fotografadas e georreferenciadas. Cada espécime plantado pelo projeto pode ser localizado através do *website* do projeto. <sup>202</sup> Esse é o cerne da operacionalização do projeto enquanto uma iniciativa de PSE/A. As plantas são disponibilizadas para que empresas, eventos e indivíduos possam adotar para compensação ambiental de suas emissões de gases com efeito de estufa. A adoção corresponde ao pagamento monetário aos agricultores familiares. O projeto, desta maneira, passa a funcionar de forma articulada com o Mercado Voluntário de Carbono, apesar de suas controvérsias sociais e ambientais. <sup>203</sup>

A atuação do projeto teve início com o apoio fundamental da Associação dos Municípios da Região Serrana (AMURES), que possibilitou o envolvimento da região rural de variados municípios e da Universidade Federal de Santa Catarina (Instituto de Educação do Campo) que o apoiou com ativa participação técnica e pedagógica. Os multivariados atores criaram boas possibilidades de articulação, sendo uma grande valia para o projeto. Cabe ressaltar que o foco do projeto em terras familiares talvez seja o que tenha permitido a diversidade sociocultural presente no projeto. As propriedades familiares, abordadas pelo projeto, caracterizam-se por não ultrapassarem 80 hectares (4 módulos fiscais) e 80% da renda bruta familiar deve advir dessa propriedade, em acordo com os parâmetros do Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (PRONAF). Portanto, são pequenas propriedades, fundamentalmente para subsistência, o que induz a uma exploração comedida da terra, escolhendo cuidadosamente os métodos de produção empregados. Assim, o projeto estimula os SAFs, incentivando a conversão para tal modelo, fornecendo informações e apoio técnico-científico para os proprietários interessados neste modelo (Carraro et al., 2012). Esse é um fator bastante significativo, especialmente quando o projeto também assume dimensões pedagógicas, assunto que voltaremos a falar ao longo dessa análise.

---

<sup>201</sup> Os proponentes argumentam que centrar-se nas áreas de APP e RL é importante para não afetar a produção familiar (Carraro et al., 2012), sendo esta uma das principais razões para ingressarem no Mercado Voluntário de Carbono, segundo os proponentes. No entanto é interessante reparar que a maior parte dos proprietários rurais não estão adequados à legislação (Oliveira e Bacha, 2003).

<sup>202</sup> <http://www.carbonoemrede.org.br/>

<sup>203</sup> Interessante reparar que o argumento dos proponentes para o ingresso no Mercado Voluntário de Carbono passa pelo argumento de que os créditos de carbono ancorados pelo protocolo de Kyoto exclui os pequenos agricultores familiares do processo, além de prejudicar a biodiversidade ao permitir que *Pinus* e *Eucalyptus* possam ser utilizados para fins de compensação. No entanto, o mercado voluntário de carbono também não tem regras claras quanto a isso. Aliás o mercado de carbono costuma ser desafiado pelas iniciativas tradicionais do campo (CEPEDES, 2013). A compensação ainda é uma mecanismo controverso, que fomenta a desigualdade no uso dos elementos naturais (florestas, água entre outros).

Portanto, o programa se divide em três linhas de ações interligadas no cumprimento de seus objetivos<sup>204</sup>: (i) educação ambiental; (ii) reconversão produtiva de práticas convencionais da agricultura; (iii) adoção de árvores (que constituem os PSE/A).<sup>205</sup> As prerrogativas da ONG e do projeto também parecem extrapolar as concepções tradicionais dos PSE/A, mas o discurso dos serviços ecossistêmicos está presente na ideia de que os agricultores devem ser remunerados por prestarem serviços ambientais à sociedade. Os PSE/A, no formato do Mercado Voluntário de Carbono são uma forma de garantir sua continuidade quando chega o fim do financiamento público obtido pelo projeto.

#### 9.2.1.4 *Produtores de Água e Floresta*

Os primeiros passos do projeto Produtores de Água e Floresta tiveram início em 2007, embora o projeto-piloto tenha-se iniciado em 2008, quando a TNC começava a promover uma articulação para implementação de um projeto de PSE/A no Estado do Rio de Janeiro, inspirando-se em iniciativas como o Programa Produtor de Água, da ANA e outras com as quais a TNC esteve envolvida no estado de Minas Gerais e São Paulo. A partir de então formou-se um grupo de trabalho entre os membros da Secretaria Estadual do Ambiente, do Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Guandu, da Prefeitura Municipal de Rio Claro, da TNC e do Instituto Terra de Preservação Ambiental (ITPA) (Ruiz, 2015).

O ITPA é a “unidade gestora do projeto (UGP)”, termo utilizado pelos proponentes para designar o principal responsável pela operacionalização geral do projeto. Como se pode ver no quadro 9.2, a forma como este projeto é arranjado é bastante comum aos anteriores. Um papel de liderança de ONGs sempre seguido de papéis fundamentais de cada instituição. No caso do Produtores de Água e Floresta, os parceiros públicos (Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Guandu, Prefeitura de Rio Claro e Secretaria Estadual do Ambiente do estado do Rio de Janeiro) são fundamentais nos novos arranjos institucionais (formais e não formais) para a implementação de um projeto de PSE/A. Outras instituições locais, como Associação Quilombola do Alto da Serra, o Sindicato Rural, entre outras,

---

<sup>204</sup> Criar uma rede de recuperação e conservação ambiental em propriedades de agricultores familiares e povos tradicionais indígenas, possibilitando a fixação de carbono, a conservação ambiental, o consumo consciente e o fortalecimento de práticas de economia solidária e agroecológicas, consolidando a entrada destes povos no mercado voluntário de carbono como prestadores de serviços ambientais e guardiões do patrimônio ambiental.

<sup>205</sup> As prerrogativas da ONG e do projeto também parecem extrapolar as concepções tradicionais dos PSE/A e da ideia do discurso dos serviços ecossistêmicos. No entanto, o conceito dos PSE/A parece entrar no jogo de modo a validar o discurso da prestação de serviços ambientais pelos agricultores.

também tiveram um papel relevante em termos de confiança para a implantação do projeto, segundo Ruiz (2015).<sup>206 207 208</sup>

Foram definidos três critérios para a definição das áreas de implementação: (i) relevância das áreas para a o abastecimento de água; (ii) importância para a conservação da biodiversidade e potencialidades de prestação de serviços; (iii) forças institucionais entre as potenciais parcerias (Ruiz, 2015). A partir daí foram definidas as instituições que abraçariam o projeto e que seria desenvolvido na microbacia do Rio das Pedras, localizada na região do Alto Rio Pirai, município de Rio Claro/RJ.<sup>209</sup>

As áreas prioritárias para a aplicabilidade do projeto também se direcionam para a conservação e restauração de APP, sobretudo aquelas que se situam nas zonas marginais a cursos de água natural, com largura mínima de 30m e raio de 50m das nascentes. É interessante destacar que, mesmo tendo o Novo Código Florestal de 2012 reduzido estas margens, os proponentes e parceiros decidiram considerar as regras originais do antigo Código Florestal de 1969, constituindo uma grande valia. Áreas que inserem no entorno de unidades de conservação também foram priorizadas (Ruiz, 2015).

Outros parâmetros de avaliação das propriedades, relacionados com os critérios de elegibilidade, influenciam também no pagamento aos produtores. O pagamento tem por base o cálculo de custo de oportunidade produtiva, a dimensão das propriedades e a qualidade das áreas florestais em seu interior (Ruiz, 2015).<sup>210</sup> O perfil dos participantes levanta algumas controvérsias no contexto da equidade e acessibilidade ao projeto, na medida em que as propriedades não representam a base da renda familiar dos proprietários, que não vivem nas propriedades contratadas pelo projeto (Paiva e Coelho, 2015).<sup>211</sup>

O projeto contou com financiamento de vários atores, embora não especificado, especialmente no começo de suas atividades, quando realçam a importância da TNC. Contudo, o principal aporte financeiro para os pagamentos destinados aos proprietários contratados é oriundo da cobrança pelo uso da água administrada pelo Comitê da Bacia Hidrográfica do Guandu, atualmente

---

<sup>206</sup> Importante destacar que a fonte de renda da maioria dos proprietários é externa à propriedade, isto é, não é resultado da atividade rural na propriedade. Outro dado importante, alinhado com os dados em âmbito nacional, é de que apenas 6% das propriedades avaliadas pelo projeto possuíam áreas de RL demarcada e apenas 1% com RL averbada em cartório (Ruiz, 2015).

<sup>207</sup> Propriedades com até 50 ha.

<sup>208</sup> De modo a fazer uma primeira seleção dos proprietários, eles foram questionados se teriam interesse em receber um pagamento para conservar as florestas em suas propriedades. A resposta foi afirmativa para 70% dos entrevistados.

<sup>209</sup> Maiores detalhes em Ruiz (2015).

<sup>210</sup> Disponível em: <[http://www.itpa.org.br/?page\\_id=497](http://www.itpa.org.br/?page_id=497)>. Acesso em 12 de maio de 2016.

<sup>211</sup> Aliás, quase metade dos proprietários que aderiram ao projeto têm renda familiar superior a R\$ 3.390,00 (três mil trezentos e noventa reais), acima da renda média das famílias do Estado do Rio de Janeiro (R\$ 3.346,37) (Paiva e Coelho, 2015).

3,5% do orçamento do Comitê.<sup>212</sup> Deste modo, o financiamento envolve indiretamente atores a jusante que acabam por participar involuntariamente. É por esta via que o projeto tem conseguido construir estabilidade e continuidade, lançando bases para um programa alargado a toda a bacia do Guandu (Programa de Pagamento por Serviços Ambientais – PRO-PSA), aliando os PSE/A às políticas públicas do estado, sendo este um passo bastante significativo.

#### 9.2.1.5 *Desmatamento Evitado*

O Programa Desmatamento Evitado, assim como o ConBio, é operacionalizado pela SPVS e está em funcionamento desde 2003. Seu principal objetivo é a conservação de remanescentes de áreas naturais de ecossistemas ameaçados, como as florestas de araucária do sul do país. Consiste em um mecanismo de "adoção de áreas" identificadas pela SPVS que cadastra os proprietários, aproximando-os de empresas que possuem interesses em apoiá-los na conservação dos remanescentes florestais de suas propriedades.<sup>213</sup> Os proponentes do projeto consideram que o projeto é um modelo de PSE/A por trabalhar na linha de conservação direta da biodiversidade, compensação de emissões, mediante a proteção de florestas em pé, e restauração ambiental.<sup>214</sup> Curiosamente, o que era antes uma responsabilidade socioambiental (compensar as emissões de GEE), converte-se em um pagamento por um serviço ambiental. Assim temos uma transição da lógica da responsabilidade para a do mercado. Este projeto, antes denominado "Programa de Adoção de Áreas", não envolvia a compensação de carbono. O lançamento do Desmatamento Evitado ocorreu apenas em 2007 (Coneglian, 2009).

O Programa foi caracterizado pelos respondentes do questionário como um PSE/A Biodiversidade, mas ancora-se cada vez mais na ideia do PSE/A Carbono. Aliás, na publicação de Guedes e Seehusen (2011), o projeto é descrito em ambos os tipos. Assim a iniciativa se beneficia de ações voluntárias de compensação de emissões, mas não objetiva a geração de créditos de carbono (Coneglian, 2009), sendo este um aspeto interessante.

Sua metodologia pode ser definida em 5 etapas (Cardoso et al., 2009; Coneglian, 2009; Borges et al., 2012). A primeira etapa consiste em identificar as empresas com intenções de apoio. A segunda etapa incide na realização de um inventário de emissões de gases de efeito estufa, nas quais se define o escopo das emissões, verificação dos procedimentos da empresa e levantamento final dos números em toneladas de dióxido de carbono equivalente (tCO<sub>2</sub>e). É somente na terceira etapa que se dá a seleção das áreas naturais a serem protegidas que devem estar de acordo com alguns critérios: proximidade com

---

<sup>212</sup> Disponível em: <[http://www.itpa.org.br/?page\\_id=497](http://www.itpa.org.br/?page_id=497)>. Acesso em 12 de maio de 2016.

<sup>213</sup> SPVS Disponível em: <<http://www.spvs.org.br/projetos/programa-desmatamento-evitado/>>. Acesso em 12 de Maio de 2016.

<sup>214</sup> As informações referentes ao arranjo institucional do projeto encontram-se disponíveis em: <<http://www.spvs.org.br/wp-content/uploads/2013/08/infoDE.jpg>>. Acesso em 12 de Maio de 2016

unidades de conservação e outras áreas já adotadas; grau de conservação do remanescente; ameaça; tamanho da propriedade; perfil do proprietário; áreas excedentes às áreas de RL e APP; e documentação regular, no qual inclui averbação de RL. Na quarta etapa realizam-se projeções de carbono em florestas nativas, considerando 120 tCO<sub>2</sub>e para cada hectare de floresta de araucária em estado avançado. A quinta etapa trata da adoção e manejo das áreas, bem como envios de relatórios (Coneglian, 2009).<sup>215</sup> Nesta etapa procede-se então a um contrato (de 5 anos, renováveis ou não) entre as partes, no qual a SPVS é o intermediador entre o financiador e o proprietário; elaboração de um plano de manejo para a área contratada e execução de ações básicas para a conservação da área. As áreas contratadas são geridas enquanto RPPNs, mas existe um trabalho de sensibilização por parte da equipe da SPVS em efetivar as áreas contratadas enquanto RPPN (Coneglian, 2009; Borges et al., 2012). Certamente, este é um diferencial do programa, na medida em que este reconhece o estabelecimento de uma área protegida para a consolidação da conservação. Pois muito embora possa haver confiança nas parcerias, os contratos são renováveis e os proprietários podem mudar decisões e motivações ao longo dos anos. Segundo a própria SPVS, o projeto é voltado para aqueles proprietários que "batalham" para manter a terra como ela está, resistindo às pressões externas. Se o incentivo que os proprietários vêm recebendo cessar, existe sempre a possibilidade de que a conservação também cesse dentro de um tempo.

O Programa ainda proporcionou novos horizontes para os PSE/A no Estado do Paraná, ao passo que influenciou, em grande medida, a criação da Lei Estadual de Pagamentos por Serviços Ambientais, incluindo o Programa Bioclima Paraná (Borges et al., 2012).

### **9.2.2 Critérios de Elegibilidade**

Os critérios de elegibilidade são um importante aspecto para se avaliar os principais pressupostos de uma iniciativa de PSE/A. Deste modo, esses critérios são fundamentais para o arranjo institucional das iniciativas, bem como para avaliar suas implicações em termos de equidade e justiça no acesso aos seus benefícios. Todas as iniciativas possuem critérios de elegibilidade, seja de ordem obrigatória ou classificatória (quadro 9.3).

---

<sup>215</sup> Esta estimativa tem por base a publicação: "Estoque e incremento de carbono em florestas e povoamentos de espécies arbóreas com ênfase na floresta Atlântica do Sul do Brasil" (SPVS, TNC, EMBRAPA Florestas, 2006).

**Quadro 9.3** Resumo dos critérios de elegibilidade para o acesso dos proprietários às iniciativas.

	Iniciativas de PSE/A	Crítérios de Elegibilidade	Ordem dos critérios
<b>01</b>	Programa Conservador das Águas <sup>216</sup>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ter seu domicílio na propriedade rural ou inserida na sub-bacia hidrográfica trabalhada no projeto;</li> <li>• Ter propriedade com área igual ou superior a dois hectares;</li> <li>• Desenvolver atividade agrícola com finalidade económica na propriedade rural;</li> <li>• Que o uso da água na propriedade rural esteja regularizada.</li> </ul>	Obrigatória
<b>02</b>	Projeto ConBio Água	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Área com vegetação nativa excedente à APP e RL bem conservada;</li> <li>• Conectividade entre as áreas naturais;</li> <li>• RL formada por espécie nativa;</li> <li>• Espécies exóticas ou invasoras na área contratada;</li> <li>• Inserção em Unidades de Conservação</li> <li>• Estado de Conservação das APP (nascentes, rios e áreas úmidas);</li> <li>• Proporção da propriedade em APP;</li> <li>• Produção Orgânica;</li> <li>• Conservação do solo;</li> <li>• Insumos químicos;</li> <li>• Áreas de criação cercadas.</li> </ul>	Classificatória
<b>03</b>	Carbono Social em Rede <sup>217</sup>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Apenas agricultores familiares com propriedades inferiores a 4 módulos agrícolas (80ha);</li> <li>• Grupos indígenas ou quilombolas com propriedades coletivas ou não.</li> </ul>	Obrigatória
<b>04</b>	Produtores de Água e Floresta	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Área de Conservação Florestal: priorizar propostas que apresentem maiores percentuais de áreas de conservação florestal em relação à área da propriedade (imóvel);</li> <li>• Grau de participação: priorizar propostas que apresentem maiores percentuais de restauração em áreas prioritárias;</li> <li>• Localização das propostas: priorizar as áreas de intervenção que estejam localizadas em regiões que contribuam para o abastecimento da população;</li> <li>• Perfil do proponente: priorizar propostas apresentadas para imóveis cujos proprietários sejam comprovadamente enquadrados como “agricultor familiar ou empreendedor familiar rural” (lei federal nº 11.326/2006, art. 3º);</li> <li>• Participação no projeto: priorizar propostas de continuidade de contratos vigentes (caso possível).</li> </ul>	Classificatória

<sup>216</sup> Fonte: Decreto nº 1.703 de 06 de abril de 2006. Regulamenta a Lei nº 2.100/05 que cria o Projeto Conservador das Águas, autoriza o executivo a prestar apoio financeiro aos proprietários rurais e dá outras providências.

<sup>217</sup> Os módulos fiscais agrícolas alteram-se conforme a localidade. No caso das localidades abrangidas pelo projeto representem 80 ha (Carraro et al., 2012), isto é, são consideradas pequenas propriedades.

05	Programa Desmatamento Evitado <sup>218</sup>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Estado de conservação de remanescentes florestais das propriedades;</li> <li>• Propriedades com mínimo de 100 hectares;</li> <li>• Matriz da paisagem;</li> <li>• Relevância da localização dentro dos limites da Floresta Ombrófila Mista;</li> <li>• Perfil do proprietário;</li> <li>• Áreas excedentes às áreas de APP e RL;</li> <li>• Documentação regular (incluindo averbação de Reserva legal.</li> </ul>	Classificatória
----	--	---	-----------------

O programa "Conservador das Águas" priorizou áreas já trabalhadas pela prefeitura, o que facilita o sucesso de suas iniciativas, tanto em termos técnico-científicos, quanto institucionalmente. Os critérios de elegibilidade têm fundamento no Decreto nº 1.703/06 que regulamenta a Lei nº 2.100/05 que cria o Projeto Conservador das Águas. Sendo assim, é o único cujos critérios se assentam no marco legal. O programa admite quaisquer propriedades, desde que tenham mais de 2 ha. A desigualdade de acesso poderá ser um fator a se considerar. Ao passo em que propriedades de grandes dimensões poderão ser contratadas, isso poderá influenciar certa desigualdade na captação de recursos e entre os beneficiados pelo programa. Por exemplo, a maior propriedade confere ao seu proprietário um pagamento anual de R\$ 55.250,00 enquanto o menor pagamento é de R\$ 884,00 anual. Um dos critérios é que a atividade agrícola na propriedade tenha finalidade econômica. Esse é um fator importante, mas ambíguo se as circunstâncias não forem esclarecidas. Por exemplo, não fica claro que os proprietários que utilizem suas terras apenas para subsistência estejam aptos a se beneficiar do programa, a não ser que tenham um negócio associado à sua produtividade.

Um dos argumentos pelo direcionamento dos PSE/A para a recuperação de APP e RL e consequente regularização dos proprietários, como é o caso dos objetivos presentes no projeto Conservador de Águas, é de que os proprietários não têm capacidade financeira para regularizar suas áreas de APP e RL. Deste modo, pode-se presumir que os proprietários que mais teriam dificuldade de regularização fiquem excluídos pelos critérios de elegibilidade. No entanto, se a prática da subsistência está incluída na finalidade econômica, podemos ignorar tal implicação. E como se trata de um projeto voltado para os recursos hídricos, um dos critérios é que a utilização da água na propriedade esteja regularizada. Isso é fundamental, sobretudo, para propriedades que têm finalidade econômico-produtiva, em que o uso deve estar adequado às suas funções produtivas e de despejo, já que demandam intensamente a atividade pecuária, que pode trazer diversos impactos para a qualidade e disponibilidade de água. A importância deste critério fica ainda mais realçada, por ser a pecuária uma atividade bastante

---

<sup>218</sup> Os proponentes do programa "Desmatamento Evitado" responderam que não existem critérios de elegibilidade concernentes ao programa, mas é possível indentificar traços desses critérios nas informações disponíveis sobre o programa (Coneglian, 2009; Borges et al., (2012), pelo que foi considerado aqui nesta discussão que eles se utilizam de critérios para a seleção das áreas contratadas, de forma classificatória.

comum nas propriedades contratadas pelo programa.<sup>219</sup> Na época de implantação do programa, foi priorizada a sub-bacia das Posses, por apresentar apenas 10% de cobertura vegetal. Este elemento não foi descrito como um critério para elegibilidade, mas de prioridade (Pereira, 2013; Pereira et al., 2010), revelando o grande valor da recuperação de áreas muito degradadas para o programa. Este é um fator essencial para a Mata Atlântica em um momento em que se requer não apenas ações de conservação, mas de recuperação de áreas degradadas.

O projeto “ConBio Água” não apresentou critérios específicos para a seleção dos proprietários. Contudo, a área de abrangência do projeto é a Área de Proteção Ambiental (APA) do Piraquara, sendo a bacia mais bem conservada em termos de remanescentes florestais.<sup>220</sup> Deste modo, é possível dizer que um dos critérios de elegibilidade é a presença de áreas naturais bem conservadas nas propriedades rurais, uma vez que o projeto visa especialmente remanescentes florestais da região mencionada. Entretanto, a metodologia empregada é própria do Projeto Oásis que utiliza critérios classificatórios bastante específicos, especialmente critérios ecológicos. Seus critérios podem estar distinguidos em três categorias:

- i. Conservação da Área Natural: Área com vegetação nativa excedente à APP e RL bem conservada; conectividade entre as áreas naturais; RL formada por espécies nativas; espécies exóticas ou invasoras na área contratada; inserção em Unidades de Conservação;
- ii. Recursos Hídricos: Estado de Conservação das APP (nascentes, rios e áreas úmidas) e proporção da propriedade em APP;
- iii. Produção Agrícola: conservação do solo; produção orgânica (biológica); insumos químicos; áreas de criação cercadas.

Os critérios contemplados pelo Projeto Oásis são de grande relevância geral. Enquanto a maioria dos projetos, em âmbito nacional, visa a adequação das áreas de APP e RL através de sua recuperação, o Projeto Oásis, é dos únicos que consideram as áreas com vegetação nativa conservadas que sejam excedentes às áreas de APP e RL. Este é um fator crucial para levar a outro patamar a conservação da Mata Atlântica, além do que os marcos legais pressupõem. A conectividade entre as áreas naturais (internas e externas à propriedade) é outro diferencial dos critérios classificatórios propostos pelo Projeto Oásis. Cabe, do mesmo modo, destacar a proporção de APP em relação às demais áreas da propriedade. A produção agrícola também é considerada na classificação das propriedades, levando em conta a conservação dos solos, os químicos utilizados, bem como se há produção biológica

---

<sup>219</sup> A atividade pecuária é mais intensa que a agrícola na região de Extrema, mas a plantação de eucalipto começa a ser uma atividade cada vez mais atrativa e presente, por demandar menos despesas, manutenção e mão-de-obra (Golçalves, 2013).

<sup>220</sup> Disponível em: <<http://www.piraquara.pr.gov.br/facoparte/O+Projeto+Manancial+Vivo+218+4451.shtml>> acesso em 16/07/2016.



(orgânica) na propriedade e ainda áreas cercadas para criação de animais, um fator importante, considerando que seus dejetos poderão contaminar os cursos de água que atravessam as propriedades.

Tais critérios também são responsáveis pela flexibilidade do pagamento ao proprietário, isto é, quanto mais práticas adequadas, maior o pagamento. São critérios classificatórios, mas que poderão estimular os proprietários a adotarem práticas mais adequadas. Contudo, a adoção de algumas dessas práticas poderá ter um custo maior que o custo de oportunidade por mantê-las. Seria interessante avaliar se tais critérios, efetivamente, têm vindo a influenciar os proprietários a adotarem as práticas presentes nos critérios. Os critérios elencados são referentes ao Projeto Oásis, pelo que poderá não representar fidedignamente os critérios utilizados pelo ConBio Água (ou pelo Manancial Vivo, da Prefeitura Municipal de Piraquara), que deverão ser contextualizados, apesar da generalidade aplicável dos critérios.

Os critérios de elegibilidade do projeto "Carbono Social em Rede" diferem dos demais por ter um caráter mais social. Ao priorizar, em termos de obrigatoriedade de acesso, agricultores familiares, grupos indígenas e quilombolas com pequenas propriedades (coletivas ou não), revela uma via bastante interessante para os PSE/A. Durante a aplicabilidade do projeto, como constatamos nas discussões sobre os arranjos institucionais, os critérios ecológicos (como o estímulo ao plantio biodiverso, recuperação de áreas degradadas com interesse ecológico – APP) não são deixados de lado, mas integrados nos contextos das pessoas contempladas pelo projeto. A própria característica da iniciativa de fomentar a reconversão produtiva é um estímulo à mudança de comportamento na produção agrícola na qual, não só critérios sociais são abarcados, mas toda uma gama de benefícios ecológicos que os SAFs podem promover. Por serem pequenas propriedades, reduzem-se os riscos de iniquidades no acesso aos benefícios. Ao abranger povos tradicionais e permitir, igualmente, o acesso de propriedades coletivas, mostra que o projeto não influencia muito em aspetos fundiários, que serão discutidos mais à frente.

Os critérios de elegibilidade do projeto “Produtores de Água e Floresta”, conforme as respostas ao questionário, também são classificatórios, com funções de priorização e são distribuídos, essencialmente, em cinco categorias: (i) área de conservação florestal; (ii) grau de participação; (iii) localização das propostas; (iv) perfil do proponente; (v) participação no projeto. Os detalhes de cada categoria podem ser visualizados no quadro 9.3. O primeiro critério determina que sejam priorizadas propriedades em que as áreas de conservação florestal sejam proporcionalmente maiores que a área 'útil' da propriedade. O segundo critério, grau de participação, vem priorizar locais em que a restauração vem sendo empreendida em áreas prioritárias. O terceiro critério estabelece que as áreas que proporcionam maiores potenciais de abastecimento para a população sejam priorizadas. Os critérios do projeto também abarcam questões sociais importantes como o perfil dos proprietários (quarto critério) que devem se enquadrar como agricultor familiar ou empreendedor familiar rural. Como são classificatórios, os critérios não impedem que grandes propriedades sejam contratadas, levantando implicações semelhantes às já discutidas acima na iniciativa “Conservador das Águas”, sobretudo

quando o papel do setor público é tão presente, assim como o pagamento advindo do orçamento público. Independente da eficácia da estratégia, ainda se requer clarificação nestas questões, como "deve o dinheiro público servir para adequar áreas de APP degradadas?" Especialmente, quando se trata de propriedades de grandes dimensões. Visando a continuidade, o projeto ainda prioriza propriedades que já possuam contrato vigente (quinto critério).

O objetivo principal do programa "Desmatamento Evitado" é a conservação efetiva de áreas com remanescentes florestais nativos, especialmente de floresta ombrófila mista, a chamada floresta de araucária. Seus critérios refletem tais objetivos e são estritamente ecológicos, com exceção do perfil dos proprietários, priorizando aqueles que já vêm resistindo às pressões pela conservação de suas propriedades. Surgem como critérios o estado de conservação dos remanescentes, a matriz paisagística na qual se inserem as propriedades, priorizando aquelas que estão dentro dos limites das florestas de araucária. Dentre os poucos projetos, no âmbito nacional, o Desmatamento Evitado, bem como o Projeto Oásis, prioriza áreas excedentes às áreas de APP e RL. O programa também prioriza áreas que já estejam regularizadas (onde se inclui a averbação de RL). Sendo assim, o programa acaba influenciando em questões fundiárias, priorizando proprietários com áreas legalmente adequadas e direitos de propriedade bem definidos.

Podemos concluir que os critérios de elegibilidade são um dos mais fundamentais elementos de um esquema de PSE/A e distinguem-se conforme os objetivos essenciais de cada iniciativa, refletindo suas principais prerrogativas. A diversidade de critérios que surgiram ao longo das iniciativas reflete também a diversidade das iniciativas. É suposto que os critérios devam ser adaptados aos contextos socioecológicos e também aos objetivos das iniciativas, de modo que a conservação possa ser alcançada, mudanças comportamentais fomentadas e conflitos socioambientais endereçados. Mas é igualmente fundamental que alguns critérios possam ser universalizáveis e, conforme as iniciativas, classificados como obrigatórios ou classificatórios. O questionário sugeriu que os critérios estivessem classificados em obrigatórios ou classificatórios. No entanto, é interessante que haja complementaridade entre os critérios obrigatórios e classificatórios na estruturação das iniciativas de modo a identificar aquilo que é prioritário e aquilo que pode ser benéfico se contemplado. Por exemplo, se o objetivo principal é promover melhor qualidade de vida aos agricultores familiares, pequenas propriedades podem aparecer como um critério obrigatório, mas a conservação de remanescentes de áreas excedentes às de APP e RL poderia ser um critério classificatório, como uma importante componente conservacionista.

Na discussão final do questionário voltarei aos critérios de elegibilidade e ao seu papel na caracterização do tipo de abordagem de PSE/A (conservacionista ou desenvolvimentista) e no direcionamento geral de uma iniciativa.

### 9.3 Caracterização e orientação dos conceitos e práticas das abordagens

#### 9.3.1 Finalidade<sup>221</sup>

Uma das questões fundamentais debatidas no âmbito dos PSE/A no Brasil é o escopo das intervenções, isto é, a unidade conceitual que determina o alvo explícito das ações das iniciativas. Vivan (2012) discrimina a finalidade das intervenções em dois grupos fundamentais:

- i. Floresta: abordagem cuja orientação prioritária (frequentemente, exclusiva) à conservação de remanescentes de fragmentos florestais nativos em áreas protegidas privadas ou públicas – tais como Área de Preservação Permanente (APP), Reserva Legal (RL), Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), Unidade de Conservação (UC), terra indígena (TI) e Corredor Ecológico.
- ii. Paisagem: abordagem orientada para as mudanças no uso da terra e das práticas agrícolas (nas quais se incluem agricultura, silvicultura, sistemas agroflorestais)<sup>222</sup>, recuperação de cobertura florestal orientada.

Conforme ilustrado no quadro 9.4 abaixo, de acordo com as respostas ao questionário, a principal finalidade das intervenções identificadas é o voltado para a ‘Floresta’. Os PSE/A-Água muitas vezes concentram-se na recuperação ou manutenção das APPs nas propriedades rurais privadas. Considerando que uma das principais funções das APPs é a de estabelecer proteção aos mananciais hídricos, através da manutenção e restauração das matas ciliares, isso poderá explicar a opção por tal escopo. Essa abordagem poderá ter implicações claras na articulação com o Novo Código Florestal. A proteção de uma APP é uma obrigatoriedade legal e, portanto, quando o foco é a recuperação, trata-se de recuperar uma área que está muito provavelmente em estado irregular, devido ao seu estado degradado. O impacto até poderá ser positivo, considerando que uma área de APP em estado degradado poderá ser recuperada. Contudo, deverá ser o pagamento direcionado para regularizar os proprietários em falta com a legislação? Quando o foco é a manutenção, também legalmente obrigatória, uma iniciativa de pagamento poderá criar possibilidades para chantagens institucionais, isto é, um

---

<sup>221</sup> Santos e Vivan (2012) utilizam a terminologia “escopo”. Considerando que tal terminologia é de uso pouco comum em Portugal, preferimos adotar “finalidade” enquanto um substituto.

<sup>222</sup> O corredor ecológico até poderia ser incluído nessa abordagem conforme a orientação das práticas, redefinindo-se como corredores agroecológicos.

proprietário poderá argumentar que não tem recursos para a manutenção de parte de suas terras. Deverá o pagamento ser direcionado para auxiliar os proprietários na manutenção de suas propriedades?

**Quadro 9.4** Resumo da caracterização e orientação conceptual.

		<b>Perfil</b>	<b>Serviço</b>	<b>Modalidade</b>	<b>Finalidade da Intervenção</b>	<b>Tipo de Abordagem</b>
<b>01</b>	Programa Conservador das Águas	SE/A como Externalidades	PSE/A-Água	Restrição de Uso	Floresta	Conservacionista
<b>02</b>	Projeto ConBio Água	PSE/A Específico	PSE/A-Água	Restrição de Uso	Floresta	Conservacionista
<b>03</b>	Carbono Social em Rede	Tipo-PSE/A	PSE/A-Carbono	Restauração	Paisagem	Conservacionista
<b>04</b>	Produtores de Água e Floresta	PSE/A Específico	PSE/A-Água	Restrição de Uso	Floresta	Conservacionista
<b>05</b>	Programa Desmatamento Evitado	SE/A como Externalidades	PSE/A-Biodiversidade <sup>223</sup>	Restrição de Uso	Floresta	Conservacionista

O único caso cuja finalidade foi identificada enquanto ‘paisagem’ foi um caso de PSE/A-Carbono, cujo foco foi a 'restauração'. O que nos leva a outro critério analisado no questionário, a modalidade.

### 9.3.2 Modalidade

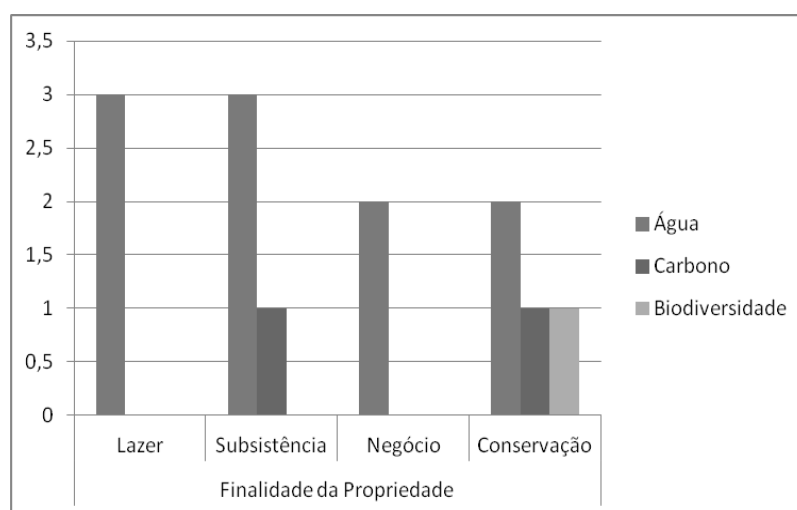
A modalidade das iniciativas é um critério com relações próximas e complementares ao escopo da intervenção e é definida, segundo Eloy et al. (2013, p. 29), em quatro categorias:

- i. Restrição de uso: o pagamento é destinado a compensar um agricultor por ele renunciar ao uso de uma área, geralmente coberta por vegetação nativa.
- ii. Restauração: o pagamento visa dar uma contribuição aos custos de recomposição da vegetação em áreas já desmatadas.
- iii. Valorização de práticas tradicionais: buscam recompensar práticas de gestão do meio-ambiente ou práticas agroextrativistas de baixo impacto que já são de domínio das populações locais.

<sup>223</sup> Embora os proponentes o tenham caracterizado enquanto um PSE/A-Biodiversidade, também poderia ser caracterizados como um PSE/A-Carbono.

- iv. Transição: eles procuram incentivar a adoção de práticas agrícolas sustentáveis e a diversificação produtiva.

Como pode ser visto no quadro 9.4 acima, quatro projetos optaram pela modalidade ‘restrição de uso’, sendo dois casos de PSE/A-Água, um PSE/A-Carbono e outro PSE/A-Biodiversidade. É bem provável que a ‘restrição de uso’ poderá representar critérios de conservação tradicionais, favorecendo bons resultados em termos ecológicos, pelo menos a curto prazo, considerando que o proprietário renuncia ao uso do fragmento florestal contratado, pelo período contratado. Para os casos de PSE/A-Biodiversidade, a restrição de uso poderá ser a estratégia mais fiável e adequada, ponderando a importância da integridade ecológica para a manutenção da biodiversidade. Também é verdade que o uso de satélites para a monitorização remoto poderá encorajar tal abordagem, devido à crescente utilização de novos instrumentos cartográficos, como as imagens de satélites, sistemas de informações geográficas, georreferenciamento e suas potencialidades. No entanto, como se trata de proprietários rurais que muitas vezes fazem uso da terra para subsistência, a restrição no uso da terra poderá trazer implicações para as famílias. A subsistência é a finalidade principal, junto com o lazer, das propriedades contempladas pelos projetos e programas que responderam ao questionário (figura 9.2).



**Figura 9.2** Finalidade das propriedades conforme os serviços ecossistêmicos/ambientais preconizados pela iniciativa; e o total de cada finalidade ao longo das iniciativas.

Para os casos de carbono, o foco em restauração, selecionado pelo projeto “Carbono Social em Rede”, parece ser bastante interessante, por trazer maior adicionalidade não somente em termos de captura de carbono e equivalentes, mas em termos de florestas adicionais, muito embora, como é revelado nas respostas obtidas, os projetos se concentrem em intervenções de ‘restrição de uso’ que podem não proporcionar adicionalidade, especialmente sem a proteção legítima da área.<sup>224</sup> Os casos de ‘paisagem’ poderão ser mais complexos de monitorizar, considerando que não se trata só da proteção

<sup>224</sup> O assunto da adicionalidade será trabalhado mais adiante, neste capítulo (secção 4.4).

das florestas, mas de monitorizar o uso da terra e avaliar se sua utilização está coerente com os pagamentos pelos serviços. Esta pode ser uma razão para se ter poucos casos voltados para o escopo 'paisagem'.

A valorização de práticas tradicionais e a transição, apesar de não terem sido escolhidas pelos projetos, têm particularidades interessantes que podem oferecer benefícios específicos. A abordagem da 'transição' poderia ser uma estratégia com elevado potencial para propiciar um melhor uso da terra e evitar os chamados vazamentos (*leakages*),<sup>225</sup> proporcionando uma melhor relação com a terra. A transição de um sistema convencional de agricultura para os moldes da agroecologia (ou agrofloresta) poderá trazer benefícios socioecológicos, mas, em verdade, é difícil mensurar os serviços ecossistêmicos prestados. Tal abordagem tem um grande potencial especialmente para os casos de PSE/A-Água, ao propiciar uma mudança no uso da terra, sem estimular um pagamento pelo cumprimento da lei de recuperar áreas de APP e RL. Nenhum respondente identificou sua modalidade enquanto transição, mas a iniciativa "Carbono Social em Rede", como já foi discutido acima no arranjo institucional, para além de restaurar áreas de RL e APP, procura incentivar a conversão produtiva, estimulando que os pequenos agricultores passem a adotar os SAFs, favorecendo uma transição para um uso da terra mais adequado. Portanto, este poderia ser considerado um caso também de transição, apesar de a resposta dos proponentes do projeto ter sido 'restauração'.

A 'Valorização de práticas tradicionais' também é uma modalidade interessante, ao passo em que incentiva não somente as práticas tradicionais, mas igualmente os povos que a praticam, bem como seus modos de vida, que passam despercebidos pelos convencionalismos das sociedades atuais. Não houve nenhum projeto que apostasse especificamente nessa modalidade, mas duas iniciativas procuraram envolver as comunidades tradicionais (indígena e quilombola), o projeto "Carbono Social em Rede" e o "Produtores de Água e Floresta".

### 9.3.3 Perfil

Considerando a ampla definição sobre a qual os PSE/A podem atuar, foram delimitados quatro perfis fundamentais (Vivan, 2012):

- i. PSE/A Específico (Projeto que foram desenhados com o intuito de venda de serviços ambientais/ecossistêmicos)
- ii. Tipo-PSE/A (atendem parcialmente os condicionantes de um esquema específico de PSE/A)

---

<sup>225</sup> São os deslocamentos das atividades nocivas para as áreas não acobertadas pelo programa.

- iii. Serviços Ecosistêmicos/Ambientais como externalidades (geram serviços ecosistêmicos/ambientais, mas não foram desenhados com a preocupação de venda de SE/A)
- iv. Preparatórios (projetos que investem em etapas preparatórias, como regularização fundiária, infraestrutura, capacitação para a gestão, tendo como horizonte os PSE/A).

Assim, outro fator que poderá indicar ou influenciar na preferência pelas abordagens da 'restrição de uso' e 'floresta' é o perfil do projeto/programa. Dois projetos se apresentam enquanto 'PSE/A-específico', isto é, pressupõem regras muito semelhantes às de mercado, ancoradas na visão coeseana de Wunder (2005); outros dois apresentam os serviços ecosistêmicos/ambientais enquanto externalidades (positivas). Ambos os perfis preconizam uma garantia de 'entrega' dos serviços, pelo que os esforços de assegurá-la acabaram por se manifestar na 'restrição de uso' e 'floresta', menos onerosos para monitorizar. Apenas um respondente caracterizou seu projeto como 'Tipo-PSE/A', por não se adequar às definições restritas de Wunder (2005), enquadrando-se nas definições mais amplas de Muradian et al. (2010).<sup>226</sup> É importante salientar que os projetos que se caracterizaram como um PSE/A-específico ("Produtores de Água e Floresta" e "ConBio") tratam-se mais de um caso de PSE/A-tipo, sobretudo por não cumprirem com a voluntariedade por parte dos compradores do serviço, isto é, parte dos recursos para os pagamentos provêm de uma "taxa" adicional na conta de água dos moradores da bacia contemplada pelo projeto. Esse é um modelo bastante comum no Brasil, que foge às definições mais específicas, mas de modo a preservar as respostas dos proponentes foram mantidas as respostas originais. Essa situação também é interessante a título de reflexão, já que revela a complexidade nas definições do instrumento e suas adequações e implicações.

Há muitas discussões acerca de qual dos perfis de PSE/A seria o mais adequado, isto é, o "Específico" de Wunder (2005), ou "Tipo" de Muradian et al. (2010).<sup>227</sup> É inegável que a abordagem de Wunder está muito mais próxima dos preceitos do mercado, com implicações já discutidas anteriormente (capítulo 7). Além disso, é bastante mais restritiva em relação ao enquadramento das iniciativas de PSE/A. A elevada quantidade de iniciativas que não se enquadram na perspectiva específica dos PSE/A acaba por afastar as delimitações teóricas das aplicações práticas. Isto é, são poucas as iniciativas que seguem os critérios estabelecidos por Wunder (2005) para ser consideradas um PSE/A (Vivan, 2012). A abordagem de Muradian et al. (2010) tenta aplacar esse distanciamento teórico-prático e procura ser mais inclusiva, ao considerar todas essas iniciativas inspiradas na lógica dos PSE/A enquanto PSE/A de facto. No entanto, tal versão mais inclusiva não é inócua, pois inclui

---

<sup>226</sup> A discussão sobre as definições de Wunder (2005) e Muradian et al. (2010) podem ser revistas no capítulo 7.

<sup>227</sup> Wunder (2008) denomina PSE/A genuíno (*PES-Genuine*) as iniciativas PSE/A que se enquadram nos critérios estabelecidos por ele. Aquelas iniciativas que não se adequam aos seus critérios ele denomina tipo PSE/A (*PES-Like*)

qualquer iniciativa conservacionista (e outras iniciativas agro-ambientais) que envolva financiamento no âmbito dos PSE/A. Poderá surgir com isso uma sobreposição conceitual da lógica da conservação, para além de deslocamentos de recursos de financiamentos da conservação tradicional para amparar os PSE/A, tão em voga no universo dos conflitos entre conservação e uso da terra. Com isso, passamos a testemunhar uma mudança de valores no âmbito da conservação, em que toda iniciativa conservacionista prega a prestação de serviços ambientais, sendo que qualquer financiamento pode ser considerado um pagamento por tais serviços.

#### **9.3.4 Tipo**

Ainda de modo a identificar a orientação das ações das iniciativas, dois tipos de abordagem foram delineadas:

- i. Conservacionista (voltada para a conservação, em que o desenvolvimento é um efeito secundário).
- ii. Desenvolvimentista (voltada para o desenvolvimento, em que a conservação é um efeito secundário).

Todos os projetos foram identificados pelos proponentes como 'conservacionistas', isto é, direcionados para a conservação, mas com resultados positivos, ainda que colaterais, para as pessoas. Eloy et al. (2013) já chamaram a atenção para alguns perigos da perspectiva conservacionista e suas implicações, já discutidos brevemente no capítulo 8. Mas cabe brevemente recordar que tal perspectiva poderá favorecer os proprietários rurais, que ilegalmente degradaram a floresta, através do financiamento de sua recuperação e manutenção; além de ignorar outros sistemas (como os agroflorestais) que também podem promover a conservação, ainda que indiretamente.<sup>228</sup>

É importante notar que, com exceção de um dos proponentes (Prefeitura de Extrema) todas as outras iniciativas são propostas por ONGs ambientais (ou socioambientais) cujo objetivo principal está bastante ligado à conservação das florestas. Isso poderá ter influenciado em grande medida a caracterização de suas iniciativas de PSE/A enquanto conservacionistas, dando continuidade e complementaridade às outras iniciativas empreendidas pelas ONGs em questão. ONGs voltadas a aspetos mais sociais na relação com a terra tendem a perspetivar o desenvolvimento rural, que poderá ser uma via interessante para as iniciativas de PSE/A de uma forma geral, como é o caso do "Carbono Social em Rede". Obviamente, conservar a floresta exige um sólido trabalho e articulação com seus potenciais destruidores, as pessoas. A palavra 'desenvolvimentista' também poderá ter sido uma escolha

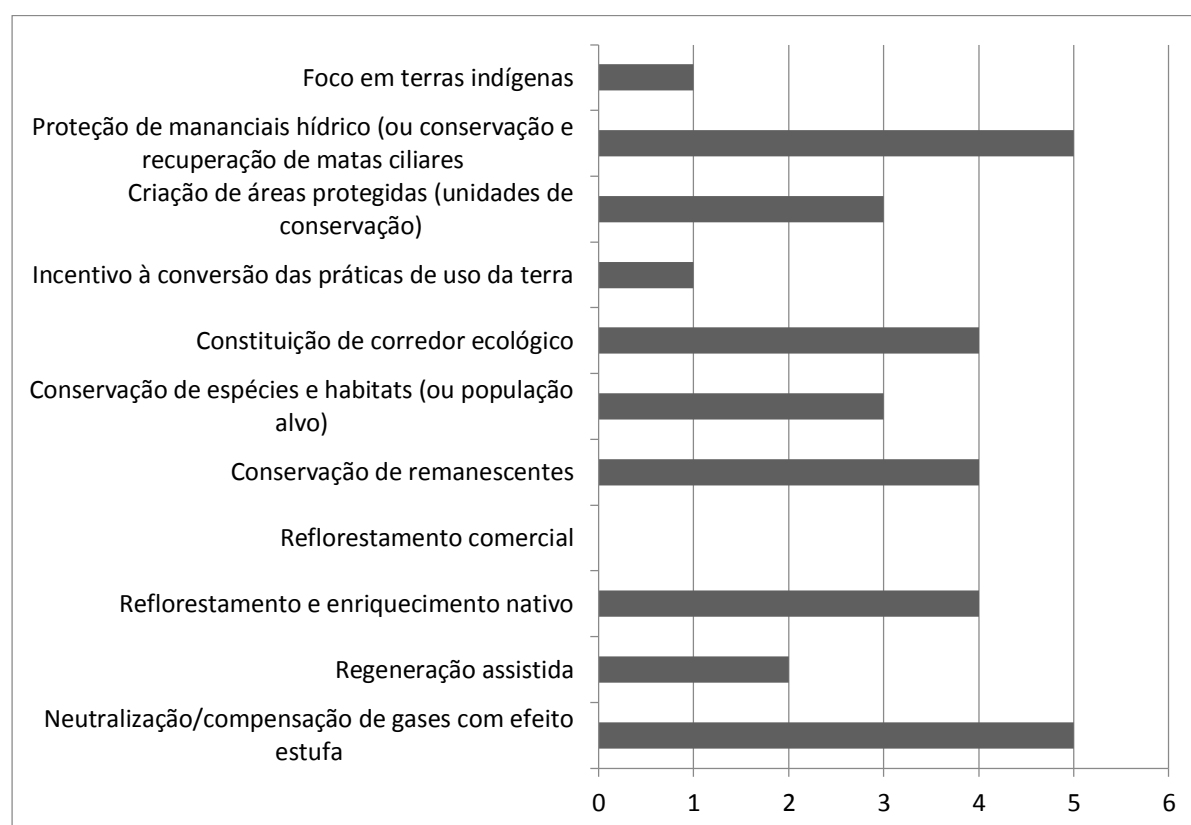
---

<sup>228</sup> Este critério do tipo de abordagem é fundamental para argumentar que os PSE/A poderiam ser direcionados para as políticas de desenvolvimento rural, com implicações conservacionistas e não como instrumentos de conservação, pois revelam fragilidades em assegurar a permanência de uma determinada área protegida pelas iniciativas de PSE/A que sempre dependem dos incentivos.



inadequada, sobretudo diante de iniciativas conservacionistas que tendem, historicamente, a discordar dos discursos desenvolvimentistas. Mas, talvez, as próprias ONGs conservacionistas podem não estar cientes da mudança conceptual e práticas de suas abordagens. Por exemplo, o conceito de 'desenvolvimento sustentável' é um conceito desenvolvimentista, o conceito de PSE/A é igualmente desenvolvimentista. São conceitos que tendem a aliar a conservação, ou fazê-la acompanhar, o desenvolvimento económico, de modo que também se tenham mais financiamentos para a própria conservação. Portanto, isto também revela a mudança nos valores da conservação que, para ser 'conservada', precisa acompanhar as tendências neoliberais.

Para além dos objetivos principais articulados com o serviço ambiental prestado, outros objetivos poderão vir associados, revelando valores importantes na constituição dos projetos. Um projeto voltado para o serviço hídrico poderá igualmente viabilizar o sequestro de carbono enquanto parte dos objetivos prioritários; ou uma comunidade tradicional indígena poderá ser beneficiada enquanto se promove o serviço de biodiversidade. Ainda assim, repara-se que os objetivos prioritários estão relacionados com critérios mais ecológicos (figura 9.3), relevantes para o desenho de um instrumento orientado para a conservação da biodiversidade.



**Figura 9.3** Objetivos paralelos das iniciativas que responderam a este questionário.

Nesse sentido, nota-se que os objetivos são multivariados e não apenas centrados na prestação de serviços. O que se revelou é que a proteção dos mananciais hídricos tem igual prioridade à neutralização e compensação carbônica, ainda que haja mais iniciativas voltadas para a prestação de serviços hídricos. Deve-se ressaltar que a maior parte das iniciativas está alinhada com importantes critérios ecológicos, como a constituição de corredores, conservação de remanescentes, entre outros. Felizmente, nenhum dos projetos endossa o reflorestamento comercial, sem o intuito da subsistência, o que cria maior confiança nessas iniciativas.<sup>229</sup>

### 9.3.5 Monitorização

A diversidade de elementos ecológicos, enquanto objetivos e objetos práticos das iniciativas, nos leva à questão fundamental e complexa da monitorização. Como garantir que tais objetivos estão sendo assegurados e, sendo esquemas de PSE/A, como assegurar que os serviços ecossistêmicos/ambientais estão sendo devidamente provisionados. Existem fundamentalmente duas estratégias operacionais de monitorização utilizadas nos esquemas de PSE/A (Santos e Vivan, 2012) que também se distinguem com o perfil das iniciativas:

---

<sup>229</sup> O foco nas florestas através de um instrumento económico poderá repercutir negativamente não apenas para os atores sociais envolvidos, mas também para a conservação das florestas. É um instrumento económico concebido para proteger as florestas de forma economicamente eficiente, mas que coloca em foco os beneficiários: os provedores (proprietários rurais) e os usuários dos serviços (qualquer um que goza dos serviços supostamente providos pelos proprietários rurais). Tal facto condiciona a conservação do mundo natural aos serviços que ele presta, obscurecendo aspetos fundamentais na conservação do mundo natural e da biodiversidade (capítulo 6). Não obstante, os PSE/A podem ser um instrumento ainda pouco confiável para a conservação da biodiversidade, ainda que sejam voltados para a conservação das florestas. E, por serem voltados para as florestas, levantam ainda muitas dificuldades sociais em termos de justiça e equidade. Quem devem ser os beneficiários dos PSE/A: grandes proprietários (com maiores porções de florestas para conservar), ou os pequenos grupos mais vulneráveis e menos abastados (agricultura familiar, povos indígenas e quilombolas)? Os esquemas de PSE/A, de uma forma geral, demandam uma regularização fundiária que limita os grupos que há gerações vivem 'sustentavelmente' no território em que estão inseridos, mas que sequer podem comprovar posse ou direito de propriedade sobre tais terras. E talvez nem devessem fazê-lo, em verdade, considerando que os PSE/A tendem a traçar um regime proprietário sobre os bens comuns (Packer, 2015).

Portanto, os PSE/A poderiam desenhar novas contribuições se fossem mais direcionados para beneficiar os pequenos grupos rurais (incluindo povos tradicionais, como os povos indígenas e quilombolas), incentivando-os a mudar suas práticas para moldes mais alinhados com a conservação da biodiversidade (como a agroecologia, por exemplo) ou motivá-los a manter as suas práticas que refletem tais moldes (como alguns conhecimentos e técnicas tradicionais indígenas). Claro que a conservação da Natureza e da biodiversidade estaria implicada enquanto requisito para priorizar os participantes, enquanto resultado colateral positivo para a conservação do mundo natural.

Contudo, quando se trata da proteção da biodiversidade, os instrumentos deverão ser desenhados para assegurá-la. Os PSE/A flutuam conforme interesses que poderão obscurecer a proteção da biodiversidade, o que coloca em causa a sua efetividade para a conservação, ainda que possam proporcionar certos benefícios, especialmente em curto e médio prazo.

- i. *Output-based*: quando a monitorização é baseado nos indicadores do serviço ecossistémico gerado, por exemplo, toneladas de carbono sequestradas, grau de turbidez da água, número de espécies de aves protegidas, entre outros);
- ii. *Input-based*: quando se assume a hipótese de que alterações no uso do solo e nas práticas agrícolas geram efeitos na provisão de serviços ecossistémicos, bastando por isso monitorizar apenas as mudanças ocorridas – cobertura florestal, área em manejo isenta de agrotóxicos – em vez dos serviços ecossistémicos propriamente ditos.

Voltemos um pouco mais atrás na importância da qualificação do perfil das iniciativas, que se liga inevitavelmente às estratégias operacionais da monitorização. Um perfil de 'PSE/A-específico' (Wunder, 2005), pressupõe uma transação voluntária entre pelo menos um comprador e vendedor de um serviço ambiental bem definido. Deste modo, a monitorização deverá assegurar que este serviço seja provido, isto é, exige-se a identificação dos serviços alvo das iniciativas e sua mensuração. Assim, deve existir uma relação clara e mensurável entre o serviço a ser provido e o seu indicador (Santos e Vivan, 2012).

A monitorização deverá garantir que o uso do solo esteja sendo cumprido com o estipulado que, por sua vez, representa o cumprimento com a provisão do serviço ambiental. Por exemplo, no caso de um PSE/A-Água específico, não basta aumentar e proteger as áreas de matas ciliares, ou restringir o uso do solo nessas mesmas áreas, requer-se uma monitorização de vazão e qualidade da água através de indicadores específicos (como a turbidez da água, entre outros). Esta estratégia, denominada *output-based*, envolve muitas dificuldades relacionadas com a medição e valoração dos serviços ecossistémicos, que devem ser rigorosas e, geralmente, com elevados custos associados, que poderão ocupar grandes proporções dos orçamentos de projetos de PSE/A (Sommerville et al., 2011). Esta é uma das principais prerrogativas que justificam a escolha pela estratégia *input-based*, que não requer quantificações elaboradas dos resultados em termos de provisão de serviços, pois se assumem as hipóteses nas relações entre o uso do solo e a provisão dos serviços como indicadores (Santos e Vivan, 2012).

As respostas das iniciativas aqui analisadas refletem a preferência generalizada pela estratégia *input-based*, sendo que três em cinco optaram por tal estratégia (quadro 9.5). No entanto, surgem algumas controvérsias quando comparadas as estratégias de monitorização com os perfis das iniciativas.

**Quadro 9.5** Estratégia operacional utilizada no processo de monitorização comparativamente ao perfil da iniciativa.

	Iniciativas de PSE/A	Estratégia Operacional da monitorização	Perfil da iniciativa
<b>01</b>	Programa Conservador das Águas	<i>Input-based</i>	SE/A como externalidades
<b>02</b>	Projeto ConBio Água	<i>Output-based</i>	PSE/A Específico
<b>03</b>	Carbono Social em Rede	<i>Output-based</i>	Tipo PSE/A
<b>04</b>	Produtores de Água e Floresta	<i>Input-based</i>	PSE/A Específico
<b>05</b>	Programa Desmatamento Evitado (PR)	<i>Input-based</i>	SE/A como externalidades

Essas controvérsias poderão surgir das confusões conceptuais já mencionadas anteriormente em relação ao conceito de PSE/A adotado. Por exemplo, o projeto "Produtores de Água e Floresta" caracterizado pelos proponentes como um "PSE/A específico", indicou "*input-based*" como estratégia para a monitorização. No entanto, o projeto utiliza uma série de indicadores hidrológicos para avaliar a qualidade e quantidade da água e indicadores biológicos para avaliar os potenciais benefícios das restaurações empreendidas para a qualidade da água. São processos que, em geral, são mais custosos tanto financeiramente quanto institucionalmente. Mas a própria diversidade institucional do projeto permitiu que os custos de monitorização pudessem ser mais reduzidos, através de parcerias com unidades de tratamento da água, universidades, comunidade local, e através de monitorizações participativos (Ruiz, 2015). No entanto, considerando algumas das características do próprio arranjo institucional do projeto (como a não voluntariedade por parte do comprador, bem como os múltiplos serviços visados), isso faz com que este possa ser caracterizado enquanto "Tipo PSE/A".

O projeto "Carbono Social em Rede" também surge como uma anomalia nessas relações entre o perfil e a estratégia de monitorização. O projeto, caracterizado enquanto "Tipo PSE/A", supostamente poderia indicar a preferência por uma monitorização *input-based*. Em parte, a monitorização se dá através do incentivo para a conversão produtiva para SAFs, nos quais não se realiza mensuração dos sistemas para quantificar os serviços ecossistémicos/ambientais, mas parte-se do suposto benefício que tais sistemas proporcionam para justificar o pagamento, isto é, é uma estratégia *input-based*. Por outro lado, para também assegurar sua autonomia, o projeto apostou na inserção no mercado voluntário de carbono, significando uma necessária quantificação para a prestação dos serviços em questão, a compensação de carbono e equivalentes. A metodologia do pagamento, *output-based*, baseia-se na plantação, fotografia e georreferenciamento de mudas nas propriedades participantes. A monitorização é remoto, mas com inventariado anual. Portanto, a monitorização também envolve características *input-based* e *output-based* para uma iniciativa "Tipo PSE/A".

Quando um projeto é desenhado para provisionar um serviço, característica de um PSE/A específico, a monitorização *output-based* deve ser priorizado por contemplar indicadores mais precisos para assegurar a provisão dos serviços. A nova questão que surge nessas relações entre as estratégias operacionais para a monitorização e o tipo (‘específico’ ou ‘tipo’) é que os projetos Tipo PSE/A poderão ser mais complexos em seus arranjos institucionais, entretanto mais flexíveis, significando que poderão associar múltiplas metodologias, o que adotaram ambos os casos (“Produtores de Água e Floresta” e “Carbono Social em Rede”). As complexidades dos arranjos dos projetos acabam por não permitir um enquadramento exato na categoria ‘PSE/A específico’, mesmo quando desenhados para tal em algumas circunstâncias, exigindo maiores flexibilidades. De qualquer forma, a monitorização dos serviços a serem provisionados deve ser robusto, de outro modo os pagamentos poderão não influenciar os comportamentos se não houver relações entre os pagamentos que os provedores recebem e os serviços por eles prestados.

E como avaliar que a melhoria na qualidade ambiental (qualidade e quantidade da água, aumento da biodiversidade), ou a provisão de serviços ambientais se deu em virtude do projeto em questão? Esse é outro ponto implexo. É fundamental que a situação antes do projeto seja determinada, isto é, que seja definida uma linha de base (*baseline*) de modo a traçar linhas comparativas para avaliar a adicionalidade do projeto, ou seja, os benefícios adicionais relativamente à ausência do projeto. Não por acaso, muitos dos projetos pretenderam dar continuidade a trajetórias de outras iniciativas. Ter o conhecimento mensurado da região alvo do projeto é uma mais-valia, senão, condição para o sucesso do projeto. Porém, é preciso cuidado neste quesito. Ao se tratar de uma continuidade de um projeto anterior específico, corre-se o risco de não haver adicionalidade no projeto de PSE/A, ao passo em que a adicionalidade poderá ser conferida desde o início do projeto anterior.

A escala, certamente, influencia nessas avaliações. Já foi mencionado que à escala da paisagem, na qual envolvem-se múltiplos usos do solo com diversos efeitos marginais, as avaliações são um grande desafio (Pascual et al., 2010). Mensurar os impactos de um SAF, por exemplo, exige esforços acrescentados. Ademais, os modelos não são completamente fiáveis e falham em antecipar aspetos como os desenvolvimentos sociais e tecnológicos importantes capazes de influenciar o valor dos serviços a longo prazo (Santos e Vivan, 2012; Gowdy, 2007).

A complexidade é ainda maior nos casos dos projetos voltados especificamente para conservação da biodiversidade, isto é, cujo serviço a ser provisionado é a própria biodiversidade. Mensurar a biodiversidade total de uma região é uma tarefa sem precedentes, e as avaliações dos resultados de um projeto de biodiversidade requerem amostras significativas, o que, além de complexo, é moroso. Assim, as tendências na redução ou no aumento da biodiversidade em razão de um projeto só poderiam ser avaliadas a médio ou longo prazo (Santos e Vivan, 2012), contrariando a durabilidade de grande parte dos projetos de PSE/A (Guedes e Seegusen, 2011). Consequentemente, monitorizar indicadores ecológicos para acompanhar a evolução da biodiversidade associados a um esquema de PSE/A-

Biodiversidade poderá elevar consideravelmente os custos do projeto, bem como questionar a fiabilidade dos pagamentos (Sommerville et al., 2011).<sup>230</sup> Estes mesmos autores insistem que, apesar de todas as dificuldades, no caso de um esquema PSE/A deve-se cumprir com a condicionalidade e com a adicionalidade. Isso quer dizer que os pagamentos devem visar a efetiva conservação da biodiversidade e o aumento qualitativo e quantitativo da biodiversidade.

De uma forma geral, o *input-based* nos esquemas de PSE/A oferece menos riscos em termos de provisão de serviços, ao passo em que o objetivo acaba por não ser monitorizar os serviços em si, mas o uso do solo (conservação de fragmentos de florestas, práticas agrícolas, entre outras). No entanto, essas estratégias têm pouco efeito para motivar mudanças comportamentais (Sommerville et al., 2011). Aliás, os próprios proponentes do “Programa Desmatamento Evitado”, uma das poucas iniciativas de PSE/A no Brasil voltadas especificamente para conservação da biodiversidade, manifestaram que os pagamentos não procuraram incentivar mudanças comportamentais, mas bonificar e auxiliar proprietários de áreas naturais já inclinados à conservação de suas áreas.<sup>231</sup>

Como única iniciativa de PSE/A-Biodiversidade, analisada nesta tese, o “Programa Desmatamento Evitado” recorre a uma monitorização específico para a biodiversidade. Ainda assim, a estratégia operacional é a *input-based*. A monitorização constitui-se de visitas mensais para orientação e avaliação do desenvolvimento das atividades voltadas para a conservação empreendidas nas propriedades contratadas pelo programa. Dentre tais atividades, destaca-se a elaboração e implantação de um Plano de Manejo. O Plano de Manejo é um documento técnico bastante elaborado que se fundamenta nos objetivos gerais de uma unidade de conservação, estabelecendo zoneamento e normas que deverão reger o uso da área protegida, incluindo o manejo dos recursos naturais (SNUC, 2000).<sup>232</sup> O Plano de Manejo está amarrado a uma pesquisa detalhada das características físicas e biológicas de modo que o planeamento da unidade de conservação esteja adequado às condicionantes conservacionistas, abrangendo a área protegida, sua zona de amortecimento e os corredores ecológicos, bem como medidas que tenham a finalidade de promover a integração social e económica das comunidades no entorno da área protegida (Maganhotto et al., 2014).

---

<sup>230</sup> São características que variam conforme as especificidades da localidade. No caso do “Produtores de Água e Floresta”, em que se utilizou alguns indicadores ecológicos para o monitoramento da biodiversidade e da qualidade da água em simultâneo, puderam reduzir seus custos através da parceria com Universidades, outras ONGs (TNC) e com instituições públicas (Instituto Estadual do Meio Ambiente) que também auxiliam no processo de monitoramento.

<sup>231</sup> Depoimento do Diretor Executivo da SPVS Clóvis Borges retirado de Scheller (2009). Disponível em: [http://g1.globo.com/Noticias/Economia\\_Negocios/0,,MUL1420289-9356,00-PROPRIETARIOS+DE+TERRAS+RECEBEM+ATE+R+MIL+POR+MES+PARA+EVITAR+DESMATAMENTO.html](http://g1.globo.com/Noticias/Economia_Negocios/0,,MUL1420289-9356,00-PROPRIETARIOS+DE+TERRAS+RECEBEM+ATE+R+MIL+POR+MES+PARA+EVITAR+DESMATAMENTO.html) Acesso em 08 de setembro de 2014.

<sup>232</sup> “[...] documento técnico mediante o qual, com fundamento nos objetivos gerais de uma unidade de conservação, se estabelece o seu zoneamento e as normas que devem presidir o uso da área e o manejo dos recursos naturais, inclusive a implantação das estruturas físicas necessárias à gestão da unidade (Lei no 9.985/2000, Artigo 20, Inciso XVII).

Os proponentes não detalharam em suas respostas sua metodologia de monitorização. Mas fica destacado em Borges et al. (2012) que a monitorização representa um dos diferenciais do Programa, exatamente pela elaboração e implantação do Plano de Manejo e por se alinhar com as mesmas propostas de gestão que requer uma RPPN (Ferreira et al., 2004). A própria ONG proponente da iniciativa, a SPVS, é quem realiza a elaboração e implantação do Plano de Manejo durante os cinco anos de vigência do contrato com os proprietários. Deste modo, as propriedades são geridas e monitoradas conforme uma RPPN ao longo da vigência do contrato. A monitorização ainda se constitui de outras etapas, como visitas mensais às propriedades e programas de manejo que advém, em parte, do Plano de Manejo que se distingue em 5 etapas: (i) administração; (ii) fiscalização; (iii) restauração e proteção; (iv) pesquisa e educação ambiental; (v) estímulo à sustentabilidade económica financeira da área. O programa culmina na sensibilização dos proprietários para que as áreas contratadas sejam concretizadas e convertidas em RPPN. Ao longo do Programa (e sua versão anterior que não incluía a quantificação carbônica, nem os pressupostos do PSE/A), 29 áreas foram contratadas e 6 delas foram ou estão sendo convertidas em RPPN. A criação de áreas protegidas, como as RPPNs, é um dos pontos altos para a conservação da biodiversidade na região da Mata Atlântica e, certamente, um grande diferencial do Programa Desmatamento Evitado.

Outra questão que merece atenção. Em termos de avaliação dos resultados é difícil atribuir o sucesso à lógica dos PSE/A, sobretudo quando o “Programa Desmatamento Evitado” é a continuação de um Programa de Adoção de área naturais. Isso pode nos mostrar o enviesamento dos resultados de uma iniciativa de PSE/A que é fruto do longo percurso de uma ONG, que esteve bastante ligada à conservação tradicional. O própria monitorização baseado no Plano de Manejo revela essa forte ligação. Assim, seria interessante distinguir os resultados de ambos os Programas, o atual (Desmatamento Evitado) e o anterior (Campanha de Adoção) para uma análise mais precisa.

### **9.3.6 Pagamentos, relações fundiárias e de equidade e justiça**

Um dos fatores mais delicados dos PSE/A é a continuidade das iniciativas, já que o seu contributo para a conservação da biodiversidade também depende dessa continuidade. A conservação da biodiversidade, como já discutimos, demanda estratégias e ações de longo prazo. A monitorização igualmente deverá ter ao alcance prazos que poderão extrapolar a duração ordinária dos projetos e programas de PSE/A. Os casos analisados aqui revelam um lado positivo em relação a este aspeto, na medida em que procuram assegurar sua sustentabilidade económica através de fontes diversas de financiamento, que se ancoram tanto no setor privado (desde empresas a pessoas físicas), quanto no setor público. Três casos se encontram em segunda ou terceira fase, sendo que dois deles já se encontram ativos há mais de 10 anos (“Conservador das Águas” e “Programa Desmatamento Evitado”).

O estado e a duração do projeto e, consequentemente, sua continuidade, dependem em grande medida de novos parceiros, apoiantes e 'investidores', revelando um ponto frágil para a sua continuidade e sustentabilidade econômica. Usualmente, as iniciativas de PSE/A no Brasil começam com um financiamento inicial que permite e garante as atividades numa primeira fase (Guedes e Sehuseen, 2011; Santos e Vivan, 2012). É o caso do projeto “Carbono Social em Rede” que inicialmente conta com o financiamento do Programa “Petrobras Ambiental” com duração de 2 anos. A busca pela continuidade e sustentabilidade econômica é visada através do mercado voluntário de carbono, como já referido, através da adoção de árvores. O Projeto “Produtores de Água e Floresta”, por exemplo, objetiva que o projeto se torne permanente, ancorado no setor público, sendo que o pagamento vem primordialmente da cobrança pelo uso da água, administrado pelo Comitê da Bacia Hidrográfica do Guandu. Os próximos passos do projeto são a criação do “Programa de Pagamento de Serviços Ambientais” (PRO-PSA) (Ruiz, 2015), lançando possibilidades de se trabalhar em uma escala mais regional. Sendo o “ConBio Água”, uma iniciativa paralela e conjunta ao projeto “Manancial Vivo” da Prefeitura de Piraquara, apesar de ainda estar em fase de implementação, segue um curso semelhante e fundamenta os pagamentos em orçamento público para garantir a continuidade através da cobrança pelo uso da água, entre outras fontes, como já é o caso de outras iniciativas implementadas através da metodologia do Projeto Oásis (Karam, 2016).<sup>233</sup>

O projeto “Conservador das Águas” também recebeu financiamentos diversos para a sua implantação inicial que extrapolam o âmbito municipal, e hoje os recursos do projeto advêm do orçamento público municipal referente à agenda ambiental. A integração de um programa ou projeto de PSE/A na agenda ambiental pública é uma estratégia com potencial de continuidade. O “Conservador das Águas” é um caso particular de sucesso nesse sentido, que vem mantendo a continuidade de seus trabalhos ao longo de mais de dez anos, o que se dá, sobretudo por haver uma estabilidade política, pelo menos em termos de partidários, ao passo em que um mesmo governo está no poder há cerca de vinte anos. No entanto, mesmo com a integração na agenda política pública, tais iniciativas continuam sujeitas a flutuações e a diferentes agendas políticas. Por exemplo, o programa Bolsa Verde (MG), iniciativa pública estadual, está suspenso indeterminadamente por estar em débito com proprietários rurais aderentes ao programa e por não ter recursos para remunerá-los, enquanto espera por novos financiamentos e verbas. Quando perspectivados como um instrumento de conservação, os PSE/A podem deslocar os recursos antes destinados para outros fins conservacionistas, para favorecer a conservação de fragmentos florestais por tempo determinado pela continuidade do apoio financeiro,

---

<sup>233</sup> Cobrança uso da água através do Comitê Bacia hidrográfica Iguaçu; concessão pela Companhia de saneamento local Sanepar; ICMS Ecológico (descrito mais à frente neste capítulo); Ministério Público (TAC e compensações recursos hídricos) e pelo Fundo Estadual de Recursos Hídricos. A citação corresponde à data de acesso, em função da indisponibilidade da data de publicação do documento. Disponível em: [http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/COALIAR/Comite/17a\\_reuniao\\_ordinaria/PSA\\_Oasis\\_COALIAR.pdf](http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/COALIAR/Comite/17a_reuniao_ordinaria/PSA_Oasis_COALIAR.pdf) Acesso 20 de Julho de 2016. (Karam, 2016).



sendo este um dos riscos associados à forma com que os PSE/A são integrados na agenda pública. O “Conservador das Águas” utiliza 1,5 milhão de reais por ano apenas para os pagamentos aos proprietários envolvidos no projeto, sendo que o custo de transação representa ainda 30 a 40% dos valores pagos aos agricultores, isto é, gasta-se mais cerca de 500 mil reais em custos de transação. Sabendo que 4,2 milhões de reais totalizam o orçamento anual ambiental do município, pode dizer-se que a maior parte deste orçamento é voltado para os PSE/A (Puga, 2014).

Alguns autores têm chamado a atenção para a inconsistência dos esquemas governamentais (ou públicos) de PSE/A, considerando a tradicional incompatibilidade entre as políticas governamentais com os instrumentos e mecanismos baseados na lógica do mercado (Fletcher e Breitling, 2012).

Não obstante, o financiamento público é a principal via de financiamento. Em duas iniciativas os recursos são de origem pública (“Produtores de Água e Floresta” e “Conbio Água”); outra é uma combinação do público e privado (“Carbono Social em Rede”<sup>234</sup>); uma de origem privada (“Programa Desmatamento Evitado”); e uma das iniciativas (“Conservados das Águas”), tem uma combinação do setor privado, público e terceiro setor (quadro 9.6).

**Quadro 9.6** Setor de origem do financiamento.

	<b>Iniciativas de PSE/A</b>	<b>Setor de Origem do Financiamento</b>
<b>01</b>	Programa Conservador das Águas	Público / Privado / Terceiro Setor
<b>02</b>	Projeto ConBio Água	Público
<b>03</b>	Carbono Social em Rede	Público / Privado
<b>04</b>	Produtores de Água e Floresta	Público
<b>05</b>	Programa Desmatamento Evitado	Privado

Nota-se ainda que os PSE/A-Água são majoritariamente financiados pelo setor público (quadro 9.6). Sua continuidade também é visada pelo setor público, especialmente considerando a água como um bem público, de administração pública. É possível que haja outros financiadores e parceiros, mas a via pública pela continuidade e sustentabilidade financeira das iniciativas de PSE/Água nos países em desenvolvimento é uma tendência. Na maior parte dos casos de PSE/A-Água, como o “Produtores de Água e Floresta” exemplifica, o financiamento é muitas vezes compartilhado pelos contribuintes através de taxas especiais nas suas facturas de água. Mais uma vez poderá haver implicações sócio-

<sup>234</sup> Os proponentes do “Carbono Social em Rede” responderam que o financiamento é privado em função do mercado de carbono voluntário que caracteriza a componente PSE/A prevista pelo projeto. Mas o autor assumiu que o financiamento também é público, uma vez que o projeto é patrocinado pela Petrobras, empresa estatal, através de edital público. O dinheiro é público, uma vez que o Governo Brasileiro é o maior acionista da empresa.

jurídicas relevantes aqui. Se no projeto estiver prevista a restauração de APPs degradadas, uma obrigação legal do proprietário rural, significa que o ônus de recuperá-las acaba por recair sobre a população a jusante, que faz o uso da água, ainda que o valor possa ser bastante reduzido em nível de contribuição individual.<sup>235</sup> É claro que é fundamental que a população esteja ciente da importância da conservação das florestas e das relações destas com o uso da água, mas é igualmente fundamental questionar sobre a quem devem recair os encargos financeiros. Outro aspeto a considerar é que não há um fator linear que correlacione a conservação das florestas a montante com a qualidade e a quantidade da água a jusante, apesar da clara importância da conservação das florestas para a qualidade do solo e a importância de um solo saudável para o bom funcionamento dos lençóis freáticos. Ao realizar o pagamento por um serviço, assume-se que o serviço deva ser prestado em contrapartida. Deste modo, como assegurar a provisão de qualidade e quantidade de água, de modo que justifique o pagamento compulsório na conta de água? Este talvez seja outro fator que condicione a escolha pela abordagem da 'restrição de uso', facilitando com que haja a menor interferência possível nos solos que possam repercutir nos lençóis freáticos.<sup>236</sup>

Como já referido, a definição de PSE/A tradicional (Wunder, 2005; Engel et al., 2008) estabelece que deve existir um pagamento direto entre um vendedor (provedor) e os compradores (usuários) do serviço em questão, mas a maioria dos esquemas de PSE/A não acontece dessa forma, especialmente nos países em desenvolvimento (Muradian et al., 2010). Nesta medida as formas dos pagamentos poderão ser bastante diversas (financiamentos públicos ou privados, subsídios públicos, pagamentos voluntários ou não, pagamentos diretos ou não – como investimentos públicos em saúde, educação e formação, entre outros– monetários ou não) (Santos e Vivan, 2012). Para o questionário foram definidas duas formas de pagamento:

- i. Monetário: pagamentos monetários, indiretos ou diretos, voluntários ou involuntários.
- ii. *In-kind*: Toda e qualquer forma que não seja monetária como doações de mudas e sementes; investimentos em saúde, educação e formação; créditos fiscais; assistência técnica.

---

<sup>235</sup> No caso de Tangará da Serra no estado do Mato Grosso, a companhia de saneamento acrescenta 1,5% ao valor das tarifas de água e esgoto, que são destinados ao PSE/A (Karam, 2016).

<sup>236</sup> O mesmo se aplica quando se trata de sequestro e estoque de carbono, a 'restrição de uso' permite garantir que o carbono possa ser creditado em mercado para sua comercialização. Contudo, é importante reforçar que as estratégias de sequestro e estoque do carbono não trazem os mesmos resultados de uma política de comando e controlo como as áreas protegidas (como são as unidades de conservação no Brasil). Como qualquer outra *commodity*, os preços flutuam e junto os interesses. Nesse sentido, as flutuações do carbono enquanto *commodity* igualmente colocam em risco as florestas que representam o carbono armazenado. O mercado de carbono já demonstrou muitas fragilidades (Böhm e Dabhi, 2009), pelo que vale questionar se a conservação baseada neste 'serviço' será a mais viável. Não obstante, os casos de PSE/A, muito embora não se dediquem à proteção permanente das áreas naturais, poderão influenciar outras iniciativas que preconizam a conservação para além dos interesses económicos.

Houve combinação na forma de pagamento em quase todas as iniciativas (quadro 9.7).<sup>237</sup> No entanto, o pagamento monetário é o alicerce da transferência de recursos, enquanto o pagamento *in-kind* desempenhou o papel de auxiliar no cumprimento de outros objetivos das iniciativas.

**Quadro 9.7** Formas de pagamento adotadas nas iniciativas.

	<b>Iniciativas de PSE/A</b>	<b>Forma do Pagamento</b>
<b>01</b>	Programa Conservador das Águas	Monetário / <i>In-kind</i>
<b>02</b>	Projeto ConBio Água	Monetário
<b>03</b>	Carbono Social em Rede	Monetário / <i>In-kind</i>
<b>04</b>	Produtores de Água e Floresta	Monetário / <i>In-kind</i>
<b>05</b>	Programa Desmatamento Evitado	Monetário / <i>In-kind</i>

De uma forma geral, os proprietários recebem um pagamento direto por área contratada (que será objeto de conservação, restauração e/ou reflorestamento), que varia entre 10 a 55.250 reais anuais dentre as iniciativas analisadas. Os serviços são avaliados de formas distintas e cada iniciativa poderá utilizar metodologias específicas para avaliar quanto será o pagamento, considerando variáveis fixas (como módulos fiscais, dispostos na legislação local vigente) ou variáveis dinâmicas (como o uso de agrotóxicos, produção orgânica, estados das áreas a serem conservadas, importância das nascentes, entre outras). Tais metodologias não serão avaliadas aqui, mas baseiam-se, sobretudo, nos custos de oportunidade (Guedes e Seehusen, 2011). As ONGs, de um modo geral, atuam como intermediários no processo e como atores metodológicos e operacionais, como nos é mostrado pelas iniciativas analisadas aqui.

A questão da escala também poderá afetar a distribuição de recursos e sua continuidade. Por exemplo, segundo as respostas ao questionário, o “Conservador das Águas” é uma iniciativa de escala municipal. Muito embora o sistema Cantareira (escala regional) possa se beneficiar dos esforços do programa, sua operacionalização (orçamento, pagamentos, marco legal, arranjo institucional etc) se dá na escala municipal. O projeto “Produtores de Água e Floresta” pretende dar um salto para a escala regional, representando um grande valor. No entanto, o fator estratégico é fundamental para disseminar uma iniciativa de PSE/A no âmbito regional, de modo a evitar o descontinuação súbita, como a que

<sup>237</sup> Apenas os proponentes do projeto “Produtores de Água e Floresta” e do “Programa Desmatamento Evitado” responderam haver outras formas de pagamento além do monetário: restauração sem custo para o provedor e contratação de mão-de-obra local; e outros ganhos a partir da prestação de serviços dos técnicos da ONG, respectivamente. Mas, conforme a descrição das outras iniciativas (com exceção do “ConBio Água” em que não se pôde aferir pela literatura disponível), prevê-se auxílios técnicos e outras provisões como apoio na implantação de SAFs (“Carbono Social em Rede”), cercamento das áreas contratadas e fornecimento de biodigestores e outras soluções de saneamento (“Conservador das Águas”) que foram consideradas como pagamentos ou auxílios *in-kind*.

ocorreu com o caso do programa estadual de Minas Gerais, Bolsa Verde. A distribuição de recursos também poderá influenciar a continuidade do projeto na medida em que se torna complexa a gestão do orçamento e comparabilidade entre os resultados através das localidades investidas.

A questão da equidade é algo que tem sido bastante debatido no tema dos PSE/A (Pascual et al, 2010; Pascual et al., 2014). As dimensões das propriedades e o número de proprietários envolvidos, no caso deste estudo, podem fornecer algumas pistas relativamente a esta questão (quadro 9.8 e figura 9.4).

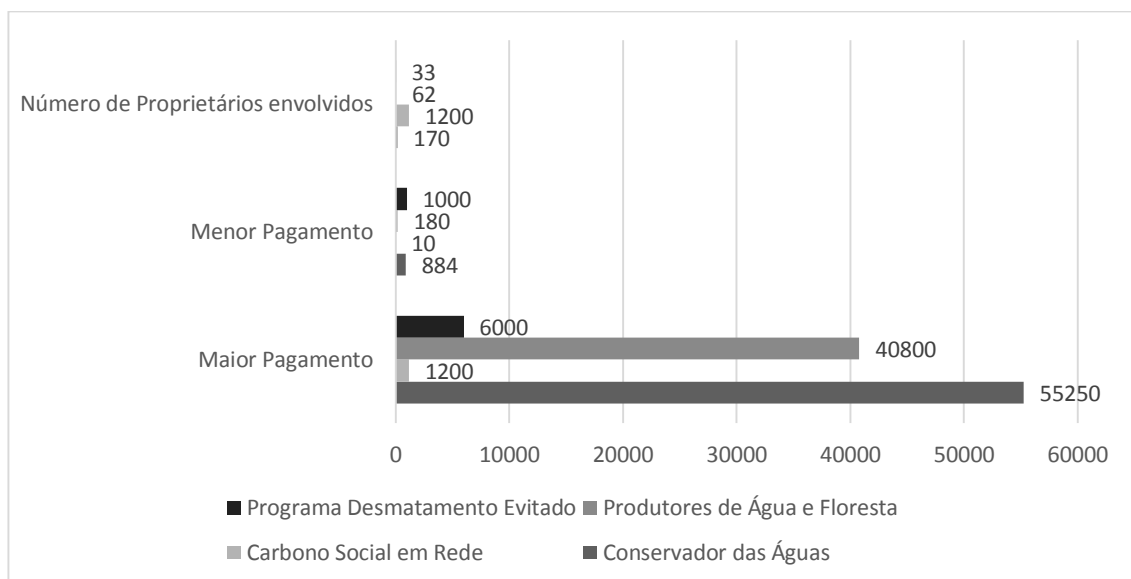
**Quadro 9.8** Relação entre o número de proprietários envolvidos, o maior e menor pagamento recebido.

	<b>Iniciativas de PSE/A</b>	<b>Número de proprietários envolvidos</b>	<b>Maior pagamento</b>	<b>Menor pagamento</b>
<b>01</b>	Programa Conservador das Águas	170	55.250	884
<b>02</b>	Projeto ConBio Água <sup>238</sup>	S/R	S/R	S/R
<b>03</b>	Carbono Social em Rede	1200	1.200	10
<b>04</b>	Produtores de Água e Floresta	62	40.800	180
<b>05</b>	Programa Desmatamento Evitado	33	6.000	1.000

Ao passo que os proprietários recebem um pagamento consoante as dimensões das suas propriedades, é natural que grandes proprietários absorvam maiores recursos dos projetos. Esta é uma relação que questiona para quem são desenhados os projetos de PSE/A. Por exemplo, apenas um proprietário, entre 170 envolvidos no projeto Conservador das Águas recebe anualmente 55.250 reais, enquanto o menor pagamento é de 884 reais anuais. recebido No projeto Produtores de Água e Floresta, de 62 proprietários envolvidos, apenas 1 proprietário chega a receber anualmente 40.800 reais, enquanto o menor pagamento é de 180 reais anuais.

---

<sup>238</sup> Como o projeto ainda está em fases de implementação, os proponentes responderam que o número de proprietários envolvidos dependerá do fundo arrecadado.



**Figura 9.4** Relações entre o número de proprietários envolvidos e os maiores e menores pagamentos.

A relação entre o número de participantes e os valores dos pagamentos é bastante marcante. O “Carbono Social em Rede”, que envolve mais participantes (proprietários), apresenta padrões inversos aos das outras iniciativas, e visualmente mais distribuídos entre o número de participantes, maior pagamento e menor pagamento, principalmente nas relações entre o número de participantes e o maior pagamento. A lógica que parece existir é de que quanto mais participantes, melhor o recurso poderá ser distribuído, segundo critérios de equidade e justiça.

Apenas um olhar mais atento permitirá avaliar melhor os assuntos de equidade nessas situações, sobretudo quando se coloca em causa o acesso de muitas outras famílias ou proprietários ao programa ou se compelem os mais vulneráveis a aceitar pequenas quantias. Obviamente, largos fragmentos de floresta desempenham um papel fundamental e acabam por ocupar um lugar de importância estratégica. Basta reparar nas dimensões das maiores propriedades envolvidas nos projetos.

No entanto, os pagamentos para os pequenos proprietários (em muitas ocasiões, em situações de vulnerabilidade e pobreza) poderão não ser suficientes para atrair sua motivação para a conservação, mas suficientes para compeli-los a aderir ao programa, mesmo que seja por uma pequena quantia. Nenhuma dessas situações puderam ser observadas com o questionário, apesar de ter havido resistência e dúvidas iniciais de alguns atores. Mais uma vez, apenas um estudo mais aprofundado permitiria avaliar tais questões. Wunder (2005) afirma que os PSE/A priorizam não aqueles que possuem boas relações com a terra, mas sim seus potenciais destruidores, de outro modo, o instrumento perderia grande parte de seu valor inovador e de eficiência. Nesse sentido, é possível, ao menos conceptualmente, vislumbrar como pode ser realizada a seleção dos participantes na ausência de critérios de elegibilidade positivos que estimulem o proprietário a continuar com suas boas práticas, e não que as abandonem para receber

incentivos monetários. Deste modo, favorecer pequenos produtores, em detrimento de grandes fragmentos florestais poderá ser imperioso em termos de equidade e justiça.

Relativamente ao perfil das propriedades, como é de se esperar, todas as iniciativas trabalham com propriedades individuais. Quando trabalhadas em conjunto e estrategicamente, as propriedades individuais são capazes de constituir fragmentos florestais maiores ou até mesmo corredores ecológicos, o que traz maior valor ecológico para a iniciativa, além de criar melhores condições para avaliar o provisionamento de um serviço.<sup>239</sup> Duas iniciativas (“Produtores de Água e Floresta” e “Carbono Social em Rede”) também trabalham com propriedades coletivas (quadro 9.9 e figura 9.5).

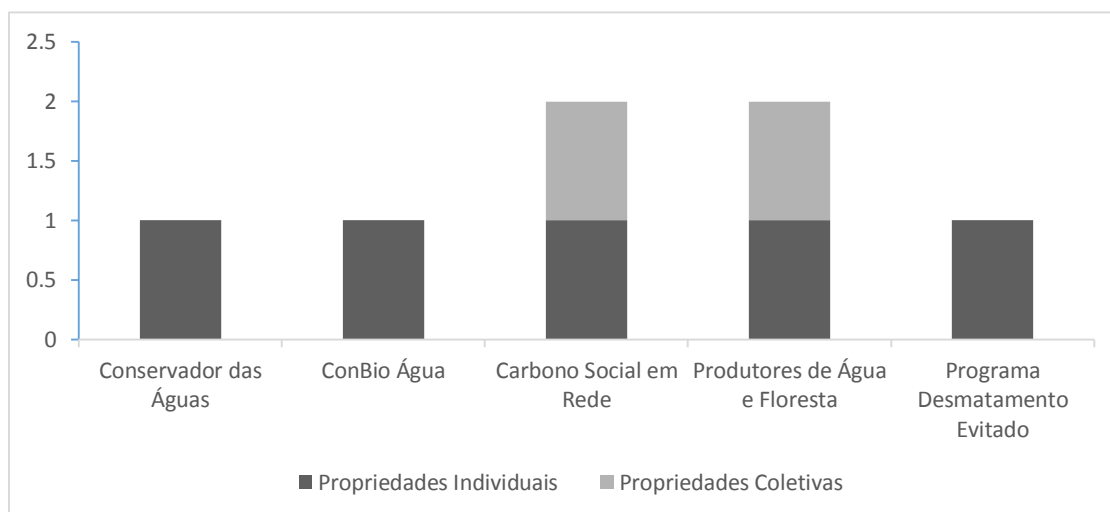
**Quadro 9.9** Tipo de propriedade e contexto de acordo com as iniciativas

	<b>Iniciativas de PSE/A</b>	<b>Tipo de propriedade e contexto</b>
<b>01</b>	Programa Conservador das Águas	Propriedades Individuais
<b>02</b>	Projeto ConBio Água <sup>240</sup>	Propriedade Individuais
<b>03</b>	Carbono Social em Rede	Propriedade Individuais Propriedade Coletiva (assentamentos, quilombo, terras indígenas, entre outros)
<b>04</b>	Produtores de Água e Floresta	Propriedade Individuais Propriedade Coletiva (assentamentos, quilombo, terras indígenas, entre outros)
<b>05</b>	Programa Desmatamento Evitado	Propriedade Individuais

<sup>239</sup> O Projeto Conservador das Águas e o Projeto Desmatamento Evitado argumentaram trabalhar com conjuntos de propriedades individuais. Entretanto a formulação da questão não permite afirmar o sentido com que trabalham o conjunto de propriedades individuais, se articuladas umas com as outras ou não. Será possível vislumbrar melhor essa questão na discussão sobre a conectividade entre as áreas contratadas mais à frente, referente à Caracterização da Conservação.

<sup>240</sup> Como o projeto ainda está em fases de implementação, os proponentes responderam que o número de proprietários envolvidos dependerá do fundo arrecadado.

As propriedades coletivas são direitos que asseguram a uma comunidade (como algumas comunidades tradicionais indígenas e quilombolas) a posse de uma determinada terra. Não são juridicamente do estado, nem propriedade privada, o que faz delas um regime de posse bastante diferenciado, especialmente no âmbito dos PSE/A.



**Figura 9.5** Tipo de propriedades envolvidas nas iniciativas.

Este é um dado que acaba por contrariar pressupostos tradicionais dos PSE/A, que exigem direitos de propriedade bem definidos para que haja melhor controle no cumprimento da prestação dos serviços. Quando o pagamento é direcionado para um proprietário que tem supostamente o controle sobre sua propriedade, tornam-se mais transparentes as responsabilizações sobre a gestão da terra no que cumpre à prestação de um serviço ecossistêmico. Normalmente, as propriedades coletivas não possuem direitos de propriedade bem definidos (o que não quer dizer que não possam ter), o que poderá fazer com que os pagamentos sejam difusos, bem como a responsabilização e gestão da terra. O papel das propriedades coletivas no âmbito dos PSE/A pode lançar novas bases para a forma com que é vista a regularização fundiária que escapa à sua noção mercadológica, de propriedade e privatização, o que seria um avanço fundamental para o instrumento. Ou poderá, por outro lado, menos positivo, traçar uma mudança do regime comum para o privado. Ademais, exigir direitos de propriedades bem definidos, exclui muitas famílias mais empobrecidas de ter acesso aos programas de PSE/A, restringindo o acesso às pessoas com condições financeiras e administrativas para regularizar seus imóveis. Deste modo, o nível de influência na regularização fundiária oferece algumas pistas sobre a afetação da equidade no acesso às iniciativas de PSE/A.

Com o questionário procurou-se avaliar de que modo a iniciativa de PSE/A influencia a regularização fundiária e os direitos de propriedade, sistematizado da seguinte forma:

- i. Alta influência na regularização fundiária: o projeto exige direitos de propriedade bem definidos;
- ii. Média influência na regularização fundiária: o projeto não exige direitos de propriedades bem definidos, mas é fundamental um reconhecimento informal de direitos a comunidade local;
- iii. Baixa influência na regularização fundiária: o projeto não exige reconhecimento de direitos legais de propriedade.

Quanto mais aberto é o acesso às terras, menos adequado é o cenário para os casos de PSE/A (Wunder, 2005).<sup>241</sup> Os projetos de carbono exigem direitos de propriedade bem definidos, sobretudo no âmbito do comércio de emissões de carbono que requer necessariamente um controlo das terras de modo que uma unidade de carbono possa ser comercializada no mercado. O único caso em que foi identificada baixa influência na regularização fundiária e, portanto, não exigindo direitos bem definidos de propriedade, foi a iniciativa de carbono, “Carbono Social em Rede”. Não por coincidência, este projeto preconiza um trabalho com propriedades coletivas, que por si só desafiam o estatuto tradicional da regularização fundiária. O facto de o projeto ter sido inicialmente financiado pelo setor público poderá ter influenciado para o sucesso da iniciativa. Aqui temos uma situação interessante. A sustentabilidade financeira do projeto é exatamente buscada através do mercado voluntário de carbono. Se o projeto não exige direitos bem definidos de propriedade até poderão surgir dificuldades para avançar com o negócio de carbono. Não quer dizer necessariamente que isto seja um problema. O comércio de carbono é contestado em certas instâncias, tanto em termos de resultados efetivos quanto seu posicionamento neoliberal global. Se um projeto de carbono não avança, deliberada e intencionalmente, com o comércio de carbono passa também a desafiar a tradicional governança climática baseada em compensações e mitigações carbônicas, criando caminhos para a mitigação integrada nos processos de adaptação e transformação. O percurso conceitual do projeto abre possibilidades para isso, na medida em que atua com pequenos agricultores (agricultura familiar em sua maioria), buscando uma reconversão produtiva para os moldes agroecológicos, embora a lógica da adoção, ao invés de um pagamento por serviço ambiental, possa ser mais atrativa enquanto base para uma prática transformativa.

Duas iniciativas de PSE/A-Água (“Conbio Água” e “Produtores de Água e Floresta”) também afirmaram não exigir direitos de propriedades bem definidos, mas um reconhecimento informal de direito à comunidade local das terras que ocupam. Esta também é uma característica de muitas propriedades coletivas. Isso revela que os direitos *de facto* poderão ser tão suficientes quanto os direitos *de jure* (Wunder, 2005). Naturalmente, isto poderá dificultar o cumprimento com a prestação de serviços em alguns casos, mas poderá ser até uma oportunidade para se repensar a abordagem da

---

<sup>241</sup> “The more open the access, the less adequate the scenario is for PES” (Wunder, 2005, p. 14).



prestação de serviços ambientais/ecossistêmicos e passar a se falar da importância das boas práticas rurais para um ambiente natural mais íntegro, enquanto função moral para os agricultores.

O único caso de PSE/A-biodiversidade (“Programa Desmatamento Evitado”) que trabalha com remanescentes nativos exige direitos de propriedades bem definidos. Existem claras vantagens neste aspeto para a conservação de remanescentes, de modo a assegurar que tais remanescentes devam continuar intactos. Com direitos de propriedade bem definidos e clara a responsabilidade do proprietário de garantir a segurança dos remanescentes, facilita também as responsabilizações, caso não seja cumprido o contrato. As implicações não são exclusivas a tal iniciativa. Por exemplo, com o término do projeto, consequentemente do incentivos monetário, exclui-se também a principal razão de conservação de parte destes proprietários.

Há outras relações na privatização do comum que podem ficar escondidas nesses processos, mesmo que sejam benéficas para a conservação de remanescentes, especialmente no corporativismo envolto nas compensações carbônicas aliadas à conservação da biodiversidade, que poderão trazer implicações para as comunidades tradicionais das regiões visadas (Kill, 2014; Overbeek, 2012), situações que poderão receber um olhar académico mais cuidado, particularmente diante de resistências locais.

Apesar do envolvimento local espontâneo apontado por todos os proponentes das iniciativas analisadas, também foram identificadas resistências, dúvidas e outras preocupações. O projeto “Conservador das Águas” relatou que “devido ao ineditismo da iniciativa, houve bastante resistência pelos agricultores em aderir o projeto”. A lógica de “persuasão” para que os agricultores participassem do projeto foi bastante semelhante à lógica presente no cumprimento legal, em que os pagamentos tiveram um papel secundário (Chiordi et al., 2013; Gonçalves, 2013), artificialmente induzidos (Chiordi et al., 2013). É importante perceber se os pagamentos não induzem a aceitação não espontânea de grupos mais vulneráveis, o que poderia representar uma grande dificuldade em termos de equidade e justiça. Os proponentes do projeto “Produtores de Água e Floresta” relataram que “alguns produtores acreditavam que o projeto iria ‘tomar’ a terra deles”. No projeto “Conbio Água”, apesar de não terem especificado, também relataram que surgiram dúvidas que vinham sendo esclarecidas em reuniões. São todas questões que poderão surgir e não se apresentam exatamente como situações problemáticas, mas abrem os olhos para como tais práticas podem ser percebidas pela comunidade local, requerendo um trabalho de comunicação fundamental com a comunidade, ou até mesmo uma revisão da compatibilidade do instrumento naquela localidade.

Esta secção procurou endereçar algumas implicações sociais, culturais, económicas e suas relações com o ambiente e o espaço. Outras questões abordadas no questionário, embora também coubesse ser discutidas aqui nessa secção, serão endereçadas na próxima secção articulando e

contextualizando com temas mais especificamente ligados à conservação da biodiversidade e as implicações dos PSE/A para tal.

#### **9.4 Caracterização de Conservação**

Iremos agora abordar as características das iniciativas relacionadas com aspetos de conservação. Para tal, procurou-se avaliar os seguintes elementos:

- Permanência e efetividade
- Recuperação de áreas degradadas
- Conectividade e redução da fragmentação
- Adicionalidade
- Mudanças no uso da terra
- Ameaças, vulnerabilidades e efeitos perversos
- Complementaridade política
- Aspetos fitofisionómicos

Usualmente, os PSE/A são encarados como instrumentos de conservação, e é igualmente usual que os elementos conservacionistas estejam incorporados nas iniciativas de PSE/A, ainda que os objetivos sejam paralelos e prioritários relativamente à conservação da biodiversidade. Não por acaso as iniciativas analisadas caracterizaram-se como abordagens conservacionistas. A caracterização de conservação aqui tenta compreender se as iniciativas cumprem com elementos fundamentais para a conservação da biodiversidade. É importante que este aspeto seja debatido, sobretudo a partir do momento em que se consideram os PSE/A como instrumentos de conservação. Já discutimos que há vertentes conceptuais distintas no âmbito da conservação e, por certo, os PSE/A poderão integrar estratégias mais amplas para a conservação da biodiversidade. Mas o que muda na conservação da biodiversidade aquando de sua inserção como um novo instrumento para tal?

##### **9.4.1 Permanência e efetividade**

Um dos aspetos mais fundamentais quando se trata da conservação da biodiversidade é sua permanência. Nesse sentido, um instrumento voltado para a conservação da biodiversidade deve ser capaz de assegurar bases ecológicas suficientes para que a biodiversidade possa seguir suas tendências (seja o aumento ou o declínio natural), o que às vezes implica salvaguardar fragmentos florestais das intervenções humanas. De modo a garantir a permanência é preciso considerar a efetividade do instrumento, isto é, se através dele são criadas medidas que promovam a efetiva proteção da biodiversidade. Ainda que não sejam a forma mais adequada de se conservar a biodiversidade, segundo alguns autores (Brockington, 2002), as áreas protegidas talvez sejam a maneira mais efetiva para isolar

os fragmentos florestais ainda preservados das intervenções humanas mais agressivas. Como já discutimos, há inúmeras modalidades de Unidades de Conservação (UC) estabelecidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) e, apesar das dificuldades de implementação e gestão, as UC têm elevado potencial de atender múltiplas concepções de conservação. De outro modo, a efetividade na conservação da biodiversidade e sua consequente permanência dependeriam de outros elementos como mudanças comportamentais, por exemplo, quase impossíveis de ser alcançadas, avaliadas e monitoradas em termos efetivos.

Uma dessas modalidades de UC é a RPPN – Reserva Particular do Patrimônio Natural.<sup>242</sup> Assim, antes de prosseguir, apesar das notas anteriores sobre as RPPNs, cabe uma breve explanação sobre suas principais características de maneira a clarificar sua relevância para a conservação da Mata Atlântica e seus possíveis desdobramentos em face dos PSE/A. RPPNs são áreas protegidas de domínio privado previstas no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Sendo assim, a RPPN é uma unidade de conservação prevista em âmbito nacional, apenas criada, ou reconhecida, em áreas de domínio privado rural ou urbano, resultado de um ato voluntário de proprietários (pessoas físicas ou jurídicas) interessados na conservação. A criação de uma RPPN não afeta a titularidade do imóvel, isto é, o direito de propriedade é mantido, mas o seu estabelecimento é gravado com perpetuidade.<sup>243</sup> A área de uma propriedade transformada em reserva poderá ser integral ou parcial, e não há limites espaciais, isto é, não há um tamanho mínimo ou máximo para uma RPPN. O objetivo de uma RPPN é a conservação da diversidade biológica e, por isso, deve haver justificativas biológicas e ecológicas para o seu reconhecimento, como ocorrências de espécies ameaçadas, proteção de mananciais hídricos, manutenção do equilíbrio climático, ou preservação de beleza cênica e ambientes históricos, devendo a proposta ser avaliada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), que é o órgão brasileiro responsável pela criação e fiscalização de UC, ou por um órgão competente no âmbito estadual e municipal.

Sua utilização é restrita a atividades coerentes com os objetivos de sua criação, tais como o desenvolvimento de investigação científica, ou visitas com propósitos turísticos, recreativos e educacionais que devem estar previstos no plano de manejo e no termo de compromisso. Além disso, o proprietário também é beneficiado com a isenção do Imposto Territorial Rural (ITR) sob a área transformada. Também é possível que atividades econômicas sejam desempenhadas na RPPN, desde que previstas em lei e coerentes com sua manutenção saudável. Apesar da administração e gestão privada no cumprimento de deveres, existe também uma partilha fundamental com o poder público a

---

<sup>242</sup> A RPPN foi criada em 1990 pelo Decreto 98.914, substituído pelo Decreto 1.922/1996 e logo com a publicação da Lei 99.985 que institui o SNUC passou a integrá-lo, como uma categoria de UC de uso sustentável.

<sup>243</sup> A redução da área protegida estabelecida por uma RPPN só é possível mediante lei específica conforme estabelece o art. 22 da lei do SNUC sob critério especiais que justifiquem sua redução. Também é possível que uma RPPN seja vendida, mas continuará a ser uma RPPN.

quem cabe “[...] vistoriar as RPPNs periodicamente e sempre que necessário; apoiar os proprietários nas ações de fiscalização, proteção e repressão aos crimes ambientais e prestar ao proprietário, sempre que possível e oportuno, orientação técnica para elaboração do plano de manejo”.<sup>244</sup>

Considerando o estado de degradação da Mata Atlântica e a parcial inserção dos seus remanescentes em áreas de domínio privado (Tabarelli et al., 2005), as RPPNs assumem um importante papel na conservação do bioma. Existem, hoje, mais de 1230 RPPNs no Brasil, encontrando-se cerca de 860 nos domínios da Mata Atlântica, e que cobrem cerca de 176.000 ha.<sup>245</sup> Deste modo, a criação de áreas protegidas servirá como elemento de base para a discussão da permanência e efetividade em termos de conservação da biodiversidade. Uma vez que os PSE/A são em grande parte voltados para propriedades privadas, a criação de RPPN foi destacada como uma medida interessante, senão fundamental, dentro das possibilidades de articulação com os PSE/A, embora a criação de áreas protegidas não constitua conceptualmente o alvo de suas ações. Algumas das iniciativas respondentes acabam por fugir um pouco à regra e possibilitaram a criação de áreas protegidas através das áreas contratadas pelos PSE/A, incluindo RPPN (quadro 9.10).

**Quadro 9.10** Criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) e outras áreas protegidas.

	<b>Iniciativas de PSE/A</b>	<b>Criação de RPPN</b>	<b>Criação de outra área protegida</b>
<b>01</b>	Projeto Conservador das Águas	Sim <sup>246</sup>	Sim Parque Municipal <sup>247</sup> Natural
<b>02</b>	Projeto ConBio Água <sup>248</sup>	Parte dos objetivos	Parte dos objetivos
<b>03</b>	Carbono Social em Rede	Não	Não
<b>04</b>	Produtores de Água e Floresta	Não (na forma de incentivos para a criação) <sup>249</sup>	Não
<b>05</b>	Programa Desmatamento Evitado	Sim	Não

<sup>244</sup> Art. 25. Caberá, no âmbito federal, ao IBAMA: I - definir critérios para elaboração de plano de manejo para RPPN; II - aprovar o plano de manejo da unidade de conservação; III - manter cadastro atualizado sobre as RPPNs, conforme previsto no art. 50 da Lei nº 9.985, de 2000; IV - vistoriar as RPPNs periodicamente e sempre que necessário; V - apoiar o proprietário nas ações de fiscalização, proteção e repressão aos crimes ambientais; e VI - prestar ao proprietário, sempre que possível e oportuno, orientação técnica para elaboração do plano de manejo.

<sup>245</sup> Dados obtidos através do site do SOS Mata Atlântica. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/projeto/programa-de-incentivo-rppns-da-mata-atlantica/>> Acesso em 06 de Agosto de 2016.

<sup>246</sup> Não foi encontrada nenhuma informação sobre criação de RPPN através do Projeto. Também não há indícios de que a criação de RPPN esteja entre os objetivos do Projeto. No entanto, foi mantida a resposta dos proponentes.

<sup>247</sup> Os proponentes não especificaram qual o parque que foi criado através da iniciativa “Conservador das Águas”. Com uma busca pela internet também não é possível encontrar nenhuma informação a respeito.

<sup>248</sup> Apenas em 22 de março de 2016 é que foi lançado um edital público pela Prefeitura Municipal de Piraquara para a contratação de propriedades para o projeto e, por isso, não há dados referentes.

<sup>249</sup> Ruiz (2015).

O “Projeto Conservador das Águas” e o “Programa Desmatamento Evitado” relataram a criação de RPPN a partir da área contratada pelo projeto/programa. Esse é um dado bastante interessante considerando que a amostra conta com 5 casos. No entanto, não foi possível constatar a criação de RPPN a partir do “Projeto Conservador das Águas”, considerando as publicações disponíveis do Projeto, embora ele pretenda incentivar a criação de RPPN em áreas declivosas que não sejam caracterizadas como APP no interior das propriedades, prevendo ainda pagamentos adicionais por estas áreas (Gonçalves, 2013). O Projeto ainda prevê incentivos para a restauração e manutenção de uma RPPN que se encontra na sub-bacia do Salto, região onde o projeto se insere (Pereira et al., 2010), e acaba por servir como um estímulo para aqueles já inclinados à conservação a consolidar suas propriedades (ou parte delas) em RPPN. Neste mesmo caminho, o projeto “Produtores de Água e Floresta”, segundo os proponentes, acabou por incentivar a criação de um novo projeto de remuneração a áreas de RPPN, pelos benefícios gerados para a sociedade através de um ação voluntária, na cidade de Rio Claro, cidade que acolhe a gestão do Projeto.

O Programa “ConBio”, relembrando, incentiva a conservação em propriedades particulares na região metropolitana de Curitiba, apoiando a criação e manutenção de uma rede de áreas protegidas e estimulando a criação de RPPNMs, as chamadas Reservas Particulares do Patrimônio Natural Municipal.<sup>250</sup> Das 12 RPPNMs na região, 9 contaram com apoio técnico do Programa. Constituinte do Programa ConBio, o Projeto ConBio-Água, projeto que respondeu ao questionário, alega que a criação de RPPN faz parte dos objetivos do Projeto. Como já vimos, a operacionalização do projeto fica sobretudo ao encargo da Prefeitura de Piraquara, sob o Projeto Manancial Vivo<sup>251</sup>, que envolverá, muito provavelmente, uma diversidade de proprietários e produtores rurais, que poderá demandar um trabalho especial de sensibilização para a transformação de algumas dessas propriedades em RPPN, caso o estímulo à transformação de áreas naturais privadas em RPPN também constitua a carta de objetivos do Projeto.

A única iniciativa que não faz menções à criação de RPPN é o Projeto Carbono Social em Rede. As atividades dos proponentes recaem especialmente nas áreas de APP e RL, já protegidas por lei, e não a criação de novas áreas protegidas. No entanto, a escolha dos proponentes não é descabida, tampouco desfavorável à conservação da biodiversidade. O Projeto procura um equilíbrio entre a conservação e promoção social das comunidades locais tradicionais onde este se desenvolve, sobretudo por fomentar a conversão produtiva na agricultura de modos convencionais para os SAFs, que podem

---

<sup>250</sup> A Reserva Particular do Patrimônio Natural Municipal é uma categoria de área protegida criada pela Prefeitura de Curitiba. Não é uma categoria reconhecida pelo SNUC (Sistema Nacional de Unidade de Conservação), mas cabe reconhecer sua relevância em escala local.

<sup>251</sup> Lembrando, a iniciativa conta com a combinação de três projetos: 1) Projeto ConBio Água; 2) Projeto Oásis; 3) Projeto Manancial Vivo.

desempenhar um papel significativo na redução da degradação e dos efeitos danosos da agricultura convencional; e a criação de mudas e plantio de uma diversidade de espécies do bioma Mata Atlântica e uma consequente sensibilização social da importância dessa diversidade. Deste modo, o projeto, embora não contribua para a efetividade em termos de criação de áreas protegidas, promove a conservação *lato sensu*, incentivando pedagogicamente a mudança comportamental entre os pequenos produtores rurais. Contudo, esses não são resultados específicos dos PSE/A, mas da caracterização do Projeto. Uma vez que a RL e a APP, são legalmente protegidas até se poderia dizer que o projeto é efetivo, em termos de RL e APP, mas não cria áreas adicionais legalmente protegidas.

Já vimos que a monitorização do “Programa Desmatamento Evitado” se ancora na elaboração e implantação do Plano de Manejo alinhados às características de uma RPPN (Borges et al., 2012) e, portanto, as áreas contratadas são geridas e monitoradas conforme uma RPPN, desde o início ao fim do contrato (5 anos). Mas um dos objetivos do Programa passa justamente pelo estímulo à transformação das áreas contratadas em RPPN. Os proponentes não especificaram quantas RPPNs foram criadas através do Programa, mas 6 áreas das 29 contratadas ao longo do Programa foram consolidadas como RPPN ou estão em fase de reconhecimento. Lembrando que o Programa conta com um versão anterior na qual não havia quantificação do carbono sequestrado, ou inclusão dos pressupostos dos PSE/A em sua concepção, que se baseava na lógica da adoção de remanescentes florestais. Ademais, a SPVS conta com um histórico de atividades voltadas para a criação de RPPN. A partir de aquisição de terras, a ONG já transformou 11.441 ha de remanescentes naturais em RPPNs que se encontram sob a sua administração (SPVS, 2012).<sup>252</sup> Deste modo, fica clara a influência do percurso da ONG na concepção de um programa de PSE/A que constitui um diferencial entre os programas de PSE/A no âmbito nacional.

Portanto, as RPPNs são uma forma de consolidar a proteção de uma área natural em domínio privado, partilhando direitos e deveres com o poder público e com a sociedade. Não obstante, representam uma forma de consolidar também as áreas contempladas pelos PSE/A, igualmente consolidando o compromisso dos proprietários com as funções socioambientais dessas áreas naturais. A motivação para a criação de uma RPPN é majoritariamente levada pelos interesses de conservação (Pellin e Ranieri, 2009). Até pode parecer controverso aliar PSE/A com a criação de RPPN, no entanto, os PSE/A poderão encontrar aqui um nicho favorável para consolidar as áreas contratadas, que inicialmente podem ter sido motivadas pelo incentivo económico (temporário, muitas vezes). Em termos de provisão de serviços, a criação de RPPN também poderá oferecer maiores seguranças, considerando sua característica de perpetuidade.

---

<sup>252</sup> As Reserva Natural Morro da Mina: localizada nos municípios de Antonina e Morretes, com 2 RPPNs reconhecidas; Reserva Natural Rio Cachoeira, no município de Antonina, com 2 RPPNs reconhecidas; Reserva Natural Serra do Itaqui, localizada em Guaraqueçaba, com 3 RPPNs reconhecidas. Tais RPPN representam em hectares cerca de 22% das RPPNs do estado do Paraná (SPVS, 2012).

Os PSE/A ainda poderão desempenhar um papel interessante em articulação às áreas protegidas, desde que sejam articulados devidamente. O quadro 9.11 abaixo mostra que há projetos que também se inserem em outras áreas protegidas que não as APP e as RL, ou que se articulam no seu entorno.<sup>253</sup>

**Quadro 9.11** Inserção das intervenções em áreas protegidas.

	<b>Iniciativas de PSE/A</b>	<b>Inserção em áreas protegidas</b>
<b>01</b>	Projeto Conservador das Águas	Parcialmente
<b>02</b>	Projeto ConBio Água <sup>254</sup>	Sim
<b>03</b>	Carbono Social em Rede	Não
<b>04</b>	Produtores de Água e Floresta	No entorno
<b>05</b>	Programa Desmatamento Evitado	Parcialmente

Apenas uma das iniciativas, o “Carbono Social em Rede”, respondeu que não realiza intervenções em outras áreas protegidas. Uma vez que o Projeto é voltado para a agricultura familiar e comunidades tradicionais indígenas e quilombolas, o facto de não estar inserido em áreas protegidas pode ser bem fundamentado. Inserir-se em áreas protegidas poderá não ser o mais adequado em determinados casos para os esquemas de PSE/A, pois poderá haver sobreposição de esforços, financiamentos e até conflitos em termos de prioridade. Contudo, há exemplos interessantes. O programa amazônico “Bolsa Floresta” buscava beneficiar as famílias que moravam no interior das UC, estimulando-as a adotar práticas mais coerentes com a conservação do solo e da biodiversidade.

O estabelecimento de muitas UC (assim como das áreas protegidas de uma forma geral) poderá prever o desalojamento das famílias e sua posterior inserção em outra região. O desalojamento provocado pelas UC é uma das suas implicações mais criticadas. Neste contexto, os PSE/A até poderão ter um impacto bastante positivo, evitando o desalojamento ao estimular e incentivar boas práticas no interior das UC e, ao mesmo tempo, podem favorecer as pessoas, desde que, em contrapartida, regularizem suas práticas de acordo com as UC, seguindo o exemplo do extinto “Bolsa Floresta”. As próprias famílias poderiam, de certo modo, desempenhar o papel de guarda-parque, equilibrando os deveres públicos e sociais na manutenção das áreas protegidas. O “Programa Desmatamento Evitado”, promovido pela SPVS, uma das iniciativas que se insere parcialmente em áreas protegidas, é um

<sup>253</sup> Cabe mencionar novamente que as áreas de APP, RL e de uso restrito, são áreas protegidas por lei segundo o Código Florestal, mas que não constituem o SNUC, como é o caso das RPPN e demais categorias.

<sup>254</sup> Apenas em 22 de março de 2016 é que foi lançado um edital público pela Prefeitura Municipal de Piraquara para a contratação de propriedades para o projeto e, por isso, não há dados referentes.

exemplo que prevê a contratação de guarda-parques para as áreas contratadas. Outro projeto da SPVS, relacionado com as Reservas da ONG, estimulou as pessoas a largarem seus empregos de ‘cuidadoras’ de búfalo na região das Reservas para serem guarda-parques, capacitando-as, objetivando a criação de renda compatível com a conservação de biodiversidade.

Ainda assim, é preciso cuidado para que os PSE/A não criem ao invés de incentivos efeitos perversos, ou seja, de modo a não comprometer as motivações morais, culturais e pessoais para a conservação (*crowd-out*). Um estudo de Narloch et al. (2012) aponta que em comunidades nas quais institucionalmente há um maior comprometimento com a conservação, os pagamentos poderão estimular uma situação de *crowd-out*, enquanto situações em que os laços institucionais estão enfraquecidos e são poucas as motivações para a conservação, os PSE/A poderão desencadear uma situação de *crowd-in*. No entanto Rode et al. (2015), a partir de uma revisão do tema, apontam que há muito mais evidências de *crowd-out*. É muito comum que em comunidades tradicionais ou comunidades que vivem no interior das florestas já se apresentem sentimentos de conservação fortes, que poderiam ser quebrados com a instituição de esquemas de PSE/A. Considerando a complexidade de se avaliar em quais condições ocorre *crowd-out*, um projeto deve ter sempre em consideração avaliar as motivações, suas estruturas metodológicas e o contexto socioecológico no local em que se visa a implementação do projeto. Se as atitudes coletivas de conservação estão indo bem, por que implementar um esquema de PSE/A? (Wunder, 2013). Esta é uma colocação bastante pertinente, sobretudo num contexto em que os PSE/A não só passam a representar uma tendência nas práticas de conservação, mas representam uma mudança conceptual na forma de se fazer conservação, na qual também se arrisca substituir outros instrumentos de conservação que poderão ser contextualmente mais adequados.

Os proponentes do “Projeto Conservador das Águas” também responderam que o projeto se insere parcialmente em áreas protegidas, embora não especificando em que tipo de área protegida o projeto se articula. No entanto, é possível assumir que suas ações em algumas RPPNs da região e no Parque Municipal Cachoeira do Salto, no qual a terra precisou ser desapropriada para a criação do parque,<sup>255</sup> possam representar a sua inserção parcial em áreas protegidas. O “Programa Desmatamento Evitado” também não especificou, mas é também provável que sua parcial articulação com áreas protegidas seja através das RPPNs criadas.

O projeto “Produtores de Água e Floresta” realiza parte dos seus trabalhos no entorno de áreas protegidas. Já vimos que o projeto contou com três eixos-critérios para seleção das áreas de intervenção: (i) eixo água; (ii) eixo biodiversidade; (iii) eixo institucional. Os indicadores para o eixo biodiversidade previam conectividade da paisagem em escala regional; entorno de UC de proteção integral; inserção em UC de uso sustentável; e inserção no polígono de área prioritária para a conservação da biodiversidade na região. Como resultado da análise desses indicadores, o Corredor de Biodiversidade

---

<sup>255</sup> <http://rotamantiqueira.com.br/atrativos/parque-cachoeira-do-salto/>



Tinguá-Bocaina e Serra de Mangaratiba no entorno do Parque Nacional da Serra da Bocaina foram as áreas estratégicas para a conservação da biodiversidade selecionadas pelo projeto. Um ano após a seleção da área de desenvolvimento do projeto, duas UC foram criadas, o Parque Estadual Cunhambebe e APA Municipal do Alto do Pirai, muito embora não tenha sido resultado direto do projeto, resultou da iniciativa do ITPA, do INEA e da Prefeitura de Rio Claro, todos eles atores envolvidos no projeto (Ruiz, 2015).

#### **9.4.2 Recuperação e restauração de áreas degradadas**

O estado de degradação da Mata Atlântica não permite que suas iniciativas de conservação se restrinjam à proteção de remanescentes, que representam apenas cerca de 10% da cobertura florestal original. A recuperação das áreas degradadas é pois um fator crucial, pois sem isso torna-se praticamente impossível restabelecer e preservar os ciclos naturais, o fluxo gênico e os consequentes benefícios que as florestas promovem às sociedades.<sup>256</sup> A conservação do bioma deve, obviamente, incluir a articulação entre diversas iniciativas que visem proteger remanescentes, criar conectividades e recuperar áreas degradadas e desflorestadas. Já vimos que as áreas de APP e RL são os alvos mais frequentes das intervenções dos esquemas de PSE/A. Já discutimos também as controvérsias que provêm da recuperação de áreas de APP e RL através dos PSE/A. No entanto, é importante reconhecer em amplo espectro que essas áreas precisam ser recuperadas, sobretudo áreas de APP que expressam importantes fatores ecológicos. Ainda que não seja a forma mais legítima, especialmente considerando as flexibilizações promovidas pelo Novo Código Florestal, os PSE/A representam uma forte tendência e com algum potencial nesse sentido, desde que devidamente articulados. (Distinções entre restauração e recuperação).

Em termos de recuperação de áreas degradadas, todos os projetos indicaram que houve recuperação de APP e RL (quadro 9.12), sendo este um dos pontos estratégicos da maior parte dos casos de PSE/A na Mata Atlântica.

---

<sup>256</sup> <http://www.pactomataatlantica.org.br/#!documentos-referenciais/z3mer>

**Quadro 9.12** Recuperação promovida através das intervenções.

	Iniciativas de PSE/A	Recuperação de APP e RL	Recuperação além de APP e RL	Estimativa de área recuperada (ha)
01	Projeto Conservador das Águas	Sim	Sim	1.000
02	Projeto ConBio Água <sup>257</sup>	Sim	Não	Não quantificado
03	Carbono Social em Rede <sup>258</sup>	Sim	Não	1.200
04	Produtores de Água e Floresta	Sim	Sim	500
05	Programa Desmatamento Evitado	Sim	Sim	Não quantificado

Um dos argumentos apresentados pelas iniciativas sobre o foco nas áreas de APP e RL aqui analisadas foi o seu carácter de proteção legal. Os proponentes dos “Produtores de Água e Floresta” apontaram que “[a]s áreas prioritárias do projeto coincidem com obrigação legal do proprietário rural fazer a restauração ou conservação, logo o mesmo não pode degradar a área inserida no projeto”. Os proponentes do projeto “Carbono Social em Rede” também apresentaram argumentos semelhantes: “O projeto trabalha apenas com árvores nativas da mata atlântica e mata de araucárias. As árvores são plantadas principalmente em Áreas de Preservação Permanente – APPs e Reserva Legal [...]” e ainda “[e]ssas ações, buscam priorizar a recomposição daquelas áreas, que por força de lei já devem ser preservadas. Desta forma, o agricultor não sacrificará áreas produtivas de sua propriedade para o plantio de floresta [...]” (Carraro et al., 2012, p.9). Outro objetivo dos projetos, no caso do “Conservador das Águas”, é o de adequar os proprietários com APP e RL degradadas, promovendo a recuperação dessas áreas através dos PSE/A (Pereira, 2013).

O Projeto “Conbio Água”, embora tenha assinalado que suas intervenções recuperam áreas de APP e RL, apenas agora é que deve iniciar efetivamente suas intervenções e pagamentos. Curiosamente, mesmo voltado para remanescentes florestais, o “Programa Desmatamento Evitado” constatou a recuperação de áreas de APP e RL. Certamente, antes de se converter em RPPN qualquer propriedade rural ou urbana apresenta áreas de RL bem como aquelas que contenham cursos de água, e áreas declivosas também possuem áreas configuradas como APP. Assim, embora o Programa priorize

---

<sup>257</sup> Apenas em 22 de março de 2016 é que foi lançado um edital público pela Prefeitura Municipal de Piraquara para a contratação de propriedades para o projeto e, por isso, não há dados referentes a áreas protegidas e restauradas.

<sup>258</sup> A iniciativa, apesar de não ter a área protegida quantificada, contribui para a conservação da biodiversidade em termos de diversidade de espécies plantadas. Além disso o projeto promoveu a criação de SAFs que superam 100 hectares em diversas propriedades contempladas pelo projeto.

remanescentes florestais, é suposto que o Programa também atue na recuperação de áreas degradadas nas propriedades contratadas, sobretudo nas zonas qualificadas como APP.

É fundamental perceber que a proteção das áreas de APP, RL e de uso restrito constituem, desde 1965, com o Código Florestal, uma obrigação legal. Isso nunca foi um impedimento para que tais áreas fossem degradadas no passado, em alguns casos pelos mesmos produtores agora beneficiados pelos PSE/A. Deste modo, a adequação ambiental dos proprietários é um objetivo muito frágil, ainda que o resultado seja avaliado pela recuperação das áreas degradadas. Porém, independente das controvérsias que daí advêm, em termos de recuperação do bioma, a recuperação de APP e RL ainda é insuficiente, sendo preciso ir mais além. Relembrando que está previsto na Lei 12.651/12 (e pela redação dada pela Lei 12.727/12) que toda a propriedade rural na região da Mata Atlântica deve manter uma área de cobertura vegetal que represente o mínimo de 20% do imóvel a título de RL, isto é, sem considerar as áreas de APP.<sup>259</sup> Um estudo de Banks-Leite et al. (2014) apontou que uma paisagem deve apresentar no mínimo 30% de seu estado de cobertura florestal, ou habitat, bem conservada para que a conservação da biodiversidade seja mantida. Abaixo desse valor, as espécies mais resistentes e responsáveis pela secundarização e homogeneização da floresta (capítulo 5) passam a dominar o ambiente. Assim, começa-se a presenciar um desequilíbrio e uma mudança na dominância entre as espécies: enquanto em um ambiente com 100% de sua cobertura vegetal preservada, as espécies especialistas representam cerca de 75,9% do total das espécies, num habitat com limiares abaixo de 30% de conservação, as espécies mais resistentes representam 73% (Banks-Leite et al., 2014).

Isso revela pelo menos dois critérios fundamentais para a operacionalização da recuperação das áreas degradadas: (i) a recuperação deve visar 30% de uma paisagem e deve, preferencialmente, atender a maiores escalas, de modo a reduzir influências fronteiriças urbanas, rurais ou de florestas já secundarizadas; (ii) a recuperação deve pretender uma diversidade de espécies e assegurar que os processos ecológicos sejam capazes de, conseqüentemente, seguir com seu funcionamento integralmente.

Banks-Leite et al. (2014) ainda argumentam que os PSE/A têm um grande potencial a desempenhar para que os 30% sejam alcançados à escala da paisagem. Ainda argumentam que as intervenções devem estrategicamente se posicionar onde a área conservada esteja entre 20% e os 30%. No entanto, os autores não mencionam que os PSE/A devem ir além da recuperação das áreas de APP e RL. Com as mudanças trazidas pelo Novo Código Florestal (Lei 12.651), 50% das RL poderão constituir-se de espécies exóticas e ainda poderão ter suas áreas somadas às de APP para que o percentual mínimo de vegetação exigido seja alcançado. Deste modo, estamos falando de menos de

---

<sup>259</sup> Felizmente, a sociedade civil organizada conseguiu evitar que as RLs fossem completamente eliminadas em imóveis rurais (SOS Mata Atlântica, 2016). É bem verdade que as propriedades rurais não precisam de possuir RL, contanto que ofereçam compensação através de novas disposições legais da mesma lei em questão, através da compra de cotas de reserva ambiental.

20% de cobertura vegetal nativa enquanto RL. Isso para dizer que para alcançar uma recuperação mínima de habitat, que possa dar condições para a preservação da biodiversidade, é preciso que os PSE/A atuem não apenas na recuperação de APP e RL.

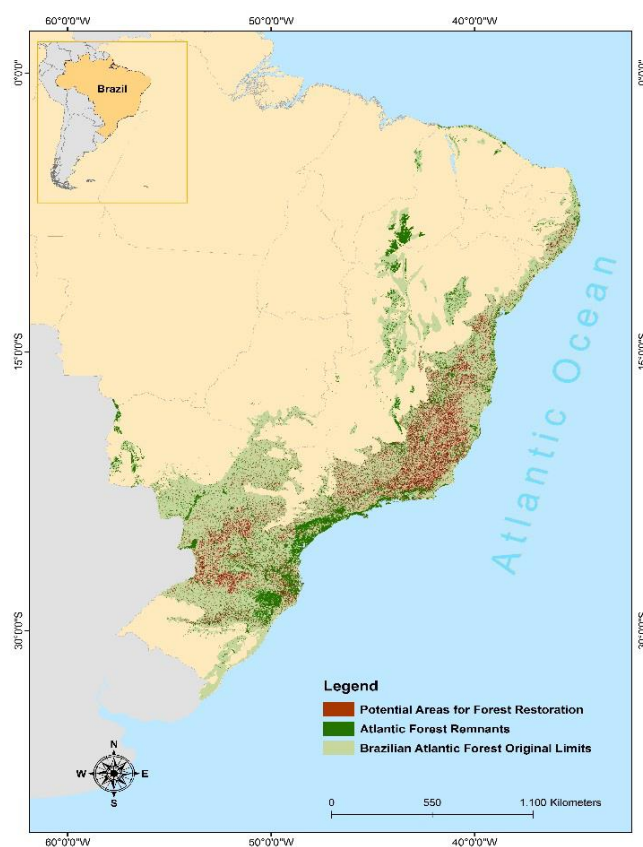
Três das iniciativas analisadas aqui afirmaram, no questionário, que suas intervenções se voltaram também para a recuperação de áreas que vão além das áreas de APP e RL. Uma das iniciativas que apontaram não recuperar além das áreas de APP e RL, o “Carbono Social em Rede”, reforçou que os SAFs vinham sendo implantados, reduzindo o impacto da produtividade agrícola sobre as florestas e os processos ecológicos, e que a florestação além das APP e RL poderia impactar a produtividade das famílias agricultoras, que visam sobretudo sua subsistência. A outra iniciativa, “ConBio Água” ainda não estava sendo, de facto, implementada. No entanto, a metodologia utilizada no Projeto estabelece um critério de elegibilidade que bonifica as propriedades que preservam mais áreas que as referentes às áreas de APP e RL, promovendo assim um novo estímulo aos proprietários.

A urgente recuperação da Mata Atlântica deve extrapolar as disposições legais mínimas de conservação, especialmente com as mudanças promovidas pelo Novo Código Florestal já debatidas anteriormente, exigindo esforços coletivos que de forma integrada possam mobilizar diversos atores nesse passo fundamental. É importante, nesse sentido, referir que é nesse contexto que a sociedade civil organizada deu corpo a um movimento pela restauração do bioma, chamado Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, que envolve governos estaduais, municipais e federal, setor privado, ONGs, proprietários rurais, instituições de pesquisa, comunidades locais, associações e cooperativas, comitês de bacias e outros colegiados, entre outros.<sup>260</sup> Uma multiplicidade de atores que têm empenhado nesta tarefa com o mote de restaurar em larga escala, resultando em conservação e em simultâneo geração de renda e trabalho nas regiões socialmente mais vulneráveis do bioma, bem como a adequação legal das atividades agropecuárias. O PACTO também prevê iniciativas de PSE/A e mais um largo conjunto articulado de estratégias. O PACTO existe desde 2009 e a sua meta é restaurar 15 milhões de hectares

---

<sup>260</sup> Mais informações sobre o PACTO pela Restauração da Mata Atlântica disponível em: <http://www.pactomataatlantica.org.br/>

de floresta até o ano de 2050 (PACTO, 2009; Melo et al., 2013; Pinto et al., 2014), que estão representados na figura 9.6, logo abaixo.



**Figura 9.6** Mapeamento dos potenciais 15 milhões de hectares de áreas a serem restauradas na Mata Atlântica. Fonte: Pinto et al. (2014).

Curiosamente quatro instituições proponentes das iniciativas analisadas neste inquérito são signatárias do Pacto, o que poderá legitimar ainda mais as suas iniciativas de PSE/A. O ITPA, proponente do “Produtores de Água e Florestas” é signatário, enquanto instituição executora de projetos, e nos processos de restauração empreendidos pela iniciativa são seguidos os preceitos do Pacto, dispostos num referencial de conceitos e ações (Pacto, 2009) e um protocolo de monitorização para programas e projetos de restauração (Pacto, 2013). Integram ainda o corpo de signatários: a SPVS, proponente do “ConBio Água” e “Programa Desmatamento Evitado”, enquanto executora de projetos; e a Prefeitura Municipal de Extrema, como executora de projetos e formuladora de políticas públicas.

Deste modo, essas iniciativas podem representar um valor acrescentado por se alinharem com um movimento com propósitos de restauração em larga escala, bem fundamentado e largamente apoiado.

### 9.4.3 Conectividade e redução da fragmentação

Outro critério fundamental a ser avaliado na conservação da biodiversidade na Mata Atlântica, considerando, novamente, o elevado estado de fragmentação do bioma (Ribeiro et al., 2009) e também o facto de grande parte de seus fragmentos florestais se encontrarem em áreas privadas (Tabarelli et al., 2005), é a conectividade. Junto à conservação de remanescentes e da recuperação de áreas degradadas, a conectividade constitui o tripé essencial para conservação na Mata Atlântica. Uma de suas regras básicas é a criação de ligações e relações estruturais e funcionais, quer seja através da proteção dos remanescentes e o estabelecimento de uma consequente ligação entre eles ou através de corredores, trampolins e da alta permeabilidade da matriz circundante (Riberito et al., 2009). Deste modo, segundo estes autores, a conectividade pode ser entendida como uma área que conecta funcional e estruturalmente os fragmentos, considerando igualmente regras e relações de distâncias entre os fragmentos (Ribeiro et al., 2009). Tal percepção assume que a conectividade não é apenas representada por estruturas florestais, mas pela funcionalidade da ligação. Por exemplo, algumas espécies poderão atravessar maiores distâncias não florestadas enquanto outras possuem uma movimentação muito limitada, arriscando-se ao isolamento. Contudo, regra geral, quanto mais afastados e parcelados os fragmentos, menor a conectividade e, por conseguinte, menor o fluxo das espécies (Haddad, 1999).

Como já visto anteriormente, a conjuntura florestal da Mata Atlântica, caracterizada historicamente pela forte intervenção humana, está reduzida a pequenos fragmentos (83% menores que 50 ha), muitas vezes isolados pela matriz que os circunda,<sup>261</sup> criando também efeitos de bordas que podem provocar consequências graves para a conservação da biodiversidade e sua consequente heterogeneidade, pelo que não se deve ignorar os fragmentos menores no objetivo de reduzir isolamentos e criar conectividades (Ribeiro et al., 2009).<sup>262</sup> Nesse sentido, a permeabilidade da matriz é um aspeto fundamental a ser considerado e muitas espécies poderiam beneficiar com a gestão dessa matriz (Uezu et al., 2008; Umetzu et al., 2008; Pardini et al., 2009). Mas esta é uma tarefa que dificilmente será alcançada sem o envolvimento dos proprietários rurais. Os PSE/A possuem um potencial a desenvolver nesse contexto e a sua implementação pode (ou deve) ser estratégica, de modo

---

<sup>261</sup> O isolamento médio dos fragmentos do bioma é de 1.441m variando de poucos metros a dúzias de quilômetros (Ribeiro et al., 2009).

<sup>262</sup> “Embora a maioria dos parques e reservas brasileiros esteja contribuindo para a preservação de uma parte significativa da diversidade biológica, e exercendo um papel vital para o futuro dos recursos naturais na Amazônia e na Mata Atlântica, o conhecimento científico acumulado através dos anos no campo da biologia da conservação tem indicado que são necessárias áreas protegidas bastante extensas, de forma a se manter os processos ecológicos e evolutivos viáveis a longo prazo. Como se apresentam hoje, os parques e reservas existentes não são suficientes para o objetivo de preservar a diversidade biológica brasileira. Outras áreas, sob graus variáveis de utilização humana, incluindo zonas tampão e áreas sob esquemas de manejo de baixo impacto, devem também tornar-se uma parte integrante desta equação. Por conseguinte, o sistema das unidades de conservação tem que ser gerenciado e monitorado sistematicamente, de modo a atingir efetivamente os objetivos de preservação da diversidade biológica a longo prazo (Ayres et al., 2005, p. 21)”.

a permitir o fluxo da biodiversidade através das UC e igualmente através da matriz que as envolve, como os fragmentos não protegidos e áreas rurais.

Foram analisados, no inquérito, quatro elementos para avaliar a conectividade e a redução da fragmentação nas iniciativas:

- i. Conectividade interna: representa as áreas da iniciativa que promovam ou considerem conectividade das áreas naturais no interior da propriedade;
- ii. Conectividade externa: representa a conectividade com outras áreas naturais externas à propriedade (sejam elas protegidas ou não);
- iii. Conectividade em rede: representa a escolha estratégica das propriedades de modo que criem conectividade entre elas;
- iv. Constituição de corredores ecológicos.

É comum que as propriedades possuam áreas naturais fragmentadas em seu interior. Por exemplo, a alocação de uma área de RL poderá estar isolada da área de APP, já que possuem critérios distintos de estabelecimento. Uma propriedade até poderá não ter áreas de APP, que exigem critérios específicos (topos de morro, encostas, áreas de elevada altitude, entorno de nascentes e cursos de água, entre outros), embora a constituição de RL seja obrigatoriedade legal. Desde modo, mesmo no interior das propriedades, as áreas podem ser selecionadas estrategicamente, permitindo intra conectividade, isto é, conectividade entre as áreas naturais dessas propriedades. Quatro dos casos consideraram este aspeto, reconhecendo a relevância da conectividade entre as áreas naturais no interior das propriedades, o que terá maiores aplicações em propriedades com maiores dimensões e, principalmente, quando as áreas de APP e RL estejam alocadas distantes umas das outras. O quadro 9.13 abaixo apresenta o posicionamento das iniciativas relativamente à conectividade.

**Quadro 9.13** Criação, manutenção e recuperação de conectividade e constituição de corredores ecológicos.

	Iniciativas de PSE/A	Conectividade interna	Conectividade externa	Conectividade em rede <sup>263</sup>	Constituição de Corredor Ecológico
01	Projeto Conservador das Águas	Sim	Sim	Sim	Sim (i) Recuperação e restauração de áreas degradadas que constituem um corredor ecológico; (ii) Conservação de remanescentes que constituem um corredor ecológico (iii) Criação de um corredor ecológico através das propriedades contratadas
02	Projeto ConBio Água <sup>264</sup>	Não (Parte dos objetivos)	Não (Parte dos objetivos)	Não (parte dos objetivos)	Não (Parte dos objetivos)
03	Carbono Social em Rede	Sim	Sim	Não	Não
04	Produtores de Água e Floresta	Sim	Sim	Sim	Sim (i) Recuperação e restauração de áreas degradadas que constituem um corredor ecológico
05	Programa Desmatamento Evitado	Sim	Sim	Sim	Sim (iii) Criação de um corredor ecológico através das propriedades contratadas

Mais fundamental ainda no contexto da paisagem e da matriz que a envolve é a conectividade florestal entre as áreas contratadas e seu entorno que se constitua de áreas naturais, ou seja, a conectividade entre a área natural da propriedade e as áreas naturais externas a ela. Todas as iniciativas responderam levar esse elemento em consideração. O projeto “Produtores de Água e Floresta”, por exemplo, realizou um exercício bastante detalhado sobre a seleção das áreas do projeto. Entre os indicadores para a seleção, a conectividade da paisagem em escala regional foi altamente considerada, bem como o entorno de UC e áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade (Ruiz, 2015). As áreas adotadas pelo “Programa Desmatamento Evitado” igualmente procuraram constituir conectividade externa e, por isso abrangem remanescentes significativos de florestas de araucária, sendo

<sup>263</sup> A “Conectividade em rede” foi um critério acrescentado pós-questionário avaliado através de dois elementos: 1) das respostas obtidas na questão sobre a contribuição da iniciativa para a “constituição de corredor ecológico”, no indicador “(iii)”, leia-se: “Criação de um corredor ecológico através das propriedades contratadas”; 2) Literatura disponível sobre o projeto. Se o elemento “1” for negativo, recorre-se ao elemento “2”.

<sup>264</sup> Apenas em 22 de março de 2016 é que foi lançado um edital público pela Prefeitura Municipal de Piraquara para a contratação de propriedades para o projeto e, por isso, não há dados referentes.



que a maioria das propriedades se enquadram na área proposta pelo Ministério do Meio Ambiente para a formação do “Corredor das Araucárias”.

A conectividade em rede é um critério especial na seleção estratégica das propriedades para que se estabeleça uma relação coerente e coesa entre elas, criando fragmentos maiores, possibilitando a redução de isolamento entre as áreas naturais das propriedades contempladas por um mesmo projeto e reduzindo os efeitos de borda bastante prejudiciais para os pequenos fragmentos. Por exemplo, quando mais de uma propriedade for contratada numa região, pode ser vantajoso contratar as áreas naturais das propriedades vizinhas, de modo que suas áreas naturais estejam conectadas, bem como conectadas com as áreas do mesmo tipo que sejam exteriores às propriedades contratadas. Assim, poderá ser bastante benéfico que os projetos voltados para a reconstituição de áreas de APP e RL que tenham este critério em consideração. Este critério foi acrescentado após a aplicação do questionário e analisado através da análise de outros elementos do questionário (ver nota de rodapé 266), pelo que a sua contemplação pelos projetos poderá não ter sido interpretada com precisão. Mas, à partida, todos os projetos tiveram em consideração este aspeto. Este é um critério especialmente importante para iniciativas que recaiam sobre muitas propriedades, como é o caso do projeto “Carbono Social em Rede” que decorre ao longo da área rural de mais de 18 municípios, e as iniciativas públicas como o “Conservador das Águas” e o “Manancial Vivo”, que é uma iniciativa componente e paralela ao “ConBio Água”. O projeto “Produtores de Água e Floresta” aquando do mapeamento das propriedades, considerou a recuperação das margens de rios e nascentes, mas igualmente a implantação de corredores ecológicos através das propriedades, levando essa informação aos proprietários cujos imóveis possam constituir tais corredores (Ruiz, 2015) <sup>265</sup>

Ampliando o âmbito da conectividade, outro fator a ser consolidado é a constituição efetiva de corredores ecológicos, uma estratégia imprescindível no contexto da Mata Atlântica (Ayres et al., 2005). Foram destacadas no questionário três formas de constituir um corredor ecológico:

- i. Recuperação e restauração de áreas degradadas que constituem um corredor ecológico;
- ii. Conservação de remanescentes que constituem um corredor ecológico;
- iii. Criação de um corredor ecológico através das propriedades contratadas.

É preciso realçar que os corredores ecológicos não constituem uma categoria de UC que visa proteção permanente e efetiva. Ayres et al. (2005) realçam a importância dos corredores estarem estrategicamente alocados de modo que possam ser conceptualizados a partir de grandes extensões de ecossistemas florestais com prioridade biológica e delimitados por UC, e assim facilitando a efetividade. Entretanto, a proposta dos autores passa por uma gestão integrada que não ignora o papel

---

<sup>265</sup> “Caso haja algum corredor ecológico a ser formado, ou outra área relevante, a sugestão também é levada ao proprietário. Nesta fase, são feitas análises regionais para uma melhor compreensão da situação da propriedade em relação ao território da bacia” (Ruiz, 2015, p. 91).

das comunidades locais nessa tarefa. Uma UC, desde que seu estabelecimento também seja socialmente bem trabalhado, representa uma das formas mais efetivas de conservação da biodiversidade. Tendo isso em mente, a efetivação de um corredor passaria pela sua proteção e, sobretudo, por uma gestão estratégica entre os que estão inseridos nessas áreas ou no seu entorno.

Três casos responderam contribuir para a efetiva constituição de corredores ecológicos. Os proponentes do 'Conservador das Águas' de Extrema afirmaram que o projeto atende às três formas acima aferidas para a constituição de corredor ecológico, sendo que a constituição de micro corredores ecológicos através do aumento da cobertura vegetal nas sub-bacias hidrográfica está presente nos seus objetivos principais (Pereira et al., 2013; Pereira et al., 2010). Os corredores fomentados pelo projeto se dão pela restauração de matas ciliares, sobretudo através da recuperação de áreas de APP.

As outras duas iniciativas que contribuem para a constituição de corredores ecológicos 'Produtores de Água e Floresta' e 'Desmatamento Evitado' contemplaram apenas uma das formas de constituição de corredores ecológicos, restaurando áreas prioritárias para os corredores e criação de corredor através das áreas contratadas, respetivamente. Mas suas atividades destacam-se pelos eixos estratégicos em que se enquadram. Os proponentes do “Produtores de Água e Floresta”, da ONG ITPA, têm ajudado na consolidação do Corredor de Biodiversidade Tinguá-Bocaina, que procura restabelecer as relações entre a Reserva Biológica do Tinguá e o Parque Nacional da Serra da Bocaina. Consequentemente, a atuação do projeto procurou enquadrar-se nesse eixo, conjugando com os outros eixos estratégicos do projeto (Bacia do Rio Pirai e características institucionais). Um dos resultados é o corredor implantado através de uma propriedade que unirá o Parque Estadual Cunhambebe e o entorno do Reservatório de Lajes. Já o “Programa Desmatamento Evitado” também está alinhado com um dos principais objetivos de seus proponentes, a ONG SPVS, a conservação da mata de araucária. Grande parte das propriedades contratadas pelo programa se enquadra na área proposta pelo Ministério do Meio Ambiente para a formação do “Corredor das Araucárias” (Borges et al., 2012), projeto que envolve 139 municípios.<sup>266</sup>

O “ConBio Água”, segundo os proponentes, prevê considerar todos os aspectos concernentes à conectividade averiguada no questionário, considerando como parte dos objetivos. Entretanto, o projeto ainda se encontra em implementação, pelo que não é possível averiguar como se deu o processo estratégico de seleção das áreas e propriedades e implementação dos PSE/A.

O único projeto que afirmou não constituir corredores ecológicos foi o “Carbono Social em Rede”. É possível presumir que o projeto possa contribuir em termos de recuperação ou manutenção de matas ciliares, devido à sua incidência em áreas de APP. Mas é necessária uma implementação estratégica, de modo que constitua um corredor ecológico biologicamente funcional. A dedicação do

---

<sup>266</sup> Disponível em: < <http://www.spvs.org.br/rede-gestora-corredor-das-araucarias-retoma-as-atividades/> > Acesso em 9 de agosto de 2016.

projeto à criação de SAFs e à conversão produtiva de modelos convencionais para os SAFs apresenta um grande potencial para a constituição de corredores agroecológicos, ou seja, aliando os conceitos dos SAFs e dos corredores ecológicos. O estabelecimento de pequenos fragmentos de SAFs poderá constituir corredores ecológicos importantes, aumentando o fluxo biológico e auxiliando a recuperar parte das funções ecológicas perdidas com a fragmentação, por exemplo em termos de dispersão de sementes (Uezu et al., 2008). Considerando a escala regional dos processos de recuperação do Projeto e da priorização de diversidade de espécies nativas, os corredores agroecológicos têm um enorme potencial estratégico para o projeto, não apenas em termos ecológicos, mas para o desenvolvimento humano regional, tendo em conta igualmente o cunho social do projeto.

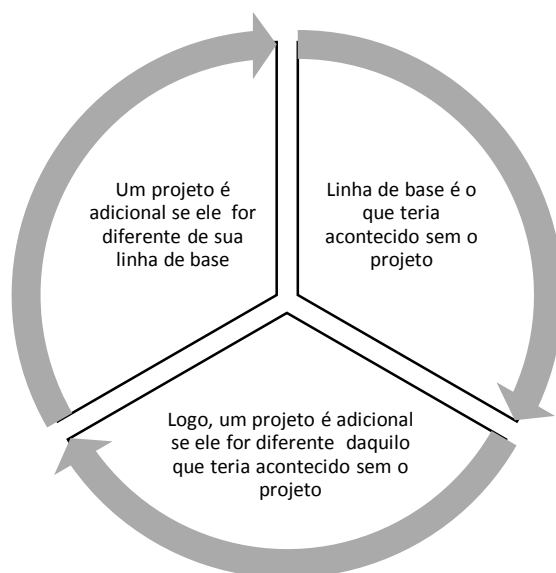
A transição do conceito de “ilhas biológicas” para o de corredores ecológicos é um passo que envolve muitos atores e não pode limitar-se à conservação de remanescentes e áreas protegidas. Os corredores ecológicos, aplicados estrategicamente, poderão contemplar a conectividade de áreas ecológica e biologicamente relevantes desde o contexto das UC ao âmbito dos SAFs. Ao se considerar a coexistência dos assentamentos humanos nas áreas de influência de uma UC, tanto em regimes de proteção quanto de uso sustentável, as áreas protegidas poderão até desempenhar uma estratégia mais ampla de desenvolvimento humano regional (Ayres et al., 2005).

#### **9.4.4 Adicionalidade**

Tudo isso nos traz a um elemento essencial, tanto em termos de PSE/A quanto em termos de conservação - a adicionalidade. A adicionalidade é um conceito utilizado para distinguir os benefícios de uma atividade comparados à situação na qual a intervenção não tivesse tido lugar (situação anterior à intervenção) (Valatin, 2012). O conceito de adicionalidade ficou bastante popularizado no âmbito das alterações climáticas, especialmente no contexto da mitigação de GEE, no qual representa um aumento nas emissões sequestradas ou não emitidas em comparação com a ausência de uma dada ação ou projeto, isto é, em comparação com a linha de base (UNFCCC, 1998; Valatin, 2012; Gillenwater, 2012a). O conceito não é restrito ao âmbito das alterações climáticas, nem ao campo das políticas ambientais, integrando o corpo de outras políticas públicas e financeiras, das ciências sociais, e programas de avaliação (Gillenwater, 2012a), apesar de ser indispensável no contexto das políticas de compensação, como as compensações carbônicas e instrumentos como *biodiversity offsets*. Sendo assim, a adicionalidade também é utilizada quando se fala na proteção da biodiversidade. O propósito do conceito é o de garantir que as iniciativas possam, além de contribuir para o estado atual, gerar um efeito adicional.

Apesar do largo desenvolvimento e reflexão em torno do conceito ‘adicionalidade’ (Gillenwater, 2012a; 2012b; 2012c) ele continua vago e aberto a múltiplas interpretações (Hannis e

Sullivan, 2012), e uma fonte de controvérsias nos variados contextos em que é aplicado,<sup>267</sup> em parte pela assunção hipotética do que teria acontecido, na qual a adicionalidade e a linha de base se fundamentam (Volatin, 2012; Shapiro, 2010). Gillenwater (2012a) chama a atenção para a definição circular de adicionalidade (figura 9.7), que influencia a maioria das configurações do conceito.



**Figura 9.7** Conceito circular de adicionalidade. Adaptado de Gillenwater (2012a).

Na figura 9.7 acima, o projeto representa a própria causa da adicionalidade, bem como da linha de base. Deste modo, o projeto representa ele próprio uma adicionalidade, e sua ausência a própria linha de base. O cenário hipotético, segundo a circularidade acima, isenta o projeto de ser verdadeiramente adicional, ou já o pressupõe adicional *A priori*. Segundo Gillenwater (2012a), uma atividade proposta poderá levar a um cenário adicional apenas se comparada com um determinado comportamento adotado nas linhas de base, isto é, a linha de base não é estanque, nesse sentido, não basta comparar uma determinada intervenção à linha de base, mas às intervenções que seriam propostas nas linhas de base e, aí sim, decidir se a atividade proposta representa uma adicionalidade. Por exemplo, considerando o envolvimento das ONGs analisadas nesse questionário, as atividades resultantes dos projetos de PSE/A representam, de facto, uma adicionalidade relativamente às demais intervenções dessas mesmas ONGs?

<sup>267</sup> Por exemplo, no âmbito da compensação carbônica, tanto no contexto do mercado de carbono quanto na questão de sua contabilização, que serve de base para o mercado voluntário.

Nessa medida, e considerando as complexidades, imprecisões e suas fundações em comparações hipotéticas para a sua determinação, o conceito será sempre alvo de controvérsias, mesmo diante de testes rigorosos (Volatin, 2012).<sup>268</sup>

Contudo, são muitos os autores que reforçam a importância da adicionalidade nos esquemas de PSE/A (Wunder, 2005, Wunder, 2007, Engel et al., 2008, Wunder et al., 2008; Engel e Palmer, 2008; Sommerville et al., 2009; Bennet, 2010). No âmbito dos PSE/A, a adicionalidade é verificada se o incentivo foi a causa da mudança comportamental ou da efetivação da intervenção por parte do provedor (Bennet, 2010). No entanto, é interessante reparar que a maioria dos projetos de PSE/A não requer adicionalidade para sua aprovação e consequente implementação (Ferraro e Pattanayak, 2006; Bennet, 2010). A adicionalidade, ainda que não seja considerada um critério, deveria orientar a implementação de um esquema de PSE/A (Sommerville et al., 2010). Bennet (2010) ainda sugere que a adicionalidade é um fator necessário para relacionar os objetivos ambientais com a necessidade da aplicação de um esquema de PSE/A. E ainda, um esquema de PSE/A pressupõe um pagamento para a provisão de um serviço, se este serviço não é provisionado, o pagamento poderá não ser legitimado.

Ficamos diante de duas formas de adicionalidade no âmbito dos PSE/A. A primeira refere-se à influência dos incentivos para a adoção de um determinado comportamento ou prática; a outra refere-se ao cumprimento de um objetivo.<sup>269</sup> Percebe-se que a adicionalidade depende do âmbito em que é tratada, mas existe uma ideia consensual de adicionalidade que a compara com a ausência de uma determinada intervenção (ou seja, linha de base). Contudo, algumas questões ainda permanecem: deve a adicionalidade simplesmente representar o que é distinto da linha de base? Deve ser essa a ideia de adicionalidade aplicada na conservação da biodiversidade? Deve a adicionalidade apresentar-se em termos efetivos? O que representa a conservação da biodiversidade em termos efetivos? Deve ainda a adicionalidade apenas representar o efeito do incentivo (pagamento) sobre um determinado comportamento ou atividade?

Tendo isso em conta, também serão consideradas outras variantes da adicionalidade, que se sobrepõem em certos aspectos, para fundamentar a análise empreendida aqui<sup>270</sup>:

- i. Adicionalidade ecológica: representa benefícios adicionais em termos ecológicos, como o aumento da biodiversidade, aumento de porções florestais nativas, aumento da

---

<sup>268</sup> Outro fator bastante controverso é que o critério da adicionalidade pode favorecer incentivos perversos de investimentos em projetos muito custosos relativamente a outros projetos sem oferecer maiores benefícios comparativamente (Volatin, 2012).

<sup>269</sup> Percebe-se que a adicionalidade distingue-se conforme o âmbito em que é tratada, mas a ideia consensual de adicionalidade, aplicada ao âmbito da conservação, pressupõe que apenas evitar o desmatamento e a degradação das florestas representa uma adicionalidade. Essa ideia representa o cerne do programa REDD da UNFCCC.

<sup>270</sup> Em função da natureza interpretativa e reflexiva da adicionalidade nesta tese, também pressupõe a adicionalidade enquanto potencialidade, sendo assim, adicionalidade potencial.

resiliência ecossistêmica, entre outros. A adicionalidade ecológica até poderá subdividir-se conforme os parâmetros desejados. Por exemplo: adicionalidade de fauna; adicionalidade de resiliência, adicionalidade de espécies nativas, entre outros (Volatin, 2012);

- ii. Adicionalidade efetiva (ou de áreas protegidas e comportamental): representa a efetivação da adicionalidade através da proteção legal das áreas naturais remanescentes ou recuperadas (especialmente através da criação de UC estabelecida pelo SNUC). A mudança comportamental também poderá ser considerada adicionalidade efetiva, apesar das dificuldades para mensurar uma mudança comportamental. A criação de políticas públicas que motivem a criação de áreas protegidas e de SAFs também poderá ser considerada intervenção adicional efetiva.
- iii. Adicionalidade do projeto: representa benefícios adicionais advindos da aplicação de um projeto. Este conceito se aplica aos casos de desflorestamento ou degradação florestal evitados e na recuperação de áreas degradadas. No primeiro caso uma atividade apenas será considerada adicional se for mesmo esperado que a área seja desmatada ou degradada. No segundo, as atividades (recuperação, reflorestamento, gestão florestal) apenas serão adicionais se não houver possibilidade de a área em questão recuperar-se naturalmente (Volatin, 2012);
- iv. Adicionalidade de conformidade: representa as atividades cujos benefícios vão além do cumprimento regulatório ou legal (Volatin, 2012). Este aspecto visa verificar se as iniciativas também visaram áreas que vão além de APP e RL e outras obrigações legais.
- v. Adicionalidade de ações ou atividades (ou motivacional); representa resultados provenientes do PSE/A que diferem dos objetivos dos proponentes. Procura responder à questão se os PSE/A representam uma adicionalidade comparativamente às atividades ou ações prévias dos proponentes.

O propósito do estudo da adicionalidade nesta tese é múltiplo e não envolve apenas uma análise dos resultados das iniciativas, mas, antes, lançar novas reflexões sobre o que pode representar a adicionalidade em iniciativas de PSE/A, sobretudo quando lidam com a conservação da biodiversidade. Tendo como fundamento o exposto, o objetivo aqui será verificar se as iniciativas em análise apresentam as diferentes vertentes de adicionalidade supracitadas. Considerando a standardização da aplicabilidade do conceito ao âmbito dos PSE/A, é ainda objetivo verificar se o pagamento aos proprietários foi condição necessária para a adoção das práticas propostas pelos projetos<sup>271</sup>, doravante

---

<sup>271</sup> O questionário não apresentou uma questão específica para avaliar a adicionalidade ou linhas de base (*baselines*) e esta não será contemplada apenas em termos de resultados relativamente à linha de base, mas também será reflexiva a partir das ações promovidas pelos PSE/A. Sendo assim, ela será verificada a partir da interpretação de outras questões e da literatura. É de salientar ainda que a questão sobre a linha de base ficou, não intencionalmente, fora do questionário. Portanto apenas a partir da literatura será possível verificar se o projeto

referida como adicionalidade de pagamentos. A síntese das da performance das iniciativas em termos de adicionalidade estão descritas no quadro 9.14 abaixo.

---

fez uma avaliação da linha de base, uma informação indiscutivelmente útil. Apesar disso, o propósito da avaliação da adicionalidade nesta tese não fará relações condicionantes com a linha de base.

**Quadro 9.14** Representação da adicionalidade potencial da iniciativas. S/R= sem resposta. “\*Sim” Representa uma adicionalidade potencial. “\*Não” representa potencialidade para não adicionalidade.

	<b>Iniciativas de PSE/A</b>	<b>Adicionalidade Ecológica (1)</b>	<b>Adicionalidade Efetiva (2)</b>	<b>Adicionalidade de Conformidade (3)</b>	<b>Adicionalidade de Projeto (4)</b>	<b>Adicionalidade de Atividades (5)</b>	<b>Adicionalidade de Pagamentos (6)</b>
<b>01</b>	Projeto Conservador das Águas	Sim Melhora na qualidade e vazão	Sim Criação de área protegida	Sim Recuperação além de APP e RL	*Não	Não	Não
<b>02</b>	Projeto ConBio Água <sup>272</sup>	S/R	S/R	S/R	S/R	*Não	Não
<b>03</b>	Carbono Social em Rede	Sim Diversidade de espécies plantadas	*Sim Incentivo aos SAFs	Sim Implantação de SAFs	*Não	*Não	Não
<b>04</b>	Produtores de Água e Floresta	Sim Levantamento avifaunístico	*Sim Influência à criação de políticas de incentivo criação de RPPN.	Sim Recuperação além de APP e RL	*Não	*Não	Não
<b>05</b>	Programa Desmatamento Evitado	Sim Criação de áreas protegidas (RPPN)	Sim Criação de área protegida (RPPN)	Sim Recuperação além de APP e RL	*Não	Não	Não

---

<sup>272</sup> Apenas em 22 de março de 2016 é que foi lançado um edital público pela Prefeitura Municipal de Piraquara para a contratação de propriedades para o projeto e, por isso, não há dados referentes.



Sem inverter a ordem de apresentação das variantes da adicionalidade representadas acima, faremos apenas uma exceção e começaremos pela adicionalidade de pagamentos (6). Todas as iniciativas responderam que os incentivos económicos foram fundamentais para sua implementação (quadro 9.15). Curiosamente, todas as iniciativas também responderam que parte dos atores envolvidos estariam dispostos a conservar sem os incentivos económicos (quadro 9.15).

**Quadro 9.15** Importância relativa dos incentivos económicos para a conservação e a disposição dos proprietários para conservar sem os incentivos.

	<b>Iniciativas de PSE/A</b>	<b>Os incentivos económicos foram fundamentais?</b>	<b>Os atores estariam dispostos a conservar sem os incentivos económicos?</b>
<b>01</b>	Projeto Conservador das Águas	Sim	Sim
<b>02</b>	Projeto ConBio Água <sup>273</sup>	S/R	Sim
<b>03</b>	Carbono Social em Rede	Sim	Sim
<b>04</b>	Produtores de Água e Floresta	Sim	Sim
<b>05</b>	Programa Desmatamento Evitado	Sim	Sim

Uma vez que os proprietários estavam dispostos a conservar sem um pagamento, não haveria necessidade de pagamento para a conservação. Uma rápida análise dessa controvérsia nos permite avaliar que em termos de pagamento, poderá não ter havido adicionalidade. Os pagamentos parecem ter tido um papel fundamental especialmente para viabilizar tecnicamente os propósitos dos projetos, mas não para induzir os proprietários a adotarem práticas de conservação. Portanto, considerando que o pagamento deve gerar adicionalidade, mesmo sem pagamento, haveria muito possivelmente a adoção de práticas alinhadas com os propósitos da conservação.

Segundo Chiordi et al., (2013) o apoio financeiro promovido pelo projeto “Conservador das Águas” vem conseguindo promover melhorias na qualidade e quantidade da água do município. No entanto, cerca de 50% dos proprietários envolveram-se no projeto de forma não voluntária (Galvão, 2008). Assim, o incentivo financeiro mostrou-se insuficiente para atrair a adesão dos proprietários. Foi possível perceber que o uso dos incentivos económicos e sua aceitação foram induzidos pelos proponentes aos proprietários, sugerindo que o incentivo não tenha acontecido de forma genuína. Deste modo, a adesão ao projeto se deu através de certa imposição e de um incentivo financeiro induzido, que pouco promove a mudança voluntária de comportamento dos proprietários (Chiordi et al., 2013). Outro estudo, conduzido por Gonçalves (2013), também apontou que os incentivos financeiros não foram determinantes para a adoção das práticas e para adesão ao projeto. O discurso utilizado para a adoção

<sup>273</sup> Apenas em 22 de março de 2016 é que foi lançado um edital público pela Prefeitura Municipal de Piraquara para a contratação de propriedades para o projeto e, por isso, não há dados referentes.

das práticas ou para a adequação dos proprietários, no âmbito do projeto, foi o mesmo utilizado no discurso do “comando e controlo”, argumentando que o projeto estava a ajudá-los a cumprir com a obrigação legal (Chiordi et al., 2013).

O incentivo monetário também não foi determinante para a participação dos proprietários rurais no projeto “Produtores de Água e Floresta”. Um estudo realizado por Paiva e Coelho (2015), apontou que a maioria dos produtores já adotavam práticas de conservação e optaram pela participação no projeto pela consciência ambiental que já tinham. Segundo os produtores, o valor dos pagamentos era muito baixo para incentivar a adesão ao projeto de novos participantes, e os autores realçaram a importância de se atrair os proprietários que ainda não fossem adeptos de práticas de conservação de modo a elevar os ganhos marginais. No caso do “Programa Desmatamento Evitado” encontra-se uma situação muito semelhante. O valor do pagamento também não visou atrair a adesão, mas acabou por atrair os que já tinham intenção de preservar a floresta, sendo que o valor atua praticamente como uma ajuda de custo (pagamento de impostos, melhorias na área contratada, construção de cercas e infra-estruturas, pagamento de funcionários).<sup>274</sup> Parte do pagamento também é direcionado para a ONG de modo a viabilizar o desenvolvimento de suas atividades na propriedade contratada (como plano de manejo, possível recuperação de áreas contratadas, entre outros programas) (Borges et al., 2012).

O “Carbono Social em Rede” também não apresentou indícios de adicionalidade de pagamento, especialmente pelos pagamentos proporem uma sobreposição legal no cumprimento da recuperação de APP e RL, ainda que a iniciativa tenha através do pagamento viabilizado a implementação de SAF. Os próprios proponentes também afirmam que os SAFs apenas foram implantados nas terras de quem já tinha inclinação para tal reconversão produtiva. Sendo assim, os pagamentos também não tiveram um papel desejado tradicionalmente pelo PSE/A.

Obviamente, como já referido, o pagamento foi fundamento para viabilizar a implantação dos instrumentos. A adicionalidade aqui foi analisada nos termos tradicionais dos PSE/A e, por isso, o objetivo foi o de avaliar se o pagamento aos proprietários foi determinante e condição necessária para a adoção das práticas propostas pelas iniciativas. Considerando a motivação de muitos envolvidos nas iniciativas, o pagamento não teve o efeito previsto tradicionalmente pela lógica dos PSE/A. A sobreposição dos pagamentos para o cumprimento legal também coloca em causa a adicionalidade, do ponto de vista do pagamento, sobretudo quando a iniciativa é proposta e operacionalizada por uma entidade pública.

A maior parte das iniciativas apresenta potencial para adicionalidade ecológica (1), na medida que as suas intervenções estiveram, de um modo geral, bem representadas nas análises precedentes

---

<sup>274</sup> Depoimento do Diretor Executivo da SPVS Clóvis Borges retirado de Scheller (2009). Disponível em: [http://g1.globo.com/Noticias/Economia\\_Negocios/0,,MUL1420289-9356,00-PROPRIETARIOS+DE+TERRAS+RECEBEM+ATE+R+MIL+POR+MES+PARA+EVITAR+DESMATAMENTO.html](http://g1.globo.com/Noticias/Economia_Negocios/0,,MUL1420289-9356,00-PROPRIETARIOS+DE+TERRAS+RECEBEM+ATE+R+MIL+POR+MES+PARA+EVITAR+DESMATAMENTO.html) Acesso em 08 de setembro de 2014.

(criação de áreas protegidas, recuperação de áreas degradadas e conectividade), que acabam por fundamentar esse aspeto da adicionalidade. O quadro 9.14 aponta algumas intervenções das iniciativas, que permitem a avaliação positiva, ou potencial, em termos de adicionalidade ecológica. Por exemplo, no caso dos “Produtores de Água e Floresta”, que utilizaram indicadores biológicos para a monitorização do projeto e através do levantamento da avifauna, foi possível identificar 32 espécies de aves em área de restauração florestal, sendo que 11 delas são aves características de florestas. Mas os proponentes não explicitam se houve quantificação das espécies antes da implementação do projeto para verificar um aumento deste número, pelo que a identificação das aves não poderá atuar como um fator adicional. O projeto também identificou 112 fragmentos conectados que representam 15.881,72 ha (Ruiz, 2015). O projeto “Carbono Social em Rede” fomentou a diversidade de espécies nativas para a recuperação das áreas degradadas, estimulando em especial a adoção da espécie *Araucaria angustifolia*, cujas florestas se encontram bastante ameaçadas.

A adicionalidade efetiva (2) foi essencialmente medida pela consolidação da proteção da área contemplada pelo projeto, fundamentada pelas discussões prévias na secção referente à criação de áreas protegidas. Independente das relações com as linhas de base e com a adicionalidade ecológica, em termos de conservação da biodiversidade, a proteção de uma determinada área poderá servir como um dos mais fiáveis indicadores de adicionalidade efetiva. Os fragmentos florestais não protegidos estão sempre suscetíveis a intervenções antropogénicas (legais ou ilegais), ainda que geridos adequadamente. Assim, a criação de uma área protegida assegura que sua utilização será restrita em conformidade com práticas benéficas para a conservação da biodiversidade. É verdade dizer que, embora legalmente protegidas, as UC também estão suscetíveis a intervenções não benéficas para a biodiversidade e para as comunidades locais em algumas circunstâncias, mas tais intervenções representam descumprimentos legais, constituídos como crime ambiental, ou ações não legítimas. Sendo assim, presume-se ter havido adicionalidade nas iniciativas que efetivamente protegeram as áreas contempladas através da criação de uma área protegida (ou UC estabelecida pelo SNUC, especialmente áreas de proteção integral). No contexto da Mata Atlântica, a criação e os incentivos para a criação de RPPN são fundamentais.

A criação de uma área protegida relaciona-se, inexoravelmente, com o cumprimento das normas de restrição de uso. A adicionalidade de conformidade (3) neste propósito fundamenta-se nas ações que vão além das normas estabelecidas pela lei 12.751/12, o Novo Código Florestal, sobretudo nas disposições relativas às áreas de APP e RL. Apesar da maioria das iniciativas direcionarem as suas ações para a recuperação de APP e RL, a maioria delas também relatou recuperar áreas que extrapolam as áreas de APP e RL. O projeto “Produtores de Água e Floresta” relata que o mapeamento de restauração florestal ignorou as flexibilizações das normas promovidas pelo Novo Código Florestal relativamente às áreas de APP que circundam cursos de água, decidindo manter as dimensões previstas

pelo Antigo Código Florestal de 1965.<sup>275</sup> A implantação de SAFs, promovidos pelo projeto “Carbono Social em Rede” também poderá representar uma adicionalidade de conformidade, na medida em que são modelos de boas práticas agrícolas não mandatórias e poderão apresentar valor acrescentado para a conservação da biodiversidade no âmbito da ecologia de paisagem, com especial relevância na matriz circundante dos fragmentos florestais.

A adicionalidade de projeto (4) é uma das mais controversas e complexas de avaliar, sobretudo em função da natureza hipotética das relações entre o impacto do projeto e o que teria acontecido na sua ausência. As áreas recuperadas pelas iniciativas poderiam ter-se recuperado através de processos naturais sem interferência humana (recuperação)? As áreas continuariam a ser degradadas sem a intervenção dos PSE/A (gestão)? Os remanescentes florestais das propriedades contratadas seriam, de facto, degradados ou desmatados? Devido ao efeito pouco convincente dos pagamentos para adesão em todas as iniciativas, nos leva a crer que elas não produzem adicionalidade em termos de projeto. O estado de algumas áreas, verdadeiramente, requer uma intervenção humana para a recuperação florestal (estrutural) e ecossistémica (funcional). Entretanto, muitas zonas naturais degradadas apresentam potencial para se recuperarem naturalmente (espontaneamente) (Rezende et al., 2015), desde que as intervenções antropogénicas não representem uma pressão real, atual e constante sobre elas. Os proponentes responderam que os projetos não visaram conter ameaças específicas, mas promover melhorias na qualidade ambiental local diante das fragilidades institucionais. Não que não seja fundamental lidar com tais aspetos, que talvez se enquadrem no que Volatin (2012) descreve como adicionalidade de norma (*norm additionality*) mas, se não há ameaças prementes, isso poderá não representar uma adicionalidade de projeto. As iniciativas também não visaram apenas atrair os atores que degradam o ambiente, ou cujas práticas não estejam alinhadas com os propósitos das iniciativas. Segundo Wunder (2005), estes atores, que representam uma ameaça real (ou potencial) são considerados os “provedores” ideais,<sup>276</sup> apesar de se estar a ignorar assuntos de equidade e justiça com tal escolha. Enquanto tais atores não estiverem envolvidos nos esquemas de PSE/A, é possível que não se obtenham ganhos marginais, ou adicionalidade tanto em termos de projeto quanto em termos de pagamento.<sup>277</sup>

Podemos ir um pouco mais além. Considerando o estado atual da Mata Atlântica e a urgente necessidade da sua recuperação, o que significa produzir adicionalidade em termos de projeto?

---

<sup>275</sup> Detalhes sobre as mudanças provocadas pelo Novo Código Florestal nas APP podem ser acompanhadas no capítulo 4.

<sup>276</sup> “The ideal ES seller is, if not outright environmentally nasty, then at least potentially about to become so” (Wunder, 2005, p. 12).

<sup>277</sup> De modo a prevenir incentivos perversos, a adicionalidade de projeto pode evitar que as áreas a serem contempladas pelo projeto não tenham sido sujeitas a deflorestações antropogénicas recentes (Volatin, 2012).

Considerar apenas projetos que visem conter um desmatamento ou degradação premente poderá não ser suficiente. A conjuntura florestal da Mata Atlântica não abre margens para o benefício da dúvida. Não obstante, a adicionalidade deve ir mais além do simples papel (temporário e condicionante) dos pagamentos, isto é, o cessar de um pagamento poderá levar a que um projeto de PSE/A esteja condenado ao fracasso. Assim, por um lado não se pode depender dos incentivos de uma iniciativa PSE/A, ou depender de mudanças comportamentais a longo prazo para a recuperação e proteção da Mata Atlântica. Até poderíamos argumentar, derradeiramente, que um projeto de PSE/A poderá sempre representar uma adicionalidade, desde a adequação do proprietário à proteção efetiva de largos remanescentes florestais, igualmente a qualquer outra iniciativa que tenha isso como objetivo (de subsídios rurais a criação de áreas protegidas). Na ausência de uma iniciativa de PSE/A, a conservação empreendida pelos proponentes das iniciativas avaliadas aqui seria condenada ao fracasso e à destruição do bioma? Em outras palavras, os proponentes das iniciativas ficariam de braços cruzados na ausência dos PSE/A?

Essa questão nos impele a outra reflexão, para outra adicionalidade abordada aqui, a adicionalidade de atividades (5). Por exemplo, considerando o envolvimento das ONGs analisadas nesse questionário, as atividades resultantes dos projetos de PSE/A representam, de facto, uma adicionalidade relativamente às demais intervenções dessas mesmas ONGs? Existe um histórico de comprometimento com a conservação nas atuações das ONGs proponentes que responderam ao questionário. Já vimos que algumas das iniciativas representam a continuidade de outras propostas dos proponentes (quadro 9.16). A atuação dos proponentes através dos PSE/A poderá revelar que o seu uso reflete a tendência do discurso dos serviços ecossistêmicos e da lógica mercantil neoliberal para a conservação. Tal inclinação poderá apenas traduzir-se em novas fontes de financiamento, mas deverão as fontes para o financiamento para a conservação alocar-se prioritária e tendencialmente ao universo dos mercados e dos pagamentos pelos serviços ambientais/ecossistêmicos?

**Quadro 9.16** PSE/A enquanto continuidade das atividades anteriores das iniciativas.

	Iniciativas de PSE/A	Continuidade	Iniciativa anterior
01	Projeto Conservador das Águas	Sim	“Recuperar e Preservar a Quantidade e Qualidade das Águas dos Mananciais de Consumo e Desenvolvimento do Médio Sapucaí”
02	Projeto ConBio Água <sup>278</sup>	Sim	“Programa Condomínio da Biodiversidade”, Visitas de “Extensionismo Conservacionista” e estímulo a proteção de áreas naturais em propriedades privadas.
03	Carbono Social em Rede	Sim	Trabalho com formação e alternativas produtivas no meio rural.
04	Produtores de Água e Floresta	Sim <sup>279</sup>	“Cobrança pelo Uso da Água” estabelecida pela Lei 9.433/97 (Lei Nacional de Recursos Hídricos)
05	Programa Desmatamento Evitado	Sim	“Campanha de Adoção de Áreas”

A análise da adicionalidade empreendida aqui oferece, sobretudo, uma discussão conceptual e reflexiva sobre o que pode representar a adicionalidade para os PSE/A, particularmente considerando a conservação da biodiversidade. Apenas com uma análise mais aprofundada dos casos seria possível atestar plenamente as variantes da adicionalidade. Mas com a discussão foi possível ilustrar as implicações do desenho das iniciativas para gerar um fator adicional.

#### 9.4.5 Mudança no uso da terra (ou do solo)

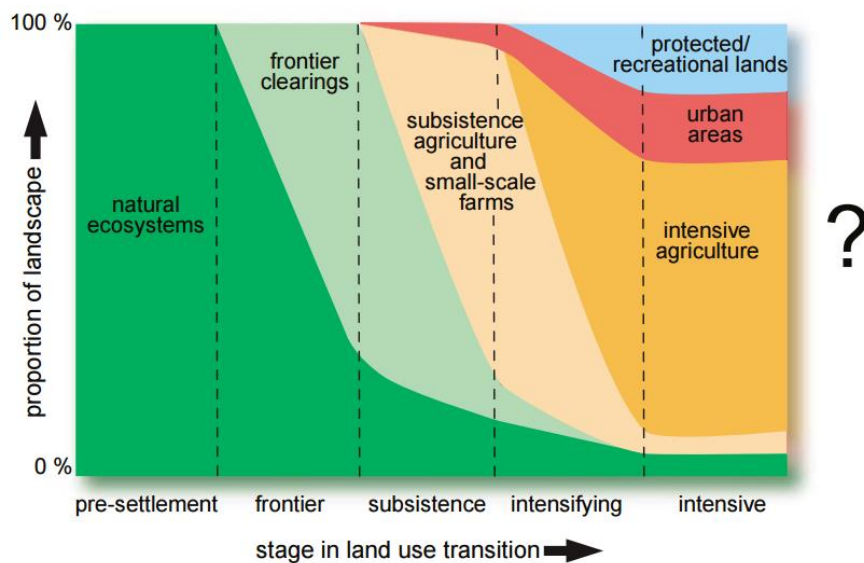
As mudanças no uso do solo representam as variadas interferências do ser humano na cobertura terrestre. Apesar das distintas formas de uso do solo através do planeta, o objetivo é quase sempre o mesmo: a aquisição de ‘recursos naturais’ para suprir as necessidades humanas imediatas que,

---

<sup>278</sup> Apenas em 22 de março de 2016 é que foi lançado um edital público pela Prefeitura Municipal de Piraquara para a contratação de propriedades para o projeto e, por isso, não há dados referentes.

<sup>279</sup> No caso dos produtores de água, não representam uma continuidade de uma prática já realizada pelos proponentes. A cobrança pelo uso da água já está prevista na Lei 9.433/97 (Lei Nacional de Recursos Hídricos), e reflete a lógica do poluidor-pagador. A proposta do PSE/A oportuniza o instrumento de cobrança, acrescentando-lhe uma taxa para redirecionar o valor arrecado para remunerar os agricultores participantes na iniciativa. O valor arrecadado foi redirecionado para área prioritárias de conservação que a ONG ITPA, já vinha realizando outras iniciativas.

consequentemente, degradam as condições ambientais (Foley et al., 2005). Como visto anteriormente, na região da Mata Atlântica não foi diferente, encontrando-se atualmente num estado de degradação intensificado, como sugere a figura 9.8. A conversão de florestas nativas em paisagens antrópicas, ou seja, pastagens, produções agrícolas, reflorestamentos comerciais, ambientes urbanos, condena os fragmentos florestais à condição de ilhas florestais (Peres et al. 2006; Tabarelli et al., 2012). Ironicamente, o uso coletivo do solo, que levou à degradação ambiental testemunhada hoje, revela a crescente dependência humana da biosfera, em um contexto em que as produções agrícolas e pastagens representam um dos maiores “biomas” no planeta (Folley et al., 2005).



**Figura 9.8** Transições no uso da terra. As atividades de transição se encontram em diferentes estágios no mundo (ou mesmo no Brasil, se compararmos o estado intensificado de degradação da Mata Atlântica e o estado de intensificação na região amazônica), dependendo de suas histórias, contexto social econômico e ecológico. Fonte: Folley et al. (2005).

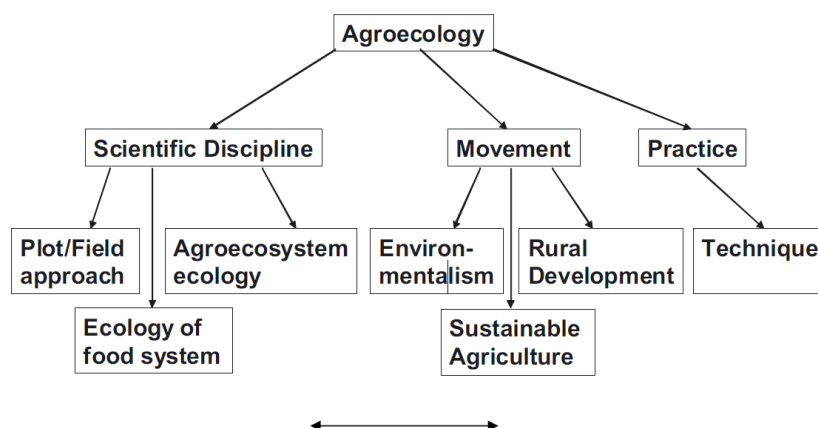
Tal conjuntura chama a atenção para a relevância das mudanças nas práticas de uso do solo, de modo a acomodar as necessidades humanas com a conservação da biodiversidade. A degradação intensificada (ou intensiva), representada na figura 9.8, revela a urgência da reversão do uso do solo. O desafio é de que as mudanças representem, a partir de agora, práticas que revelem uma transição contrária à apresentada na figura 9.8 acima, ou seja, mudanças potencialmente regenerativas. As mudanças regenerativas no uso da terra poderão influenciar a permeabilidade da matriz que envolve os fragmentos florestais, com potenciais para reduzir efeitos de borda, bem como criar conectividade entre os fragmentos. Portanto, junto da conservação de remanescentes, da recuperação de áreas degradadas e do estabelecimento de conectividade, a mudança no uso da terra constitui um dos pilares da conservação da Mata Atlântica (figura 9.9).



**Figura 9.9** Representação gráfica dos pilares da conservação e suas sobreposições no contexto da Mata Atlântica. A conservação de remanescentes configura-se como a medida central. A recuperação de áreas degradadas circunda as áreas remanescentes, atuando isolada e integradamente. A conectividade visa reduzir os fragmentos e direciona as ações da recuperação, estabelecendo relações com os maiores fragmentos, possibilitando fluxo gênico da biodiversidade. A mudança no uso da terra envolve o passo comportamental, mudanças potencialmente regenerativas, atuando sobre os demais pilares e aliando as práticas de uso da terra com a conservação da biodiversidade.

As mudanças no uso da terra são perspectivadas aqui, sobretudo, a partir das mudanças nas práticas dos produtores rurais contemplados pelas iniciativas, a partir da conversão produtiva fundamentada na perspectiva da agroecologia. A agroecologia tem um significado múltiplo, compreendendo aspectos ambientais, sociais, económicos, éticos e de desenvolvimento, ampliando a compreensão sobre a pluralidade dos desafios impostos pela agricultura convencional e pelo sistema político-económico. Hoje, o conceito é concebido como (i) ciência, (ii) movimento, e (iii) um conjunto de práticas (figura, 9.10, Wezel et al., 2009). Estes três aspetos poderão estar integrados ou não, conforme o conceito é abordado. Deste modo, uma vasta combinação de abordagens com objetivo de sanar os desafios da produção agrícola passa a ser considerada sob o conceito, representando um novo paradigma para a agricultura, para o desenvolvimento, para a relação humana com a produção alimentar, bem como nas relações com a terra e com a natureza (Muniz e Cruz, 2015).





**Figura 9.10** Conceção do conceito de agroecologia. Fonte: Wezel et al. (2009)

A agroecologia reconhece que os sistemas de agricultura devem ser entendidos como parte do ecossistema e, sendo assim, devem também estar de acordo com princípios básicos do sistema ecológico (Gliessman, 2000). De uma forma geral, uma prática agroecológica evita o uso de agrotóxicos (herbicidas e pesticidas), previne a degradação do solo e a contaminação dos cursos de água, promove a qualidade do solo e das águas, além de aumentar a produtividade e ainda criar corredores que permitem o fluxo de biodiversidade (Altieri, 2002). A perspectiva agroecológica também traz implicações sociais benéficas em termos de subsistência, segurança e soberania alimentar, bem como soberania energética e tecnológica (Altieri e Toledo, 2011).<sup>280</sup> Considerando a concepção da agroecologia como uma representação de práticas alinhadas com a biodiversidade no âmbito rural, ela fundamenta o melhor uso da terra, tendo por isso também sido foco de análise neste questionário.

De uma forma geral, pode-se afirmar que a mudança nas práticas no uso do solo foram incentivadas (quadro 9.17), realçando o papel da perspectiva agroecológica, especialmente através dos SAFs.

<sup>280</sup> Mais à frente, a figura 9.16 apresenta uma diversidade de práticas relacionadas com a agroecologia e outros conceitos, igualmente estabelecendo relações com os potenciais efeitos provocados por tais práticas.

**Quadro 9.17** Mudanças nas práticas de uso da terra proporcionadas pelas iniciativas. S/R = sem resposta.

	Iniciativas de PSE/A	Houve mudanças nas práticas de uso da terra	Quais as mudanças provocadas?
01	Projeto Conservador das Águas	Não	S/R
02	Projeto ConBio Água <sup>281</sup>	S/R	S/R
03	Carbono Social em Rede	Sim	Reconversão produtiva perspectiva pela agroecologia (SAFs)
04	Produtores de Água e Floresta	Em andamento	SAFs e agricultura orgânica (biológica)
05	Programa Desmatamento Evitado	Não	S/R

Apesar das respostas negativas de alguns proponentes, algumas mudanças, certamente, podem ser constatadas, como a recuperação de matas ciliares e o cercamento dessas áreas, o que provoca uma restrição no uso do solo. Essas são ações que podem ser consideradas um exemplo de como se pode mudar, ou induzir, as práticas locais no uso do solo, mesmo que seja a restrição do uso. A própria conversão de uma propriedade para o regime de RPPN é uma mudança fundamental no uso do imóvel.

Contudo, deve-se ir além da restrição de uso do solo e promover uma transição regenerativa nas práticas de uso da terra. O facto de os projetos serem, em sua maioria, voltados para a perspectiva da restrição de uso, como já referido, poderá fazer com que a estratégia da transição das práticas seja relegada. Nesse sentido, a perspectiva da transição é uma complementaridade essencial à restrição do uso. Por exemplo, muitas áreas de APP, nas quais se incluem zonas que circundam cursos de água, são utilizadas ilegal e inapropriadamente para pastagens e outras produções agrícolas. Os entornos dos cursos de água são áreas cujo uso é bastante restrito, e necessário. O cercamento dessas áreas poderá levar com que as atividades ali desempenhadas possam se deslocar para outras (*leakage*). Tais atividades, ainda que deslocadas para locais cujo desenvolvimento seja legal, poderão continuar inapropriadas e inadequadas. A transição das práticas induz a uma mudança, de modo que as práticas sejam mais compatíveis com a conservação da biodiversidade e, não só, compatíveis com a sustentabilidade ecológica e biológica da propriedade que provê o sustento e rendimento económico para aquela família.

Dois dos projetos contemplam tais mudanças, promovendo uma conversão produtiva dos sistemas convencionais para a perspectiva agroecológica, o que inclui sistemas agroflorestais e agricultura biológica. O projeto “Carbono Social em Rede”, voltado para a agricultura familiar, tem a reconversão produtiva para SAFs como um dos principais objetivos do projeto, tendo implantado mais

---

<sup>281</sup> Apenas em 22 de março de 2016 é que foi lançado um edital público pela Prefeitura Municipal de Piraquara para a contratação de propriedades para o projeto e, por isso, não há dados referentes.

de 37 SAFs e cerca de 121ha nas propriedades contempladas pelo projeto (Carraro et al., 2012). As mudanças positivas nas práticas promovem o que o uso restrito muitas vezes não é capaz: uma mudança comportamental que poderá resistir e persistir para além do término da iniciativa. A ideia de uma transição nas práticas poderá criar uma sustentabilidade sistémica, fundamental nos esquemas de PSE/A, cuja continuidade é sempre alvo de incertezas. Aliás, o potencial retorno produtivo e económico dos sistemas agroecológicos pode ser bastante persuasivo, carecendo, por vezes, apenas de conhecimento por parte dos produtores. Um sistema perspectivado pela agroecologia poderá requerer pouco investimento, relativamente aos sistemas agrícolas convencionais, dado que aumenta a produtividade de alimentos, consequentemente a renda familiar, e a resiliência do sistema em relação a eventos extremos (Gliessmann, 2007; Abdon et al., 2013), com reflexos positivos significativos no contexto das alterações climáticas.

Sendo assim, a perspectiva da agroecologia poderá representar uma oportunidade para a conservação da Mata Atlântica, (Ribeiro et al., 2011; REBRAFE, 2008), ao passo que contribui para a melhoria na conectividade entre os seus fragmentos, para a redução dos efeitos de borda, atuando como zonas-tampão, para a redução da erosão do solo, e até mesmo com potenciais para a melhoria qualitativa e quantitativa da biodiversidade (Cullen et al., 2004; Uezu et al., 2008; Pardini et al., 2009; Franco et al., 2002; REBRAFE, 2008). A capacidade do sistema de potencializar a produção de alimento com baixo impacto para o sistema florestal também é uma grande valia para os processos de restauração, sobretudo em estados iniciais de sucessão, em que auxiliam na redução de custos, fator essencial para se alcançar a recuperação em larga escala no bioma. Nesse sentido, a recuperação através do sistema agroflorestal (agro-sucessional) também exerce um papel estratégico para estimular os produtores a atuarem na restauração das florestas, igualmente provendo potenciais benefícios sociais (Ribeiro et al., 2011; Vieira et al., 2009).

#### **9.4.6 Ameaças, vulnerabilidades e efeitos perversos**

Apesar dos inúmeros esforços para a conservação da Mata Atlântica, o bioma continua alvo de ameaças, ainda condicionadas pelos mesmos interesses económicos que a levaram ao seu estado atual, somados a outras fragilidades e vulnerabilidades. A expansão urbana, aliada aos empenhos da especulação imobiliária, é uma das mais marcantes formas de supressão florestal no bioma. A somar-se a isso, as políticas e práticas de ordenamento e planeamento territorial pouco têm em consideração as áreas naturais envolvidas pelo ambiente urbano (ou envolventes). A ocupação de encostas e suas drásticas consequências é um claro exemplo disso, comprometendo a resiliência natural e urbana, afetando, sobretudo, as comunidades mais vulneráveis (Vedovello e Macedo, 2007; Schlee, 2013). O mesmo acontece no meio rural, tanto em relação à ocupação de encostas, quanto diante da ocupação de áreas em torno de cursos de água, causando enchentes, inundações e erosões. São muitas as ameaças

antropogénicas, como a exploração madeireira, a expansão da agricultura convencional e monoculturas, manejo inadequado de espécies ameaçadas, mineração, plantio de espécies exóticas (especialmente em regimes de monocultura e em áreas de relevância ecológica), carcinicultura, fumicultura, sobreposições entre unidades de conservação e territórios de populações tradicionais, tráfico de animais, grandes empreendimentos, e os agravos não terminam por aqui (Campanili e Prochnow et al., 2006). Tais intervenções também deixam rastros e desencadeiam e/ou aumentam processos e condições de vulnerabilidades socioecológicas, sempre associadas com os fatores de ameaça e risco.

Uma ação de conservação pretende, comunmente, sanar ameaças, vulnerabilidades e riscos ambientais iminentes. A implantação dos PSE/A é vista, conceitualmente, como uma maneira custo-eficiente de contribuir para a governança ambiental em torno da conservação. Uma estrutura baseada na lógica dos incentivos (frequentemente monetários), bem fundados e regulamentados, poderá até gerar efeitos positivos complementares a outros instrumentos, como os de comando e controle usualmente mais contundentes, entretanto também cria o risco não intencional de introduzir efeitos indesejados, os chamados incentivos ou efeitos perversos, que passam a comprometer os próprios objetivos almejados inicialmente. Estabelecidos nesta estrutura dos incentivos, os esquemas de PSE/A também têm potencial para produzir tais efeitos perversos, podendo resultar na piora da situação anterior (Gordon et al., 2015; Pattanayak et al., 2010), como *leakage* (deslocamento das atividades nocivas contidas para áreas não acobertadas pelo programa) e *crowding out* (quando motivações alheias ao pagamento são “desincentivadas” pelos pagamentos).

Duas iniciativas asseguraram-se de que não houve deslocamento de atividades produtivas para outras regiões onde o projeto não atua, o que poderia levar à degradação de novas áreas (quadro 9.18). Isso poderia também indicar, embora não se possa afirmar com certeza, que os projetos também estariam a monitorizar as áreas no entorno da área abrangida pelo projeto, o que de facto seria uma mais-valia. Aliás, a monitorização das áreas com potenciais exploratórios no entorno da área do projeto é uma das recomendações para se evitar os deslocamentos, além de incluir tais áreas no âmbito e objetivos do projeto (Velly e Dutilly, 2016). Outra iniciativa apontou não saber se houve ou não deslocamento. Considerando que tal deslocamento advém, normalmente, das áreas em que a abordagem é a restrição de uso, e de que a maioria dos casos se ancora na restrição de uso, pode representar um fator de risco. Ora, com o interromper da possibilidade de se explorar uma determinada área, a busca por outras áreas para exploração se torna iminente se não há qualquer outra medida que estimule a sensibilização dos produtores (ou proprietários), ou fomenta uma transição em suas práticas. A existência de deslocamento é uma questão que poderá eliminar ou ainda piorar o impacto pretendido com a iniciativa (Velly e Dutilly, 2016), sendo assim, o deslocamento de atividades é um elemento fundamental para se avaliar também a eficiência e eficácia do projeto (Wunder et al., 2008; Garcia 2015).

Outro elemento relevante é a influência do custo de oportunidade nos deslocamentos de atividades produtivas. Quanto maior o custo de oportunidade, maiores os riscos de deslocamentos de atividades. Deste modo, a aplicação do PSE/A em um cenário com elevado custo de oportunidade deverá ser evitada, ou implementada com muito cuidado, com esforços extras de monitorização. A metodologia da maior parte das iniciativas inclui a avaliação do custo de oportunidade, fator que demanda maiores cuidados.

**Quadro 9.18** Contenção de drivers de mudança e efeitos perversos resultantes da implantação das iniciativas.

	Iniciativas de PSE/A	Houve ameaças, fragilidades, conflitos, ou drivers de mudanças que o projeto visou conter? <sup>282</sup>	Houve deslocamento de atividades nocivas para áreas não acobertadas pelo programa (leakage), e/ou outros efeitos perversos relacionados com o projeto?
<b>01</b>	Projeto Conservador das Águas	Fragilidades: adequação ambiental  Ameaças: Especulação imobiliária <sup>283</sup> ;	Não
<b>02</b>	Projeto ConBio Água <sup>284</sup>	Fragilidade: Busca de regularização fundiária	Interesse só pelo pagamento e não pela conservação
<b>03</b>	Carbono Social em Rede	Não havia ameaças locais	S/R
<b>04</b>	Produtores de Água e Floresta	Fragilidades: Falta de recursos financeiros e fragilidades institucionais relacionadas com a implantação do projeto <sup>285</sup>  Ameaças: Não havia ameaças locais	Não se sabe
<b>05</b>	Programa Desmatamento Evitado	Ameaças: Desmatamento de florestas de araucária	Não

<sup>282</sup> As respostas à questão 49 do questionário em que se lê: “O projeto contribuiu para a contenção de *drivers de mudança* ou para a resolução de outros conflitos?” foi incluída nesta coluna.

<sup>283</sup> O projeto não parece ter visado a contenção da “especulação imobiliária”, mas isso se apresenta como uma contribuição relatada pelos proponentes em resposta à questão 49. Apenas um estudo mais aprofundado poderia revelar.

<sup>284</sup> Apenas em 22 de março de 2016 é que foi lançado um edital público pela Prefeitura Municipal de Piraquara para a contratação de propriedades para o projeto e, por isso, não há dados referentes.

<sup>285</sup> A seguir estão listadas as dificuldades apresentadas pelos proponentes do projeto: - Instabilidade política no Estado do Rio de Janeiro (ano de eleições). - Falta de recursos financeiros para a restauração florestal. - Falta de interesse pelo Projeto por potenciais parceiros financeiros. - Estrutura inadequada da prefeitura para apoio ao projeto. - Ausência de destinação de ICMS Verde, pela Prefeitura, para ações ambientais. - Extenso período para tomada de decisão, uma vez que o Comitê é uma instituição descentralizada e participativa. - Custo elevado da restauração florestal. - Mão-de-obra local não atende a demanda do projeto. - Produção de mudas local não atende a demanda do projeto. - Falta de regulamentação da política de PSA pelo Estado do Rio de Janeiro (em andamento). Não há uma integração do Projeto com outros projetos do Comitê e do Estado do Rio de Janeiro. - O Projeto não atende a necessidade de sustentabilidade da propriedade rural. - Alto custo do monitoramento

O prévio comprometimento com a conservação, como já vimos, é um dos processos que também compromete a eficiência (e custo-eficiência) de um esquema de PSE/A, mas com grandes hipóteses de não haver *leakages*, considerando que estes pressupõem práticas inadequadas. Contudo, o prévio comprometimento abre margens para outro fenômeno perverso, o *crowd-out*. Esse assunto já foi referido anteriormente mas é sempre fundamental lembrar que, antes implantação de um esquema de PSE/A, deve-se ter em conta sempre as linhas de base, as estruturas metodológicas do esquema, o contexto socioecológico, de modo a moldá-lo de acordo com os objetivos pretendidos, ou mesmo considerar outras opções estratégicas, reconhecendo as limitações da aplicabilidade dos PSE/A em alguns contextos.

Os proponentes do projeto “ConBio Água” manifestaram a preocupação com a possibilidade do projeto despertar o interesse nos proprietários apenas pelo pagamento e não pela conservação. Uma preocupação genuína, tendo em conta o perfil dos atores idealmente visados pelos esquemas de PSE/A, ou seja, aqueles que potencialmente representam uma ameaça (Wunder, 2005). Os proponentes, entretanto, apontaram essa preocupação como um conflito, uma ameaça ou fragilidade que o projeto visou conter, embora o autor tenha entendido este ponto como um potencial efeito perverso que advém da implementação do esquema do PSE/A. Se isso fosse uma fragilidade ou ameaça, seria interessante considerar outras opções estratégicas, que não o PSE/A.

As iniciativas, de forma geral, não visaram conter ameaças específicas, mas mitigar algumas fragilidades institucionais, o que, obviamente, poderá ter repercussões positivas na redução de possíveis ameaças futuras.

O projeto “Conservador das Águas” apontou que contribuiu para a contenção da especulação imobiliária. Curiosamente, não há correlações próximas com os objetivos do projeto e este não parece ter sido um alvo que o projeto visou conter. “A adequação ambiental” não foi uma resposta atribuída pelos proponentes, mas incutida pelo autor, resultado da literatura entretanto produzida sobre o projeto. A adequação ambiental é relatada como um dos seus principais objetivos (Pereira, 2013; Pereira et al., 2010) e constitui uma fragilidade em âmbito nacional. O projeto parece ter cumprido com tal objetivo, pelo menos no âmbito das propriedades contratadas. Tendo isso em conta, foi considerado aqui como uma fragilidade que o projeto pelo menos procurou conter. O projeto “ConBio Água” também respondeu que a regularização fundiária é um dos pressupostos do projeto. Os proponentes do projeto “Produtores de Água e Floresta” apresentaram muitas dificuldades relacionadas com o projeto e a sua implementação, mas responderam que não havia ameaças à conservação propriamente ditas. Mas é possível identificar pela resposta dos proponentes que um dos principais pontos frágeis se relaciona com a falta de recursos para a conservação e dificuldades institucionais para a implantação do projeto. O projeto “Carbono Social em Rede” também não identificou fragilidades, nem ameaças locais. Contudo, podemos pressupor que o projeto procurou, ao menos indiretamente, adequação ambiental dos proprietários através da reconstituição de áreas de APP e RL, embora não tenha sido apontado nas

suas respostas. Os proponentes do “Programa Desmatamento Evitado” indicaram que visaram conter o desmatamento das florestas de araucária, tipologia florestal bastante ameaçada.

Naturalmente, poderíamos argumentar que a conjuntura política ambiental no país é uma fragilidade constante e que qualquer iniciativa conservacionista não procura, particularmente, reduzir tal fragilidade, mas mitigar suas possíveis consequências. Nesse sentido é interessante que apesar de não haver ameaças específicas, as iniciativas ocupam lugar para também melhorar a conjuntura institucional e possivelmente reduzir tais fragilidades políticas que giram em torno da degradação ambiental, especialmente no contexto da Mata Atlântica.

#### **9.4.7 Complementaridade política (*policy mix*)**

A complementaridade política, isto é, a mistura de políticas para se alcançar um objetivo, é um elemento componente cada vez mais reconhecida e fomentada na conservação. Considerando as complexidades inerentes da governança ambiental, a transversalidade complementar entre as políticas, não só ambientais, revela-se como um elemento crucial para a conservação da biodiversidade. Já discutimos anteriormente a importância dessa complementaridade política, bem como as origens do conceito “*policy mix*”, com raízes na economia e que mais tarde se estendeu ao âmbito ambiental (Flanagan et al., 2010; Ring e Schröter-Schlaack, 2011). A tendência observada pela *policy mix* na conservação da biodiversidade também ressalta o papel dos instrumentos econômicos. A recente definição de *policy mix* de Ring e Schröter-Schlaack (2011, p. 15), direcionada para a conservação, acaba por estabelecer algumas bases para o uso futuro do conceito: “*A policy mix is a combination of policy instruments which has evolved to influence the quantity and quality of biodiversity conservation and ecosystem service provision in public and private sectors*”.

Também já vimos que tal definição poderá ser questionada pela sua inclinação e sugestão no uso do discurso econômico na conservação da biodiversidade. Acompanhando essa lógica da *policy mix*, os esquemas de PSE/A surgiram para auxiliar na mitigação de práticas inadequadas derivadas dos contextos social, econômico e cultural, com vocação para complementar a legislação acerca da utilização e a conservação ecossistêmica (Santos e Vivan, 2012). Fica clara a necessidade de esquemas de PSE/A estarem articulados com outros instrumentos para potencializar o alcance dos resultados. No entanto, os esquemas de PSE/A, em algumas circunstâncias, surgem simplesmente para substituir instrumentos anteriores, usualmente de comando e controle, quando pouco eficazes, o que não corresponde a uma situação desejável (Santos e Vivan, 2012). Por exemplo, os pagamentos para o cumprimento da lei poderão produzir os incentivos perversos, anteriormente discutidos, sobretudo quando uma grande parte dos proprietários já cumprem com a lei e passam a não cumprir para que se tornem elegíveis ao pagamento (Santos e Vivan, 2012).

Sendo assim, além da importância de uma articulação estratégica associada à implementação dos esquemas de PSE/A, requer-se uma avaliação prévia dos instrumentos que já estariam a ser utilizados, bem como uma análise que ajude a perceber se os esquemas de PSE/A são a melhor estratégia para o contexto analisado. Um único projeto, o “ConBio Água”, respondeu que foram consideradas outras estratégias (“extensionismo conservacionista”) antes da implantação da iniciativa (quadro 9.19). Cabe lembrar que a iniciativa ainda não estava a ser implantada na altura do preenchimento do questionário. O extensionismo conservacionista é uma proposta da SPVS que possui um caráter educativo, levando aos proprietários de terras com áreas naturais orientações práticas, técnicas e pedagógicas sobre o porquê de se conservar e como conservar estas áreas naturais através de ações de manejo, restauração e preservação. Portanto, é uma sensibilização prévia para o desenvolvimento de outras atividades da ONG, tanto no âmbito do programa “Condomínio da Biodiversidade” (no qual se insere o “ConBio Água”), como no âmbito do “Programa Desmatamento Evitado”.

Duas iniciativas (“Conservados das Águas” e “Carbono Social em Rede”) não consideraram outras alternativas antes da sua implantação e outra (“Projeto Produtores de Água e Floresta”) não respondeu (quadro 9.19).

**Quadro 9.19** Estratégias alternativas e articulação com outras políticas e estratégias.

Iniciativas de PSE/A		Foram consideradas outras estratégias para a conservação antes da implantação do PSE/A?	Articulação com outras políticas e estratégias?
<b>01</b>	Projeto Conservador das Águas	Não	S/R
<b>02</b>	Projeto ConBio Água <sup>286</sup>	Sim Extensionismo conservacionista	S/R
<b>03</b>	Carbono Social em Rede	Não	S/R
<b>04</b>	Produtores de Água e Floresta	S/R	S/R
<b>05</b>	Programa Desmatamento Evitado	Não	Sim Legislações de PSE/A para o estado do Paraná

É interessante reparar que os casos em que não houve uma avaliação sobre outras opções estratégicas não descreveram as ameaças e fragilidades socioambientais que o projeto visou conter. Os PSE/A, nesses casos, poderão ter sido propostos não para promover soluções de conflitos, mas para impulsionar outros objetivos (como a melhora da qualidade e quantidade de água, captura e

<sup>286</sup> Apenas em 22 de março de 2016 é que foi lançado um edital público pela Prefeitura Municipal de Piraquara para a contratação de propriedades para o projeto e, por isso, não há dados referentes.



armazenamento de carbono, mercado de carbono, ou a própria sustentabilidade económica do projeto, as vezes previamente em desenvolvimento). Os proponentes do “Programa Desmatamento Evitado” responderam que o programa visa conter o desmatamento em áreas ecologicamente sensíveis (florestas de araucária), enquanto o projeto “Produtores de Água e Floresta” visou, por exemplo, suprir a falta de recursos e outras fragilidades institucionais, ambos também indicaram que tais ameaças e fragilidades ainda persistem, apesar de algumas já terem sido superadas. Se um projeto não considera outras opções estratégicas, poderá deixar passar despercebidos conflitos históricos que podem não ser facilmente resolvidos apenas através de uma linguagem estratégica. Aliás, uma ameaça identificada num dos projetos, embora não relacionada com as ameaças diretas ao ambiente natural, foi o interesse apenas pelo pagamento e não pela conservação. Se a única estratégia adotada for o PSE/A, num futuro próximo, com o término do programa e, conseqüentemente, do pagamento, a conservação fica comprometida. Este é um ponto extremamente delicado não somente em termos de escolhas estratégicas para a conservação, mas por revelar uma fragilidade dos PSE/A que tem implicações para a continuidade da conservação, assim como das melhores práticas de uso da terra. Portanto, a adesão ao PSE/A poderá favorecer o *crowd out* das motivações pela conservação, isto é, aqueles que poderiam promover a conservação sem o pagamento podem passar a fazê-lo condicionados pelo pagamento. Isso chama a atenção para a escolha adequada das estratégias adotadas e na complementaridade e articulação com outras estratégias políticas.

Apenas o “Programa Desmatamento Evitado” respondeu haver articulação com outras estratégias ou políticas. No entanto, a articulação do programa se dá com o marco legal sobre PSE/A no Estado do Paraná, o que não poderá corresponder, de facto, a uma complementaridade ou articulação política, quanto mais transversal, na medida em que limita-se a uma mesma lógica, a do PSE/A. Nenhum outro proponente respondeu a esta questão. Este é um ponto bastante frágil e pode indicar que os esquemas de PSE/A possam estar a ser implantados apenas enquanto fonte alternativa de financiamento, sem estar devidamente contextualizados. Ampliando a discussão, a articulação estratégica, no entanto, parece se enquadrar mais no âmbito das atividades dos proponentes, por exemplo, utilizar os esquemas de PSE/A para fortalecer os objetivos de conservação anteriormente previstos pelos proponentes, especialmente, no caso das ONGs.

Outra questão que se procurou analisar com o questionário é se as iniciativas estabelecem relações e articulações com outros instrumentos económicos. Os PSE/A são instrumentos económicos que podem ser operacionalizados através de outros instrumentos, também económicos. O quadro 9.20 abaixo relaciona variados instrumentos económicos (Veiga-Neto, 2008)<sup>287</sup>, ou formas de se pagar pela

---

<sup>287</sup> Alguns autores, como Ferrado e Kiss (2002), chamam tais instrumentos de mecanismos. Essa diferenciação, embora muito técnica, poderá não revelar muitas distinções, de uma forma geral.

proteção da biodiversidade (Jenkins et al., 2004) desde aquisição de terras para a conservação às transações reguladas no âmbito *cap-and-trade*.

**Quadro 9.20** Instrumentos ou mecanismos económicos utilizados para a conservação da biodiversidade

<b>Instrumentos ou Mecanismos Económicos para a Conservação da Biodiversidade</b>	
Tipos	Descrição e funcionamento
Compra de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade	
Aquisição privada de terras	Compra de áreas prioritárias para a conservação através do privado ou ONGs, explicitamente para a conservação da biodiversidade
Aquisição pública de terras	Compra de áreas prioritárias para a conservação por agências governamentais, explicitamente para a conservação da biodiversidade
Pagamento pelo acesso a espécies ou habitat	
Direitos de bioprospecção	Direito de coletar, testar e utilizar material genético de uma designada área
Licenças de pesquisa	Direito de coleta espécimes, fazer pesquisas de campo, entre outros
Licenças de caça, pesca e coleta de espécies silvestres (selvagens)	Direitos de caçar pescar e coletar animais e plantas silvestres (selvagens)
Uso para ecoturismo	Direitos para entrar na área, observar a vida selvagem, acampar ou caminhadas
Pagamentos para o manejo focado na conservação da biodiversidade	
<i>Conservation easements</i> (regimes de servidão florestal)	O proprietário é pago para que faça uso e manejo de determinada área somente para propósitos de conservação; as restrições em geral são perpétuas e transferíveis com a venda da área
<i>Conservation land lease</i> (arrendamento de áreas para conservação)	O proprietário é pago para fazer uso e manejo de determinada área somente para propósitos de conservação por um período determinado de tempo.
Concessão para conservação	Agência pública florestal é paga para manter uma determinada área apenas para uso conservacionista; comparável a uma concessão para exploração madeireira.
Concessão comunitárias em áreas protegidas públicas	Indivíduos ou comunidades recebem direitos de uso sobre uma determinada área protegida e dão em retorno o compromisso de proteger aquela área de práticas que prejudiquem a biodiversidade
Contrato de manejo que garantam a conservação de espécies ou habitats em terras privadas (florestas, savanas, entre outros)	Contratos que detalhem atividades de manejo da biodiversidade e pagamentos associados ao alcance de determinados objetivos de conservação
Direitos transacionáveis regulados por esquemas <i>cap-and-trade</i>	

Créditos transacionáveis de mitigação de áreas húmidas ( <i>wetlands</i> ) <sup>288</sup>	Créditos de conservação ou restauração de <i>wetlands</i> que podem ser usados para compensar obrigações dos empreendedores urbanos e rurais de manter uma área mínima de áreas húmidas naturais em uma determinada região
<i>Tradable development rights</i> (direitos de desenvolvimento comercializáveis)	Direitos alocados para o desenvolvimento (agrícola ou urbano) de apenas uma área limitada dentro de uma determinada região
<i>Tradable biodiversity offsets</i> (créditos transacionáveis de biodiversidade)	Créditos representando áreas de proteção ou incremento de biodiversidade que podem ser comprados por empreendimentos para garantir que os mesmos tenham um padrão mínimo de proteção à biodiversidade
Apoio a/de negócios/empreendimentos ligados à biodiversidade	
Negócios amigos da biodiversidade ( <i>biodiversity friendly</i> )	Compra de ações de empresas que tem como preocupações com a conservação da biodiversidade em sua gestão
Produtos amigos da biodiversidade ( <i>biodiversity friendly</i> )	Selos e processo de certificação atestando boas práticas relativamente ao uso do solo e à conservação da biodiversidade

Fonte: Jenkins et al. (2004) e Veiga-Neto (2008).

Nem todos os instrumentos acima foram relacionados na questão no questionário. A questão relativa ao enquadramento do PSE/A no âmbito dos instrumentos económicos elencados acima foi direcionada para as iniciativas especificamente voltadas para o “serviço de biodiversidade”, sendo assim, diretamente voltadas para a conservação da biodiversidade. Embora apenas um dos projetos tenha sido desenhado para o “serviço de biodiversidade”, outros projetos também se habilitaram a esta questão (quadro 9.21).

**Quadro 9.21** Articulação e enquadramento das iniciativas no âmbito dos instrumentos/mecanismos económicos para a conservação da biodiversidade.

	Iniciativas de PSE/A	Instrumentos/Mecanismos económicos para a conservação da biodiversidade articulados no âmbito das iniciativas
<b>01</b>	Projeto Conservador das Águas	Mecanismo de compensação fiscal (ICMS-Ecológico)
<b>02</b>	Projeto ConBio Água <sup>289</sup>	N/R
<b>03</b>	Carbono Social em Rede	Certificação e selos (produtos ecológicos)
<b>04</b>	Produtores de Água e Floresta	N/R

<sup>288</sup> No Brasil as novas disposições e flexibilizações estabelecidas pelo Novo Código Florestal articulam os direitos de desenvolvimento comercializáveis com os créditos transacionáveis de biodiversidade para viabilizar a compensação de áreas de Reserva Legal, através das cotas de reserva ambiental (CRA).

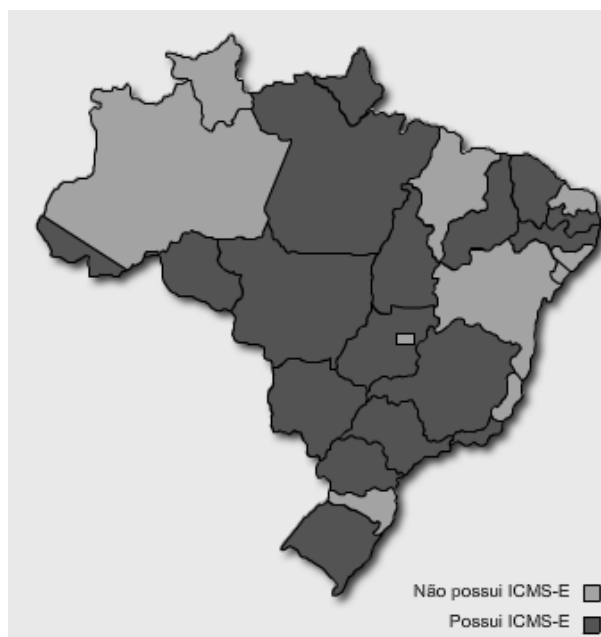
<sup>289</sup> Apenas em 22 de março de 2016 é que foi lançado um edital público pela Prefeitura Municipal de Piraquara para a contratação de propriedades para o projeto e, por isso, não há dados referentes.

05	Programa Desmatamento Evitado	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Contratos de manejo para a conservação em áreas privadas</li> <li>- Certificação e selos (produtos ecológicos)</li> </ul>
----	-------------------------------	--

Dois dos projetos (“Carbono Social em Rede” e “Programa Desmatamento Evitado”) confirmaram a utilização de certificados e selos de produtos que respeitam certos critérios ambientais. Considerando o foco do Carbono Social em Rede” na implantação de SAFs, os selos e certificados que atestam a procedência dos produtos e os impactos comunitários da compra destes poderão ser uma grande mais-valia. A certificação participativa, embora não concebida como um mecanismo económico, poderá ser uma forma bastante interessante de fazê-lo (CEPAGRO, 2013) e algumas iniciativas de PSE/A, também voltadas para o estímulo da perspectiva agroecológica, têm investido nisso (May et al., 2011). A certificação participativa também poderia favorecer a continuidade das práticas, sem que houvesse necessariamente uma continuidade do projeto, que como observámos nos casos acima, depende sempre de financiamentos e, no âmbito público, poderá ainda depender de questões políticas. O “Programa Desmatamento Evitado” ainda apontou a utilização de contratos de manejo de conservação em que os pagamentos ficam condicionados a objetivos específicos. Aliás, o contrato com o proprietário (no qual se inclui um plano de manejo elaborado e a ser implementado pela própria ONG proponente) é a âncora do programa.

Um outro mecanismo económico com grandes potencialidades e cada vez mais popular para o incentivo à conservação da biodiversidade no Brasil tem suas bases no Imposto de Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS), e, por isso, chamado de ICMS Ecológico. O ICMS destina-se a fornecer receitas aos Estados e é considerado o tributo mais importante ao nível estadual, visto que é responsável por mais de 90% de suas receitas tributárias (Loureiro, 2002). O imposto apenas pode ser instituído pelos governos dos Estados e pelo Distrito Federal, mas uma parte da arrecadação é repassada aos municípios. O ICMS ecológico não é um novo imposto, é um instrumento que oportuniza maiores repasses através do ICMS, tendo em conta critérios ambientais estabelecidos pelos estados (como a existência de áreas protegidas) (Young e Bakker, 2015; Loureiro, 2008; Loureiro, 2002; Oeco, 2014). Portanto, o ICMS Ecológico preconiza que os municípios que, por exemplo, possuam mais unidades de conservação ou outras áreas protegidas que visem atender a melhoria da qualidade ambiental, devem receber maiores repasses do ICMS. Contudo, os repasses de ICMS Ecológico não são necessariamente

vertidos para a agenda ambiental, pois isso fica ao critério do município. Nem todos os estados adotaram o instrumento até então, embora a maioria já reconheça os seus potenciais (figura 9.11).

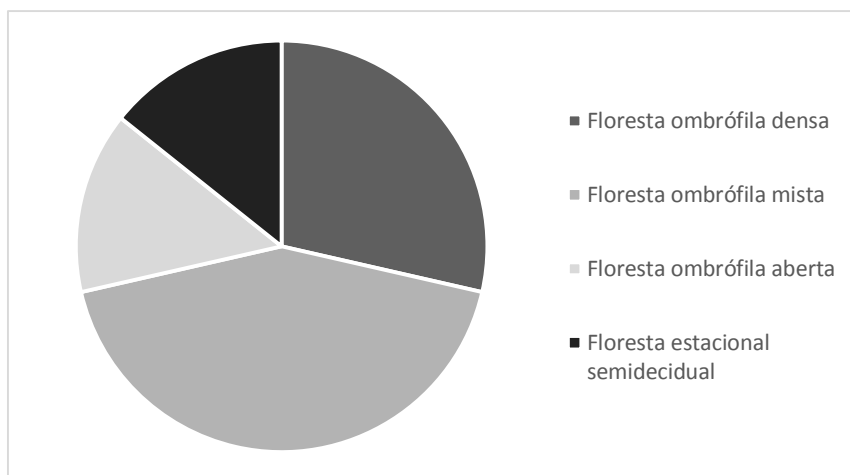


**Figura 9.11** Estados Brasileiros que possuem ICMS Ecológico. Fonte: <http://www.icmsecologico.org.br/site/>

O projeto “Conservador das Águas” indicou haver articulações com o ICMS Ecológico. Não foram fornecidos detalhes sobre tal articulação no inquérito, nem foram obtidos na literatura, mas é possível presumir, com incertezas, que os repasses ao município de Extrema em função do ICMS Ecológico possam ser utilizados como parte dos recursos financeiros destinados ao projeto. Também é possível que o “Programa Desmatamento Evitado”, entre outros programas da SPVS, como o ConBio, já tenha beneficiado alguns dos municípios paranaenses em termos de ICMS Ecológico, especialmente na região metropolitana de Curitiba, ao passo em que a criação de áreas protegidas (particularmente a RPPN e RPPNM) é uma das vias de atuação da ONG.

#### **9.4.8 Caracterização da vegetação conservada**

Existe uma grande diversidade de tipos de cobertura vegetal no bioma da Mata Atlântica, que se diversificam conforme as regiões ao longo do bioma, revelando ecossistemas igualmente bastante variados. Foram contempladas pelas iniciativas quatro das cinco formações florestais principais da Mata Atlântica (figura 9.12).



**Figura 9.12** Principais aspectos fitofisionômicos do Domínio Mata Atlântica contemplados.

Considerando a pequena amostragem deste questionário, as fitofisionomias contempladas estão bem representadas. O Município de Extrema está inserido em áreas características de três tipologias florestais (quadro 9.22).

**Quadro 9.22** Distribuição dos principais aspectos fitofisionômicos do Domínio Mata Atlântica através das iniciativas.

Iniciativas de PSE/A		Principal aspecto fitofisionômico da Mata Atlântica no qual o projeto/programa se encontra
01	Projeto Conservador das Águas	<ul style="list-style-type: none"> <li>Floresta ombrófila aberta</li> <li>Floresta ombrófila densa</li> <li>Floresta estacional semidecidual</li> </ul>
02	Projeto ConBio Água <sup>290</sup>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Floresta ombrófila mista</li> </ul>
03	Carbono Social em Rede	<ul style="list-style-type: none"> <li>Floresta ombrófila mista</li> </ul>
04	Produtores de Água e Floresta	<ul style="list-style-type: none"> <li>Floresta ombrófila densa</li> </ul>
05	Programa Desmatamento Evitado	<ul style="list-style-type: none"> <li>Floresta ombrófila mista</li> </ul>

Nos casos levantados pode-se constatar a prevalência, contando com três casos, do aspecto fitofisionômico de Floresta Ombrófila Mista (as chamadas matas de araucária). Esse tipo de cobertura vegetal está mais associado a climas mais frios (ou temperados) e por isso encontrado com mais

<sup>290</sup> Apenas em 22 de março de 2016 é que foi lançado um edital público pela Prefeitura Municipal de Piraquara para a contratação de propriedades para o projeto e, por isso, não há dados referentes.

frequência, embora não restrito, na região Sul do país. As três iniciativas que englobam esta fitofisionomia estão localizadas na região Sul (duas no estado do Paraná – Programa Desmatamento Evitado e Conbio-Água – e uma no estado de Santa Catarina –Carbono Social em Rede). A floresta ombrófila mista está entre as mais ameaçadas florestas no Brasil, com seus remanescentes reduzidos a menos de 12% de sua cobertura original e, como todo o bioma da Mata Atlântica, bastante fragmentada, com mais de 80% de sua cobertura composta por fragmentos com menos de 50ha (Ribeiro et al., 2009). A floresta ombrófila densa ocorre em áreas abrangidas por dois projetos (Conservador das Águas e Produtores de Água e Floresta). A floresta ombrófila densa é a típica formação vegetal que ocorre nas áreas litorâneas e nas escarpas da cordilheira atlântica, a chamada Serra do Mar. A Serra do Mar é a região da Mata Atlântica que apresenta os maiores fragmentos de seus remanescentes e que constituem os ecossistemas mais bem preservados do bioma. Os projetos se diversificam e se inserem tanto em áreas que podem ser consideradas, de uma forma geral, prioritárias para a conservação (como florestas ombrófila mista e aberta) como em áreas com porções mais representadas (floresta ombrófila densa).

Depois temos as florestas ombrófila aberta e estacional semidecidual, que ocorrem ambas na região do Município de Extrema, segundo a resposta dos proponentes. A floresta ombrófila aberta é uma das tipologias florestais mais ameaçadas, com pouca ocorrência mesmo em seu estado original (Ribeiro et al., 2009), pois é considerada uma área de transição entre a Floresta Atlântica e a Floresta Amazônica. Sua ocorrência se dá, especialmente, nos estados da Bahia, Espírito Santo, Alagoas, Pernambuco e Paraíba (IBGE, 1992). Não se exclui que tal formação também possa ocorrer no Estado de Minas Gerais, estado no qual se insere o município de Extrema. No entanto, é preciso atenção quanto a isso. Um estudo de Azevedo e Manzatto (2005), apenas identificou dois tipos fundamentais de formações vegetais em Extrema: ombrófila densa montana e estacional semidecidual montana. Os impactos para a conservação são sutis, e poderão passar despercebidos, considerando que a ombrófila aberta poderá estar recebendo atenção no papel, mas não na prática.

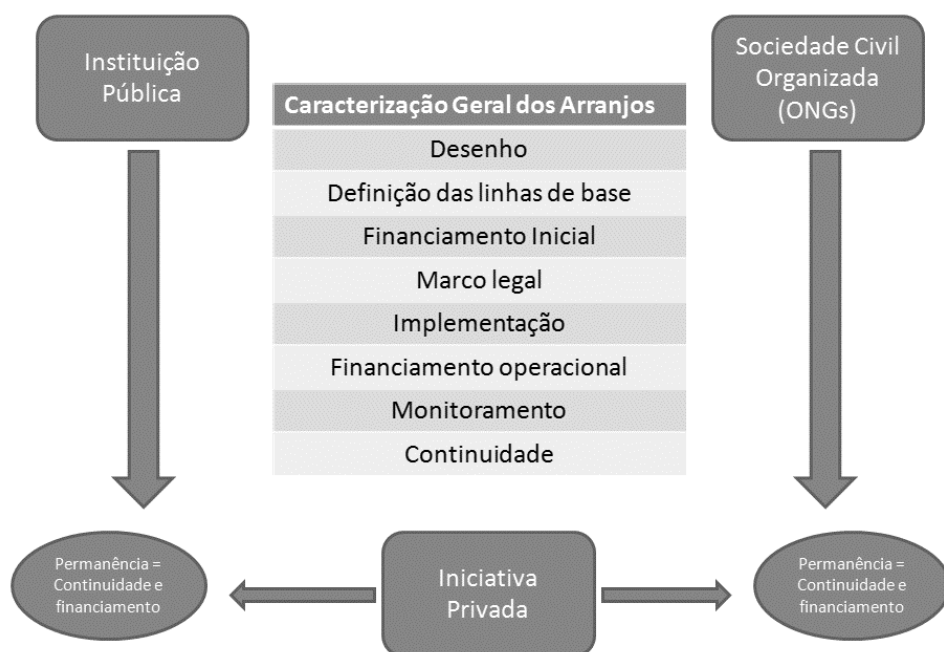
## **9.5 Considerações finais sobre a análise do questionário e Recomendações**

### **9.5.1 Considerações finais sobre a análise do questionário**

Apesar da diversidade dos arranjos dos casos, notam-se muitas semelhanças na sua operacionalização. O papel da sociedade civil organizada, representada, sobretudo pelas ONGs, é fulcral desde o desenho do projeto à busca por continuidade, assim como a instituição pública, que também influencia todos os processos de desenvolvimento de um PSE/A (figura 9.13). A forma como se arranjam os casos de PSE/A no Brasil cria uma simbiose entre essas duas figuras na maioria dos casos. O marco legal para a sua operacionalidade é um exemplo bastante claro. A instituição pública (sob seus diversos atores e níveis de governança) permite não só que os arranjos de PSE/A ultrapassem

os contratos privados, criando um marco legal, mas cria também possibilidades para a sua continuidade (como a criação de fundos para PSE/A, repasses de taxas sobre a utilização da água, flexibilização orçamentária, entre outros). Há exceções, obviamente, como o caso do "Programa Desmatamento Evitado" que se ancora praticamente no contrato privado tríplice entre a ONG, o proprietário e a empresa financiadora. Assim entra a figura da iniciativa privada (empresarial ou individual) que tem o potencial de trazer benefícios para as iniciativas, e até mesmo de assegurar a continuidade a curto e médio prazo, e em casos muito específicos a permanência; ou ainda de promover as suas próprias iniciativas. Tal permanência pode não ser apenas em termos de projetos, mas em termos de conservação, como é o exemplo do estabelecimento de uma RPPN, que conseqüentemente se relaciona com a monitorização e responsabilização perante as instituições públicas.

Este é um fator importante, pois a permanência do projeto não significa permanência da conservação, ou pelo menos não deve significar. Quando a conservação fica condicionada ao pagamento, os esforços de conservação poderão cessar com o cessar do pagamento. O mais fundamental é a consolidação da permanência da conservação, não do projeto. O estabelecimento de RPPN é uma forma de consolidar a permanência, ou de efetivar a conservação, que seguirá independente da descontinuação do projeto. A permanência da iniciativa até poderá corresponder à permanência da conservação, que estará sempre condicionada a permanência do projeto. Se a continuidade do projeto estiver sempre em causa, é fundamental trabalhar um esquema de PSE/A que vise a mudança comportamental.



**Figura 9.13** Caracterização geral do arranjo institucional e do papel dos setores sociais durante os processos institucionais gerais do PSE/A analisados. As instituições públicas e a sociedade civil organizada, representada



pelas ONGs, estão envolvidas em todo o processo de desenvolvimento de uma iniciativa de PSE/A, demonstrado pelas setas que avançam de cima para baixo. O papel da iniciativa privada centra-se, especialmente no financiamento e potenciais benefícios, como a própria continuidade da iniciativa de PSE/A. Consideramos que a permanência da iniciativa (ou dos resultados) é o objetivo final dos proponentes destas, e constitui-se da continuidade e do financiamento.

Podemos notar que a capacidade da iniciativa privada de assegurar continuidade é limitada, e quando cria possibilidades para tal, logo está relacionada com as instituições públicas formais (marco legal sobre RPPN, por exemplo). Diante disso, o papel do setor público é fundamental para a continuidade das iniciativas de PSE/A, mas que causa, invariavelmente, uma mudança na governança ambiental. O marco legal, no qual se incluem a permissão legal de repasse de dinheiro público para os proprietários rurais pela prestação de serviços ambientais e a criação de fundos para projetos de PSE/A, a flexibilização orçamentária e os repasses de taxa de cobrança pelo uso da água (que também requer um marco legal) são exemplos de práticas que alteram a forma de se perceber a agenda hídrica e da biodiversidade. Ainda assim, nem sempre o setor público é capaz de assegurar continuidade, como é o caso do "Programa Bolsa Verde", uma iniciativa do Estado de Minas Gerais, que está suspensa temporariamente.

O mesmo poderá acontecer para os casos de PSE/A Carbono. Por exemplo, o projeto "Parque de Carbono" conduzido pelo Instituto BioAtlântica, não respondeu ao questionário, mas é um exemplo interessante para ilustrar uma mudança na governança da biodiversidade, que visa a criação de créditos de carbono a partir da restauração do Parque Estadual da Pedra Branca no Rio de Janeiro (Santos e Vivan, 2012; May et al., 2011). É uma Unidade de Conservação (UC) gerida pelo poder público. A restauração do parque (dependente do orçamento público) fica condicionada à exploração, e ao estímulo produtivo, das indústrias petrolíferas e, portanto, da emissão de carbono e equivalentes. É uma iniciativa do poder público junto de uma ONG que, para assegurar a restauração de uma UC, se ancora na produtividade carbônica. Esse é um dos tipos de mudanças causadas pela institucionalização dos PSE/A. Certamente, trata-se de uma complementaridade, e não de uma delegação orçamentária. Mas é importante estar atento a como uma iniciativa pode criar relações perversas entre a conservação e o desenvolvimentismo e produtivismo. Ora, devíamos reduzir emissões através da restauração florestal, e não com ela estimular a exploração dos combustíveis fósseis. A compensação carbônica exerce um efeito muito semelhante, bem como a compensação por reserva legal.

Não obstante, isso não quer dizer que as mudanças provocadas pela institucionalização dos PSE/A e dos discursos dos serviços ecossistêmicos/ambientais seja necessariamente negativa. É uma mudança que começamos a observar. Aliás, vimos ao longo desse capítulo que os projetos analisados aqui alcançaram resultados bastante interessantes tanto ambiental quanto socialmente. Parte desse sucesso deve-se certamente ao arranjo institucional promovido pelos proponentes, que assumiram em

alguns casos critérios ecológicos como o fio condutor, enquanto para outros o aspeto social foi crucial para o desenvolvimento do projeto. Para tal, o envolvimento da comunidade local é fundamental, pressuposto que é levado em conta pelas propostas em geral. Ainda assim, é interessante reparar que os PSE/A passam a representar mais uma forma de conseguir financiamento para a conservação, cada vez mais popular. Vez ou outra, os próprios incentivos monetários não representam o maior responsável pela adesão dos proprietários, utilizando-se ainda do discurso do comando e controlo (que os PSE/A visam contrapor – ou complementar) para a adesão dos proprietários, o cumprimento da lei (Gonçalves, 2013; Chiordi et al., 2013). Deste modo, pode transparecer uma utilização do instrumento em torno da sua popularidade corrente, especialmente devido ao discurso dos serviços ecossistémicos, não baseado em sua efetividade.

Apesar disso, podemos constatar que os projetos analisados efetivamente contribuíram para a recuperação de áreas florestais degradadas e para a conservação de remanescentes florestais, incluindo ecossistemas ameaçados, como as florestas de araucária (quadro 9.23). Mas também podemos considerar que esse sucesso também se deve, em parte, à continuidade das atividades antes desenvolvidas pelas instituições proponentes, com a exceção do Projeto Conservador das Águas, responsabilidade da Prefeitura Municipal de Extrema (que, entretanto, é uma continuidade de outro programa de conservação dos cursos de água).

É importante frisar que todas as iniciativas, com exceção do "Programa Desmatamento Evitado", priorizam áreas de APP e de RL, pelo que parte da área protegida pode não representar uma adicionalidade (adicionalidade de conformidade), mas a restauração de uma área natural degradada já protegida por lei. Apesar da não adicionalidade em termos de acréscimo de áreas protegidas, é um valor acrescentado o facto de as áreas restauradas já estarem protegidas, cabendo a monitorização às autoridades públicas.

**Quadro 9.23** Quadro comparativo entre quantos hectares de terras contemplados pelos projetos. Legenda: “S/R” (sem resposta). “S/Q” (sem quantificação). A área protegida não representa, particularmente, uma Unidade de Conservação, ou outras formas efetivas de proteção, mas sim uma proteção sob o contrato das iniciativas de PSE/A.

	<b>Iniciativas de PSE/A</b>	<b>Área protegida (ha)</b>	<b>Área restaurada (ha)</b>	<b>Área total das propriedades contratadas (ha)</b>
<b>01</b>	Programa Conservador das Águas	5.000	1.000	7.300
<b>02</b>	Projeto ConBio Água <sup>291</sup>	S/R	S/R	S/R
<b>03</b>	Carbono Social em Rede <sup>292</sup>	S/Q	1.200	48.000
<b>04</b>	Produtores de Água e Floresta <sup>293</sup>	4.165	495	6.600
<b>05</b>	Programa Desmatamento Evitado <sup>294</sup>	4.900	S/Q	5.000
	Total	14.065	2.695	66.900

Não obstante, a contribuição para a conservação deve, certamente, ir além das dimensões das áreas protegidas e recuperadas. As propostas de sensibilização ambiental estão sempre presentes nas iniciativas analisadas, quer seja ao estimular a criação de áreas protegidas ou pela reconversão produtiva para modelos socioambientalmente mais adequados. São ações com potencial de mudar comportamentos, considerando um arranjo institucional lúcido e sólido e atento aos possíveis efeitos de um instrumento com origens nas lógicas do mercado.

### 9.5.2 Ilustração dos resultados

Esta secção tem o objetivo de apresentar o contributo potencial de cada iniciativa, alinhado a critérios para a conservação da biodiversidade, particularmente no contexto da Mata Atlântica; as prioridades das iniciativas em termos de equidade e justiça; e o efeitos adicionais de cada iniciativa. Esses resultados serão sintetizados através de duas matrizes: (i) Matriz de Adequabilidade e Potencialidade das Práticas de Conservação e (ii) Matriz de Adicionalidade. Todos os elementos representados nas matrizes foram analisados e, portanto, fundamentados, nas secções anteriores. Nesse

<sup>291</sup> Apenas em 22 de março de 2016 é que foi lançado um edital público pela Prefeitura Municipal de Piraquara para a contratação de propriedades para o projeto e, por isso, não há dados referentes a áreas protegidas e restauradas.

<sup>292</sup> A iniciativa, apesar de não ter a área protegida quantificada, contribui para a conservação da biodiversidade em termos de diversidade de espécies plantadas. Além disso, o projeto promoveu a criação de SAFs que superam 100 hectares em diversas propriedades contempladas pelo projeto.

<sup>293</sup> Ruiz (2015).

<sup>294</sup> Os proponentes responderam que trabalham apenas com remanescentes florestais. Mas é importante notar que o Plano de Manejo (que será abordado posteriormente referente ao monitoramento) inclui um programa de restauração de área degradadas nas propriedades contratadas.

sentido, as matrizes possuem um caráter mais ilustrativo-conclusivo. No entanto, poderão também servir como um roteiro de rápida verificação e caracterização de iniciativas de PSE/A.

#### *9.5.2.1 Matriz de Adequabilidade e Potencialidade das Práticas de Conservação*

Esta matriz ilustra a adequabilidade e potencialidade das práticas de conservação das iniciativas alinhadas aos principais aspectos relacionados com a conservação discutidos anteriormente. Os critérios e os subcritérios, apresentados na matriz (figura 9.14), integrados e interligados, representam elementos fundamentais para a conservação da Mata Atlântica (Ayres et al., 2005; Ribeiro et al., 2009; Metzger, 2009; Pardini et al., 2009; Rodrigues et al., 2009; Scarano, 2009; Vieira et al., 2009a; Joly et al., 2014; Uezu et al., 2008; Vieira et al., 2009b; Tabarelli et al., 2010; Banks-Leite et al., 2014; Uezu e Metzger, 2016; Rezende et al., 2014). Nem todos os aspectos discutidos na caracterização da conservação foram apresentados na matriz.

<b>Crítérios</b>	<b>Subcritérios</b>	<b>Conservador das Águas</b>	<b>ConBio Água</b>	<b>Carbono Social em Rede</b>	<b>Produtores de Água e Floresta</b>	<b>Desmatamento Evitado</b>
<b>Permanência e Efetividade</b>	Criação de RPPN					
	Criação de outra UC					
<b>Recuperação de Áreas Degradadas</b>	Recuperação de APP e RL					
	Recuperação além de RL e APP					
<b>Conectividade e Redução de Fragmentação</b>	Conectividade interna					
	Conectividade externa					
	Conectividade em rede					
	Corredores ecológicos					
<b>Mudanças Regenerativas nas Práticas do Uso do Solo</b>	Reconversão produtiva					
	Área contratada maior que a área de uso					
<b>Complementaridade Política</b>	Articulação com outras estratégias políticas					
	Articulação com outras iniciativas					

	<b>Legenda</b>	<b>Legenda Área Contratada maior que área de uso</b>	<b>Complementaridade Política</b>
	Cumpr integralmente (objetivo prioritário)	Maior	Sim
	Cumpr parcialmente (objetivos paralelos)		
	Potencial para cumprir (incentivo para a prática)	Igual	Potencialmente
	Não cumpr, mas é Parte dos objetivos		
	Não cumpr e não é parte dos objetivos	Menor	Não
	Sem resposta ou não se sabe	Sem resposta ou não se sabe	Sem resposta ou não se sabe

**Figura 9.14** Matriz de Adequabilidade e Potencialidade das Práticas de Conservação.

De um modo geral, as iniciativas apresentaram resultados positivos em termos de adequabilidade e potencialidade de práticas de conservação. Muitas das práticas quando os critérios não se apresentem como objetivos proirritários, acabam por serem considerados objetivos paralelos das iniciativas; ou ainda quando os critérios não são contemplados pela prática atual, fazem parte dos objetivos das iniciativas, que ainda estão em andamento. Por exemplo, nota-se que o Combio-Água não cumpre com muitos dos critérios, mas estes são parte dos seus objetivos. Isso poderá se dar ao facto de a iniciativa estar ainda em fase de articulação na altura da obtenção dos dados, como já referimos anteriormente. A iniciativa Carbono Social em Rede também apresenta um resultado interessante. A iniciativa atendeu parcialmente aos critérios ecológicos selecionados, atuando na recuperação de áreas degradadas e na redução de fragmentação, tal como apresentando pelas demais iniciativas, mas é a única cujo objetivo principal é a reconversão produtiva, sendo este um aspeto bastante interessante. Outra característica de destaque é o estímulo para a criação de RPPN como uma objetivo prioritário na iniciativa Carbono Evitado, evidenciando o foco do trabalho da iniciativa. Um fator bastante relevante ilustrado na Matriz é a lacuna de respostas em relação à complementaridade política, especialmente no que diz respeito à articulação com outras estratégias políticas.

#### *9.5.2.2 Matriz de Adicionalidade*

A adicionalidade foi um elemento analisado no âmbito da caracterização de conservação das iniciativas. No entanto, as discussões sobre adicionalidade não somente avaliam as condições de adicionalidade convencionalmente analisados nas iniciativas de PSE/A, mas abrem novas reflexões sobre um conceito ainda muito abstrato, apesar de fundamental, especialmente quando a legitimidade de uma ação é condicionada pela sua adicionalidade. O caso dos PSE/A é um exemplo marcante. Se o instrumento é visado como um instrumento de conservação, é suposto haver adicionalidade como resultado de sua implementação. Foram discutidas seis formas de adicionalidade, cada qual com sua devida relevância para a conservação da biodiversidade: (i) adicionalidade ecológica; (ii) adicionalidade efetiva; (iii) adicionalidade de projeto; (iv) adicionalidade de conformidade; (v) adicionalidade de ações; (vi) adicionalidade de pagamentos.

Apesar de adicionalidade ter sido discutida no contexto da caracterização da conservação, a diversidade de elementos tratados no âmbito da adicionalidade justificou uma matriz dedicada a ilustrar a adequabilidade de cada iniciativa a cada forma de adicionalidade discutida (figura 9.15). É importante reconhecer que o resultado é, sobretudo, reflexivo, bem como as discussões prévias sobre a adicionalidade.

Tipo de Adicionalidade	Conservador das Águas	ConBio Água	Carbono Social em Rede	Produtores de Água e Floresta	Desmatamento Evitado
Adicionalidade Ecológica (i)					
Adicionalidade Efetiva (ii)					
Adicionalidade de Conformidade (iii)					
Adicionalidade de Projeto (iv)					
Adicionalidade de Ações (v)					
Adicionalidade de Pagamentos (vi)					

	Legenda
	Sim
	Potencialmente
	Sem resposta
	Provavelmente não
	Não

**Figura 9.15** Matriz de Adicionalidade.

Uma das características mais marcantes ilustrada pela Matriz é a falta de adicionalidade de pagamentos (vi). Considerando que é a principal, por vezes, a única forma de adicionalidade avaliada nas iniciativas de PSE/A, poderá em grande medida desqualificar o instrumento. As adicionalidades de projeto (iv) e ações (v) também não foram positivas e podem revelar que as atividades de PSE/A dos proponentes apenas contribuem para a continuidade das práticas já empreendidas pelos proponentes. Isto poderá revelar que o uso do instrumento reflete a tendência do discurso dos serviços ecossistêmicos. Entretanto, as iniciativas apresentaram resultados positivos em termos de adicionalidade ecológica (i), efetiva (ii) e de conformidade (iii), produzindo, ou com potencial de produzir adicionalidade. Mas como já discutimos, tal adicionalidade poderá ter resultado não da aplicabilidade dos PSE/A em si, mas das atividades e práticas dos proponentes, que, por conseguinte, complementa o resultado ilustrado nas adicionalidades (iv), (v) e (vi).

### 9.5.3 Recomendações

A operacionalização dos PSE/A fundamenta-se essencialmente em três alicerces: (i) enquadramento teórico; (ii) enquadramento prático; (iii) enquadramento legal. Foram analisados neste capítulo os alicerces de cinco iniciativas de PSE/A que, ao mesmo tempo que ofereceram um terreno fértil para discussões, oferecem também contributos valiosos. As recomendações surgem aqui como um resultado de toda a discussão acerca dos PSE/A realizada, isto é, todo o arcabouço teórico, passando pelas práticas e pelo marco legal, influenciado pela perceção teórico-prática do instrumento dentro e fora do país. Sendo assim, as sugestões e recomendações apresentadas são em função (i) das análises críticas teórico-práticas, parte da análise discursiva empreendidas nos capítulos anteriores; (ii) da análise das práticas empreendidas pelas iniciativas analisadas; (iii) das recomendações para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica; (iv) das diretrizes para a Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais (WWF, 2014). As recomendações dependem sempre das especificidades de um esquema de PSE/A e devem ter sempre em consideração o contexto socioecológico.

#### *9.5.3.1 Criação de Áreas Protegidas, no âmbito das Unidades de Conservação, estabelecidas pelo SNUC, particularmente a categoria da RPPN.*

Um dos principais desafios para a conservação da Mata Atlântica é a conservação de seus remanescentes. O bioma está reduzido a menos de 10% de sua cobertura original; seus remanescentes encontram-se dispersos em inúmeros fragmentos, sendo que a maior parte das frações possuem áreas menores que 50 hectares. Os maiores fragmentos não se encontram efetivamente protegidos, isto é, protegidos através de uma UC, estabelecida pelo SNUC. Por se encontrarem em áreas de difícil acesso, e por oferecerem poucas oportunidades, até agora, em termos económicos, tais fragmentos continuam a ser alvo de pouca interferência antrópica. Além disso, a maior parte dos fragmentos da Mata Atlântica encontram-se em propriedades privadas, o que faz da RPPN uma categoria com especial potencial para a conservação do bioma.

Os PSE/A têm um potencial a desenvolver nesse sentido e não se deve fugir desse compromisso quando é o instrumento enquadrado no âmbito dos instrumentos de conservação. As RPPNs poderão ser oportunamente criadas a partir das áreas contratadas pelos esquemas de PSE/A, ou por eles incentivadas. Temos um exemplo bastante interessante nessa perspetiva, o “Programa Desmatamento Evitado”, uma vez que a criação e o estímulo para a criação de uma RPPN parte de suas prioridades. O “Produtores de Água e Floresta” também é um exemplo, pois estimulou a criação de um programa da prefeitura de Rio Claro,



onde se dá sua atuação, que incentiva a criação de RPPN, embora isso não seja parte dos objetivos do projeto.

#### *9.5.3.2 Recuperação e manutenção de áreas para além das APP e RL*

Vimos que a maioria das iniciativas se centra na recuperação e proteção de área florestal em áreas de RL e, especialmente, nas áreas de APP, onde se prevê a proteção dos cursos de água. Relembrando, as áreas de APP e RL são protegidas por lei, sendo assim, é uma obrigação legal, por parte do agricultor, não degradar ou desmatar a cobertura florestal inserida nessas áreas, bem como recuperar tais áreas quando degradadas. Os PSE/A, quando direcionados para esse objetivo, tornam-se uma sobreposição às disposições legais, o que não será muito desejável. Não se quer dizer com isso que as áreas de APP e RL não possam ser recuperadas através de um PSE/A, mas é preciso bastante atenção quanto a este aspeto, sobretudo considerando quem o instrumento estará diretamente beneficiando e sob que condições. Nesse sentido, os aspetos sociais e de prioridade no acesso devem ser centrais. A priorização de agricultores mais necessitados nestes casos até poderia legitimar o apoio técnico para a recuperação de tais áreas. Contudo, a conservação da Mata Atlântica deve ir além das áreas protegidas e das predisposições legais que afirmam o dever de preservar/recuperar áreas de APP e RL. Os PSE/A podem ocupar um nicho neste ínterim, encorajando a recuperação e proteção de áreas que vão além das APP e RL e, com isso, também se quer dizer que têm o potencial de fazer com que a conservação vá além das obrigações legais.

#### *9.5.3.3 Criar conectividade entre os fragmentos florestais, especialmente entre os fragmentos maiores protegidos sob UC e aumentar a permeabilidade da matriz*

A conectividade entre os fragmentos da Mata Atlântica é um fator imprescindível para a conservação de sua biodiversidade. A redução do bioma a pequenas parcelas florestais intensamente fragmentadas chama a atenção para a (urgente) necessidade de criar conectividade e reduzir a fragmentação. Quanto maior o fragmento florestal, melhores as condições para a conservação da biodiversidade. Deste modo, além da proteção efetiva desses fragmentos, o conhecimento científico acumulado no campo da biologia da conservação aponta que, para garantir que os processos ecológicos e evolutivos possam seguir o seu curso, tais fragmentos também precisam estar conectados. Num bioma com tamanha interferência antrópica, a conectividade também deve dar-se no nível da matriz que circunda os fragmentos florestais, aumentando sua permeabilidade, criando conectividades estruturais e funcionais através da matriz.

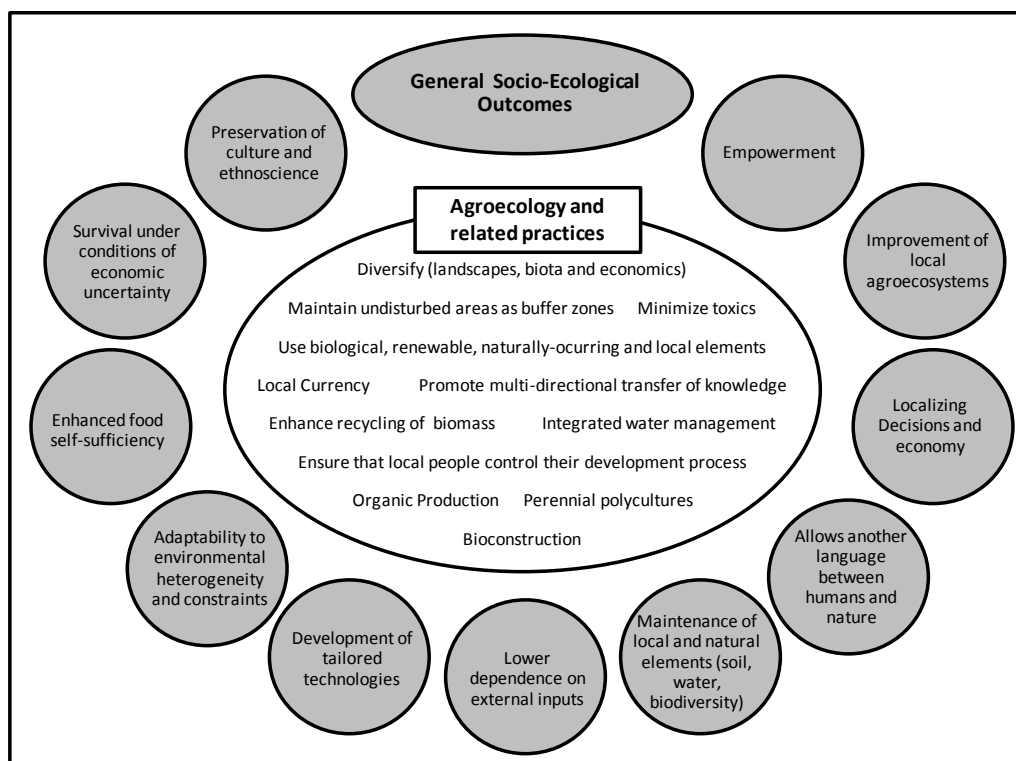
Considerando a tendência da atuação dos PSE/A no ambiente rural, o instrumento tem um potencial a ser desenvolvido nesse contexto. Um esquema de PSE/A deve ser estrategicamente posicionado, de modo

a potencializar tais conectividades, quer seja através da criação de corredores ecológicos, permitindo o fluxo da biodiversidade através das UC, quer seja através de corredores através da matriz que os envolve, como fragmentos florestais e áreas agrícolas. Obviamente, a permeabilidade dessas zonas de produção rural exige práticas que sejam favoráveis à biodiversidade, o que nos leva ao próximo tópico.

#### *9.5.3.4 Transição das práticas de uso da terra através de uma reconversão produtiva para a perspectiva agroecológica*

Reconhecido o importante papel da matriz que envolve os fragmentos florestais num ambiente intensamente degradado e fragmentado, as práticas rurais podem passar a desempenhar um papel igualmente fundamental na conservação da biodiversidade na Mata Atlântica, para além de promover benefícios socioeconómicos aos agricultores. Mas, para tal, deve haver uma reconversão produtiva, isto é, uma mudança nas práticas agrícolas para um outro sistema que seja favorável à conservação da biodiversidade. As práticas alternativas na agricultura são práticas cada vez mais reconhecidas e a perspectiva da agroecologia é um exemplo marcante, que envolve não apenas práticas produtivas, mas lança novos paradigmas para a agricultura, e que desafia todo o sistema atual convencional de produção de alimento, a ética e a perspectiva por trás desse sistema, promovendo oportunidades para a soberania e subsistência alimentar, energética e tecnológica, e cria oportunidades para o fluxo de biodiversidade, aprimorando através de suas práticas a qualidade das águas, do solo e a produtividade de alimentos. Tal reconversão produtiva requer conhecimento e perícia, pelo que muitas vezes a reconversão depende de um fator externos que a possam facilitar.

A agroecologia é um sistema que envolve práticas muito diversas e, enquanto movimento, condensa também muitas concepções e conceitos fundamentais para a percepção de uma prática rural alinhada com os interesses da biodiversidade e dos processos ecológicos de uma forma geral (figura 9.16). Tais conhecimentos não são exclusivamente próprios da agroecologia mas inspiram-se também de outras formas de viver, como a ideologia da permacultura, conhecimentos tradicionais indígenas e de outras comunidades tradicionais, e outros movimentos, como o neo-ruralismo.

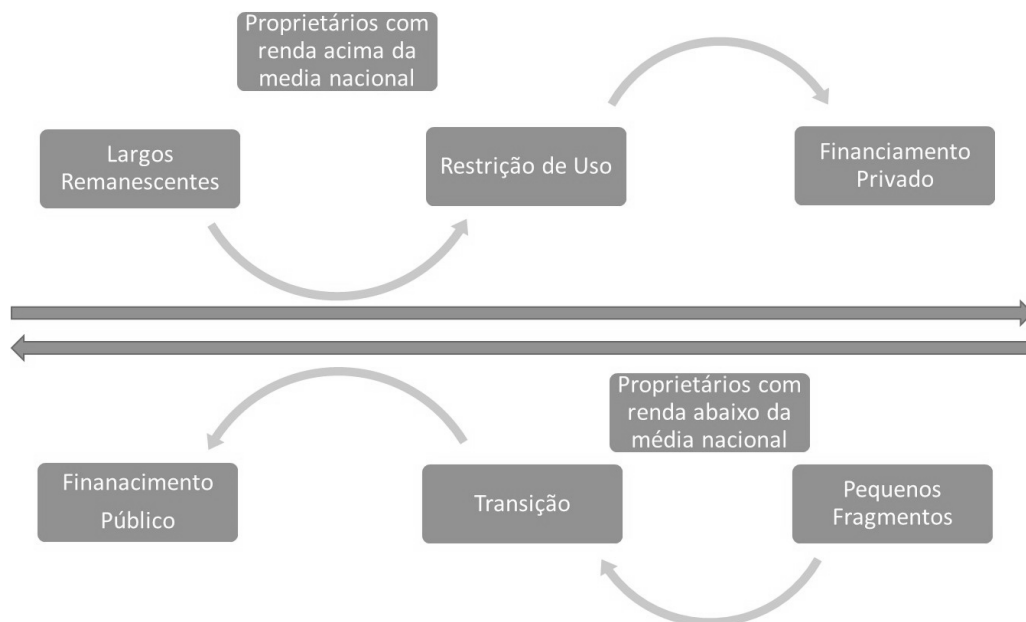


**Figura 9.16** Práticas e conceitos relacionados com a agroecologia e alguns processos socioecológicos gerais resultantes. Na elipse central uma série de práticas que se relacionam com a agroecologia e outros sistemas (como a permacultura, conhecimento tradicional indígena, movimentos neo-ruralistas e redes de transição). Os círculos cinzentos no exterior relacionam processos que resultam da adoção das práticas e conceitos relacionados com a agroecologia e outros movimentos. Fonte: Muniz e Cruz (2015).

Sendo assim, os PSE/A poderão atuar nessa transição da agricultura convencional para a perspectiva agroecológica, favorecendo resultados socioecológicos resilientes e autossustentáveis. Dentre as iniciativas avaliadas, o “Carbono Social em Rede” enquadra-se muito bem nessa perspectiva, pois estimula os participantes, provendo informações, conhecimento e apoio técnico para a adoção de SAFs e outras práticas relacionadas com a agroecologia. Essa via de atuação é bastante mais favorável à da adequação ambiental ao regime legal. A adequação ambiental (regularização das áreas de APP e RL) até pode estar prevista num esquema de PSE/A, mas poderá ser uma mais-valia para o instrumento os envolvidos também serem estimulados a adotar a perspectiva agroecológica. A adoção dessas práticas até poderia ser condição para a adequação ambiental, dependendo do contexto e dos agricultores a serem beneficiados.

#### 9.5.3.5 Financiamento condicionado pelo perfil dos participantes

Em termos de financiamento, os PSE/A poderão ser mais eficientes se forem transitórios, isto é, estabelecidos temporariamente para estimular uma transição, tanto para a conversão de áreas privadas naturais em RPPN, quanto para reconversão produtiva. Não obstante, devemos estar atentos à distribuição e origem dos recursos (figura 9.17).



**Figura 9.17** Sugestão de atuação para o financiamento de acordo com as dimensões das propriedades e os tipos de abordagem. Largos remanescentes pressupõem, de uma forma geral, proprietários com rendas acima da média nacional, o que sugere condições para uso mais restritivo de suas propriedades, com possibilidade de consolidação de RPPN, por exemplo, o que sugere um financiamento privado para viabilização de acordo com pressupostos de justiça e eficiência na distribuição de recursos. Pequenos fragmentos aqui pressupõem proprietários com rendas abaixo de média nacional e, por vezes, em situações de vulnerabilidade, criando condições para transição de práticas no interior das propriedades, em que o pagamento de origem pública se torna mais legítimo em termos de equidade e justiça na distribuição de recursos.

Quanto maior o fragmento florestal em áreas privadas, maiores condições para a priorização do financiamento privado. Tratando-se de proprietários mais abastados e com rendas acima da média populacional, em termos de justiça e eficiência para o instrumento é prudente que o financiamento seja, pelo menos, prioritária e maioritariamente privado. Temos o exemplo do “Programa Desmatamento

Evitado”, que trabalha exatamente nesse sentido, contratando e protegendo largos fragmentos remanescentes em propriedades privadas, estimulando a criação de RPPN a partir dessas áreas contratadas e, essencialmente, a partir de financiamento privado. Por outro lado, a reconversão produtiva voltada, prioritariamente, para a agricultura familiar<sup>295</sup> poderá dar lugar para financiamento maioritária e prioritariamente público. Assim, sendo os participantes neste caso com baixa renda, frequentemente em situação de vulnerabilidade, torna-se o instrumento mais legítimo, em termos de equidade e justiça socioambiental, diante da utilização do financiamento público. Temos o exemplo do “Carbono Social em Rede”, com elevado número de participantes, prioritariamente, voltados para agricultura familiar, caracterizada por pequenas propriedades voltadas, sobretudo, para subsistência. O projeto, embora preveja a sua continuidade através do financiamento privado e particular, é financiado pelo Programa Petrobras Ambiental, da estatal Petrobras, sendo assim dinheiro público.

É importante que tais práticas não sejam percebidas como antagônicas, mas sim como práticas complementares. Os PSE/A revelam potencialidades de atuação nas duas vias, desde que bem desenhados institucionalmente, considerando não apenas critérios ecológicos para conservação da biodiversidade, mas elementos sociais fundamentais para sua legitimação em termos de equidade e justiça. A figura 9.17 ilustra uma sugestão de financiamento, mas este não deve ser engessado. Aliás, a flexibilidade no financiamento também poderá indicar flexibilidade institucional para lidar com as complexidades típicas da governança ambiental.

#### *9.5.3.6 Incentivos transitórios e pagamentos prioritariamente não monetários*

Um dos desafios dos esquemas de PSE/A é sua continuidade, que depende sempre de novos financiamentos, investidores e parceiros. Obviamente, uma iniciativa de PSE/A voltada para a conservação da biodiversidade requer uma continuidade capaz de abranger longos prazos, de modo a monitorizar os resultados benéficos para a biodiversidade advindos da iniciativa. Embora pareça contraditório, é interessante que um esquema de PSE/A possa ser transitório, isto é, tome lugar por tempo determinado. A qualidade de transitoriedade visa a auto-suficiência e adequabilidade com a integridade socioecológica. Nesse sentido, os PSE/A podem facilitar uma mudança regenerativa no uso do solo, quer seja através da reconversão produtiva para a perspectiva da agroecologia, quer seja na conversão de propriedades privadas (ou parte delas) em RPPN. O incentivo poderá ser monetário ou não.

---

<sup>295</sup> Lei 11326/2006 que estabelece as diretrizes para a formulação da Política Nacional da Agricultura Familiar e Empreendimentos Familiares Rurais poderá servir como base para esse enquadramento.

Sendo assim, os incentivos previstos nos esquemas de PSE/A poderão ser monetários (diretos e indiretos, voluntários ou involuntários), ou *in-kind*, o que representa todas as formas de incentivo não monetário, como apoio técnico, doação de mudas e sementes, investimentos em saúde, educação, formação, isenções e créditos fiscais, entre outros. Contrariando, em certa medida, a atuação das iniciativas analisadas no questionário, aqui é sugerido que o pagamento evite a via monetária. Como já discutido anteriormente, a lógica do pagamento monetário poderá quebrar com um comprometimento e provocar um processo de esvaziamento das motivações morais e culturais para a conservação. Os incentivos monetários não são inteiramente negativos e, certamente, muitas pessoas em situações particulares poderiam beneficiar deles. Contudo, é importante estar atento a alguns aspectos quando se assume tal via.

Primeiramente, para quem deve ir o dinheiro? Já discutimos isso anteriormente, mas cabem mais algumas notas. PSE/A são desenhados para endereçar ameaças. As pessoas que representam ameaças são aquelas que, em princípio, não têm o interesse de conservar ou não reconhecem a importância dos processos ecológicos para seus próprios processos produtivos. Tais personagens estão centrados na produtividade e no lucro que as suas práticas prescrevem. Na maioria dos casos, estes são grandes proprietários que precisam ser remunerados para que cessem suas atividades que degradam a floresta. Tais pagamentos, usualmente, são destinados a cobrir um custo de oportunidade sobre o uso da terra, isto é, cobrir os ganhos que o proprietário estará deixando de ter ao interromper suas práticas. Sendo assim, o pagamento seria a principal razão que os moveria a reduzir a degradação, não outra motivação qualquer. Desta forma, são grandes as hipóteses de se criar um círculo vicioso em torno do pagamento.

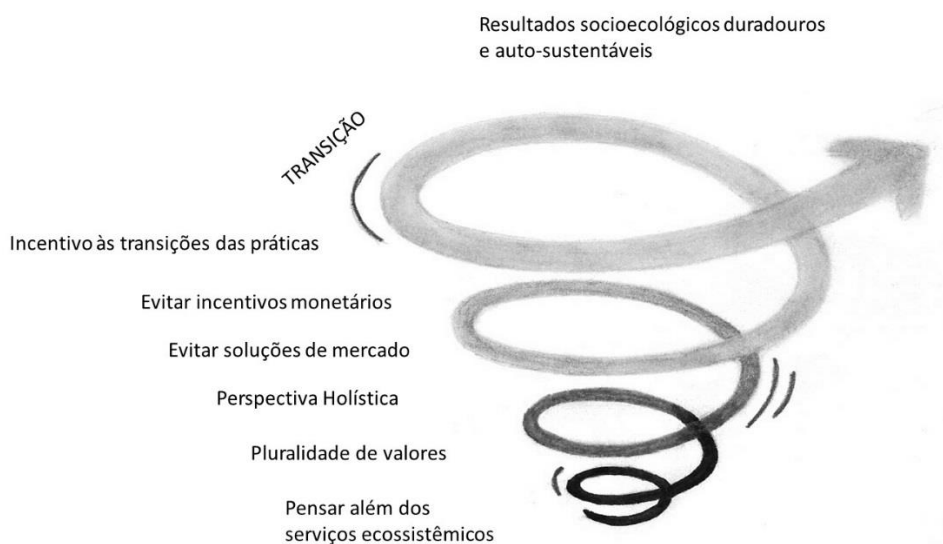
O uso do pagamento monetário até poderá ser direcionado para os que se interessam e pretendem uma transição produtiva mas não têm o dinheiro para o fazer. O pagamento assim poderia estar voltado para as oportunidades e não para as ameaças, facilitando oportunidades e não cobrindo custos de oportunidade. Este é um pagamento com um propósito, uma transição para aqueles que desejam, sem jogar com a eficiência do instrumento, e assim até poderão evitar efeitos e motivações perversas. Ainda que não seja o mais desejável, o pagamento também poderá ser utilizado para premiar aqueles que já utilizam práticas coerentes com a conservação, mas há custos para a eficiência do pagamento seguindo essa via.

Portanto, pode-se apreender três formas básicas de incentivo:

- i. Incentivo para o cumprimento da lei: fazer pagamentos para que os proprietários em descumprimento com a lei cumpram com o já estabelecido legalmente pela legislação florestal;
- ii. Incentivo em termos premiação: "premiar" boas práticas na agricultura, o que poderá levar outros a adequarem suas práticas para também receber pagamentos;

- iii. Incentivo para a transição das práticas: pagamentos (monetários e apoio técnico-pedagógicos) para que o agricultor faça uma transição das práticas convencionais (usualmente prejudiciais para o ambiente) para boas práticas na agricultura (como os SAFs, biodinâmicos e agroecologia).

Sempre tendo em conta o contexto socioecológico, os dois últimos devem ser priorizados, de modo a criar reconhecimento e oportunidades de mudanças. Os incentivos poderão ser temporários, de modo a que as boas práticas sejam estimuladas, sem que estejam condicionadas pelo pagamento. Os desafios, nesse sentido, são praticamente incontornáveis, ao passo que, ao contrário do círculo vicioso, se pretende uma mudança comportamental positiva, estimulando um comportamento virtuoso, um círculo virtuoso (figura 9.18).



**Figura 9.18** Trajetória conceitual de um framework para a transição. O trajeto traçado pela espiral representa uma escalada processual que vai além da abordagem dos serviços ecossistêmicos, considerando uma pluralidade de valores, uma perspectiva holística de integração, nas quais os incentivos procuram para a transição evitar as soluções de mercado e os incentivos monetários para se alcançar resultados duradouros, resilientes e auto-sustentáveis, que não envaziem as motivações interiores para a conservação, mas que as estimule. Adaptado de Muniz e Cruz (2015) e Muniz et al. (2015).

Os PSE/A ainda usufruem do benefício da dúvida, terão um potencial para ser uma instituição virtuosa ou não? Independente do destino do pagamento, uma instituição deverá ser virtuosa, encorajando a virtude nas sociedades. O desafio parece ainda maior enquanto a motivação para a conservação estiver ancorada na remuneração financeira para se cumprir com um dever, e especialmente quando substitui outras motivações para fazê-lo.

#### *9.5.3.7 Reconhecer as implicações e especificidades das abordagens conservacionistas e desenvolvimentistas para a concepção e operacionalização do esquema de PSE/A*

Vimos que as iniciativas de PSE/A podem ser caracterizadas conforme os seus objetivos prioritários e secundários. Tais objetivos poderão guiar toda a concepção, o desenvolvimento e a operacionalização da iniciativa. Se o objetivo prioritário de uma iniciativa se concentrar na criação de unidades de conservação, deverá ter-se atenção com as implicações sociais dessa abordagem. Se o objetivo se concentrar na provisão de serviços ambientais através da recuperação de áreas de APP e RL degradadas, também se deve estar atento às implicações ético-morais e legais dessa via. Esta última poderá ser reconhecida como uma via desenvolvimentista e a primeira como conservacionista.

#### *9.5.3.8 Sumário das recomendações*

Por fim, algumas das recomendação acima englobam elementos complementares. A sumarização abaixo das recomendações procurou também envolver esses diversos elementos:

- i. Criação de Áreas Protegidas, no âmbito das Unidades de Conservação (UC), estabelecidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), particularmente a categoria da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN);
- ii. Recuperação e manutenção de áreas que vão além das Áreas de Preservação Permanente (APP) e áreas de Reserva Legal (RL);
- iii. Criar conectividade entre os fragmentos florestais, especialmente entre os fragmentos maiores protegidos sob categorias de UC;
- iv. Favorecer e aumentar a permeabilidade da matriz envolvente das UC, bem como favorecer o enriquecimento ecológico e socioeconômico no entorno das UC e zonas tampão e de amortecimento;
- v. Procurar atender áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica, conforme as recomendações do Ministério do Meio Ambiente (MMA).
- vi. Transição das práticas de uso da terra através de uma reconversão produtiva para a perspectiva agroecológica;
- vii. No contexto da transição e reconversão produtiva, priorizar participantes da agricultura familiar (Lei 11326/2006) e perfil de baixa renda;
- viii. Financiamento público prioritário e condicionado pelo perfil dos participantes, agricultores familiares e de baixa renda;



- ix. Largos remanescentes em áreas privadas prioritariamente através de financiamento privado e sociedade civil organizada. Financiamento público nesses casos poderá ser complementar e estratégico;
- x. Incentivos transitórios, prioritariamente não monetários;
- xi. Evitar transferências não monetárias que substituam o dever do setor público ou iniciativas altruístas, como provisão de serviços de saúde e educação (por exemplo, através da construção de hospitais e escolas).
- xii. Incentivos monetários condicionados ao contexto socioecológico; ao perfil do participante beneficiário; e fonte de financiamento.
- xiii. Favorecer a regularização fundiária, considerando o contexto socioecológico, sem prejudicar as comunidades locais e favorecendo um regime de bem comum e não proprietário;
- xiv. Seguir critérios de elegibilidade virtuosos com potencial para oferecer oportunidades de mudanças e transição.
- xv. Reconhecer as especificidades das abordagens conservacionistas e desenvolvimentistas no momento da concepção e operacionalização.

## **9.6 Uma breve conclusão**

Com o questionário foi possível desvendar que os PSE/A, e os discursos sobre os quais se assentam, vêm provocando uma mudança nos valores da conservação. Isso não quer dizer, necessariamente, que seja algo negativo, mas é uma mudança. A conservação passa a se adequar aos novos discursos e instrumentos, que, por sua vez, também passam a se alinhar com a lógica de mercado e ao neoliberalismo. A maior parte dos que responderam ao questionário são ONGs com larga experiência e expressão no âmbito da conservação nacional, que adequam parte das suas agendas aos novos discursos e instrumentos para que possam igualmente continuar a ter novas possibilidades de financiamento. Percebeu-se que a forma de se fazer conservação muda pouco. Contudo, os valores que regem a motivação e as estratégias e instrumentos que passam a reger a conservação começam a seguir outras linhagens. Naturalmente, os arranjos institucionais também se começam a alterar, de modo a acomodar os PSE/A. Normas, legislações, financiamentos, ciência e até a moralidade também serão alvos dessas mudanças.

O discurso dos serviços ecossistêmicos é uma construção social e, do mesmo modo que o construímos, podemos nos apropriar dele e moldá-lo conforme os interesses e valores que nos orientam. Assim também é o caso dos PSE/A. Notamos que o instrumento revela potencialidades para a conservação da Mata Atlântica em diversos segmentos, contudo deve ser utilizado com precaução, reconhecendo suas

controvérsias e incertezas. Assim, é fundamental buscar um melhor entendimento e clareza sobre os contextos onde o instrumento poderá ser benéfico ou mesmo nocivo para a conservação da biodiversidade e para as pessoas que dela dependem diretamente para sobreviver. Não obstante, é importante reconhecer que a abordagem dos PSE/A não é um caminho inexorável.

## **Parte IV**

## CAPÍTULO 10

### Conclusões e Considerações Finais

#### 10.1 Conclusões: as mudanças nos valores da conservação

Por que analisar as mudanças nos valores da conservação? Em toda mudança, há sempre algo que se mantém, mas ao mesmo tempo, implica que algo deixou de existir, se perdeu, ou simplesmente se transformou. As mudanças são inevitáveis e naturais. O percurso deste trabalho procurou evidenciar que a conservação da natureza está a passar por um processo de mudança. Desde que a diversidade da vida na Terra se tornou relevante para a conservação, lidar com a perda de biodiversidade tornou-se um dos seus aspetos fundamentais, uma missão, como se defende no campo da biologia da conservação. A natureza, obviamente não é apenas vida, ela é também abiótica, ela é atemporal, transcendendo nossos ideais e conceptualizações acerca dela. Nós humanos também somos parte desta manifestação e construímos social e naturalmente nosso ‘lugar’, e também nos construímos através disso, isto é, alteramos o meio para nos acomodar a ele e, por conseguinte, alteramos e predispomos aquilo que é a nossa natureza, e a percepção que temos acerca de nós próprios. A natureza é dinâmica, tal como nós e toda a estrutura que engendramos para percebê-la e a nós próprios. Nossas construções sociais parecem ser incapazes de representar a natureza, aquilo que somos (ser humano), e também o que queremos (sustentabilidade). Quanto mais neologismos, mais controvérsias, mais restrições, mais generalizações.

Não se procurou aqui definir o que é a natureza, mas mostrar que a ideia que se tem dela não é uma constante, é variável, tal como o valor que se tem dela. Foi possível perceber a complexidade em torno dos valores subjacentes à ideia da natureza. A ideia de valor, por si própria, entoa complexidade: o que o ser humano valoriza e o nível em que valoriza também depende dos próprios valores de quem está a valorizar e do valor das ‘coisas’ em si próprias. Os valores variam com os desejos e inclinações, refletindo, igualmente, os valores incorporados na cultura humana. O valor é plural, frequentemente incomensurável, incomparável e insubstituível, ainda que o que esteja sob valorização seja uma mesma ‘coisa’. Mudam os sujeitos que valorizam, os objetos a serem valorizados e os contextos em que estão sujeitos e objetos.

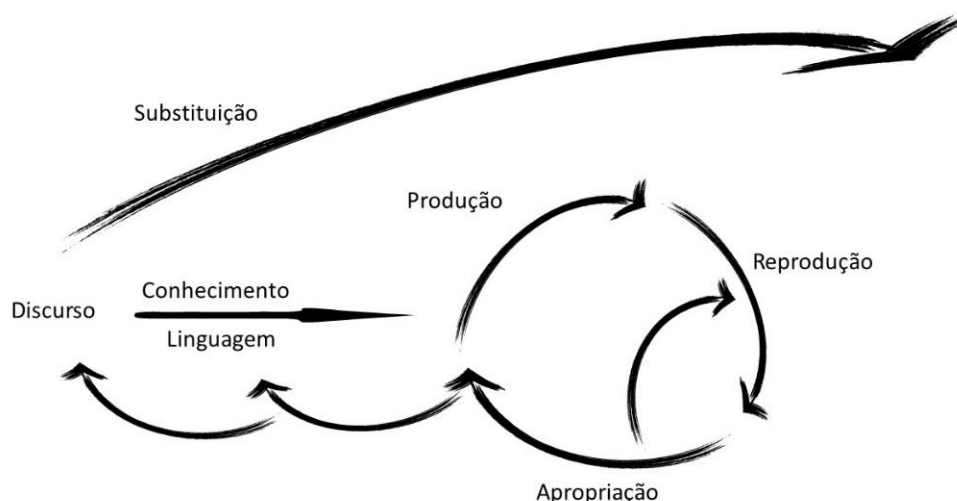
Nós, seres humanos, possuímos a capacidade de valorizar tudo que nos rodeia, como parte da nossa busca de perceber nossa natureza (e a que nos cerca). Se assim, o valor da natureza será sempre objeto da nossa subjetividade? Somos nós que atribuímos valor à natureza não-humana, ou devemos reconhecer um valor que já existe nela independente do nosso olhar? Este é o choque entre o valor instrumental e o valor

intrínseco. A partir deste momento, o distanciamento do ‘lugar’ do ser humano e da natureza não-humana começam a se tornar mais evidentes. A tese não procurou resolver o conflito entre tal choque, tampouco impor um ‘lugar’ aos seres humanos e à natureza, mas desvendar que, neste ínterim, a conservação da natureza está implicada. Ainda que preservar a natureza, ou parte dela, se tenha tornado um manifesto, especialmente considerando objetivamente a importância da biodiversidade e dos processos ecológicos para a manutenção da vida na Terra, incluindo a vida humana, não há consensos sobre qual natureza e qual biodiversidade preservar, quais aspetos da vida humana sustentar e por quais razões preservar e sustentar, respetivamente. Os valores que subjazem as nossas reflexões e decisões nem sempre são os mesmos. Os valores que motivam a conservação nem sempre são consensuais e entoam discursos dissonantes que conduzem a perceções e práticas distintas.

A conservação, antes fundamentada e impulsionada por argumentos morais que estabelecem valor intrínseco à natureza rebuscados pela biologia da conservação, ou por argumentos socioculturais que reconheçam na natureza a própria sobrevivência e pertença sociocultural, começa a dar lugar a outros valores e a novos discursos. A atual mudança de valores é engendrada por um novo discurso conservacionista bastante influenciado pela lógica económica que implica a incorporação dos valores económicos, dos seus métodos e das suas linguagens no interior da conservação. A incorporação dos instrumentos económicos, ou de mercado, nas relações humanas com o mundo natural não-humano não é apenas uma posição exclusiva de economistas, mas adotada, igualmente, pelos conservacionistas. Tal envolvimento fica bastante evidente ao passo em que as principais organizações conservacionistas no Brasil e no mundo também passaram a adotar tais valores.

As mudanças nos valores da conservação envolvem uma série de transformações que se inter-relacionam (figura 10.1). A mudança valorativa que acabamos de revisitar é a primeira delas. As outras transformações são consequências das mudanças nos valores, que influenciam uma série de processos sucessivos. A próxima mudança é a mudança discursiva. A perspetivação dos valores naturais enquanto valores económicos e a transição dos valores morais para um sistema de valores económicos são fatores cruciais para a mudança discursiva que acompanhamos na conservação. O discurso dos serviços ecossistémicos é resultado dessa mudança e tem-se tornado a tendência na perspetivação da conservação e da sustentabilidade. Vivemos da natureza (e na natureza), e ela porporciona-nos benefícios, que são transcritos em ‘serviços ecossistémicos’. Esta é a mensagem básica deste novo discurso.

Relembremos que o discurso, através do conhecimento e da linguagem, produz e se reproduz e logo passa a ser apropriado formal e informalmente, cientificamente ou não, dando início a um novo ciclo de produção e reprodução.



**Figura 10.1** Ciclo de produção-reprodução-apropriação do discurso.

O que isso quer dizer: o discurso dos serviços ecossistêmicos exige que os processos naturais sejam transcritos numa forma que se adeque à sua mensagem, à sua linguagem. O funcionamento dos ecossistemas é discriminado em funções, que logo são transcritas em 'serviços'. As cadeias de relações entre a biodiversidade e seu meio abiótico passam a ser estudadas através de suas funções, que estão, de antemão, determinadas pelo *framework* dos serviços ecossistêmicos. A ciência passa a direcionar seus esforços para a produção deste conhecimento que, por sua vez, passa a ser reproduzido, quer seja através de uma linguagem metafórica e pedagógica, quer através de uma linguagem operacional, isto é, sua operacionalização. Tais conhecimentos e linguagens passam a ser apropriados pelas pessoas e instituições, ou seja, utilizados para servir os propósitos de quem os utiliza. Tal apropriação poderá ser apenas conceitual, prática ou uma conjunção de ambas. A teoria económica, por exemplo, que muito influencia o discurso dos serviços ecossistêmicos, possui uma linguagem muito própria, bem como métodos de operacionalizar e tornar práticas as suas assunções conceituais. É muito interessante reparar que a teoria económica influencia o discurso dos serviços ecossistêmicos, mas também se apropria dele. Ainda que possam haver argumentos de que a ideia dos serviços ecossistêmicos não tenha sido criada para servir os propósitos da economia dominante, esta apropria-se do discurso e influencia-o ainda mais com seus valores, o que levará à produção de novos conhecimentos e linguagens que virão, mais uma vez, a ser reproduzidos e apropriados. Após sua apropriação e as atualizações do discurso, estas poderão vir a influenciar as próprias

meta-estruturas que o constituem. A teoria económica começa a influenciar o estudo do funcionamento ecossistémico para produzir conhecimentos que serão especialmente úteis para a economia e as decisões que dela dependem: aos serviços, antes funções, é assinalado um valor monetário que ambiciona não apenas amparar as tomadas de decisões, mas tornar tais serviços transacionáveis. À medida que os serviços se tornam elementos de troca com expressão monetária, também podem ser incorporados nas dinâmicas de mercado.

São consequências que talvez escapem da conceptualização original da abordagem dos serviços ecossistémicos. Mas o ciclo poderá ter repercussões ainda mais profundas: todo o processo de produção-reprodução-apropriação poderá levar ainda a uma substituição de outros discursos e valores, como os tradicionalmente associados à conservação. Esta tese procurou, pelo menos parcialmente, compreender se já não estaremos nessa etapa de substituição. O que muda é o ‘ônus da prova’, que começa a estar a favor do novo discurso, ou seja, “se quiser preservar a natureza, mostre-nos os serviços que ela nos oferece”. Outro fator considerável é a perceção que temos da natureza que muda com esse discurso, passando a ser entendida enquanto uma provedora de ‘serviços ecossistémicos’. A organização internacional *World Wide Fund* (WWF, 2013), por exemplo, lançou uma publicação em 2013 intitulada “*Nature’s Service: A guide for primary school on ecosystem services*”. Qual é a ideia de natureza que se está a incutir nos mais pequenos? Tal simplificação epistemológica do mundo natural não-humano parece bastante trágica, não apenas individualmente, mas coletivamente. de Groot et al. (2015) fazem uma analogia bastante interessante:

*At the level of public discourse, we encounter a tragic situation. Individually, we all love nature but we also think that the other needs to be convinced by money values or other rational arguments. It is as if John is in love with Ann, but he thinks that Ann is only interested in services, so instead of expressing his love, he talks about his map-reading value, his moneymaking value, ..... Likewise, Ann is in love with John, but she thinks that John is only interested in services, so instead of expressing her love, she talks only about her social network value, software knowledge value ..... Blocked from expressing their love for each other, they find each other stupefyingly boring, and part ways. They have had a tragic discussion. We need languages of connectedness with nature in the public discourse.*

Tal simplificação epistemológica parece criar um afastamento entre seres humanos e natureza, ao invés da necessária conectividade.

Outra consequência da mudança discursiva é a mudança operacional. A emergência dos instrumentos económicos e sua popular incorporação na conservação esclarece a forma como a conservação começa a ser pensada para a prática, e posta em prática. Os pagamentos por serviços ecossistémicos/ambientais (PSE/A) nos serviram de exemplo enquanto instrumento que operacionaliza os

‘serviços ecossistêmicos’, visando tornar real a metáfora empregue em todo seu discurso. No entanto, o surgimento dos PSE/A é a confirmação da mercantilização (comoditização) do funcionamento dos ecossistemas, e, por conseguinte, da natureza. Os PSE/A mudam o regime de bens comuns para o regime de propriedade, demarcando a necessidade da afirmação da natureza enquanto um bem privado a ser consumido e apropriado, que, logo, também passa a ser transacionado. Como vimos, a própria apropriação do instrumento permite que outros caminhos sejam traçados, e voltaremos a refletir sobre o lado positivo disso. Mas é difícil discernir qual seria a melhor conceptualização dos PSE/A: uma restritiva que caracteriza mais fielmente os PSE/A como um instrumento económico de mercado, ou se uma conceptualização mais abrangente, reflexo do instrumento na prática, que não atende aos critérios de mercado propostos pela versão mais restritiva. A versão abrangente converte todo tipo de financiamento para a conservação em um pagamento por ‘serviços’. Começa a ficar mais claro como os valores interatuam na constituição do discurso e sua operacionalidade: os financiamentos para a conservação da natureza, antes ancorados na missão de proteger, transformam-se em pagamentos por serviços ecossistêmicos. Até os subsídios para fomentar melhores práticas agrícolas passaram a ser compreendidos enquanto PSE/A.<sup>296</sup>

Por fim, temos a mudança institucional que é a incorporação dos valores, do discurso e suas práticas nas estruturas sociais e culturais. Tal mudança transforma as realidades circundantes e a ideia de natureza, esboçando aquela natureza que desejamos institucionalmente. A mudança institucional induz os arranjos institucionais (redes e alianças entre o mundo corporativo, financeiro, público, privado, conservacionista) a se acomodarem à tarefa de consolidar e validar o discurso (bem como seus valores e práticas). O realinhamento institucional provocado por essa mudança direciona os diálogos conservacionistas para que tal mudança seja uma nova ordem necessária para endereçar a degradação ambiental, como expõem Dempsey e Suarez (2016).

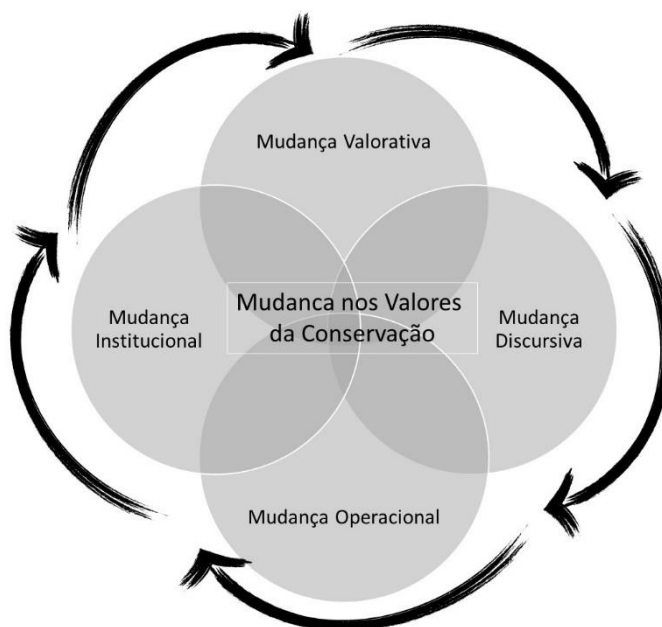
Deste modo, as mudanças nos valores da conservação provocam novos arranjos institucionais que promovem alianças incomuns (*bizarre bedfellows*, Sullivan, 2010) para colocar em prática uma conservação pragmática (*new environmental pragmatism*, Spash, 2009), transparecendo, sob um olhar mais atento, uma abordagem quase cínica e irônica (*cynical environmentalism*, MacDonald e Corson, 2012). A

---

<sup>296</sup> No caso dos Programa nacional da Costa Rica *Pagos por servicios Ambientales*, de 1997 até o ano de 2009, 99% dos recursos advém de fundos públicos, de taxas de combustíveis, financiamentos do *Global Environment Facility* e de bancos públicos, como o Banco Mundial e o Banco Alemão e das hidrelétricas (Vatn, 2014).



figura 10.2 em baixo esquematiza as relações entre os processos e mudanças que caracterizam a mudança nos valores da conservação.



**Figura 10.2** Transformações constituintes da mudança nos valores da conservação. As mudanças nos valores da conservação desencadeiam uma série de processos e mudanças que se inter-relacionam entre si.

\*

Façamos uma breve discussão à luz das questões de partida que influenciaram a proposta desta tese. *Estará a conservação da natureza diante de uma mudança nos valores que a constituem? Quais os valores que subjazem tais mudanças na conservação e suas implicações?* A partir das considerações acima, foi possível perceber que a conservação da natureza está diante de uma mudança dos valores, multifacetada, e que os valores económicos exercem grande influência nesse novo discurso que emerge. Entretanto, a ciência ecológica também traz valores fundamentais, especialmente na fragmentação do funcionamento dos ecossistemas para a identificação e ‘itemização’ das funções ecossistémicas. As implicações podem ser severas, considerando que o discurso dos serviços ecossistémicos poderá colocar em risco a percepção mais sistémica e holística da natureza, além de prejudicar a conservação da biodiversidade ao priorizar os sistemas bio-ecológicos capazes de promover serviços úteis para os seres humanos. Observamos tais implicações contextualizadas, através das operacionalizações e institucionalização de tal discurso no Brasil. Vimos também que a capacidade da abordagem dos serviços ecossistémicos para preservar a biodiversidade é limitada. A abordagem do conceito da biodiversidade também poderá apresentar lacunas no que concerne à conservação da natureza, pois a restringe à diversidade biológica e poderá não compreender seu aspeto abiótico, dinamismos e integridade, embora também esteja na agenda da biodiversidade. No entanto, o conceito de biodiversidade é mais amplo e envolve na sua conceptualização a ideia de uma sócio-

diversidade que versa sobre aspetos sociais/culturais/espirituais que compreendem formas de se viver com a natureza e não apenas da natureza, contemplando mais apropriadamente a inevitável pluralidade de valores. São aspetos que ultrapassam a ideia da provisão de serviços, ainda que estes possam ser caracterizados como serviços culturais e espirituais. Ainda assim, propomos, muito brevemente, a ideia de integridade ecológica enquanto um conceito complementar que possa articular as abordagens da biodiversidade e dos serviços ecossistémicos. A integridade ecológica é necessária tanto para a conservação da biodiversidade quanto para a ‘provisão de serviços ecossistémicos’. Obviamente, é um conceito que precisa de ser delineado e desenvolvido, mas poderá trazer alguma luz às controvérsias nas relações entre a biodiversidade e a abordagem dos serviços ecossistémicos.

Deste modo, *poderá a conservação da natureza e da biodiversidade depender das mudanças provocadas por tais valores (económicos) e seus discursos?* É possível que passe a depender, mas dificilmente será suficiente para a conservação da natureza e da biodiversidade. Mas ainda é cedo para afirmar quais serão as consequências do uso da abordagem dos serviços ecossistémicos. Como vimos, as relações entre um discurso e os valores que o influenciam são bastante complexas. A ideia conceptual do processo de produção-reprodução-apropriação revela complexidades inerentes que escapam às idealizações e críticas ao discurso dos serviços ecossistémicos. As incertezas e as controvérsias próprias da abordagem dos serviços ecossistémicos não nos permite entregar a conservação da natureza e da biodiversidade em suas mãos. Então, *até que ponto se pode confiar e se ancorar em suas abordagens, e até que ponto se poderá envolver com tal discurso e abordagens, de maneira que a natureza e a biodiversidade possam ser beneficiadas?* Embora as linhas deste trabalho também possam ter sido influenciadas por tais questões, ele não se focou diretamente nelas. Mas ao avaliar como esta mudança poderá afetar a conservação da Mata Atlântica, chegamos a algumas pistas e viremos a discutir isso mais à frente. Mas de uma forma geral, o uso metafórico e pedagógico do conceito de serviços ecossistémicos poderá ser um atenuante e um limite prudente na abordagem, mas não inofensivo, tal como argumentamos anteriormente (Muniz e Cruz, 2015, p. 10913):

*The intention is not to completely deny the ES approach. [...] However, the concept of ES and the tools that are associated with it (as PES and markets for ES) should not be “taken for granted” and should be used with caution and awareness of its uncertainties and controversies [41] (p. 120). By employing this approach, it must be clear that the overall mission is to “[...] protect nature, not make it turn a profit” [128] (p. 28). It is important to better understand how this approach can be used, where it is or is not appropriate (or even unhelpful) [130], notwithstanding comprehending that an approach such as PES is not an inexorable pathway.*

As abordagens práticas, os instrumentos em si, que surgem inspiradas na ideia de serviços ecossistémicos, poderão ter implicações mais diretas e imediatas, mas também precisam de ser

contextualizadas. Nesse sentido, abrimos as portas para uma breve discussão à luz dos objetivos que este trabalho procurou atender:

- Analisar a operacionalização dos PSE/A no contexto da Mata Atlântica, bem como seus benefícios e fragilidades para uma efetiva conservação da natureza e da biodiversidade;
- Analisar as implicações das articulações entre os PSE/A com o Novo Código Florestal para uma efetiva conservação da natureza e da biodiversidade da Mata Atlântica;
- Analisar se os PSE/A oferecem adicionalidade, considerando uma efetiva conservação da natureza e da biodiversidade;
- Estruturar e sugerir recomendações e diretrizes de conduta para a operacionalização dos PSE/A, considerando uma efetiva conservação da natureza e da biodiversidade.

Analisamos os PSE/A como objeto de estudo para perceber essas mudanças. Uma análise da operacionalização do instrumento nos ofereceu algumas pistas.

Antes de mais, quando falamos em efetiva conservação da biodiversidade, queremos dizer que a conservação deve expressar um resultado íntegro e duradouro. Uma experiência prática de PSE/A que dure 2 anos apenas através de incentivos econômicos não é duradoura, ou mesmo uma experiência que assegure a preservação de uma floresta por 30 anos (bastante frequente nos casos de PSE/A-Carbono) poderá não ser duradoura. Duradouro quer dizer uma segurança definitiva ou capaz de assegurar que o próprio sistema ecológico se recomponha em caso de degradação. A conservação deve ser capaz de manter a integridade do sistema, protegendo-a legalmente, ou através da promoção de uma relação saudável e comprometida entre os seres humanos e o sistema ecológico. Deste modo, podemos pensar, particularmente, em duas formas de assegurar uma conservação efetiva. A primeira delas é a criação de áreas protegidas, as chamadas Unidades de Conservação (UC) no Brasil. Esta é uma forma de conservação, inicialmente, duradoura e capaz de assegurar a integridade do sistema ecológico, protegendo-a legalmente. A outra forma é promover práticas de uso da terra que sejam mais condizentes com os princípios da conservação, ou seja, beneficiar a biodiversidade e favorecer a integridade do sistema ecológico.

Foram analisadas 5 iniciativas de PSE/A na Mata Atlântica, sendo que uma delas ainda estava em fase de desenvolvimento. De uma forma geral e, conjuntamente, as iniciativas apresentaram aspectos positivos na operacionalização do instrumento, buscando uma efetiva conservação da natureza e da biodiversidade, tanto pela sua proteção legal, através da criação de UC (especialmente Reserva Particular de Patrimônio Natural – RPPN), quanto através de propostas de reconversão produtiva, isto é, a transição da agricultura convencional para sistemas agroflorestais (SAFs) ou sistemas agroecológicos. Entretanto, todas as iniciativas referiram voltar seus objetivos para a recuperação das Áreas de Proteção Permanente (APP) e as áreas de Reserva Legal (RL) que estivessem degradadas. É importante relembrar que a legislação

restringe o uso de tais áreas, sendo sua conservação uma obrigação legal. São áreas que possuem uma função socioambiental, isto é, é dever de um proprietário de qualquer terra rural (como é o caso das propriedades abrangidas pelas iniciativas analisadas) fazer uma utilização adequada da terra e suas fontes naturais e assegurar a proteção da floresta ali existente, um ‘bem comum’ de todos. Quando tais áreas se encontram degradadas, é dever do proprietário recuperá-las. Este é um ponto bastante frágil da aplicabilidade dos PSE/A no Brasil, que tem vindo a trabalhar na regularização e adequação dos proprietários à legislação. Essa abordagem não apenas fere a função socioambiental da terra, desobrigando o proprietário a cumprir com o dever público social e transferindo aos demais da sociedade o ônus das atividades que degradaram a terra e a floresta, como não contempla a complementaridade política (*policy mix*) ao passo em que os PSE/A, ao invés de complementarem a legislação em vigor, passam a desempenhar e, intencionalmente ou não, substituir o seu papel.

Isso nos leva a outra questão fundamental analisada neste trabalho: as implicações das articulações entre os PSE/A e o Novo Código Florestal (NCF). Um dos argumentos para as alterações do Código Florestal se consolidarem é a de que grande parte dos proprietários rurais (ou produtores rurais) não cumpriam com a legalidade de ter preservadas as áreas de APP e RL, sendo igualmente incapazes de recuperar tais áreas. A degradação dessas áreas deve-se, em grande parte, ao aumento na produção agropecuária. As flexibilizações trazidas pelo NCF promovem uma inversão lógica legislativa, a de reduzir as exigências legais para que os proprietários possam adequar-se à legislação. Os PSE/A incorporados no NCF corroboram tal inversão ao se criar incentivos económicos (maioritariamente monetários) para a recuperação das áreas degradadas ilegalmente. Em resumo: o proprietário que cometeu um crime ambiental, degradando áreas legalmente protegidas, poderá ser beneficiado por incentivos económicos (muitas das vezes advindos de recursos públicos) para recuperar as áreas que degradou; passando, para além disso, a receber mais sanções-positivas por prestar ‘serviços ambientais’ para a sociedade. Portanto, os PSE/A desempenham um papel crucial na transição de um regime de bens comuns para o regime proprietário, facilitando a entrada de elementos ecológicos, economicamente valorizados nas dinâmicas de mercado, e esvaziando a função socioambiental da terra rural, eximindo proprietários de recuperar a área degradada ilegalmente, remunerando-os para recuperá-las, para cumprir com a legalidade. Sendo assim, a atual articulação entre os PSE/A e o NCF arrisca-se a não permitir uma conservação efetiva da natureza e da biodiversidade, criando condições de fragilidade ecológica, atenuando as exigências no cumprimento da legislação. Também se criam condições de fragilidade social, ao passo em que se exige uma regularização fundiária determinada pelo regime proprietário, que ameaça as terras coletivas (‘propriedades’ coletivas), e ainda cria situações de iniquidade e injustiça ao favorecer aqueles que degradaram a terra em detrimento daqueles que cumprem com a lei e exercem o dever de assegurar a função socioambiental do imóvel. As controvérsias das articulações entre instrumentos económicos e o NCF não são exclusivas dos PSE/A, mas

é uma situação bastante contundente no caso das compensações de reserva legal (operacionalização e institucionalização dos *biodiversity offsets* no Brasil), que mencionamos pontualmente ao longo da tese.

Se os PSE/A têm sido propostos como um instrumento (económico) para a conservação da natureza e da biodiversidade, eles devem apresentar resultados que expressem adicionalidade. Deste modo, este trabalho procurou analisar se as iniciativas ofereciam adicionalidade. Mas ao longo da análise percebemos que a adicionalidade é um elemento que envolve complexidades inerentes. Para tentar apreender tal complexidade, foram propostas e discutidas seis formas de adicionalidade: (i) adicionalidade ecológica; (ii) adicionalidade efetiva; (iii) adicionalidade de conformidade; (iv) adicionalidade de projeto; (v) adicionalidade de ações; (vi) adicionalidade de pagamentos. De uma forma geral, o que se pode observar é que as iniciativas analisadas produziram (ou apresentaram potencial de produzir) adicionalidade em termos ecológicos (i), em termos de efetividade (ii) e em termos de conformidade (iii). No entanto, este resultado não deriva da aplicabilidade dos PSE/A em si, mas das práticas das entidades proponentes e do seu histórico conservacionista. As iniciativas, aliás, representam uma continuidade das atividades já propostas pelas organizações proponentes. Portanto, de uma forma geral, as iniciativas não apresentaram adicionalidade de projeto (iv) e adicionalidade de ações (v). A escolha dos PSE/A pelos proponentes poderá revelar que seu uso reflete a tendência do discurso dos serviços ecossistémicos e da lógica mercantil neoliberal para a conservação. Tal inclinação poderá apenas se traduzir em novas fontes de financiamento, mas deverão as fontes para o financiamento para a conservação alocar-se prioritária e tendencialmente ao universo dos mercados e dos pagamentos pelos serviços ambientais/ecossistémicos? A adicionalidade de pagamentos (vi), adicionalidade tradicionalmente avaliada nos esquemas de PSE/A, também não foi cumprida, na medida em que os pagamentos não foram determinantes para envolver os atores nos projetos.

A emergência dos instrumentos económicos no Brasil, e sua incorporação no Novo Código Florestal, como vimos, indica o que Acsegrad (2010) chama de ‘ambientalização’ no contexto político-institucional jurídico no país, considerando que os temas em torno do mundo natural não-humano vem a ser incorporados pelas pessoas, grupos sociais e instituições, que conduz a uma mudança nas linguagens, práticas sociais e processo de institucionalização que reconstroem a governança ambiental. A articulação dos PSE/A com o NCF manifesta muito claramente a mudança institucional revisitada anteriormente. A problemática ambiental, ou a degradação da natureza por assim dizer, torna-se um problema a ser resolvido na lógica dos instrumentos económicos e das metáforas económicas. A partir daí cria-se uma nova economia, a ‘economia verde’, na qual a natureza e sua conservação são transformadas em negócio.

É interessante notar que o apelo para uma conservação direcionada para o negócio e para o lucro consolida-se cada vez mais entre os conservacionistas e os convence de que o envolvimento, e não o confronto, entre a conservação e o mundo corporativo neoliberal capitalista é única forma de se fazer

conservação na conjuntura atual. Mas tal envolvimento apenas facilita que esse regime seja estabelecido, disseminando as normas e valores neoliberais entre os conservacionistas (Dempsey e Suarez, 2016; Sullivan, 2014). O recente estudo conduzido por Dempsey e Suarez (2016) também revela que a conservação não é um bom negócio, não gera lucros e, conseqüentemente, a biodiversidade continua a ser desconsiderada pelo capital. Se o ‘novo pragmatismo ambiental’ (Spash, 2009) não é assim tão benéfico para a conservação da biodiversidade, não se gera adicionalidade suficientemente robusta para ser validada, por que se insiste nesta retórica? Por que não continuar com as práticas, relações, meios e princípios conservacionistas de antes? E por que não pensarmos em formas diferenciadas que desafiem um sistema e ideologia tão questionáveis? Dempsey e Suarez (2016, p. 667) colocam:

*Given the repeated and ongoing disappointment of “selling nature to save it,” why do conservationists continue to insist on contorting their work, their cause, and themselves to chasing its promise when its rewards have continued to remain out of their reach? And what might be possible if they decided to try something else? At present, the presumed teleology of accumulation by conservation remains more fiction than fact. Of course, stories are powerful and the ways they are told and heard have effects. That the major plot points of this narrative remain largely unwritten, we suggest, empowers us to imagine different endings.*

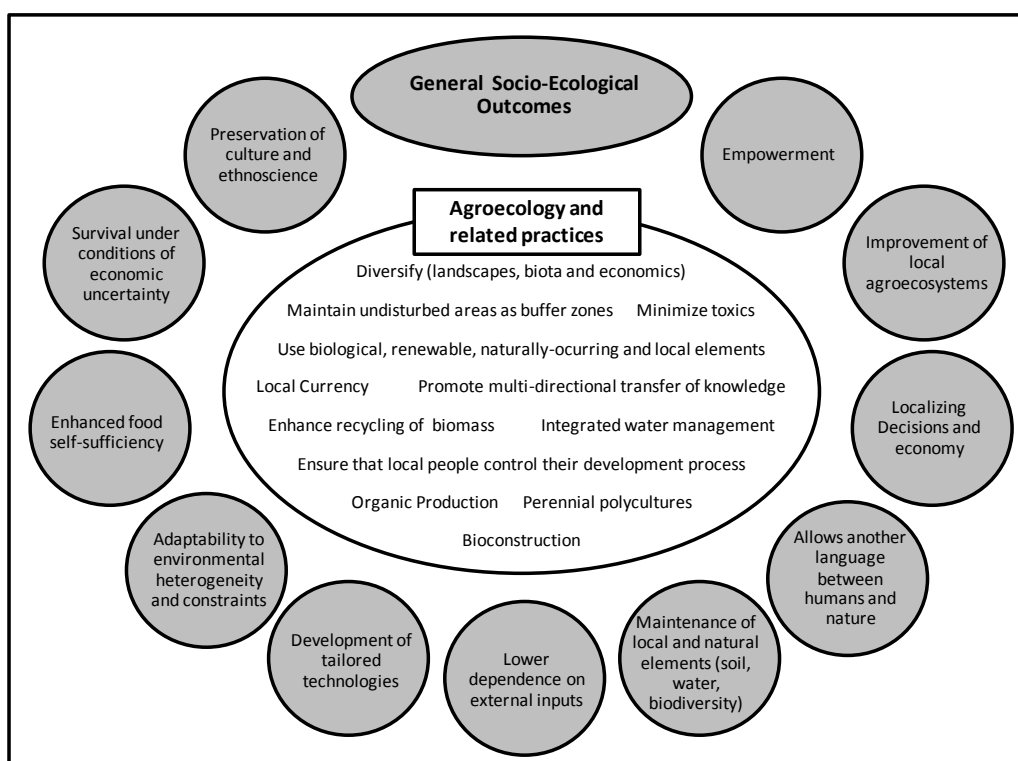
Portanto, retomando, fica evidente a relevância dos discursos nos ciclos de produção-reprodução-apropriação. Schumpeter (1997) fala no processo de inovação enquanto força motriz do crescimento económico e do capitalismo. Se o processo de inovação é inerente ao sistema capitalista, uma expressão de sua própria conjuntura e evolução. É através do processo de inovação que novos ‘produtos’ (diga-se, valores, discursos, práticas, instituições) substituem seus antecessores. É neste aspeto que a inovação releva sua característica de destruição criativa, na qual modelos ‘antigos’ são substituídos pelos ‘novos’. Nem sempre os novos modelos são melhores que os antigos, é preciso atenção quanto a isso. Nós argumentamos anteriormente que os PSE/A, bem como o discurso dos serviços ecossistémicos no qual se assentam, podem ser comparados a esse fenômeno, pois surgem como uma inovação que oportuniza a neoliberalização da conservação e a mercantilização da natureza, que ‘destrói’ valores e outras formas de perceber a natureza e de se fazer conservação.

\*

Um dos objetivos do trabalho é o de possibilitar algumas sugestões e recomendações para a operacionalidade dos PSE/A. Não vamos discutir em pormenor as recomendações apresentadas no capítulo 9 (análise do questionário), mas reproduzir o sumário de recomendações gerais que se adequam, em grande parte, às recomendações e prioridades na conservação na Mata Atlântica.

- i. Criação de Áreas Protegidas, no âmbito das Unidades de Conservação (UC), estabelecidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), particularmente a categoria da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN);
- ii. Recuperação e manutenção de áreas que vão além das Áreas de Preservação Permanente (APP) e áreas de Reserva Legal (RL);
- iii. Criar conectividade entre os fragmentos florestais, especialmente entre os fragmentos maiores protegidos sob categorias de UC;
- iv. Favorecer e aumentar a permeabilidade da matriz envolvente das UC, bem como favorecer o enriquecimento ecológico e socioeconômico no entorno das UC e zonas tampão e de amortecimento;
- v. Procurar atender áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica, conforme as recomendações do Ministério do Meio Ambiente (MMA).
- vi. Transição das práticas de uso da terra através de uma reconversão produtiva para a perspectiva agroecológica e outras formas mais condizentes;
- vii. No contexto da transição e reconversão produtiva, priorizar participantes da agricultura familiar (Lei 11326/2006) e perfil de baixa renda;
- viii. Financiamento público prioritário e condicionado pelo perfil dos participantes, agricultores familiares e de baixa renda;
- ix. Largos remanescentes em áreas privadas prioritariamente através de financiamento privado e sociedade civil organizada. Financiamento público nesses casos poderá ser complementar e estratégico;
- x. Incentivos transitórios, prioritariamente não monetários;
- xi. Evitar transferências não monetárias que substituam o dever do setor público ou iniciativas altruístas, como provisão de serviços de saúde e educação (por exemplo, através da construção de hospitais e escolas).
- xii. Incentivos monetários condicionados ao contexto socioecológico; ao perfil do participante beneficiário; e fonte de financiamento.
- xiii. Favorecer a regularização fundiária, considerando o contexto socioecológico, sem prejudicar as comunidades locais e favorecendo um regime de bem comum e não proprietário;
- xiv. Seguir critérios de elegibilidade virtuosos com potencial para oferecer oportunidades de mudanças e transição.
- xv. Reconhecer as especificidades das abordagens conservacionistas e desenvolvimentistas no momento da concepção e operacionalização.

Estas são recomendações práticas que, parcialmente poderão ser promovidas pelo uso contextualizado e comedido dos PSE/A. Relembrando, identificamos essencialmente duas formas de endereçar a conservação da natureza e biodiversidade de forma efetiva: (i) criação de áreas protegida e (ii) reconversão produtiva. Elas são complementares e não excludentes. Os PSE/A poderão ocupar um nicho em ambas perspectivas, como já referimos, mas é importante realçar que a conservação deve ir além da floresta prístina, e devemos voltar também nossa atenção aos processos de uso da terra. Assim a aplicabilidade dos PSE/A poderá favorecer a reconversão produtiva e outras práticas que poderão estar relacionadas (figura 10.3).



**Figura 10.3** Práticas relacionadas com a perspectiva agroecológica e outros sistemas de valores, como os conhecimento indígenas tradicionais, permacultura, economia solidária, movimentos de transição e outros movimentos, tais como neo-ruralismo. Fonte: Muniz e Cruz (2015).

No México, os movimentos sócio-rurais e socioambientais se apropriaram do instrumento dos PSE/A, utilizando-os para reconfigurar os modelos produtivos. Este poderá ser um passo importante para a aplicabilidade dos PSE/A, fortalecendo e incentivando relações mais saudáveis entre seres humanos e o mundo natural não-humano, e uma revolução nas práticas rurais.

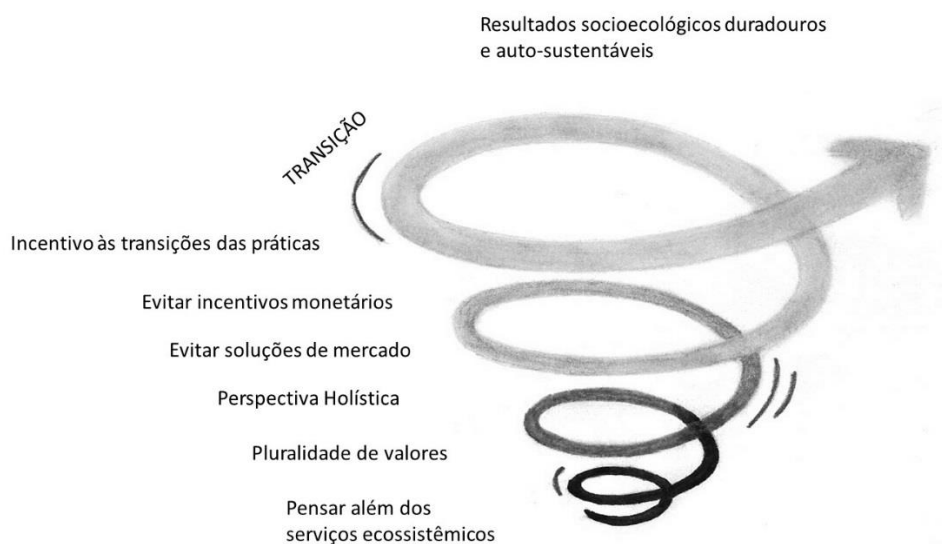
Não obstante, é sempre necessário estarmos atentos às implicações do discurso sobre o qual se assenta o instrumento. Como Dempsey e Suarez (2016) realçaram, poderá ser mais produtivo imaginar



outras formas de se fazer conservação, ao invés de consolidar o envolvimento com a ideologia neoliberal, ou como Turnhout et al. (2013a) também sugerem, outras formas de se ‘viver com’ a biodiversidade. Nesse sentido é que propomos anteriormente (Muniz e Cruz, 2015, p. 10912), considerando a tendência da abordagem dos serviços ecossistêmicos e da promulgada ideologia neoliberal na conservação, que o PSE/A, enquanto instrumento de conservação, deveria ser capaz de:

*[...] expand their horizons and be thought of beyond the ES approach and, consequently, beyond services provision. They must recognize a plurality of values around nature and biodiversity in regard to conservation. Then, PES must abandon the logic of market and buyer/provider schemes to be able to promote a holistic perspective (in which social equity, environmental justice, livelihood context and socio-ecological context must be embedded). Next, PES should avoid monetary payments and focus on (non-monetary) incentives. Thus, PES should work as a mechanism that creates opportunities to foster a practice transition, leading to self-sufficient and resilient socio-ecological outcomes.*

A ideia principal idealizada seria favorecer um ponto de mudança, um ‘ponto de transição’ capaz de criar um estado socioecológico auto sustentável ao invés de artificialmente visar a manutenção de ‘serviços ecossistêmicos’ que deixarão de ser provisionados uma vez cessados os incentivos (monetários ou não) (figura 10.4). Óbvia e ironicamente, tal reconceptualização extrapola as características de um PSE/A, nos forçando a pensar em outras formas de promover tal ponto de transição.



**Figura 10.4** Trajetória conceitual de um framework para a transição. A espiral traça um trajeto que representa um aumento da sensibilização e conscientização e melhora da qualidade e da relação socioecológica, que poderão ser incentivadas e encorajadas. Para que os resultados possam ser obtidos em sua máxima potencialidade e sustentabilidade, a conservação deverá ser vislumbrada em uma perspectiva holística, que evite as manobras de

mercado e da mercantilização da natureza e da biodiversidade, de maneira a que não esvaziem as motivações interiores para a conservação, mas eu as estimule. Adaptado de Muniz e Cruz (2015) e Muniz et al. (2015).

Resumindo, a análise do questionário permitiu-nos vislumbrar que os discursos nos quais assentam os PSE/A têm provocado uma mudança nos valores da conservação. É uma mudança, o que não significa, em princípio, algo necessariamente negativo. A conservação passa a se ajustar ao novo discurso e seus instrumentos, que também incorporam e são incorporados pela lógica de mercado e pelo neoliberalismo. Grande parte dos que responderam o questionário são organizações não-governamentais (ONGs) com larga experiência e expressão no âmbito da conservação no país, mas suas agendas se ajustam aos novos discursos e instrumentos, quer seja pela procura de novas fontes de financiamento, quer seja por fazer sentido para tais organizações. As práticas, em si, mudam pouco: os PSE/A acabam por ser uma inovação e continuidade de suas atividades. No entanto, as motivações, as estratégias e os instrumentos que vêm conduzir a conservação seguem outras origens. Os arranjos institucionais também começam a se alterar de modo a dar lugar para os PSE/A: normas, financiamentos, legislações, a ciência e até a moralidade começam a ser passíveis de mudança. Notamos, entretanto, através das iniciativas analisadas, que os PSE/A revelaram potencialidades para a conservação da Mata Atlântica, contudo, devem ser utilizados com precaução, reconhecendo suas controvérsias e incertezas, buscando uma melhor compreensão sobre como o instrumento poderá ser benéfico ou mesmo nocivo para a conservação da natureza e da biodiversidade e para as pessoas que dela dependem diretamente para sobreviver. Reconheçamos também que a abordagem dos serviços ecossistêmicos, e seus instrumentos como o PSE/A, não são um caminho inexorável.

## **10.2 Limitações do trabalho e investigações futuras**

O percurso metodológico deste trabalho foi, desde o seu início, bastante desafiador. Os percalços neste percurso nos levaram a procurar, criativamente, lidar com novas metodologias e métodos sem alterar significativamente as questões de partida, nem o trabalho que já tinha sido realizado. Outras formas de abordar o tema poderiam ter sido privilegiadas. Utilizar dos métodos da análise discursiva de forma mais sistemática e sistematizada, por exemplo, poderia ter trazido contributos para a linguagem e objetivos da tese.

Como referido no capítulo 9, embora se tenham conduzido inúmeros esforços para obter mais respostas ao questionário sobre as iniciativas de PSE/A na Mata Atlântica, apenas se obtiveram 7 respostas, sendo que 5 delas foram analisados. A proposta inicial era a de desenvolver uma metanálise com o objetivo de obter uma visão panorâmica dos PSE/A e seu impacto para a conservação da biodiversidade. Nesse

sentido, poderá ser bastante relevante retomar uma nova pesquisa quantitativa para avaliar quantas iniciativas vêm sendo desenvolvidas em áreas de prioridade para conservação da biodiversidade, estipuladas pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), considerando o estado de fragmentação e degradação do bioma; as fitofisiologias que do bioma que vêm recebendo mais atenção; quantas estão inseridas ou em articulação com UC; quantas estão sendo desenvolvidas no âmbito das RPPNs; quais os tipos de ‘serviços’ vem sendo priorizados; se há iniciativas sendo empregadas em áreas cujas populações rurais e biodiversidade estejam sensíveis ou vulneráveis às alterações climáticas; quantas iniciativas vêm sendo desenvolvidas no âmbito da reconversão produtiva (transição para SAFs ou agroecológicos).

Outros elementos que merecem mais investigação são as articulações entre o NCF e os PSE/A, que são bastante relevantes e controversas. As implicações dessas articulações talvez não estejam a receber a devida relevância, nem a ser suficientemente estudadas. Apesar de haver muitos estudos a questionar os contrassensos e perigos das alterações do NCF, há poucas intervenções a demonstrar os riscos das flexibilizações promovidas pelos instrumentos económicos favorecidos na nova redação do código florestal. Aliás, os instrumentos económicos têm sido apontados por muitos (inclusivamente por algumas entidades conservacionistas de expressão no Brasil) como inovações positivas. Packer (2015) desenvolve uma crítica bastante sólida, perspicaz e objetiva sobre tais flexibilizações, especialmente do ponto de vista jurídico-institucional, e seu trabalho poderá receber um viés prático-investigativo que possibilite explicitar as contravenções constitucionais do NCF e suas consequências. O presente trabalho não procurou dar corpo a isto, mas proporciona novos terrenos para investigações para as mudanças de valores na conservação. A perspetivação dos PSE/A enquanto inovação e destruição criativa, baseada nos cinco casos de inovação definidos por Schumpeter (1997) é um trabalho ao qual pretendemos dar continuidade, de modo a compreender se tal mudança poderá, de facto, vir a substituir antigos modelos e valores na conservação, isto é, o processo de substituição desencadeado pelo processos discursivos de produção-reprodução-apropriação, especialmente, nas instituições formais.

Outro tema bastante relevante que merece maior atenção é a operacionalização dos *biodiversity offsets* no Brasil, que se dá através da compensação de Reserva Legal. O NCF cria uma Cota de Reserva Ambiental (CRA), um título nominativo que representa uma área de cobertura vegetal pré-existente ou em estado de recuperação, que surge como um pretense instrumento capaz de incentivar a conservação de uma vegetação existente, ao passo em que permite que um proprietário obtenha um retorno económico ao preservar em sua propriedade uma área de floresta existente, um bem economicamente escasso. O proprietário poderá ainda vender (ou simplesmente transmitir) os direitos de uso daquela terra para terceiros. Conservar aquela parcela florestada da propriedade era um dever jurídico conforme as disposições do art. 225º da Constituição Federal, contudo, a conservação passa a ser promovida pela questão económica

(Packer, 2015). A articulação de um mercado de direito transacionável de desenvolvimento, o que representa o direito de venda e compra de cotas de RL, oferece um risco adicionado para a conservação, ao passo em que a constituição jurídica permite que as compensações possam ser financeiramente gerenciadas, certas vezes aquém de uma equivalência ecológica. A questão de fundo é: qualquer ator que degrade uma floresta poderá comprar o direito de fazê-lo. É uma permissão para degradar e desmatar, assimilada e oportunizada pela constituição jurídica que, antes, pressupunha o dever jurídico de conservar. Exime-se aquele que destrói de responsabilidade ambiental e da restituição pelo dano que causou, através da compra de uma CRA.

Outro fator que também poderá ser explorado, consecutivamente, é o paralelismo entre a controversa promessa conservacionista dos *biodiversity offsets* e o falhanço do mercado de carbono em provocar mudanças estruturais necessárias nos países do Norte. As implicações das alterações climáticas para a conservação da biodiversidade e as articulações entre os PSE/A e o mecanismo REDD+ (promoções e resistências) não apenas na Mata Atlântica, mas também na Floresta Amazônica, poderão ser um objeto de trabalho bastante desafiador e revelador.

O tema da sustentabilidade e a sua articulação com a conservação também poderia ter sido desenvolvido no âmbito da tese, de modo a explicar as implicações para a sustentabilidade desse novo viés conservacionista, que também desperta interesse de continuidade.

Por fim, esta tese poderá trazer informações úteis para melhorar a aplicação dos PSE/A (como as recomendações práticas assinaladas na secção anterior deste capítulo e no capítulo 9). Por outro lado poderá ampliar os horizontes e encorajar novas maneiras e alternativas de se pensar a conservação e de se apoiar as transições para um estado socioecológico resilientes, duradouros e auto-sustentáveis.

### 10.3 Considerações finais

"Durante quinhentos anos, a Mata Atlântica propiciou lucros fáceis: papagaios, corantes, escravos, ouro, ipecacuanha, orquídeas e madeira para o proveito de seus senhores coloniais e, queimada e devastada, uma camada imensamente fértil de cinzas que possibilitavam uma agricultura passiva, imprudente e insustentável. A população crescia cada vez mais, o capital "se acumulava" enquanto as florestas desapareciam; mais capital então "se acumulava" – em barreiras à erosão de terras de lavoura, em aquedutos, controle de fluxos e enchentes de rios, equipamentos de dragagem, terras de mata plantada e a industrialização de sucedâneos para centenas de produtos outrora apanhados de graça na floresta. Nenhuma restrição se observou durante esse meio milênio de gula, muito embora, quase desde o

início, fossem entoadas intermitentes interdições solenes que, nos dias atuais, são contínuas e frenéticas" (Dean, 1996, p. 380).

Os ciclos económicos, historicamente, exerceram uma pressão visível e invisível sobre a floresta. A Mata Atlântica foi praticamente dizimada por ciclos económicos, e pela nossa insaciável sede de produzir, consumir e lucrar. Serão os novos instrumentos económicos de conservação, e o discurso que os contextualiza (como o discurso dos serviços ecossistémicos), parte de um novo ciclo económico? Podemos imaginar quais serão as consequências para a natureza? Qual será o custo para a natureza, se os instrumentos económicos e os discursos que os constituem fracassarem?

Dean (1996, p. 378) ainda coloca que “Resta tão pouca floresta que nenhuma parte dela pode ser usada para experiências em 'desenvolvimento sustentável'; de fato, todas as pretensões dessa ordem em relação à Mata Atlântica devem ser encaradas como jargão e hipocrisia”. A abordagem dos serviços ecossistémicos é uma mera continuidade da controversa proposta do desenvolvimento sustentável. Importante não confundirmos desenvolvimento sustentável com sustentabilidade. O desenvolvimento sustentável preserva, segundo Shiva (1992, p. 189), a assunção equivocada de que a economia definida pelo capital e pelo mercado é mais essencial para o bem estar humano que a economia da Natureza e a economia da sobrevivência, sendo assim, a “Natureza encolhe na medida em que o capital cresce”. Como também já argumentamos anteriormente (Muniz, 2013, p. 11):

O desenvolvimento sustentável propõe um crescimento económico compatível com a preservação do ambiente natural, isto é, uma reforma do desenvolvimento, que ainda oferece riscos para o mundo natural e também para a sobrevivência e subsistência humanas, pois ainda alicerça-se na ótica do crescimento pelo crescimento.

Ao passo em que o desenvolvimento sustentável é oferecido para a solução da problemática ambiental que resulta do crescimento económico, perde-se o real significado da sustentabilidade (Shiva, 1992). A concepção moderna da sustentabilidade deve reconhecer que a Natureza é o arrimo fundamental para a vida humana e não-humana, e as implicações do conceito de sustentabilidade passam pela proteção da integridade da Natureza e seus processos. O viés económico caracteriza a sustentabilidade em duas facetas: (i) sustentabilidade fraca e (ii) sustentabilidade forte. A primeira é amparada pela economia ambiental, associada à tradição neoclássica, que aceita, até certo ponto, a substituíbilidade entre o ‘capital natural’ e o capital produzido pelo ser humano. A segunda é sustida pela economia ecológica, que advoga que há limites nessa substituição. A economia ecológica vem cumprindo um importante papel na tentativa de desvincular a problemática ambiental do viés neoclássico económico. Contudo, permanece a obsessão em valorar e capitalizar a natureza. Ao se admitir que a diferença entre as versões fraca e forte da sustentabilidade se apoia na maneira com que tratam o ‘capital natural’, seria inapropriado proclamar a

sustentabilidade como uma meta para acabar com a crise ambiental. O comprometimento da sustentabilidade deve ser com o mundo natural, não com o ‘capital natural’, o que Holland (1999) argumenta ser o intuito e papel da ‘sustentabilidade absurdamente forte’. A conservação da natureza, nesse sentido, deve ser empreendida também para além dos interesses humanos. E isso significa admitir que os interesses humanos são relativos, não absolutos. Qual será a economia que vai amparar essa perspectiva?

É relevante frisar que o mundo está cada vez mais ameaçado por danos causados pela humanidade. Poluições multifacetadas, perda de biodiversidade, secas e desertificação, entre outras tantas mazelas, e o fenômeno das alterações climáticas tende a acrescer ainda mais tais ameaças, bem como as iniquidades entre os seres humanos. Grande parte das gerações presentes está se apropriando de enormes quantidades das fontes naturais, o que revela a forte injustiça e iniquidade em relação às gerações humanas futuras, bem como às presentes e futuras gerações de entidades não-humanas. A economia pode, de facto, desempenhar, um papel relevante, entretanto, não é a valoração económica e a ‘economização’ da natureza o sustentáculo para colocar a humanidade no caminho correto (Holland, 1997). Não apenas pela imprecisão da valoração, mas pelas assunções e percepções básicas da razão, das instituições e da moralidade que sustentam a prática económica atual.

Importa salientar, no entanto, que as sociedades estão diante de um processo de transição e o bom futuro da humanidade poderá depender do sucesso dessa transição (Muniz, 2013). Como Santos (2012, p. 194) salienta: “Levada ao extremo, esta tendência de divórcio entre o ambiente e o sentido evolutivo da nossa espécie conduzirá inevitavelmente a ruturas. A questão importante é saber em que medida a nossa posterior evolução cultural será capaz de nos libertar dessa tendência”.

## REFERÊNCIAS

- Abler, D. (2004). Multifunctionality, agricultural policy, and environmental policy. *Agricultural and Resource Economics Review*, 33(1), 8–17. <https://doi.org/10.1017/S1068280500005591>
- Ab’Saber, A. N. (2010). Evolving from a Forest Code to a Biodiversity Code. *Biota Neotropica*, 10(4), 331–335. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000400037>
- Acseirad, H. (2010). Ambientalização das lutas sociais: o caso do movimento de justiça ambiental. *Estudos Avançados*, 24(103–120).
- Agardy, T., Davis, J., & Sherwood, K. (2011). *Taking Steps toward Marine and Coastal Management: An Introductory Guide*. UNEP Regional Seas Report and Studies. <https://doi.org/ISBN: 978-92-807-3173-6>
- Agbenyega, O., Burgess, P. J., Cook, M., & Morris, J. (2009). Application of an ecosystem function framework to perceptions of community woodlands. *Land Use Policy*, 26(3), 551–557.
- Aguiar, I. (2014). História natural, História da Natureza e História Ambiental: Três Histórias Sobre uma Grande Ideia. *Espaço e Cultura*, 35, 153–175.
- Ahrens, S. (2005). O Código Florestal Brasileiro e o uso da terra: histórico, fundamentos e perspectivas (uma síntese introdutória). *Revista de Direitos Difusos*, 31, 81–102.
- Ahrens, S. (2003). O “Novo” Código Florestal Brasileiro: Conceitos Jurídicos Fundamentais. In *VIII Congresso Florestal Brasileiro*. Brasília: Sociedade Brasileira de Engenheiros Florestais.
- Akerman, M. (2005). What Does “Natural Capital” Do? The Role of Metaphor in Economic Understanding of the Environment. In J. Foster & S. Gough (Eds.), *Learning, Natural Capital and Sustainable Development* (pp. 33–48). London: Routledge.
- Alarcon, G. G., Ayanu, Y., Fantini, A. C., Farley, J., Schmitt, A., & Koellner, T. (2015). Weakening the Brazilian legislation for forest conservation has severe impacts for ecosystem services in the Atlantic Southern Forest. *Land Use Policy*, 47, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.03.011>
- Alarcon, G. G., Da-Ré, M. A., & Fukahori, S. T. I. (2013). Análise de instrumentos de mercado na gestão do corredor ecológico Chapecó. *Sustentabilidade Em Debate*, 4(1), 117–138.
- Aldred, J. (2009). *The Skeptical Economist: Revealing the Ethics Inside Economics*. London: Earthscan.
- Almeida, A. (2007). *Educação Ambiental: a importância da dimensão ética*. Lisboa: Livros Horizonte.
- Almeida, F. F. M., & Carneiro, C. D. R. (1998). Origem e Evolução da Serra do Mar. *Revista Brasileira de Geociências*, 28(2), 135–150.

- Almeida, L. T. (1998). *Política ambiental: uma análise econômica*. Campinas e São Paulo: Papirus e Fundação Editora da Unesp.
- Altieri, M. (2002). Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93, 1–24. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880902000853>
- Altieri, M. a., & Toledo, V. M. (2011). The agroecological revolution in Latin America: rescuing nature, ensuring food sovereignty and empowering peasants. *Journal of Peasant Studies*, 38(3), 587–612. <https://doi.org/10.1080/03066150.2011.582947>
- Anderson, E. (1993). *Value in ethics and economics*. Cambridge and London: Harvard University Press.
- Andrade, D. C., & Fasiaben, M. C. R. (2009). A utilização dos instrumentos de política ambiental para a preservação do meio ambiente: o caso dos Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos (PSE). *Revista Economia Ensaios*, 24(1).
- Anker, P. (2001). *Imperial Ecology: Environmental Order in the British Empire, 1895-1945*. London: Harvard University Press.
- Araújo, P. R., Silva, E. P., Costa, T., Cruz, M. J., Avelar, D., & Pulquério, M. (2013). *Estratégia Nacional de Adaptação às Alterações Climáticas*. Lisboa.
- Araújo, S. M. V. G. de, & Juras, I. A. G. M. (2012). Debate sobre a nova lei florestal: análise dos textos aprovados na Câmara e no Senado. In G. Souza, K. Jucá, & M. Wathely (Eds.), *Código Florestal e a Ciência: o que nossos legisladores ainda precisam saber* (pp. 105–115). Brasília: Comitê em defesa das florestas e do desenvolvimento sustentável.
- Arendt, H. (1992). *Entre o passado e o futuro*. São Paulo: Perspectiva.
- Aristóteles. (1989). Animals and Slavery. In T. Regan & P. Singer (Eds.), *Animal Rights and Human Obligation* (pp. 4–5).
- Arnold, E. (2012). Pollution – load zones of allergic tree pollen in Boston. *Ecology Letters*, 8, 1218–1234.
- Arroyo-Rodríguez, V., Cavender-Bares, J., Escobar, F., Melo, F. P. L., Tabarelli, M., & Santos, B. A. (2012). Maintenance of tree phylogenetic diversity in a highly fragmented rain forest. *Journal of Ecology*, 100, 702–711.
- Arroyo-Rodríguez, V., Rös, M., Escobar, F., Melo, F. P. L., Santos, B., Tabarelli, M., & Chazdon, R. (2013). Plant b-diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *Journal of Ecology*, 101, 1449–1458.
- Arsel, M., & Büscher, B. (2012). Nature™ Inc.: Changes and Continuities in Neoliberal Conservation and Market-based Environmental Policy. *Development and Change*, 43(1), 53–78. <https://doi.org/10.1111/j.1467-7660.2012.01752.x>
- Associação O Eco. (2014). *O que é o ICMS Ecológico*. Retrieved from <http://www.oeco.org.br/dicionario-ambiental/28048-o-que-e-o-icms-ecologico/>



- Assunção, J., Gandour, C., & Rocha, R. (2013). *Como DETER o Desmatamento na Amazônia? O Impacto da Mudança na Política de Comando e Controle Sumário Executivo*. Rio de Janeiro: Climate Policy Initiative, Núcleo de Avaliação de Políticas Climáticas, PUC-Rio.
- Assunção, J., Gandour, C., & Rocha, R. (2012). Deforestation slowdown in the Brazilian Amazon : prices or policies ? Deforestation slowdown in the Brazilian Amazon : prices or policies ? *Environment and Development Economics*, (February), 1–5. <https://doi.org/10.1017/S1355770X15000078>
- Atlan, H., & Bousquet, C. (1997). *Cuestiones vitales: entre el saber y la opinión*. Barcelona: Tusquets.
- Aubertin, C., Pinton, F., & Boisvert, V. (2007). *Les marchés de la biodiversité*. Paris: IRD.
- Ayres, J. M., Fonseca, G. a. B., Rylands, A. B., Queiroz, H. L., Pinto, L. P., Masterson, D., & Cavalcanti, R. B. (2005). *Os Corredores Ecológicos das Florestas Tropicais do Brasil. Livro* (Vol. 262). Belém: Sociedade Civil Mamirauá. <https://doi.org/10.1016/j.fluid.2007.09.011>
- Azevedo, T. S., & Manzatto, Â. (2005). *Caracterização Fitogeográfica de seis Bacias Hidrográficas Localizadas no Município de Extrema (Mg)*. Rio Claro.
- Baindur, M. (2015). *Nature in Indian Philosophy and Cultural Traditions*. (P. Bilimoria, Ed.). Manipal: Springer. Retrieved from <https://books.google.com/books?id=GGl1CQAAQBAJ&pgis=1>
- Bakker, K. (2010). The limits of “neoliberal natures”: Debating green neoliberalism. *Progress in Human Geography*, 34(6), 715–735. <https://doi.org/10.1177/0309132510376849>
- Balvanera, P., Pfisterer, A. B., Buchmann, N., He, J. S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., & Schmid, B. (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9, 1146–1156.
- Banks-Leite, C., Pardini, R., Tambosi, L., Pearse, W., Bueno, A., Bruscagin, R., ... Metzger, J. P. (2014). Conserving Brazil’s Atlantic forests. *Science*, 346(6214), 1193. <https://doi.org/10.1126/science.aaa2510>
- Barkin, D., Carrasco, M. E. F., & Zamora, D. T. (2012). La significación de una Economía Ecológica radical. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 19, 1–14. <https://doi.org/ISSN: 1390-2776>
- Barnaud, C., & Antona, M. (2014). Deconstructing ecosystem services: Uncertainties and controversies around a socially constructed concept. *Geoforum*, 56, 113–123. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2014.07.003>
- Barreto, C. G., & Cezar, K. G. (2012). Cenoura, Chicote ou Sermão? Mecanismos de Implementação de Políticas Públicas em Unidades de Conservação. *Raízes*, 32(1), 110–122.
- Barry, D., & Oelschlaeger, M. (1996). A science for survival : values and conservation biology. *Conservation Biology*, 10(3), 904–920. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10030904-2.x>
- Baumgärtner, S., Becker, C., Faber, M., & Manstetten, R. (2006). Relative and Absolute Scarcity of Nature. Assessing the Roles of Ecology and Economics for Biodiversity Conservation. *Ecological Economics*, 59, 487–498.

- Baumgärtner, S., Becker, C., Frank, K., Müller, B., & Quaas, M. (2008). *Relating the Philosophy and Practice of Ecological Economics* (No. 75).
- Bayon, D., Flipo, F., & Schneider, F. (2010). *La décroissance, 10 questions pour comprendre et en débattre*. Paris: La Découverte.
- Becker, C. U. (2011). Foundations of Business Ethics - Consideration on the methodology of business ethics and the roles of philosophy and economics within. *Department of Philosophy - The Pennsylvania State University*, 1(814), 1–20.
- Becker, C. U. (2012). *Sustainability Ethics and Sustainability Research*. Dordrecht: Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-2285-9>
- Beder, S. (2011). Environmental economics and ecological economics: the contribution of interdisciplinarity to understanding, influence and effectiveness. *Environmental Conservation*, 38(2), 140–150. <https://doi.org/10.1017/S037689291100021X>
- Behling, H., & Negrelle, R. R. B. (2001). Tropical rain forest and climate dynamics from the Atlantic lowland, southern Brazil, during the late quaternary. *Quaternary Research*, 56, 383–389.
- Behling, H., & Pillar, V. D. (2007). Late quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 362, 243–251.
- Bemelmans-Videc, M. L., Rist, R. C., & Vedung, E. (1998). *Carrots, Sticks and Sermons: Policy Instruments and Their Evaluation*. New Brunswick: Transaction Publishers.
- Benjamin, A. H. V. (2000). A proteção das florestas brasileiras: ascensão e queda do Código Florestal. *Revista de Direito Ambiental*, 5, 21–37.
- Bennett, K. (2010). Additionality: The next step for ecosystem service markets. *Duke Environmental Law & Policy Forum*, 20(2), 417–439.
- Bensusan, N. (2006). *Conservação da biodiversidade em áreas protegidas*. Rio de Janeiro: FGV.
- Berkes, F., & Folke, C. (1998). Investing in cultural capital for sustainable use of natural capital. In A. Jansson, M. Hammer, C. Folke, & R. Costanza (Eds.), *Investing in Natural Capital* (pp. 128–149). Washington: Island Press.
- Bernann, C. (2012). O projeto da Usina Hidrelétrica Belo Monte: a autocracia energética como paradigma. *Novos Cadernos NAEA*, 15(1), 5–23.
- Blignaut, J. N., & Aronson, J. (2008). Getting serious about maintaining biodiversity. *Conservation Letters*, 1(1), 12–17. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2008.00006.x>
- Böhm, S., & Dabhi, S. (2009). *Upsetting the Offset: The Political Economy of Carbon Markets*. London: May Fly Books.

- Boisvert, V., & Vivien, F.-D. (2010). Gestion et appropriation de la nature entre le Nord et le Sud. *Tiers-Monde*, 202, 15–32.
- Bonin, M., & Antona, M. (2012). Généalogie scientifique et mise en politique des services écosystémiques et services environnementaux. *Vertigo*, 12(3). <https://doi.org/10.4000/vertigo.13147>
- Borges, C., Cardoso, D., Carvalho, D., Kuczach, A., Choinski, N., Pontes, L., & Kruger, F. (2012). O programa desmatamento evitado como instrumento para a conservação da biodiversidade e indutor para a criação de políticas públicas de pagamento por serviços ambientais da floresta com araucária no sul do Brasil. In *VII Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. Natal.
- Borges, C., Choinski, N., Pontes, L., Krüger, F., Cardoso, D., & Kuczach, A. (2012). *O Programa Desmatamento Evitado Como Instrumento para a Conservação da Biodiversidade e Indutor para a Criação de Políticas Públicas de Pagamento por Serviços Ambientais da Floresta com Araucária no Sul do Brasil*. VII CBUC - Congresso Brasileiro De Unidades De Conservação.
- Borges, L. A. C., Rezende, J. L. P. de, Pereira, J. A. A., Júnior, L. M. C., & Barros, D. A. de. (2011). Áreas de preservação permanente na legislação brasileira. *Ciência Rural*, 41(7), 1202–1210.
- Boscolo, D., Candia-Galardo, C., Awade, M., & Metzger, J. P. (2008). Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for a bird species in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica*, 40, 273–276.
- Botkin, D. B. (1990). *Discordant harmonies: a new ecology for the twenty-First century*. New York: Oxford University Press.
- Botzat, A., Fischer, L. K., & Kowarik, I. (2016). Unexploited opportunities in understanding liveable and biodiverse cities. A review on urban biodiversity perception and valuation. *Global Environmental Change*, 39(July), 220–233. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.04.008>
- Boulding, E. (1966). The Economics of the Coming Spaceship Earth. In H. Jarret (Ed.), *Environmental Quality in a Growing Economy* (pp. 3–14). Baltimore: Resources for the Future/John Hopkins University Press.
- Bowie, A. (2001). Friedrich Wilhelm Joseph von Schelling. In E. N. Zalta (Ed.), *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*. Stanford University. Retrieved from <https://plato.stanford.edu>
- Boyd, E., Gutierrez, M., & Chang, M. (2007). Small-scale forest carbon projects: Adapting CDM to low-income communities. *Global Environmental Change*, 17, 250–259.
- Boyd, W., Prudham, S. W., & Schurman, R. (2001). Industrial Dynamics and the Problem of Nature. *Society & Natural Resources: An International Journal*, 14(7), 555–570.
- Bracelpa. (2007). *Relatório Estatístico Florestal - 2007*. São Paulo: Bracelpa - Associação Brasileira de Celulose e Papel.
- Brancalion, P. H. S., & Rodrigues, R. R. (2010). Implicações do cumprimento do Código Florestal vigente na redução de áreas agrícolas: um estudo de caso da produção canavieira no estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, 10(4), 63–66.

- Brasil. Da Política Nacional do Meio Ambiente (1981). Brasília: Lei nº 6.938.
- Brasil. Categorias de Unidades de Conservação (2000). Brasília: Lei nº 9.985, de 21 de Julho de 2000, Capítulo III.
- Brasil. (1988). *Constituição*. Brasília: Senado.
- Brasil. Das Definições, Objetivos e Princípios do Regime Jurídico do Bioma Mata Atlântica (2006). Brasília: Lei Federal 11428/2006.
- Brasil. Código Florestal (1965). Brasília: Lei nº 4.771, de 15 de Setembro de 1965.
- Brasil. Regulamenta dispositivos da Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. (2008). Brasília: Decreto 6660/2008.
- Breda, M., Souza, M. F. R. de, & Siqueira, J. A. (2011). A reforma do Código Florestal: reflexão, inovações e perspectivas. *Informativo STPC*, 14, 15–18.
- Britto, G. C., Kato, O. R., & Herrera, J. A. (2012). A Prestação de Serviços Ambientais pode ser uma alternativa aos sistemas tradicionais da agricultura familiar no município de Pacajá, Amazônia Paraense – Brasil? *Sustentabilidade Em Debate*, 3(2), 159–176.
- Brockington, D. (2002). *Fortress conservation: the preservation of the Mkomazi Game Reserve, Tanzania*. Oxford: James Currey.
- Brockington, D. (2011). Ecosystem services and fictitious commodities. *Environmental Conservation*, 38(4), 367–369. <https://doi.org/10.1017/S0376892911000531>
- Brooks, T., Pimm, S. L., & Oyugi, J. O. (1999). Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology*, 29, 1345–1359.
- Brown, K. S. J. (1987). Conclusion, synthesis and alternative hypotheses. In *Biogeography and quaternary history in tropical America* (pp. 175–196). Oxford: Oxford University Press.
- Bruijnzeel, L. A. (2004). Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104(1), 185–228.
- Brussaard, L., de Ruiter, P. C., & Brown, G. G. (2007). Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121(3), 233–244. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.013>
- Bueno, E. (1998). *Náufragos, Traficantes e Degredados: as Primeiras Expedições ao Brasil*. Rio de Janeiro: Objetiva.
- Bulte, E. H., Lipper, L., Stringer, R., & Zilberman, D. (2008). Payments for ecosystem services and poverty reduction: concepts, issues, and empirical perspectives. *Environment and Development Economics*, 13(3), 245–254. <https://doi.org/10.1017/S1355770X08004348>

- Büscher, B. (2012). Payments for ecosystem services as neoliberal conservation: (Re)interpreting evidence from the Maloti-Drakensberg, South Africa. *Conservation and Society*, 10(1), 29–41. <https://doi.org/10.4103/0972-4923.92190>
- Büscher, B., & Dressler, W. (2012). Commodity conservation: The restructuring of community conservation in South Africa and the Philippines. *Geoforum*, 43(3), 367–376. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2010.06.010>
- Büscher, B., Sullivan, S., Neves, K., Igoe, J., & Brockington, D. (2012). Towards a Synthesized Critique of Neoliberal Biodiversity Conservation. *Capitalism Nature Socialism*, 23(2), 4–30. <https://doi.org/10.1080/10455752.2012.674149>
- Bush, M. B., & Oliveira, P. E. (2006). The rise and fall of the Refugial Hypothesis of Amazonian speciation: a paleoecological perspective. *Biota Neotropica*, 6. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032006000100002>
- Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., ... Hockings, M. (2010). Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328, 1164–1168.
- Cabral, D. D. C., & Cesco, S. (2008). Notas para uma história da exploração madeireira na Mata Atlântica do Sul-Sudeste. *Ambiente & Sociedade*, XI(1), 33–48.
- Calado, R., Piketty, M., Abramovay, R., Federal, U., & Paulo, D. S. (2013). Pagamentos por serviços ambientais, custos de oportunidade e a transição para usos da terra alternativos: o caso de agricultores familiares do Nordeste Paraense. *Sustentabilidade Em Debate*, 4, 99–116.
- Callicott, J. B. (1992). Nature is dead, long live nature! *Hastings Center Report*, 22(5), 16.
- Callicott, J. B. (1986). On the Intrinsic Value of Nonhuman Species. In B. Norton (Ed.), *The Preservation of Species*. Princeton: Princeton University Press.
- Callicott, J. B. (1984). Nonanthropocentric Value Theory and Environmental Ethics. *American Philosophical Quarterly*, 12, 299–309.
- Callicott, J. B. (1990). Whither Conservation Ethics? *Conservation Biology*, 4(1), 15–20.
- Câmara, L. G. (2005). Breve história da conservação da Mata Atlântica. In C. Galindo-Leal & I. Câmara (Eds.), *Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas* (pp. 31–42). Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional.
- Camargo, A., Capobianco, J. P., & Oliveira, J. A. P. (2002). *Meio ambiente Brasil: avanços e obstáculos pós-Rio-92*. Rio de Janeiro: FGV.
- Campanili, M., & Prochnow, M. (2006). *Mata Atlântica: uma rede pela floresta*. Brasília: RMA.
- Canale, G. R., Peres, C. A., Guidorizzi, C. E., Gatto, C. A. F., & Kierulff, M. C. M. (2012). Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. *PLoS One*, 7, e41671.
- Canguilhem, G. (1977). *Ideologia e racionalidade nas ciências da vida*. Edições 70.

- Capobianco, J. P. (2001). *Dossiê Mata Atlântica 2001*. Brasília: Instituto Socioambiental.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., ... Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 489(7415), 326–326. <https://doi.org/10.1038/nature11373>
- Cardinale, B. J., Srivastava, D. S., Duffy, J. E., Wright, J. P., Downing, A. L., Sankaran, M., & Jouseau, C. (2006). Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature*, 443(7114), 989–92. <https://doi.org/10.1038/nature05202>
- Carnaval, J. N., Hickerson, M. J., Haddad, C. F. B., Rodrigues, M. T., & Moritz, C. (2009). Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic forest hotspot. *Science*, 323, 785–789.
- Carraro, J. L., Sousa, E. C., & Varela, I. A. (2012). *Carbono Social em Rede*. Lages: Centro Vianei de Educação Popular, Projeto Carbono Social em Rede. Retrieved from <http://www.carbonoemrede.org.br/>
- Carraro, J., Pocaí, L., & Peixer, Z. (2014). O Povo que Caminha sob o Sol : A Experiência do Projeto Carbono Social em Rede no Território Indígena LaklãNõ. *Cadernos de Agroecologia*, 9(4), 1–8.
- Cartes, J. L. (2005). Breve história da conservação da Mata Atlântica de Interior. In C. Galindo-Leal & I. Câmara (Eds.), *Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas* (pp. 269–287). Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional.
- Cartes, J. L., & Yanosky, A. (2005). Dinâmica da perda da biodiversidade na Mata Atlântica paraguaia: uma introdução. In C. Galindo-Leal & I. Câmara (Eds.), *Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas* (pp. 267–268). Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional.
- Castella, P. R., & Britez, R. M. (2004). *A floresta com araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais*. Brasília: Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, Ministério do Meio Ambiente.
- Castree, N. (2003). Commodifying what nature? *Progress in Human Geography*, 23, 273–297.
- Castree, N. (2005). *Nature*. New York: Routledge.
- Castree, N. (2001). Socializing nature: theory, practice and politics. In N. Castree & B. Braun (Eds.), *Social Nature. Theory, Practice and Politics*. Oxford: Blackwell.
- Chaddad, F. R., & Jank, M. S. (2006). The evolution of agricultural policies and agribusiness development in Brazil. *Choices*, 21(2), 85–90. <https://doi.org/http://www.choicesmagazine.org>
- Chan, K. M. a, Pringle, R. M., Ranganathan, J., Boggs, C. L., Chan, Y. L., Ehrlich, P. R., ... Macmynowski, D. P. (2007). When agendas collide: human welfare and biological conservation. *Conservation Biology : The Journal of the Society for Conservation Biology*, 21(1), 59–68. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00570.x>

- Chan, K. M. A., Balvanera, P., Benessaiah, K., Chapman, M., Díaz, S., Gómez-Baggethun, E., ... Turner, N. (2016). Opinion: Why protect nature? Rethinking values and the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(6), 1462–1465. <https://doi.org/10.1073/pnas.1525002113>
- Chazdon, R. L. (2008). Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320, 1458–1460.
- Chiordi, R., Puga, B., & Sarcinelli, O. (2013). Análise Institucional do Mecanismo de Pagamento por Serviços Ambientais: o Projeto Conservador das Águas em Extrema - MG. *Revista de Políticas Públicas*, 17, 37–47.
- Clement, C. R., Denevan, W. M., Heckenberger, M. J., Junqueira, A. B., Neves, E. G., Teixeira, W. G., & Woods, W. I. (2015). The domestication of Amazonia before European conquest. *Proceedings Biological Sciences*, 282, 1812.
- Coase, R. (1960). The problem of social cost. *Journal of Law and Economics*, 3, 1–44.
- Cocklin, C., Mautner, N., & Dibden, J. (2007). Public policy, private landholders: Perspectives on policy mechanisms for sustainable land management. *Journal of Environmental Management*, 85, 986–998.
- Coimbra-Filho, A. F., & Câmara, I. G. (1996). *Os limites originais do bioma Mata Atlântica na Região Nordeste do Brasil*. Rio de Janeiro: Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza.
- Collingwood, R. G. (1945). *The idea of nature*. Oxford: Clarendon Press.
- Colls, A., Ash, N., & Ikkala, N. (2009). *Ecosystem-based adaptation: a natural response to climate change*. Gland, Switzerland: The International Union for Conservation of Nature.
- Colombo, A. F., & Joly, C. A. (2010). Brazilian Atlantic Forest lato sensu : the most ancient Brazilian forest , and a biodiversity hotspot , is highly threatened by climate change. *Brazilian Journal of Biology*, 70(3), 697–708.
- CONAMA. Domínio da Mata Atlântica (1993). Brasília: Decreto 750/93.
- Coneglian, S. (2009). *Programa Desmatamento Evitado – SPVS*.
- Corbera, E., Brown, K., & Adger, W. N. (2007). The Equity and Legitimacy of Markets for Ecosystem Services. *Development and Change*, 38(4), 587–613. <https://doi.org/10.1111/j.1467-7660.2007.00425.x>
- Corbera, E., & Pascual, U. (2012). Ecosystem services: heed social goals. *Science*, 335, 655–656.
- Corbera, E., Soberanis, C. G., & Brown, K. (2009). Institutional dimensions of Payments for Ecosystem Services: An analysis of Mexico’s carbon forestry programme. *Ecological Economics*, 68(3), 743–761. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.008>

- Corson, C., MacDonald, K. I., & Neimark, B. (2013). Grabbing green: markets, environmental governance and the materialization of natural capital. *Human Geography*, 6(1), 1–15. Retrieved from <http://eprints.lancs.ac.uk/69262/>
- Costa, J. B. P., Melo, F. P. L., Santos, B. A., & Tabarelli, M. (2012). Reduced availability of large seeds constrains Atlantic forest regeneration. *Acta Oecologica*, 39, 61–66.
- Costanza, R. (1996). Reintegrating the Study of Humans and Nature. *Ecological Applications*, 6(4), 978–990.
- Costanza, R., & Daly, H. E. (1992). Natural Capital and Sustainable Development. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 6(1), 37–46.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Coudel, E., Ferreira, J., Amazonas, M., Eloy, L., Herconwitz, M., Mattos, L., & May, P. (2015). A Ascensão do Pagamento por Serviços Ambientais no Brasil: Negociando uma Governança Policêntrica. In E. Coudel (Ed.), *Instrumentos Econômicos para Conservação da Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos* (pp. 06–15). Rio de Janeiro.
- Cox, D. (1997). On the Value of Natural Relations. *Environmental Ethics*, 19, 173–183.
- Cronon, W. (1995). The trouble with wilderness; or, getting back to the wrong nature. In *Uncommon ground: Rethinking the human place in nature* (pp. 69–90). New York: W. W. Norton & Co.
- Cronon, W. J. (1995). The Trouble with Wilderness; or, Getting Back to the Wrong Nature. In W. Cronon (Ed.), *Uncommon Ground: Rethinking the Human Place in Nature* (pp. 69–90). New York: Norton & Co.
- Crutzen, P. J., & Stoermer, E. F. (2000). The Anthropocene. *Global Change Newsletter*, 41(41), 17–18. Retrieved from <http://www.igbp.net/publications/globalchangemagazine/globalchangemagazine/globalchangenewslettersno4159.5.5831d9ad13275d51c098000309.html>
- Cruz, C. B. M., & Vicens, R. S. (2010). Estado atual da cobertura vegetal e uso da terra no Bioma Mata Atlântica, in: Instituto Bioatlântica. In S. Gandolfi, J. L. F. Batista (Org.) *Uma Introdução ao Estudo das Florestas do Sul e Sudeste do Brasil*. Rio de Janeiro: Instituto Bioatlântica.
- Cruz, M. J., Santos, F. D., Aguiar, R., Oliveira, R. P., Correia, A., Tavares, T., & Pereira, J. S. (2008). Impactos das alterações climáticas nos ecossistemas terrestres da ilha da madeira. In *CLIMA 2008 - I Congresso Nacional Sobre Alterações Climáticas*. Universidade de Aveiro.
- Cullen Junior, L., Ferreira-Lima, J., & Pavan, T. (2004). Agroforestry buffer zones and stepping stones: tools for the conservation of fragmented landscapes in the Brazilian Atlantic Forest. In G. Schorth, G. Fonseca, C. Harvey, G. Claude, & H. Vasconcelos (Eds.), *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes* (pp. 415–430). Washington: Island Press.



- Cullen, L., Alger, K., & Rambaldi, D. M. (2005). Land reform and biodiversity conservation in Brazil in the 1990s: Conflict and the articulation of mutual interests. *Conservation Biology*, 19(3), 747–755. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00700.x>
- Curvelo, P. (2014). *Geoengineering: the ethical and social issues*. Lisboa: Universidade de Lisboa.
- Daily, G. (1997). Nature's services. *Vasa*. Retrieved from <http://medcontent.metapress.com/index/A65RM03P4874243N.pdf>
- Daily, G. C. (1997). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. (Island & Press, Eds.). Washington, DC.
- Daily, G. C., & Ellison, K. (2002). *The new economy of nature: the quest to make conservation profitable*. Washington, DC: Island Press.
- Daily, G. C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Mooney, H. A., Pejchar, L., ... Shallenberger, R. (2009). Ecosystem services in decision making: Time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 21–28. <https://doi.org/10.1890/080025>
- Daly, H. E. (2007). *Ecological Economics and Sustainable Development*. Cheltenham: Edward Elgar.
- Daly, H. E. (1992). Allocation, distribution and scale: towards an economics that is efficient, just and sustainable. *Ecological Economics*, 6, 185–193.
- Daly, H. E. (1968). Economics As a Life Science. *Journal of Political Economy*, 76(3), 392–406. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0154:EAALS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0154:EAALS]2.0.CO;2)
- Das Gupta, A. K. (1960). Adam Smith on Value. *Indian Economic Review*, 5(2), 105–115.
- Davidson, M. D. (2013). On the relation between ecosystem services, intrinsic value, existence value and economic valuation. *Ecological Economics*, 95, 171–177. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.09.002>
- de Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning. *Ecological Complexity*, 7, 260–272.
- de Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., ... van Beukering, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>
- de Groot, W. T., Bonaiuto, M., Dedeurwaerdere, T., & Knippenberg, L. (2015). *A Theory of Committed Action for Nature*. Nijmegen: The BIOMOT project, ISIS, Faculty of Science, Radboud University Nijmegen.
- Dean, W. (1996). *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. São Paulo: Companhia das Letras.

- Deitenbach, A., Floriani, G. dos S., Dubois, J. C. L., & Vivan, J. L. (2008). *Manual Agroflorestal para a Mata Atlântica*. (P. H. May & C. M. M. Trovatto, Eds.). Brasília: Ministério do Desenvolvimento Agrário, Secretaria de Agricultura Familiar.
- Deleuze, G., & Guattari, F. (1987). *A thousand plateaus: capitalism and schizophrenia*. Minneapolis: University of Minnesota Press.
- Deliège, G., & Neuteleers, S. (2015). Should Biodiversity be Useful? Scope and Limits of Ecosystem Services as an Argument for Biodiversity Conservation. *Environmental Values*, 24(2), 165–182. Retrieved from <http://www.whpress.co.uk>
- Demeritt, D. (2002). What is the social construction of nature? *Progress in Human Geography*, 26(6), 767–790.
- Dempsey, J., & Robertson, M. M. (2012). Ecosystem services: Tensions, impurities, and points of engagement within neoliberalism. *Progress in Human Geography*, 36(6), 758–779.
- Dempsey, J., & Suarez, D. C. (2016). Arrested Development? The Promises and Paradoxes of “Selling Nature to Save It”. *Annals of the American Association of Geographers* 106(3), 653–671. <https://doi.org/10.1080/24694452.2016.1140018>
- Descartes, R. (2001 [1989]) *Discurso do Método* (Tradução M. E. Galvão). São Paulo: Martins Fontes.
- Descola, P. (2005). *Par-delà nature et culture*. Paris: NRF Gallimard.
- Dessai, S., Hulme, M., Lempert, R., & Pielke, R. (2009). Do we need more precise and accurate predictions in order to adapt to a changing climate? *Eos*, 90, 111–112.
- Diamond, J. M. (1972). Biogeographic kinetics: estimation of relaxation times for avifaunas of southwest Pacific islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 69, 3199–3203.
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., ... Zlatanova, D. (2015). The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>
- Diegues, A. C. S. (1994). *O Mito Moderno da Natureza Intocada*. São Paulo: HUCITEC.
- Dunda, B. F. E. (2014). A proteção legal da Mata Atlântica. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, 1(1), 49–60.
- Dunning, J. B., Danielson, B. J., & Pulliam, H. R. (1992). Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, 65, 169–175.
- Durigan, G., Siqueira, M. F., & Franco, G. A. D. C. (2007). Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola*, 64, 363–366.
- Eamus, D., Macinnis-ng, C. M. O., Hose, G. C., Zeppel, M. J. B., Taylor, D. T., & Murray, B. R. (2005). Ecosystem services: an ecophysiological examination. *Australian Journal of Botany*, 53, 1–19.

- eftec (Economics for the Environment Consultancy) IEEP (Institute for European Environmental Policy). (2010). *The use of market-based instruments for biodiversity protection – The case of habitat banking – Technical Report*. Retrieved from <http://ec.europa.eu/environment/enveco/index.htm>
- Egoh, B., Rouget, M., & Reyers, B. (2007). Integrating ecosystem services into conservation assessments: a review. *Ecological Economics*, 63, 717–721.
- Ehrenfeld, D. (1981). *The Arrogance of Humanism*. Oxford: Oxford University Press.
- Ehrenfeld, D. (1988). Why put a price on biodiversity? In E. O. Wilson (Ed.) *Biodiversity* (Chapter 24, pp. 212–216). Washington, DC: National Academy Press.
- Ehrenfeld, D. (2009). *Becoming Good Ancestors: How We Balance Nature, Community, And Technology*. Oxford: Oxford University Press.
- Ehrlich, P. R., & Ehrlich, A. H. (1981). *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species*. New York: Random House.
- Ehrlich, P. R., & Mooney, H. A. (1983). Extinction, Substitution, and Ecosystem Services. *BioScience*, 33, 248–254. <https://doi.org/10.2307/1309037>
- Ellis, E. C., Goldewijk, K. K., Lightman, D., & Ramankutty, N. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 589–606.
- Ellovitch, F., & Valera, C. A. (2013). Apontamentos Sobre A Lei Federal 12 . 651 / 12 – Novo Código (Anti) Florestal. *Revista Do Ministério Público Do RS*, 73, 75–95.
- Eloy, L., Coudel, E., & Toni, F. (2013). Implementando Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil : caminhos para uma reflexão críticas. *Sustentabilidade Em Debate*, 4(1), 21–42.
- Engel, S., Pagiola, S., & Wunder, S. (2008). Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*, 65(4), 663–674. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.011>
- Engel, S., & Palmer, C. (2008). Payments for environmental services as an alternative to logging under weak property rights: The case of Indonesia. *Ecological Economics*, 65(4), 799–809.
- Ernstson, H., & Sörlin, S. (2009). Weaving protective stories: connective practices to articulate holistic values in Stockholm National Urban Park. *Environment and Planning A*, 41, 1460–1479.
- Ernstson, H., & Sörlin, S. (2013). Ecosystem services as technology of globalization: On articulating values in urban nature. *Ecological Economics*, 86, 274–284. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.09.012>
- Escobedo, F. J., Kroeger, T., & Wagner, J. E. (2011). Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution*, 159(8–9), 2078–2087. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.010>

- Evernden, N. (1992). *The Social Creation of Nature*. Baltimore and London: The John Hopkins University Press.
- Fairhead, J., Leach, M., & Scoones, I. (2012). Green Grabbing: a new appropriation of nature? *Journal of Peasant Studies*, 39(2), 237–261. <https://doi.org/10.1080/03066150.2012.671770>
- Faith, D. P., Magallón, S., Hendry, A. P., Conti, E., Yahara, T., & Donoghue, M. J. (2010). Ecosystem services: An evolutionary perspective on the links between biodiversity and human well-being. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2(1–2), 66–74. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.04.002>
- FAO. (2007). *The State of Food and Agriculture - Paying Farmers For Environmental Services*. Rome: Food And Agriculture Organization Of The United Nations.
- Farah, F. T., Rodrigues, R. R., Santos, F. A. M., Tamashiro, J. Y., Shepherd, G. J., Siqueira, T., ... Manly, B. J. F. (2014). Forest destructuring as revealed by the temporal dynamics of fundamental species – case study of Santa Genebra Forest in Brazil. *Ecological Indicators*, 37, 40–44.
- Farley, J., & Costanza, R. (2010). Payments for ecosystem services: From local to global. *Ecological Economics*, 69(11), 2060–2068. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.06.010>
- Feindt, P. H., & Oels, A. (2005). Does discourse matter? Discourse analysis in environmental policy making. *Journal of Environmental Policy & Planning*, 7(3), 161–173.
- Ferraro, P., & Kiss, A. (2002). Direct payments to conserve biodiversity. *Science*, 298, 1718–1719.
- Ferraro, P. J., & Pattanayak, S. K. (2006). Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments. *PLoS Biology*, 4(4), 482–488. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040105>
- Ferraz, G., Michols, J. D., Hines, J. E., Stouffer, P. C., Bierregaard Jr, R. O., & Lovejoy, T. E. (2007). A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. *Science*, 315, 238–241.
- Ferreira, L. M., Castro, R. G. S., & Carvalho, S. H. C. de. (2004). *Roteiro Metodológico para Elaboração de Plano de Manejo para Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN)*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
- Flanagan, K., Uyarra, E., & Laranja, M. (2010). *The “policy mix” for innovation: rethinking innovation policy in a multilevel, multi-actor context* (No. 599). Manchester.
- Fletcher, R., & Breitling, J. (2012). Market mechanism or subsidy in disguise? Governing payment for environmental services in Costa Rica. *Geoforum*, 43(3), 402–411. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2011.11.008>

- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S., ... Snyder, P. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Fonseca, C. R., Ganade, G., Baldissera, R., Becker, C. G., Boelter, C. R., Brescovit, A. D., ... Vieira, E. M. (2009). Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142, 1209–1219.
- Forest Trends. (2015). *Incentivos Econômicos para Serviços Ecossistêmicos no Brasil*. Rio de Janeiro: Forest Trends.
- Foster, J. (1997). Introduction: Environmental value and the scope of economics. In J. Foster (Ed.), *Valuing nature? Ethics, economics and the environment* (pp. 1–20). London: Routledge.
- Franco, F. S., Couto, L., Carvalho, A. F. De, Jucksch, I., Fernandes Filho, E. I., Silva, E., & Meira Neto, J. A. A. (2002). Quantificação de erosão em sistemas agroflorais e convencionais na Zona da Mata de Minas Gerais. *Revista Árvore*, 26(6), 751–760. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622002000600011>
- Frank, D. J. (1997). Science, Nature, and Globalization of the Environment, 1870-1990. *Social Forces*.
- Freeman III, A. M. (2003). *The Measurement of Environmental and Resource Values. Theory and Methods*. Washington: Resource for the Future Press.
- Freitas, A. V. L. (2010). Impactos potenciais das mudanças propostas no Código Florestal Brasileiro sobre as borboletas. *Biota Neotropica*, 10(4), 53–57.
- Freitas, M. A. V. (ed. . (2003). *Estado das águas no Brasil, 2001–2002*. Brasília: Agência Nacional de Águas, Ministério do Meio Ambiente.
- Fundação SOS Mata Atlântica. (2016). *O Novo Código Florestal nos Estados da Mata Atlântica*. Retrieved from [https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2016/05/SOSMA-Estudo\\_CODIGO-CAR\\_Final\\_ONLINE.pdf](https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2016/05/SOSMA-Estudo_CODIGO-CAR_Final_ONLINE.pdf)
- Fundação SOS Mata Atlântica e INPE. (2000). *Atlas dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados no Domínio da Mata Atlântica*. São Paulo.
- Fundação SOS Mata Atlântica e INPE. (1998). *Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da mata atlântica no período 1990-1995*. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica.
- Fundação SOS Mata Atlântica e INPE. (2008). *Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2000–2005*. São Paulo.
- Fundação SOS Mata Atlântica e INPE. (1993). *Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1985–1990*. São Paulo.
- Fundação SOS Mata Atlântica e INPE. (2015). *Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica, período 2013-2014*. São Paulo. Retrieved from <https://www.sosma.org.br/projeto/atlas-da-mata-atlantica/>

- Furtado, F. (2012). *Ambientalismo de espetáculo: a economia verde e o mercado de carbono no Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Instituto Políticas Alternativas para o Cone Sul - PACS.
- Gaio, A. (2014). *Lei da Mata Atlântica Comentada*. São Paulo: Almedina.
- Galetti, M., & Dirzo, R. (2013). Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biological Conservation*, 163, 1–6.
- Galindo-Leal, C., & Câmara, I. (2005). *Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas*. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional.
- Garcia, M. (2015). *Effectiveness of Payment for Environmental Services Programs in Mexico*. Clemson University.
- Gardner, T. A., Barlow, J., Parry, L., & Peres, C. A. (2007). Predicting the uncertain future of tropical forest species in a data vacuum. *Biotropica*, 39(1), 25–30.
- Gaspar, M. D., Klöcker, D., & DeBlasis, P. (2011). Traditional fishing, mollusk gathering, and the shell mound builders of Santa Catarina, Brazil. *Journal of Ethnobiology*, 31, 188–212.
- Gavaldão, M. (2008). *Avaliação da percepção ambiental e dos impactos socioeconômicos do projeto Conservador das Águas – Extrema, Minas Gerais, Brasil. (Relatório III - Resultados e Discussão)*. Curitiba: The Nature Conservancy.
- Georgescu-Roegen, N. (1971). *Process, The Entropy Law and the Economic*. Cambridge: Harvard University Press.
- Gibbard, S., Caldeira, K., Bala, G., Phillips, T. J., & Wickett, M. (2005). Climate effects of global land cover change. *Geophysical Research Letters*, 32(23), 1–4. <https://doi.org/10.1029/2005GL024550>
- Gil, A. C. (2010). *Como Elaborar Projetos de Pesquisa*. São Paulo: Atlas.
- Gillenwater, M. (2012). What is wrong with real carbon offsets? *Greenhouse Gas Measurement and Management*, 2(4), 167–170. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1080/20430779.2013.781879>
- Gillenwater, M. (2012). *CDM Policy Dialogue Research Programme*. Bonn: United Nations Framework Convention on Climate Change. Retrieved from [www.cdmpolicydialogue.org/research/1030\\_governance.pdf](http://www.cdmpolicydialogue.org/research/1030_governance.pdf)
- Gillenwater, M., & Seres, S. (2012). The Clean Development Mechanism: a review of the first international offset programme. *Greenhouse Gas Measurement and Management*, 179–203. Retrieved from <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/20430779.2011.647014>
- Gillenwater, M. (2012). *What is Additionality? Part 1: A long stand problem. Discussion Paper 001*. Greenhouse Gas Management Institute.
- Gillenwater, M. (2012). *What is Additionality? Part2: A framework for more precise definitions and standardized approaches. Discussion Paper 002*. Greenhouse Gas Management Institute.

- Gillenwater, M. (2012). *What is Additionality? Part 3: Implications for stacking and unbundling. Discussion Paper 003*. Greenhouse Gas Management Institute.
- Girão, L. C., Lopes, A. V., Tabarelli, M., & Bruna, E. M. (2007). Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic Forest landscape. *PLoS One*, 2(9), e908.
- Giraud, A., Povedano, H., Belgrano, M., Krauczuk, E., Pardinas, U., Miquelarena, A., ... Castelino, M. (2005). Status da biodiversidade da Mata Atlântica de Interior da Argentina - uma introdução. In C. Galindo-Leal & I. Câmara (Eds.), *Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas* (pp. 139–140). Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional.
- Gliessman, S. (2000). *Agroecosystem sustainability : developing practical strategies*. New York: CRC Press.
- Gliessman, S. (2007). *Agroecology: the ecology of sustainable food systems*. New York: CRC Press, Taylor and Francis.
- Gómez-Baggethun, E., & Ruiz-Perez, M. (2011). Economic valuation and the commodification of ecosystem services. *Progress in Physical Geography*, 35(5), 613–628. <https://doi.org/10.1177/0309133311421708>
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86, 235–245. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.019>
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P. L., & Montes, C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69(6), 1209–1218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>
- Gonçalves, H. (2013). *Análise Institucional do Mecanismo de Pagamento Por Serviços Ambientais: o Projeto Conservador das Águas em Extrema - MG*. Universidade de São Paulo.
- Gonçalves, M. dos S. (2016). *Uso sustentável de pesticidas. Análise comparative entre a União Européia e o Brasil*. PhD Thesis. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Gordon, A., Bull, J. W., Wilcox, C., & Maron, M. (2015). Perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies. *Journal of Applied Ecology*, 52(2), 532–537. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12398>
- Gorz, A. (1994). *Capitalism, Socialism, Ecology*. London: Verso.
- Gowdy, J. M. (2007). Toward an experimental foundation for benefit-cost analysis. *Ecological Economics*, 63(4), 649–655. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.010>
- Graber, D. (1995). Resolute biocentrism: the dilemma of wilderness in national parks. In M. E. L. Soulé & G. Lease (Eds.), *Reinventing Nature? Responses to Postmodern Deconstruction* (pp. 123–135). Washington: Island Press.

- Grieg-Gran, M., Porras, I., & Wunder, S. (2005). How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? Preliminary lessons from Latin America. *World Development*, 33(9), 1511–1527.
- Griffin, J. (1986). *Well-Being*. Oxford: Clarendon Press.
- Grün, M. (1996). *Ética e Educação Ambiental: A Conexão Necessária*. Campinas: Papirus.
- Guedes, F. B., & Seehusen, S. E. (2011). *Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios*. Brasília. Retrieved from [http://www.mma.gov.br/estruturas/202/\\_arquivos/psa\\_na\\_mata\\_atlantica\\_licoas\\_aprendidas\\_e\\_desafios\\_202.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/202/_arquivos/psa_na_mata_atlantica_licoas_aprendidas_e_desafios_202.pdf)
- Guha, R. (2000). *Environmentalism: A Global History*. New York: Longman.
- Guha, R., & Martinez-Alier, J. (1997). *Varieties of environmentalism: essays North and South*. London: Earthscan.
- Haddad, N. M. (1999). Corridor and distance effects on interpatch movements: a landscape experiment with butterflies. *Ecological Applications*, 9, 612–622.
- Haines-Young, R., Potschin, M., Fish, R., & Turner, R. K. (2015). *Handbook on Ecosystem Services*. Oxford: Earthscan.
- Hall, A. (2008). Paying for environmental services: The case of Brazilian Amazonia. *Journal of International Development*, 20, 965–981.
- Hanazaki, N., Alves, R. R. N., & Begossi, A. (2009). Hunting and use of terrestrial fauna used by Caçaras from the Atlantic Forest coast (Brazil). *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 5, 36.
- Hannis, M., & Sullivan, S. (2012). *Offsetting Nature? Habitat Banking and Biodiversity Offsets in the English Land Use Planning System*. Technical Report. Green House, Weymouth, UK.
- Hansbauer, M. M., Storch, L., Leu, S., Nieto-Holguin, J. P., Pimentel, R. G., Knauer, F., & Metzger, J. P. (2008). Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Biological Conservation*, 141, 782–791.
- Hansson, C. B., & Wackernagel, M. (1999). Rediscovering place and accounting space: how to re-embed the human economy. *Ecological Economics*, 29(2), 203–213.
- Hardin, G. (1968). The tragedy of the commons. *Science*, 162, 1243–1248.
- Harper, J. L., & Hawksworth, D. L. (1994). Biodiversity: measurement and estimation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B - Biological Sciences*, 345(1311), 5–12.
- Harvey, D. (2005). *A Brief History of Neo-liberalism*. Oxford: Oxford University Press.



- Hauck, J., Go, C., Varjopuro, R., Ratama, O., & Jax, K. (2013). Benefits and limitations of the ecosystem services concept in environmental policy and decision making : Some stakeholder perspectives. *Environmental Science & Policy*, 25, 13–21. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.08.001>
- Hayward, B. (2005). *From the Mountain to the Tap: How Land Use and Water Management Can Work for the Rural Poor*. NR International, UK. Retrieved from [www.frp.uk.com/%0Aassets/Water\\_book.pdf](http://www.frp.uk.com/%0Aassets/Water_book.pdf)
- Heller, N. E., & Zavaleta, E. S. (2008). Biodiversity management in the face of climate change : A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation*, 142(1), 14–32. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.006>
- Hendee, J. C., Stankey, G. H., & Lucas, Robert, C. (1978). *Wilderness Management*. US Department of Agriculture Forest Service.
- Hester, R. E., & Harrison, R. M. (2010). *Ecosystem Services*. Cambridge: The Royal Society of Chemistry Publishing.
- Heynen, N., & Robbins, P. (2005). The neoliberalization of nature: Governance, privatization, enclosure and valuation. *Capitalism Nature Socialism (after Jan 1, 2004)*, 16(1), 5–8. <https://doi.org/10.1080/1045575052000335339>
- Hinchliffe, S. (2007). *Geographies of nature: societies, environments, ecologies*. London: Sage.
- Hirakuri, S. (2003). *Can law save the forest? Lessons from Finland and Brazil*. Jakarta: Center for International Forestry Research.
- Holland, A. (1994). *Natural Capital*. Lancaster: British Association of Nature Conservationists.
- Holland, A. (1997). Substitutability: or, why strong sustainability is weak and absurdly strong sustainability is not absurd. In J. Foster (Ed.), *Valuing nature? Ethics, economics and the environment* (pp. 119–135). London: Routledge.
- Holland, A. (1999). Sustainability: Should We Start From Here? In A. Dobson (Ed.), *Fairness and Futurity: Essays on Environmental Sustainability and Social Justice* (pp. 46–68). Oxford: Oxford University Press.
- Holland, A. (2003). Sustentabilidade. In D. Jamieson (Ed.), *Manual de Filosofia do Ambiente* (pp. 401–413). Lisboa: Instituto Piaget.
- Holland, A. (2002). Are choices trade-offs? In D. Bromley & J. Paavola (Eds.), *Economics, Ethics and Environmental Policy* (pp. 17–34). Oxford: Blackwell.
- Holland, A. (1995). The assumptions of cost-benefit analysis: a philosopher's view. *Environmental Valuation: New Perspectives*. Wallingford: CAB International.
- Holland, A., & Rawles, K. (1994). *The Ethics of Conservation: Report prepared for, and submitted to Countryside Council for Wales*. Lancaster.

- Honnay, O., & Jacquemyn, H. (2007). Susceptibility of common and rare plant species to the genetic consequences of habitat fragmentation. *Conservation Biology*, 21(3), 823–831.  
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00646.x>
- Hooper, D. U. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 3–35.
- Huang, C., Kim, S., Altstatt, A., Townshend, J. R. G., Davis, P., Song, K., ... Musinsky, J. (2007). Rapid loss of Paraguay's Atlantic forest and the status of protected areas – a landsat assessment. *Remote Sensing of Environment*, 106, 460–466.
- Hubacek, K., & van den Bergh, J. C. J. M. (2006). Changing concepts of “land” in economic theory: From single to multi-disciplinary approaches. *Ecological Economics*, 56(1), 5–27.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.03.033>
- Hughes, J. B., & Petchey, O. L. (2001). Merging perspectives on biodiversity and ecosystem functioning. *Trends in Ecology and Evolution*, 16(5), 222–223.
- Hulme, M., Mahony, M., Beck, S., Görg, C., Hansjürgens, B., Hauck, J., ... van der Sluijs, J. P. (2012). Science-Policy Interface: Beyond Assessments. *Science (New York, N.Y.)*, 333(6043), 697–698.  
<https://doi.org/10.1126/science.333.6043.697>
- IBGE. (1992). *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE.
- IBGE. (1993). *Mapa de Vegetação do Brasil*. Brasília: IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- Ibisch, P. L., & Hobson, P. R. (2014). *The MARISCO method: Adaptive Management of vulnerability and Risk at Conservation sites. A guidebook for risk-robust, adaptive, and ecosystem-based conservation of biodiversity*. Eberswalde: Centre for Economics and Ecosystem Management.
- IESB - Instituto de Estudos Sócioambientais do Sul da Bahia, IGEO/UFRJ - Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio de Janeiro, & UFF - Departamento de Geografia da Universidade Federal Fluminense. (2007). *Levantamento da Cobertura Vegetal Nativa do Bioma Mata Atlântica - Relatório final*. Brasília.
- Imperatriz-Fonseca, V. K., Saraiva, A. M., Canhos, D. A., & Alves, D. A. (2012). *Polinizadores no Brasil: Contribuição e Perspectivas para Biodiversidade, Uso Sustentável, Conservação e Serviços Ambientais*. São Paulo: EDUSP.
- Ingram, J. C., Redford, K. H., & Watson, J. E. M. (2012). Applying Ecosystem services Approaches for Biodiversity Conservation: Benefits and Challenges. *S.a.P.I.En.S*, 5(1 2012), 10.  
<https://doi.org/VOL.5 / N°1>
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. (C. B. Field, V. R. Barros, D. J. Dokken, K. J. Mach, M. D. Mastrandrea, T. E. Bilir, ... L. L. White (Eds.). Cambridge and New York: Cambridge University Press.

- Isbell, F. (2011). High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature*, 477, 199–202.
- Jacobsen, T. (2005). Florestas em perigo, povos em desaparecimento: diversidade biocultural e sabedoria indígena. In C. Galindo-Leal & I. Câmara (Eds.), *Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas* (pp. 379–389). Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional.
- Jamieson, D. (2003). *Sustentabilidade*. Lisboa: Instituto Piaget.
- Jamieson, D. (1998). Sustainability and beyond. *Ecological Economics*, 24(2–3), 183–192. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(97\)00142-0](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(97)00142-0)
- Jax, K., Barton, D. N., Chan, K. M. a., de Groot, R., Doyle, U., Eser, U., ... Wichmann, S. (2013). Ecosystem services and ethics. *Ecological Economics*, 93(May 2011), 260–268. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.06.008>
- Jax, K., & Heink, U. (2015). Searching for the place of biodiversity in the ecosystem services discourse. *Biological Conservation*, 191, 198–205. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.032>
- Jenkins, M., Scherr, S., & Inbar, M. (2004). Markets for Biodiversity Services. *Environment*, 46(6), 32–42. [https://doi.org/10.1300/J091v25n03\\_04](https://doi.org/10.1300/J091v25n03_04)
- Joly, C. A., Metzger, J. P., Tabarelli, M., Joly, C. A., Joly, C. A., Metzger, J. P., & Tabarelli, M. (2014). Experiences from the Brazilian Atlantic Forest : ecological findings and conservation initiatives. *Tansley review* (August 2015), 459–473. <https://doi.org/10.1111/nph.12989>
- Jordan, A., & Russel, D. (2014). Embedding the concept of ecosystem services? The utilisation of ecological knowledge in different policy venues. *Environment and Planning C: Government and Policy*, 32(2), 192–207. <https://doi.org/10.1068/c3202ed>
- Jorge Pádua, M. T., & Coimbra-Filho, A. F. (1979). *Os parques nacionais do Brasil*. Brasília: Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal.
- Jorgensen, M., & Phillips, L. J. (2002). *Discourse Analysis as Theory and Method*. London: Sage.
- Junges, J. R. (2004). *Ética ambiental*. São Leopoldo: Unisinos.
- Juras, I. da A. G. M. (2011). Instrumentos para a conservação da biodiversidade. In R. S. Ganem (Ed.), *Conservação da Biodiversidade: Legislação e Políticas Públicas* (pp. 223–285). Brasília: Câmara do Deputados, Edições Câmara.
- Karam, G. Z. (2016). *Metodologia de apoio a projetos de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA)*. Oásis. Curitiba: Fundação o Boticário de Proteção à Natureza. Retrieved from [http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/COALIAR/Comite/17a\\_reuniao\\_ordinaria/PSA\\_Oasis\\_COALIAR.pdf](http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/COALIAR/Comite/17a_reuniao_ordinaria/PSA_Oasis_COALIAR.pdf)
- Karsenty, A. (2007). Questioning rent for development swaps: new marketbased instruments for biodiversity acquisition and the land-use issue in tropical countries. *International Forestry Review*, 9, 503–513.

- Karsenty, A., Sembres, R., & Randrianarison, M. (2010). Paiements pour services environnementaux et biodiversité dans les pays du sud. Le salut par la « déforestation évitée ». *Tiers-Monde*, 2, 57–74.
- Katz, E. (1997). *Nature as Subject: Human Obligation and Natural Community*. Lanham: Rowman & Littlefield.
- Kaufmann, C. M., & Martin, P. L. (2014). Scaling up Buen Vivir: Globalizing Local Environmental Governance from Ecuador. *Global Environmental Politics*, 14(1), 40–58. <https://doi.org/10.1162/GLEP>
- Kfourri, A., & Favero, F. (2011). *Projeto Conservador das Águas Passo a Passo: Uma Descrição Didática sobre o Desenvolvimento da Primeira Experiência de Pagamento por uma Prefeitura Municipal no Brasil*. Brasília: The Nature Conservancy do Brasil.
- Kill, J. (2014). *REDD in Brazil: Two case studies on early forest carbon offset projects*. Heinrich Böll Foundation Brazil.
- Kinzig, A. P., Perrings, C., Chapin III, F. S., Polasky, S., Smith, V. K., Tilman, D., & Turner, B. L. (2011). Paying for Ecosystem Services—Promise and Peril. *Science*, 334(6056), 603–604.
- Koricheva, J., & Siipi, H. (2004). The Phenomenon of Biodiversity. In M. Oksanen & J. Pietarinen (Eds.), *Philosophy and Biodiversity* (pp. 27–53). Cambridge University Press.
- Kosoy, N., & Corbera, E. (2010). Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological Economics*, 69(6), 1228–1236. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.002>
- Kosoy, N., Corbera, E., & Brown, K. (2008). Participation in payments for ecosystem services: Case studies from the Lacandon rainforest, Mexico. *Geoforum*, 39(6), 2073–2083. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2008.08.007>
- Kosoy, N., Martinez-Tuna, M., Muradian, R., & Martínez-Alier, J. (2007). Payments for environmental services in watersheds: insights from a comparative study of three cases in Central America. *Ecological Economics*, 61(2–3), 446–455. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800906001522>
- Kremen, C. (2005). Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters*, 8, 468–479.
- Ladeira, M. E., & Noleto, J. (2011). O “Paiz Timbira” e seus Territórios. In B. Ricardo & F. Ricardo (Eds.), *Povos Indígenas no Brasil 2006/2010* (pp. 632–633). São Paulo: Instituto Socioambiental.
- Lairana, A. V. (2005). Um desafio para conservação: as áreas protegidas da Mata Atlântica. In *Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas* (pp. 442–458). Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional.
- Lamarque, P., Tappeiner, U., Turner, C., & et al. (2011). Stakeholder perceptions of grassland ecosystem services in relation to knowledge on soil fertility and biodiversity. *Regional Environmental Change*, 11, 791–804.

- Landell-Mills, N., & Porras, I. (2002). *Silver bullet of fools' gold: A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor. A global review of*. London: Instruments for sustainable private sector forestry series. International Institute for Environment and Development.
- Lapeyre, R., Hartanto, H., & Pirard, R. (2015). *Designing Incentive Agreements for Conservation: An Innovative Approach*. Jakarta: The Nature Conservancy. Retrieved from <https://tnc.app.box.com/s/jej5o8vwtxkkn1aj02991t57g8ebk52x>
- Larrère, C. (1996). Ethics, Politics, Science, and the Environment: Concerning the Natural Contract. In J. B. Callicott & F. de Rocha (Eds.), *Earth Summit Ehtics: Toward a Reconstructive Postmodern Philosophy od Environmental Education*. Albany: University of New York Press.
- Larrère, C., & Larrère, R. (1997). *Do Bom Uso da Natureza*. Lisboa: Instituto Piaget.
- Latour, B. (2004). *Politics of nature: How to Bring the Sciences into Democracy*. Cambridge and London: Harvard University Press.
- Laurance, S. G. W., & Gómez, M. S. (2005). Clearing width and movements of understory rainforest birds. *Biotropica*, 37, 149–152.
- Laurance, W. F. (2007). Have we overstated the tropical biodiversity crisis? *Trends in Ecology and Evolution*, 22, 65–70.
- Laurance, W. F., Useche, D. C., Rendeiro, J., Kalka, M., Bradshaw, C. J. A., Sloan, S. P., ... Alvarez, P. (2012). Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*, 489, 290–294.
- Le Velly, G., & Dutilly, C. (2016). Evaluating payments for environmental services: Methodological challenges. *PLoS One*, 11(2), 1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149374>
- Leão, T. C. C., Fonseca, C. R., Peres, C. A., & Tabarelli, M. (2014). Predicting extinction risk of Brazilian Atlantic Forest angiosperms. *Conservation Biology*, 28(5), 1349–1359. <https://doi.org/10.1111/cobi.12286>
- Ledru, M. P., Salatino, M. L. F., Ceccantini, G., Salatino, A., Pinheiro, F., & Pintaud, J. C. (2007). Regional assessment of the impact of climatic change on the distribution of a tropical conifer in the lowlands of South America. *Diversity and Distributions*, 13, 761–771.
- Lee Peluso, N. (2012). What's Nature Got To Do With It? A Situated Historical Perspective on Socio-natural Commodities. *Development and Change*, 43(1), 79–104. <https://doi.org/10.1111/j.1467-7660.2012.01755.x>
- Lees, A. C., & Peres, C. A. (2007). Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Biodiversity and Conservation*, 22(2), 439–449.
- Leff, E. (2004). *Racionalidad Ambiental: La reapropiación social de la naturaleza*. Siglo XXI.
- Leiss, W. (1994). *The Domination of Nature*. Montreal: McGill;Queen-s University Press.

- Leopold, A. (1949). *A Sand County Almanac: And Sketches Here and There*. Oxford and New York: Oxford University Press.
- Levin, S. A. (2000). *Encyclopedia of Biodiversity*. Elsevier.
- Levin, S. A. (2009). *The Princeton Guide to Ecology*. Princeton: Princeton University Press.
- Levins, R., & Lewontin, R. (1985). *The dialectical biologist*. Harvard University Press.
- Light, A. (2003). *The Urban Blind Spot in Environmental Ethics* (No. TWP 3-02).
- Lima, G. F. (2011). A institucionalização das políticas e da gestão ambiental no Brasil: avanços , obstáculos e contradições. *Desenvolvimento E Meio Ambiente*, 23, 121–132.
- Lima, J. F., Cullen Jr., L., Gomes, H. B., Beltrame, T. P., Moscoliato, A. V., & Campos, N. R. (2007). Café Com Floresta – Criando Suficiência Alimentar E Biodiversidade Ecológica. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 2(1), 301–305.
- Lindborg, R., & Eriksson, O. (2004). Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology*, 85, 1840–1845.
- Lira, P. K., Ewers, R. M., Banks-Leite, C., Pardini, R., & Metzger, J. P. (2012). Evaluating the legacy of landscape history: extinction debt and species credit in bird and small mammal assemblages in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Applied Ecology*, 49, 1325–1333.
- Locatelli, B., Rojas, V., & Salinas, Z. (2008). Impacts of payments for environmental services on local development in northern Costa Rica: A fuzzy multi-criteria analysis. *Forest Policy & Economics*, 10(5), 275.
- Lopes, A. V., Girão, L. C., Santos, B. A., Peres, C. A., & Tabarelli, M. (2009). Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biological Conservation*, 142, 1154–1165.
- Loureiro, W. (2008). *ICMS Ecológico, uma experiência brasileira de pagamentos por serviços ambientais*. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica, Conservação Internacional, The Nature Conservancy.
- Loureiro, W. (2002). *Contribuição do ICMS Ecológico à conservação da biodiversidade no estado do Paraná*. Universidade Federal do Paraná.
- Luck, G. W., Daily, G. C., & Ehrlich, P. R. (2003). Population diversity and ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution*, 18, 331–336.
- Lustosa, M. C. J., Cánepa, E. M., & Young, C. E. F. (2010). Política Ambiental. In P. H. May (Ed.), *Economia do Ambiente: teoria e prática*. Rio de Janeiro: Elsevier.
- Lyytimäki, J., & Sipilä, M. (2009). Hopping on one leg - The challenge of ecosystem disservices for urban green management. *Urban Forestry and Urban Greening*, 8(4), 309–315.  
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2009.09.003>

- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography, monographs in population biology*. Princeton: Princeton University Press.
- MacDonald, K. I., & Corson, C. (2012). “TEEB Begins Now”: A Virtual Moment in the Production of Natural Capital. *Development and Change*, 43(1), 159–184. <https://doi.org/10.1111/j.1467-7660.2012.01753.x>
- Machado, P. A. L., & Milaré, E. (2012). *Novo Código Florestal Brasileiro: Comentários à Lei 12.651, de 25 de maio de 2012, e à Medida Provisória 571, de 25 de maio de 2012*. São Paulo: RT.
- Maganhotto, R. F., Lohmann, M., Claudio, L., & Souza, D. P. (2014). Unidades de Conservação: limitações e contribuições para a conservação da natureza. *Sustentabilidade Em Debate*, 5, 203–220.
- Maia, A. G., Romeiro, A. R., & Reydon, B. P. (2004). Valoração de recursos ambientais – metodologias e recomendações. *Texto Para Discussão (IE/UNICAMP)*, (116), 38.
- Mandel, J., Donlan, J., & Armstrong, J. (2008). A derivative approach to endangered species conservation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(1), 44–49.
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Macmillan Magazines*, 405(May), 243–253.
- Marques da Silva, J. (2012). Do Senciocentrismo ao Holismo Ético: perspectivas sobre o valor da biosfera. In A. Barbosa & et al (Eds.), *Gravitações Bioéticas*. Lisboa: Centro de Bioética da Faculdade de Medicina da Universidade de Lisboa.
- Marshall, P. (1992). *Nature’s web: Rethinking our place on Earth*. London: Simon and Schuster Ltd.
- Martensen, A. C., Pimentel, R. G., & Metzger, J. P. (2008). Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biological Conservation*, 141, 2184–2192.
- Martinelli, L. A., Joly, C. A., Nobre, C. A., & Sparovek, G. (2010). A falsa dicotomia entre a preservação da vegetação natural e a produção agropecuária. *Biota Neotropica*, 10(4), 323–330.
- Martinez-Alier, J. (2002). *The Environmentalism of the Poor: a study of ecological conflicts and valuation*. Cheltenham: Edward Elgar.
- Martins, H. (2011). *Experimentum Humanum: civilização tecnológica e condição humana*. Lisboa: Relógio D’Água.
- Martins, T. P. (2013). *Sistemas Agroflorestais como alternativa para recomposição e uso sustentável das reservas legais*. Tese de Mestrado. Universidade de São Paulo.
- Marx, K. (1867). *Capital, Volume One, Part One: Commodities and Money*. Moscow: Progress Publishers.

- Mattos, L., & Hercowitz, M. (2011). *Economia do meio ambiente e serviços ambientais: estudo aplicado à agricultura familiar, às populações tradicionais e povos indígenas*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica.
- Mattos, L. (2010). *Decisões sobre uso da terra e dos recursos naturais na agricultura familiar amazônica: o caso do Proambiente*. Universidade Estadual de Campinas.
- Mattos, L. M. De. (2011). Análise do PROAMBIENTE como política pública federal para a Amazônia brasileira. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, 28(3), 721–749.
- Matulis, B. S. (2014). The economic valuation of nature: A question of justice? *Ecological Economics*, 104, 155–157. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.04.010>
- Maturana, H. (2001). *Cognição, Ciência e Vida Cotidiana*. Belo Horizonte: Editora UFMG.
- May, P. H., Trovatto, C. M. M., Deitenbach, A., Floriani, G., Dubois, J. C. L., & Vivan, J. L. (2008). *Manual Agroflorestal para a Mata Atlântica*. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Agrário.
- May, P. (2011). Iniciativas de PSA de Carbono Florestal na Mata Atlântica. In *Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: Lições aprendidas e desafios* (pp. 55–80). Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- May, P. H. (2005). Introdução. In P. H. May, C. Amaral, B. Millikan, P. Ascher (Org.) *Instrumentos Econômicos para o desenvolvimento sustentável na Amazônia brasileira*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- May, P., Millikan, B., & Gebara, M. F. (2011). *The context of REDD+ in Brazil Drivers, agents and institutions* (2nd ed.). Bogor: CIFOR.
- Mayr, E. (1998). *Desenvolvimento do pensamento biológico: diversidade, evolução e herança*. Brasília: Editora da UnB.
- McAfee, K. (2012). The Contradictory Logic of Global Ecosystem Services Markets. *Development and Change*, 43(1), 105–131. <https://doi.org/10.1111/j.1467-7660.2011.01745.x>
- McAfee, K. (2012). Nature in the Market-World: Ecosystem services and inequality. *Development*, 55(1), 25–33. <https://doi.org/10.1057/dev.2011.105>
- McAfee, K., & Shapiro, E. N. (2010). Payments for Ecosystem Services in Mexico: Nature, Neoliberalism, Social Movements, and the State. *Annals of the Association of American Geographers*, 100(3), 579–599. <https://doi.org/10.1080/00045601003794833>
- McCarthy, J., & Prudham, S. (2004). Neoliberal nature and the nature of neoliberalism. *Geoforum*, 35(3), 275–283. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2003.07.003>
- McCauley, D. J. (2006). Selling out on nature. *Nature*, 443(7107), 27–8. <https://doi.org/10.1038/443027a>



- McCauley, D. J., Power, E. A., Bird, D. W., McInturff, A., Dunbar, R. B., Durham, W. H., ... Young, H. S. (2013). Conservation at the edges of the world. *Biological Conservation*, 165, 139–145. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.05.026>
- McGraw, T. K. (2007). *Prophet of Innovation: Joseph Schumpeter and Creative Destruction*. Cambridge: Harvard University Press.
- McKibben, B. (n.d.). *The End of Nature: Humanity, Climate Change and the Natural World*. London: Bloomsbury Publishing.
- McNeely, J. A., & Keeton, W. (1995). The Interaction between biological and Cultural Diversity. In *Cultural Landscapes of Universal Value*. New York: G. Fisher.
- Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J., & Behrens III, W. W. (1972). *The Limits to Growth*. New York: Universe Books.
- Medeiros, M. G. L. (2002). Natureza e Naturezas na Construção Humana: Construindo Saberes das Relações Naturais e Sociais. *Ciência & Educação*, 8(1), 71–82.
- Medeiros, R., Irving, M., & Garay, I. (2004). A proteção da natureza no Brasil: evolução e conflitos de um modelo em construção. *Revista de Desenvolvimento Econômico*, 9, 83–93.
- Melo, F. P. L., Lemire, D., & Tabarelli, M. (2007). Extirpation of large-seeded seedlings from the edge of a large Brazilian Atlantic forest fragment. *Ecoscience*, 14, 124–129.
- Melo, F. P. L., Pinto, S. R. R., Brancalion, P. H. S., Castro, P. S., Rodrigues, R. R., Aronson, J., & Tabarelli, M. (2013). Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: Early lessons from the Atlantic forest restoration pact. *Environmental Science and Policy*, 33, 395–404. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.07.013>
- Mercadante, M. (2001). Uma década de debate e negociação: a história da elaboração da Lei do SNUC. In A. H. Benjamin (Ed.), *Direito Ambiental das áreas Protegidas*. Rio de Janeiro: Forense Universitária.
- Merchant, C. (2004). *Reinventing Eden: The Fate of Nature in Western Culture*. New York: Routledge.
- Metzger, J. P. (1997). Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of south-east Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 37, 29–35.
- Metzger, J. P. (2010). O Código Florestal tem base científica? *Natureza & Conservação*, 8(1), 92–99.
- Metzger, J. P. (2000). Tree functional group richness and spatial structure in a tropical fragmented landscape (SE Brazil). *Ecological Applications*, 10, 1147–1161.
- Metzger, J. P., Lewinsohn, T. M., Joly, C. A., Verdade, L. M., Martinelli, L. A., & Rodrigues, R. R. (2010). Brazilian law: Full speed in reverse? *Science*, 329, 276–277.

- Metzger, J. P., Martensen, A. C., Dixo, M., Bernacci, L. C., Ribeiro, M. C., Teixeira, A. M. G., & Pardini, R. (2009). Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, 142, 1166–1177.
- Metzger, J. P. (2009). Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*, 142(6), 1138–1140. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.012>
- Mill, J. S. (1848). *Principles of Political Economy*. London: John W. Parker.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2003). *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment*. Washington, DC: Island Press.
- Miller, J. R. (2005). Biodiversity conservation and the extinction of experience. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(8), 430–434. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.013>
- Milne, S., & Adams, B. (2012). Market Masquerades: Uncovering the Politics of Community-level Payments for Environmental Services in Cambodia. *Development and Change*, 43(1), 133–158. <https://doi.org/10.1111/j.1467-7660.2011.01748.x>
- Minteer, B. a., & Miller, T. R. (2011). The New Conservation Debate: Ethical foundations, strategic trade-offs, and policy opportunities. *Biological Conservation*, 144(3), 945–947. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.07.027>
- Mitchell, T. (2008). Rethinking economy. *Geoforum*, 39(1), 1116–1121.
- Mittermeier, F., Gil, P. R., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, J., Mittermeier, C. G., ... Fonseca, G. A. B. (2004). *Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. Washington, DC: Cermex.
- Mittermeier, R., Fonseca, G., Rylands, A., & Brandon, K. (2005). Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1), 14–22.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). (2013). *Lições aprendidas na conservação e recuperação da Mata Atlântica: Sistematização de desafios e melhores práticas dos projetos-pilotos de Pagamentos por Serviços Ambientais*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). (2000). *Convenção Sobre Diversidade Biológica*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). (2000). *SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza*. Brasília: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). (2000). *Programa piloto para a proteção das florestas tropicais brasileiras: subprograma Mata Atlântica (PPG7)*. Versão 1.1 setembro/2000. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

- Mori, A. S., Spies, T. A., Sudmeier-Rieux, K., & Andrade, A. (2013). Reframing ecosystem management in the era of climate change : Issues and knowledge from forests. *Biological Conservation*, 165, 115–127. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.05.020>
- Morin, E., & Kern, A. B. (1993). *Terre-patrie*. Paris: Seuil.
- Motta, R. S. (1996). *Uso de instrumentos econômicos na gestão ambiental da América Latina e Caribe: lições e recomendações* (Textos par). Rio de Janeiro: IPEA.
- MPF. (2011). *O novo Código Florestal e a atuação do Ministério Público Federal*. Brasília: 4ª Câmara de Coordenação e Revisão, GT Áreas de Preservação Permanente. Ministério Público Federal - MPF.
- Muniz, R. (2011). *Experimentação Animal: Objeção ao Sacrifício do Outro*. Universidade do Porto.
- Muniz, R. (2013). Caminhos para a sustentabilidade: alterações climáticas e sociedades em transição. *Boletim de Geografia*, 31(2), 5–18. <https://doi.org/10.4025/bolgeogr.v31i2.18690>
- Muniz, R., & Cruz, M. (2015). Making Nature Valuable, Not Profitable: Are Payments for Ecosystem Services Suitable for Degrowth? *Sustainability*, 7(8), 10895–10921. <https://doi.org/10.3390/su70810895>
- Muniz, R., Cruz, M. J., & Avelar, D. (2015). *Transition Practices Incentive: fostering nature based solutions*. Bonn: Nature-based Solutions to Climate Changes in Urban Areas and the Rural Surroundings - Linkages between Science, Policy and Practices - European Conference.
- Muraca, B. (2011). Themap of moral significance: a new axiologicalmatrix for environmental ethics. *Environmental Values*, 20, 375–396.
- Muradian, R., Arsel, M., Pellegrini, L., Adaman, F., Aguilar, B., Agarwal, B., ... Urama, K. (2013). Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. *Conservation Letters*, 6(4), 274–279. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00309.x>
- Muradian, R., Corbera, E., Pascual, U., Kosoy, N., & May, P. H. (2010). Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics*, 69(6), 1202–1208. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.006>
- Murphy, J. M., Sexton, D. M. J., Barnett, D. N., Jones, G. S., Webb, M. J., Collins, M., & Stainforth, D. (2004). Quantification of modelling uncertainties in a large ensemble of climate change simulations. *Nature*, 430(7001), 768–772.
- Myers, N., Mittermier, R. A., Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858.
- Nadeau, R. (2008). Environmental and ecological economics. *Encyclopedia of Earth*. Retrieved from [http://editors.eol.org/eoearth/wiki/Economic\\_valuation\\_\(Environmental\\_and\\_ecological\\_economics\)](http://editors.eol.org/eoearth/wiki/Economic_valuation_(Environmental_and_ecological_economics))

- Nadeau, R. (2011). Environmental and ecological economics. In *The Encyclopedia of Earth*. Acesso em 25 de Agosto de 2012. Disponível em: [http://editors.eol.org/eoearth/wiki/Environmental\\_and\\_ecological\\_economics](http://editors.eol.org/eoearth/wiki/Environmental_and_ecological_economics).
- Naeem, S., & Wright, J. P. (2003). Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters*, 6(6), 567–579.
- Nahlik, A. M., Kentula, M. E., Fennessy, M. S., & Landers, D. H. (2012). Where is the consensus ? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. *Ecological Economics*, 77, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.01.001>
- Naidoo, R., Balmford, A., Costanza, R., Fisher, B., Green, R. E., Lehner, B., Ricketts, T. H. (2008). Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105, 9495–9500.
- Naredo, J. M. (2003). *Historia y perspectivas de las categorías básicas del pensamiento económico* (3rd ed.). Madrid: Siglo XXI.
- Nepstad, D. C., Mcgrath, D. G., & Soares-Filho, B. (2011). Systemic Conservation, REDD, and the Future of the Amazon Basin. *Conservation Biology*, 25(6), 1113–1116. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01784.x>
- Nogueira, C., Buckup, P. A., Menezes, N. A., Oyakawa, O. T., Kasecker, T. P., Ramos Neto, M. B., & Silva, J. M. C. (2010). Restricted-range fishes and the conservation of Brazilian freshwaters. *PLoS One*, 5, e11390.
- Norgaard, R. B. (2010). Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological Economics*, 69(6), 1219–1227. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.009>
- Norton, B. G. (2000). Biodiversity and environmental values: In search of a universal earth ethic. *Biodiversity and Conservation*, 9(8), 1029–1044. <https://doi.org/10.1023/A:1008966400817>
- Norton, B. G. (1991). *Toward Unity Among Environmentalists*. Oxford: Oxford University Press.
- Norton, B. G. (2005). *Sustainability: A New Philosophy of Adaptive Ecosystem Management*. Chicago: University of Chicago Press.
- Norton, B. G. (2004). *Searching for Sustainability: Interdisciplinary Essays in the Philosophy of Conservation Biology*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Noss, R. F. (2007). Values are a good thing in conservation biology. *Conservation Biology*, 21(1), 18–20. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00637.x>
- Nowak, D., Stevens, J., Sisinni, S., & Luley, C. (2002). Effects of urban tree management and species selection on atmospheric carbon dioxide. *Journal of Arboriculture*, 28(3), 113–122. Retrieved from <http://archive.treelink.org/joa/2002/may/01nowak.pdf>
- Nunes, P., Nijkamp, P. (2008). Introduction to the special issue on biodiversity and policy. *Ecological Economics*, 67, 159–161.

- Odum, E. P. (2004). *Fundamentos da Ecologia* (6th ed.). Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian.
- OECD (Organization For Economic Co-operation and Development). (2005). Brazil Agriculture Policy Review. *October*, 1(1), 1–4. Retrieved from [http://www5.agr.gc.ca/resources/prod/doc/pol/pub/oecd-oced/pdf/brazil\\_e.pdf](http://www5.agr.gc.ca/resources/prod/doc/pol/pub/oecd-oced/pdf/brazil_e.pdf)
- Oliveira, S. J. M., & Bacha, C. J. C. (2003). Avaliação do cumprimento da Reserva Legal no Brasil. *Revista de Economia E Agronegócio*, 1(2).
- Oliveira, M. A., Santos, A. M., & Tabarelli, M. (2008). Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. *Ecology and Management*, 256, 1910–1917.
- O'Neill, J. (1993). *Ecology, Policy and Politics: Human Well-Being and the Natural World*. London: Routledge.
- O'Neill, J. (2005). Meta-Ética. In D. Jamieson (Ed.), *Manual de Filosofia do Ambiente* (pp. 173–186). Lisboa: Instituto Piaget.
- O'Neill, J. (1997). Value Pluralism, Incommensurability and Institutions. In J. Foster (Ed.), *Valuing nature? Ethics, economics and the environment* (pp. 75–88). London: Routledge.
- O'Neill, J., Holland, A., & Light, A. (2008). *Environmental Values*. London: Routledge.
- O'Neill, R. V. (2001). Is it time to bury the ecosystem concept? *Ecology*, 82, 3275–3284.
- Ortega Y Gasset, J. (1983). *Obras completas*. Madrid: Alianza.
- Ostrom, E., Janssen, M., & Anderies, J. (2007). Going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(39), 15176–15178.
- Overbeek, W. (2012). *Economia Verde no Brasil: a privatização da Mata Atlântica Projetos de REDD e áreas protegidas, e seus impactos sobre mulheres e homens em comunidades tradicionais no litoral do Paraná*.
- Packer, L. (2015). *Novo código florestal & pagamentos por serviços ambientais: regime proprietário sobre os bens comuns*. Curitiba: Juruá.
- Pagiola, S., Bishop, J., & Landell-Mills, N. (2002). *Selling forest environmental services : market-based mechanisms for conservation and development*. London: Earthscan.
- Pagiola, S., & Platais, G. (2007). *Payments for Environmental Services: From Theory to Practice*. Washington: World Bank.
- Pagiola, S., von Glehn, H., & Taffarello, D. (2012). *Experiências de Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, Governo do Estado de São Paulo.
- Paiva, R., & Coelho, R. (2015). O Programa Produtor de Água e Floresta de Rio Claro/RJ enquanto ferramenta de gestão ambiental: o perfil e a percepção ambiental dos produtores inscritos. *Desenvolvimento E Meio Ambiente*, 33(6), 51–62. <https://doi.org/10.5380/dma.v33i0.36702>

- Palliwoda, J., Kowarik, I., & von der Lippe, M. (2017). Human-biodiversity interactions in urban parks: The species level matters. *Landscape and Urban Planning*, 157(January), 394–406. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.09.003>
- Pardini, R., Faria, D., Accacio, G. M., Laps, R. R., Mariano-Neto, E., Paciencia, M. L. B., ... Baumgarten, J. (2009). The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*, 142(6), 1178–1190. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.010>
- Parker, C., Cranford, M., Oakes, N., & Leggett, M. (2012). *The Little Biodiversity Finance Book: A Guide to proactive investment in natural capital*. Oxford: Global Canopy Foundation.
- Pascual, U., Phelps, J., Garmendia, E., Brown, K., Corbera, E., Martin, A., ... Muradian, R. (2014). Social Equity Matters in Payments for Ecosystem Services. *BioScience*, 64(11), 1027–1036. <https://doi.org/10.1093/biosci/biu146>
- Pascual, U., Muradian, R., Rodríguez, L. C., & Duraiappah, A. (2010). Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental services: A conceptual approach. *Ecological Economics*, 69(6), 1237–1244. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.004>
- Passet, R. (1979). *L'économie et le vivant*. Paris: Payot.
- Passmore, J. A. (1974). *Man's Responsibility for Nature: Ecological Problems and Western Traditions*. New York: Charles Scribner's Sons.
- Pattanayak, S. K., Wunder, S., & Ferraro, P. J. (2010). Show me the money: Do payments supply environmental services in developing countries? *Review of Environmental Economics and Policy*, 4(2), 254–274. <https://doi.org/10.1093/reep/req006>
- Pearce, D., Markandya, A., & Barbier, E. (1989). *Blueprint for a Green Economy*. London: Earthscan.
- Pearce, D. (2002). An Intellectual History of Environmental Economics. *Annual Review of Energy and the Environment*, 27(1), 57–81. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.27.122001.083429>
- Pedro, A. P. (2014). Ética, Moral, Axiologia e Valores: Confusões e ambiguidades em torno de um conceito comum. *Kriterion: Revista de Filosofia*, 55(130), 483–498. <https://doi.org/10.1590/S0100-512X2014000200002>
- Pellin, A., & Ranieri, V. E. L. (2009). Motivações para o estabelecimento de RPPNs e análise dos incentivos para sua criação e gestão no Mato Grosso do Sul. *Natureza & Conservação*, 7, 72–81.
- Pereira, P. H. (2013). Projeto Conservador das Águas - Extrema. In S. Pagiola, H. C. von Glehn, D. Taffarello (Org.) *Experiências de Pagamentos Por Serviços Ambientais no Brasil* (pp. 29–40). São Paulo: SMA/CBRN.
- Pereira, P. H., Cortez, B., Trindade, T., & Mazochi, M. (2010). *Conservador das Águas*. Extrema: Departamento do Meio Ambiente.

- Peres-Neto, P. R., Legendre, P., Dray, S., & Borcard, D. (2006). Variation partitioning of taxa data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology*, 87, 2614–2625.
- Peterson, M. J., Hall, D. M., Feldpausch-Parker, A. M., & Peterson, T. R. (2010). Obscuring ecosystem function with application of the ecosystem services concept. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 24(1), 113–9. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01305.x>
- Pinto, S. R., Melo, F., Tabarelli, M., Padovesi, A., Mesquita, C. A., de Mattos Scaramuzza, C. A., ... Brancalion, P. H. S. (2014). Governing and delivering a biome-wide restoration initiative: The case of Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. *Forests*, 5(9), 2212–2229. <https://doi.org/10.3390/f5092212>
- Plummer, M. (2009). Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 38–45.
- Polanyi, K. (1957). *The Great Transformation: The Political and Economic Origins of Our Time*. Boston: Beacon Press.
- Porrás, I., Grieg-Gran, M., & Neves, N. (2008). *All that glitters: A review of payments for watershed services in developing countries*. London: International Institute for Environment and Development.
- Potschin, M. B., & Haines-Young, R. H. (2011). Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. *Progress in Physical Geography*, 35(5), 575–594. <https://doi.org/10.1177/0309133311423172>
- Pressey, R. L., Humphries, C. J., Margules, C. R., & Williams, P. H. (1993). Beyond Opportunism : Key Principles for Systematic Reserve Selection. *TREE*, 8(4).
- Primmer, E., Jokinen, P., Blicharska, M., Barton, D. N., Bugter, R., & Potschin, M. (2015). Governance of Ecosystem Services : A framework for empirical analysis. *Ecosystem Services*, 16, 158–166. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.05.002>
- Puga, B. (2014). *Análise das iniciativas de Pagamento por Serviços Ambientais na política ambiental da região do Sistema Cantareira*. Tese de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas.
- Ranganathan, J., Raudsepp-Hearne, C., Lucas, N., Irwin, F., Zurek, M., Ash, N., & West, P. (2008). *A Guide for Decision Makers*. World Resources Institute.
- Raymond, C. M., Singh, G. G., Benessaiah, K., Bernhardt, J. R., & Levine, J. (2013). Ecosystem Services and Beyond. *BioScience*, 63(7), 536–546. <https://doi.org/10.1525/bio.2013.63.7.7>
- Raz, J. (1986). *The Morality of Freedom*. Oxford: Clarendon Press.
- Redford, K. H., & Adams, W. M. (2009). Payment for ecosystem services and the challenge of saving nature. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 23(4), 785–7. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01271.x>

- Reynolds, L. K., McGlathery, K. J., & Waycott, M. (2012). Genetic diversity enhances restoration success by augmenting ecosystem services. *PLoS One*, 7(6), 1–7. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038397>
- Rezende, C. L., Uezu, A., Scarano, F. R., & Araujo, D. S. D. (2015). Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. *Biodiversity and Conservation*, 24(9), 2255–2272. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0980-y>
- Ribeiro, G. V. B. (2011). A origem histórica do conceito de área de preservação permanente no Brasil. *Revista Thema*, 1(8), 1–13.
- Ribeiro, M. C., Martensen, A. C., Metzger, J. P., Tabarelli, M., Scarano, F., & Fortin, M. J. (2011). The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. In F. E. Zachos, J. C. Habel (Eds.) *Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas* (pp. 405–434). Berlin: Springer-Verlag.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., & Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142(6), 1141–1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- Ricklefs, R. (2008). *The Economy of Nature* (6th ed.). New York: W. H. Freeman and Company.
- Ridder, B. (2008). Questioning the ecosystem services argument for biodiversity conservation. *Biodiversity and Conservation*, 17, 781–790. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9316-5>
- Ridder, B. (2007). *Biodiversity versus Nature: values in conflict*. University of Tasmania.
- Ridder, B. (2007). The naturalness versus wildness debate: Ambiguity, inconsistency, and unattainable objectivity. *Restoration Ecology*, 15(1), 8–12. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00184.x>
- Rigueira, D. M. G., da Rocha, P. L. B., & Mariano Neto, E. (2013). Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic Forest: resources for conservation. *Biodiversity Hotspots*, 22, 3141–3163.
- Ring, I., Hansjürgens, B., Elmqvist, T., Wittmer, H., & Sukhdev, P. (2010). Challenges in framing the economics of ecosystems and biodiversity: The TEEB initiative. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2(1–2), 15–26. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.03.005>
- Ring, I., & Schröter-Schlaack, C. (2011). *Instrument Mixes for Biodiversity Policies*. Leipzig. Retrieved from <http://policymix.nina.no>
- Ritchie, J., Lewis, J., Nichols, C., & Ormston, R. (2014). *Qualitative Research Practice: A guide for social Science students and researchers* (2nd ed.). London: Sage.
- Rizzini, C. T. (1997). *Tratado de Fitogeografia do Brasil* (2nd ed.). Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições.
- Robbins, L. (1932). *An essay on the nature and significance of economic science*. London: Macmillan.



- Robertson, M. M. (2006). The nature that capital can see: Science, state, and market in the commodification of ecosystem services. *Society and Space*, 24(3), 367–387.
- Robertson, M. (2012). Measurement and alienation: making a world of ecosystem services. *Transactions of the Institute of British Geographers*, 37(3), 386–401. <https://doi.org/10.1111/j.1475-5661.2011.00476.x>
- Robertson, M. M. (2004). The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. *Geoforum*, 35(3), 361–373.
- Rocha Filho, L. C., Muradas, C., Campos, N., Garófalo, C. A., Imperatriz-Fonseca, V. L., & Del Lama, M. A. (2013). Genetic differentiation of the Euglossini (Hymenoptera, Apidae) populations on a mainland coastal plain and an island in southeastern Brazil. *Genetica*, 141, 65–74.
- Rodrigues, R., Brancalion, P., & Isernhagen, I. (2009). *Pacto pela restauração da mata atlântica : referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*. São Paulo: LERF/ESALQ - Instituto BioAtlântica.
- Rolston III, H. (2002). Naturalizing Callicott. In W. Ouderkirk & J. Hill (Eds.), *Land, Value, Community: Callicott and Environmental Philosophy*. Albany: State University of New York.
- Rolston III, H. (2012). *A New Environmental Ethics: The Next Millennium for Life on Earth*. New York: Routledge.
- Rolston III, H. (1997). Nature for real: is Nature a social construct? In *The Philosophy of the Environment*. Edimburgh: University of Edimburgh Press.
- Rolston III, H. (1989). *Philosophy Gone Wild* (Second). New York: Prometheus Books.
- Rolston III, H. (1994). Value in Nature and the Nature of Value. In R. Attfield & A. Belsey (Eds.), *Philosophy and the Natural Environment* (pp. 13–30). Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/S1358246100006421>
- Ropke, I. (2004). The early history of modern ecological economics. *Ecological Economics*, 50, 293–314.
- Ropke, I. (2005). Trends in the development of ecological economics from the late 1980s to the early 2000s. *Ecological Economics*, 55, 262–290.
- Roriz, P. A. C., & Fearnside, P. M. (2015). A construção do Código Florestal Brasileiro e as diferentes perspectivas para a proteção das florestas. *Novos Cadernos NAEA*, 18(2), 51–68. Retrieved from <http://www.periodicos.ufpa.br/index.php/ncn/article/view/1866/2691>
- Rosa, H. D. (2004). The Bioethics of Biodiversity. *Human Ecology Special Issue*, 12, 161–175.
- Rose, G. (2001). *Visual Methodologies: An introduction to the interpretation of visual materials*. London: Sage.

- Ruiz, M. (2015). *Pagamento por serviços ambientais da teoria à prática - A experiência do projeto Produtores de Água e Floresta na região hidrográfica do Guandu, estado do Rio de Janeiro*. Rio Claro: Instituto Terra de Preservação Ambiental.
- Russell, C., & Powell, P. (2000). Practical considerations and comparison of instruments of environmental policy. In J. Van der Bergh (Ed.), *Handbook of Environmental and Resource Economics*. Cheltenham: Edward Elgar.
- Sagoff, M. (2008). On the economic value of ecosystem services. *Environmental Values*, 17, 19–25.
- Sagoff, M. (2004). *Price, Principle, and the Environment*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Santos, B. A., Arroyo-Rodríguez, V., Moreno, C. E., & Tabarelli, M. (2010). Edge-related loss of tree phylogenetic diversity in the severely fragmented Brazilian Atlantic forest. *PLoS One*, 5, e12625.
- Santos, B. A., Peres, C. A., Oliveira, M. A., Grillo, A., Alves-Costa, C. P., & Tabarelli, M. (2008). Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation*, 141, 249–260.
- Santos, F. C. (2004). *Desenvolvimento econômico, pobreza e desmatamento no Brasil: Evidências empíricas para as regiões Sul e Sudeste nas décadas de 80 e 90*. UFRJ.
- Santos, F. D. (2011). *Humans on earth: from origins to possible futures*. London: Springer.
- Santos, F. D. (2012). *Alterações globais: os desafios e os riscos presentes e futuros*. Lisboa: Fundação Francisco Manuel dos Santos.
- Santos, R., Antunes, P., Baptista, G., Mateus, P., & Madruga, L. (2006). Stakeholder participation in the design of environmental policy mixes. *Ecological Economics*, 60, 100–110.
- Santos, R., Ring, I., Antunes, P., Clemente, P., & Ribas, T. (2012). *Ecological fiscal Transfers in Portugal: their role and incentive in the policymix for biodiversity condervation*. Rio de Janeiro.
- Santos, R., & Vivan, J. (2012). *Pagamentos por Serviços Ecológicos em perspectiva comparada: recomendações para tomada de decisão*. Projeto Apoio aos Diálogos Setoriais União Europeia-Brasil. Brasília: Ministério do Planejamento.
- Sarkar, S. (1999). Wilderness preservation and biodiversity conservation—keeping divergent goals distinct. *BioScience*, 49(5), 405–412.
- Sattler, C., & Matzdorf, B. (2013). PES in a nutshell: From definitions and origins to PES in practice—Approaches, design process and innovative aspects. *Ecosystem Services*, 6, 2–11. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.09.009>
- Sauer, S., & França, F. (2012). Código Florestal, função socioambiental da terra e soberania alimentar. *Caderno CRH*, 25(65), 285–307.

- Scarano, F. R. (2009). Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: Rare-species bias and its risks for conservation. *Biological Conservation*, 142(6), 1201–1208. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.027>
- Scarano, F. R., & Ceotto, P. (2015). Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. *Biodiversity and Conservation*, 24(9), 2319–2331. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0972-y>
- Scardua, F. P. (2003). *Governabilidade e descentralização da gestão ambiental no Brasil*. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília.
- Scardua, F. P., & Bursztyn, M. (2003). A Descentralização da política ambiental no Brasil. *Sociedade E Estado*, 18, 219–314.
- Schlee, M. B. (2013). Ocupação de encostas urbanas: algumas considerações sobre resiliência e sustentabilidade. *Caderno Metropolitano*, 15(29), 241–264.
- Schmitt, A., Farley, J., Alvez, J., Alarcon, G. G., & Rebollar, P. M. (2013). Integrating Agroecology with Payments for Ecosystem Services in Santa Catarina's Atlantic Forest. In R. Muradian & L. Rival (Eds.), *Governing the Provision of Ecosystem Services* (pp. 333–356). Dordrecht: Springer.
- Schneider, F., Kallis, G., & Martinez-Alier, J. (2010). Crisis or opportunity? Economic degrowth for social equity and ecological sustainability. Introduction to this special issue. *Journal of Cleaner Production*, 18(6), 511–518. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.01.014>
- Schomers, S., & Matzdorf, B. (2013). Payments for ecosystem services: A review and comparison of developing and industrialized countries. *Ecosystem Services*, 6, 16–30.
- Schroeder, M. (2016). Value Theory. *The Stanford Encyclopedia of Philosophy* (Fall 2016 Edition), Edward N. Zalta (Ed.), Retrieved from <<https://plato.stanford.edu/archives/fall2016/entries/value-theory/>>.
- Schroter, M., Zanden, E. H. Van Der, Oudenhoven, A. P. E. Van, Remme, R. P., Serna-chavez, H. M., Groot, R. S. De, ... Rosenberg, A. (2014). Ecosystem Services as a Contested Concept : A Synthesis of Critique and Counter-Arguments. *Conservation Letters*, 7(December), 514–523. <https://doi.org/10.1111/conl.12091>
- Schuerholtz, G. (2000). *Pilot program to conserve the Brazilian rain forest: mid-term review, Sector Mata Atlântica*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Schumacher, E. F. (1973). *Small is Beautiful: Economics as if People mattered*. London: Vintage.
- Schumpeter, J. (1997). *Teoria do Desenvolvimento Econômico: uma investigação sobre lucros, capital, crédito, juro e o ciclo econômico*. São Paulo: Editora Nova Cultural.
- Schumpeter, J. (2003). *Capitalism, Socialism, Democracy*. London: Routledge.

- Seehusen, S. E., & Prem, I. (2011). Por que Pagamentos por Serviços Ambientais? In *Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: Lições aprendidas e desafios* (pp. 15–45). Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Serôa da Motta, R. (1996). *The Economics of Biodiversity in Brazil: The Case of Forest Conversion*. Rio de Janeiro: IPEA.
- Serôa da Motta, R. (2015). Instrumentos Econômicos: conceitos, objetivos e resultados. In A. A. Azevedo, T. Reis, & M. Pires (Eds.), *Instrumentos Econômicos de Apoio à Implementação do Novo Código Florestal: Relato do workshop no âmbito do observatório do Código Florestal*. Observatório do Código Florestal.
- Serôa da Motta, R. (1997). *Manual para Valoração Econômica de Recursos Ambientais*. Rio de Janeiro: IPEA/MMA/PNUD/CNPq.
- Serres, M. (1990). *Le contrat naturel*. Paris: François Bourin.
- Shapiro, J., & Báldi, A. (2014). Accurate accounting: How to balance ecosystem services and disservices. *Ecosystem Services*, 7, 201–202. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.01.002>
- Shapiro, M. (2010). Conning the Climate: inside the carbon-trading shell game. *Harpper's Magazine*, 31–39.
- Shapiro-Garza, E. (2013). Contesting market-based conservation: payments for ecosystem services as a surface of engagement for rural social movements in Mexico. *Human Geography*, 6, 134–150.
- Shapiro-Garza, E. (2013). Contesting the market-based nature of Mexico's national payments for ecosystem services programs: Four sites of articulation and hybridization. *Geoforum*, 46, 5–15. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2012.11.018>
- Shiki, S., & Shiki, S. D. F. N. (2011). Os Desafios de uma Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais: lições a partir do caso do Proambiente. *Sustentabilidade Em Debate*, 2, 99–118.
- Silva, J. M. C., & Casteleti, C. H. M. (2005). Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. In C. Galindo-Leal & I. Câmara (Eds.), *Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas* (pp. 43–59). São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional.
- Silva, J. M. C., Sousa, M. C., & Casteletti, C. H. M. (2004). Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic forest, South America. *Global Ecology and Biogeography*, 13, 85–92.
- Silva, J. M. C., & Tabarelli, M. (2000). Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature*, 404, 72–74.
- Siqueira, C. F. A., & Nogueira, J. M. (2004). O novo Código Florestal e a Reserva Legal: do preservacionismo desumano ao conservacionismo politicamente correto. In *Encontro Brasileiro de Economia e Sociologia Rural – Encontro da Sociedade Brasileira de Economia e Sociologia Rural-SOBER*, 42. (p. 20). Brasília: SOBER.

- Skroch, M., & López-Hoffman, L. (24AD). Saving nature under the big tent of ecosystem services: a response to Adams and Redford. *Conservation Biology*, 325–327.
- Smith, M., de Groot, D., Perrot-Maître, D., & Bergkamp, G. (2006). *Pay – Establishing payments for watershed services*. *Iucn*, (Vol. 42). <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Smith, N. (2007). Nature as accumulation strategy. *Socialist Register*, 43, 16–36.
- Smith, N. (1984). *Uneven Development: Nature, Capital, and the Production of Space*. New York: Basil Blackwell.
- Soares-Filho, B., Rajão, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., ... Alencar, A. (2014). Cracking Brazil's Forest Code. *Science*, 344(April), 363–364.
- Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental - SPVS. (2012). *Revisão dos Planos de Manejo das Reservas Naturais Morro da Mina, Rio Cachoeira e Serra Itaquí - Paraná*. Curitiba: Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental - SPVS.
- Sommerville, M. M., Milner-Gulland, E. J., & Jones, J. P. G. (2011). The challenge of monitoring biodiversity in payment for environmental service interventions. *Biological Conservation*, 144(12), 2832–2841. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.036>
- Sommerville, M., Jones, J. P. G., Rahajaharison, M., & Milner-Gulland, E. J. (2010). The role of fairness and benefit distribution in community-based Payment for Environmental Services interventions: A case study from Menabe, Madagascar. *Ecological Economics*, 69(6), 1262–1271. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.005>
- Soper, K. (1995). *What is Nature: Culture, Politics and the Non-Human*. Oxford: Wiley-Blackwell.
- Soromenho-Marques, V. (2012). Hermínio Martins, pensador da crise contemporânea. *Análise Social*, 203, 479–482. Retrieved from [http://www.scielo.oces.mctes.pt/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0003-25732012000200011](http://www.scielo.oces.mctes.pt/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0003-25732012000200011)
- Soulé, M. E. (1985). What is Conservation Biology? *BioScience*, 35(11), 727–734.
- Souza, T. V., Lorini, M. L., Alves, M. A. S., Codeiro, P., & Vale, M. M. (2011). Redistribution of threatened and endemic Atlantic Forest birds under climate change. *Natureza & Conservação*, 9, 214–218.
- Sparovek, G., Barreto, A., Klug, I., Papp, L., & Lino, J. (2011). A revisão do Código Florestal Brasileiro. *Novos Estudos*, 89, 111–135.
- Sparovek, G., Berndes, G., Barretto, A. G. de O. P., & Klug, I. L. F. (2012). The revision of the brazilian forest act: Increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? *Environmental Science and Policy*, 16, 65–72. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.10.008>

- Sparovek, G., Berndes, G., Klug, I., & Barreto, A. G. O. P. (2010). Brazilian agriculture and environmental legislation: status and future challenges. *Environmental Science & Technology*, 44(16), 6046–6053.
- Spash, C. L. (1999). The Development of Environmental Education. *Environmental Values*, 8, 413–435. <https://doi.org/10.3197/096327199129341897>
- Spash, C. L. (2011). Social Ecological Economics: Understanding the Past to See the Future. *American Journal of Economics and Sociology*, 70(2), 340–375.
- Spash, C. L. (2008). Contingent valuation design and data treatment: if you can't shoot the messenger, change the message. *Environment and Planning C: Government and Policy*, 26, 34–53.
- Spash, C. L. (2008). How much is that ecosystem in the window? The one with the bio-diverse trail. *Environmental Values*, 17, 259–284.
- Spash, C. L. (2015). The Dying Planet Index: Life, Death and Man's Domination of Nature. *Environmental Values*, 24, 1–7. <https://doi.org/10.3197/096327115X14183182353700>
- Spash, C. L. (2009). The new environmental pragmatists, pluralism and sustainability. *Environmental Values*, 18(3), 253–256. <https://doi.org/10.3197/096327109X12474739376370>
- Spash, C. L., & Aslaksen, I. (2015). Re-establishing an ecological discourse in the policy debate over how to value ecosystems and biodiversity. *Journal of Environmental Management*, 159, 245–253. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.049>
- Spash, C. L., & Vatn, A. (2006). Transferring environmental value estimates: issues and alternatives. *Ecological Economics*, 60, 379–388.
- Srbek-Araujo, A. C., Mendes, S. L., & Chiarello, A. G. (2015). Jaguar (*Panthera onca* Linnaeus, 1758) roadkill in Brazilian Atlantic Forest and implications for species conservation. *Brazilian Journal of Biology*, 75(3), 581–586.
- Srivastava, D. S., & Vellend, M. (2005). Biodiversity-ecosystem function research: is it relevant to conservation? *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 36, 267–294.
- Steinberger, M., & Rodrigues, R. J. (2010). Conflitos na delimitação territorial do Bioma Mata Atlântica. *Revista GEOgrafias*, 6(2), 37–48.
- Stickler, C. M., Nepstad, D. C., Azevedo, A. A., & McGrath, D. G. (2013). Defending public interests in private lands: compliance, costs and potential environmental consequences of the Brazilian Forest Code in Mato Grosso. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B Biological Sciences*, 368(1619), 1–13.
- Stubbs, M. S. (1983). *Discourse Analysis: the social linguistic analysis of natural language*. Chicago: University of Chicago Press.
- Sullivan, S. (2014). *The natural capital myth ; or will accounting save the world ? Preliminary thoughts on nature , finance and values*.

- Sullivan, S. (2009). Green capitalism, and the cultural poverty of constructing nature as service-provider. *Radical Anthropology*, 3, 18–27. Retrieved from [http://eprints.bbk.ac.uk/6016/1/Sullivan,\\_radical\\_anthropology\\_2009.pdf](http://eprints.bbk.ac.uk/6016/1/Sullivan,_radical_anthropology_2009.pdf)
- Sullivan, S. (2010). “Ecosystem Service Commodities” - A New Imperial Ecology? Implications for Animist Immanent Ecologies, with Deleuze and Guattari. *New Formations*, 69(1), 111–128. <https://doi.org/10.3898/NEWF.69.06.2010>
- Sullivan, S. (2013). Banking Nature? The Spectacular Financialisation of Environmental Conservation. *Antipode*, 45(1), 198–217. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8330.2012.00989.x>
- Szerszynski, B. (2014). *Geoengineering Our Climate? Geoengineering and Religion: A History in Four Characters*. Opinion Article, Geoengineering Our Climate Working Paper and Opinion Article Series. Available at: <http://wp.me/p2zsRk-be>.
- Tabarelli, M., & Aguiar, A. V. (2012). A conversão da floresta atlântica em paisagens antrópicas: lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. *Interciencia*, 37, 88–92. Retrieved from <http://www.academia.edu/download/29558133/33922717002.pdf>
- Tabarelli, M., Aguiar, A. V., Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., & Peres, C. A. (2010). Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, 143(10), 2328–2340. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>
- Tabarelli, M., Peres, C. A., & Melo, F. P. L. (2012). The “few winners and many losers” paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation*, 155(October), 136–140. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.020>
- Tabarelli, M., Pinto, L. P., Silva, J. M. C., Hirota, M., & Bedê, L. (2005). Challenges and Opportunities for Biodiversity Conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology*, 19(3), 695–700. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00694.x>
- Tacconi, L. (2012). Redefining payments for environmental services. *Ecological Economics*, 73, 29–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.028>
- Takacs, D. (1996). *The Idea of Biodiversity: Philosophies of Paradise*. Baltimore: The John Hopkins University Press.
- Taton, R. (1960). *A ciência moderna*. São Paulo: Difusão Européia do Livro.
- TEEB. (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB*. Retrieved from <http://www.teebweb.org/TEEBSynthesisReport/tabid/29410/Default.aspx>
- Teixeira, A. M. G., Soares-Filho, B., Freitas, S. R., & Metzger, J. P. (2009). Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: implications for conservation. *Forest Ecology and Management*, 257, 1219–1230.

- Terra de Direitos (2009). *Mudanças na legislação ambiental e os reflexos na agricultura familiar camponesa e povos e comunidades tradicionais: subsídios técnicos e políticos para o debate*. Curitiba.
- Thomas, K. (1988). *O homem e o mundo natural: mudanças de atitude em relação às plantas e aos animais, 1500 – 1800*. São Paulo: Companhia das Letras.
- Tokeshi, M. (1999). *Species and coexistence: ecological and evolutionary perspectives*. Oxford: Blackwell Science.
- Torres, H. G., Alves, H., & Oliveira, M. A. (2007). São Paulo peri-urban dynamics: some social causes and environmental consequences. *Environment and Urbanization*, 19, 207–223.
- Turner, R. K., Georgiou, S., & Fisher, B. (2008). *Valuing Ecosystem Services: The Case of Multi-functional Wetlands*. Oxford: Earthscan.
- Turnhout, E., Neves, K., & de Lijster, E. (2014). “Measurementality” in biodiversity governance: knowledge, transparency, and the Intergovernmental Science–Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). *Environment and Planning A*, 46(3), 581–597. <https://doi.org/10.1068/a4629>
- Turnhout, E., Waterton, C., Neves, K., & Buizer, M. (2013). Technocratic and Economic Ideals in the Ecosystem Services Discourse. *Conservation Letters*, 7(3), 336–337. <https://doi.org/10.1111/conl.12069>
- Turnhout, E., Waterton, C., Neves, K., & Buizer, M. (2013). Rethinking biodiversity: from goods and services to “living with.” *Conservation Letters*, 6(3), 154–161. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00307.x>
- Uehara-Prado, M., Fernandes, J. O., Bello, A. M., Machado, G., Santos, A. J., Vaz-de-Mello, F. Z., & Freitas, A. V. L. (2009). Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: a first approach in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*, 142, 1220–1228.
- Uezu, A., & Metzger, J. P. (2016). Time-Lag in Responses of Birds to Atlantic Forest Fragmentation: Restoration Opportunity and Urgency. *PLoS One*. Retrieved from <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0147909>
- Uezu, A., Beyer, D. D., & Metzger, J. P. (2008). Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodiversity and Conservation*, 17(8), 1907–1922. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9329-0>
- Umetsu, F., Metzger, J. P., & Pardini, R. (2008). The importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscape: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography*, 31, 359–370.
- UNFCCC. (1998). *Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change*. Japan.



- Urban, T. (1998). *Saudade do Matão*. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, Fundação MacArthur, Fundação O Boticário de Proteção da Natureza.
- Valatin, G. (2012). *Marginal abatement cost curves for UK forestry*. Edinburgh. Retrieved from [http://www.forestry.gov.uk/pdf/FCRP019.pdf/\\$FILE/FCRP019.pdf](http://www.forestry.gov.uk/pdf/FCRP019.pdf/$FILE/FCRP019.pdf)
- Van Dyke, F. (2008). *Conservation Biology: Foundations, concepts, applications* (2nd ed.). Springer-Verlag.
- Varjabedian, R. (2010). Lei da Mata Atlântica: retrocesso ambiental. *Estudos Avançados*, 24(68), 147-160.
- Vatn, A. (2010). An institutional analysis of payments for environmental services. *Ecological Economics*, 69(6), 1245–1252. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.018>
- Vatn, A. (2000). The environment as a commodity. *Environmental Values*, 9, 493–509.
- Vedovello, R., & Macedo, E. (2007). Deslizamentos de encostas. In Santos, R. F dos (Ed.) *Vulnerabilidade ambiental: desastres naturais ou fenômenos induzidos?* Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Veiga Neto, F. (2008). *A Construção dos Mercados de Serviços Ambientais e suas Implicações para o Desenvolvimento Sustentável no Brasil*. Tese de Doutorado. Instituto de Ciências Humanas e Sociais. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.
- Veiga Neto, F., & Gavaldão, M. (2011). Iniciativas de PSA de Conservação dos Recursos Hídricos na Mata Atlântica. In *Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: Lições aprendidas e desafios*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Veiga Neto, F., & May, P. H. (2010). Mercados para serviços ambientais. In P. H. May (Ed.), *Economia do Ambiente: teoria e prática*. Rio de Janeiro: Elsevier.
- Viana, V. (2008). Bolsa Floresta: um instrumento inovador para a promoção da saúde em comunidades tradicionais na Amazônia. *Estudos Avançados*, 22(64), 143–153.
- Vieira, D. L. M., Holl, K. D., & Peneireiro, F. M. (2009). Agro-successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Restoration Ecology*, 17(4), 451–459. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00570.x>
- Vieira, M. V, Olifiers, N., Delciellos, A., Antunes, V., Bernardo, L., Grelle, C., & Cerqueira, R. (2009). Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. *Biological Conservation*, 142(6), 1191–1200.
- Vira, B., & Adams, W. M. (2009). Ecosystem services and conservation strategy: beware the silver bullet. *Conservation Letters*, 2(4), 158–162. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2009.00063.x>
- Vivan, J. (2012). *Estudo 2. Primeiro Relatório. Sistematização e Atualização de Experiências Brasileiras sobre Pagamentos por Serviços Ambientais Relacionados à Conservação e ao Desenvolvimento Sustentável em Diferentes Biomas*. Brasília: Diálogos Setoriais União Europeia - Brasil.

- Viveiros de Castro, E. (2013). Últimas notícias sobre a destruição do mundo. In *Conferência Curt Nimuendajú*. São Paulo: Centro de Estudos Ameríndios da USP. Retrieved from <http://www.socioambiental.org/pt-br/noticias-socioambientais/os-indios-sao-especialistas-em-fim-do-mundo-diz-o-antropologo-eduardo-viveiros-de-castro>
- Vogel, S. (2005). Nature as origin and difference: On environmental philosophy and continental thought. In M. E. Zimmerman, J. B. Callicott, K. J. Warren, I. J. Klaver, & J. Clark (Eds.), *Environmental philosophy: From animal rights to radical ecology*. New Jersey: Pearson Prentice Hall.
- Von Döhren, P., & Haase, D. (2015). Ecosystem disservices research: A review of the state of the art with a focus on cities. *Ecological Indicators*, 52, 490–497. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.027>
- Webb, T. J., Woodward, F. I., Hannah, L., & Gaston, K. J. (2005). Forest cover-rainfall relationships in a biodiversity hotspot: the Atlantic forest of Brazil. *Ecological Applications*, 15, 1968–1983.
- Westman, W. E. (1977). How much are nature's services worth? *Science*, 197, 960–964.
- Weston, A. (1985). Beyond intrinsic value: Pragmatism in environmental ethics. *Environmental Ethics*, 7(4), 321–339.
- Wezel, A., Bellon, S., Doré, T., Francis, C., Vallod, D., & David, C. (2009). Variation partitioning of taxa data matrices: estimation and comparison of fractions. *Agronomy for Sustainable Development*, 29, 503–515.
- White, L. J. (1967). Historic roots of our ecological crisis. *Science*, 155, 1203–1207.
- White, R. (1992). Towards a green political economy; The Market. In R. Harding (Ed.), *Ecopolitics V, Proceedings*. Sydney: University of NSW.
- Wiborn, P. (2013). *Nature's Services - A guide for primary school on ecosystem services*. WWF. Retrieved from <http://www.wwf.se/source.php/1539893/Ecosystem-services-3.pdf>
- Wilson, E. O. (1992). *The Diversity of Life*. New York and London: W. W. Norton & Co.
- Wilson, E. O. (2002). *The Future of Life*. New York: Vintage Books.
- Wright, S. J. (2005). Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(10), 553–560.
- Wunder, S. (2015). Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecological Economics*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.08.016>
- Wunder, S. (2005). *Payments for environmental services: some nuts and bolts*. Occasional Paper No. 42. Jakarta: CIFOR. Retrieved from <http://intranet.catie.ac.cr/intranet/posgrado/SA507/Curso SA-507 2010/Bibliografía/some nuts and bolts CIFOR%7D.pdf>
- Wunder, S. (2013). When payments for environmental services will work for conservation. *Conservation Letters*, 6(4), 230–237. <https://doi.org/10.1111/conl.12034>

- Wunder, S. (2007). The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation Biology*, 21(1), 48–58.
- Wunder, S., Engel, S., & Pagiola, S. (2008). Taking Stock: A Comparative Analysis of Payments for Environmental Services Programs in Developed and Developing Countries. *Ecological Economics*, 65, 834–852.
- Wynne-Jones, S. (2012). Negotiating neoliberalism: Conservationists' role in the development of payments for ecosystem services. *Geoforum*, 43(6), 1035–1044.  
<https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2012.07.008>
- Young, C. E. F. (2005). Causas socioeconômicas do desmatamento na Mata Atlântica brasileira. In C. Galindo-Leal & I. Câmara (Eds.), *Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas* (pp. 103–118). Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional.
- Young, C. E. F. (2006). Desmatamento e desemprego rural na Mata Atlântica. *Floresta & Ambiente*, 13(2), 75–88.
- Young, C. E. F., & de Bakker, L. B. (2014). Payments for ecosystem services from watershed protection: A methodological assessment of the Oasis Project in Brazil. *Natureza & Conservação*, 12(1), 71–78.  
<https://doi.org/10.4322/natcon.2014.013>
- Zagorin, P. (1998). *Francis Bacon*. Princeton: Princeton University Press.
- Zhang, W., Ricketts, T. H., Kremen, C., Carney, K., & Swinton, S. M. (2007). Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64(2), 253–260.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>
- Zilberman, D., Lipper, L., & McCarthy, N. (2008). When could payments for environmental services benefit the poor? *Environment and Development Economics*, 13(3), 1–24.  
<https://doi.org/10.1017/S1355770X08004294>

## **Anexo**

### **Questionário Sobre Pagamento por Serviços Ecossistêmicos/Ambientais na Mata Atlântica**

Este questionário se destina a um estudo acadêmico elaborado no âmbito de minha tese de Doutorado, na Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa e tem como objetivo avaliar os Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos ou Ambientais (PSE/A) e seu impacto na conservação da biodiversidade da Mata Atlântica. Os instrumentos econômicos para a valorização da biodiversidade despertam cada vez mais atenção e os PSE/A ganham cada vez mais visibilidade. O percurso da aplicação do PSE/A tem uma dinâmica própria e também muito difusa. É um instrumento com potenciais, contudo, com desafios próprios, especialmente no que concerne à conservação da biodiversidade.

O questionário constitui-se de três partes: 1) caracterização geral; 2) caracterização de conservação; 3) caracterização socioambiental. Nenhuma das questões é obrigatória, no entanto, quanto mais questões respondidas, melhor. Algumas das questões permitem que sejam assinaladas mais de uma resposta, de acordo com o descritivo da própria questão. Algumas questões permitem que assinale a opção "Outro". Sempre que assinalar essa opção, não se esqueça de preencher o espaço em branco à frente.

Deve-se preencher um questionário para cada projeto. O questionário demora cerca de 20 minutos para responder. Sei que este é um intervalo de tempo considerável, mas sua contribuição é muito valiosa para minha pesquisa e agradeço, desde já, pela sua colaboração e pelo tempo que vai dedicar a responder ao questionário.

Estou à disposição para quaisquer dúvidas que possam surgir durante o preenchimento do questionário. Também estou disponível para uma conversa por skype para mais esclarecimentos. Caso também possa partilhar com outros envolvidos em iniciativas de PSE/A, será uma grande ajuda.

E para cada questionário respondido, uma muda da Mata Atlântica será plantada!

Obrigado!

Rodrigo Muniz da Silva

rodmunizs@gmail.com

skype: rodmunizs

## Caracterização Geral

### 01 Nome do Projeto ou Programa

---

### 02 LocalidadeMunicípio (ou bacia hidrográfica) e UF

---

### 03 Como define o perfil do programa/projeto PSE/A? *(Isto é, como o PSE/A é tratado em sua concepção? (Vivan, 2012).*

- PSE/A Específico (projetos que foram desenhados com o intuito de venda de serviços ambientais).
- Tipo-PSE/A (atendem parcialmente os condicionantes PSA).
- SE/A como externalidade (geram serviços ambientais, mas não foram desenhados com a preocupação de venda de SA).
- Preparatórios (projetos que investem em etapas preparatórias, como regularização fundiária, infraestrutura, capacitação para a gestão, tendo como horizonte PSE/A).

### 04 Tipo de serviço autodenominado pelo projeto/programa

- Água
- Carbono
- Biodiversidade
- Outros: \_\_\_\_\_

### 05 Qual a modalidade do PSE/A proposto? *(Eloy et al., 2013)*

- PSA do tipo “restrição de uso”: o pagamento é destinado a compensar um agricultor por ele renunciar ao uso de uma área, geralmente coberta por vegetação nativa.
- PSA de tipo “restauração”: o pagamento visa dar uma contribuição aos custos de recomposição da vegetação em áreas já desmatadas.
- PSA de tipo “valorização de práticas tradicionais” : buscam recompensar práticas de gestão do meio-ambiente ou praticas agroextrativistas de baixo impacto que já são de domínio das populações locais.
- PSA do tipo “transição” : eles procuram incentivar a adoção de práticas agrícolas sustentáveis e a diversificação produtiva.

### 06 Objetivo(s) prioritário(s) *(Aqui, poderá marcar mais de uma opção.)*

- Neutralização/compensação de gases com efeito estufa
- Regeneração assistida
- Reflorestamento e enriquecimento nativo
- Reflorestamento comercial
- Conservação de remanescentes
- Conservação de espécie e habitats (ou população alvo)
- Constituição de corredor ecológico
- Incentivo à conversão das práticas de uso da terra
- Criação de áreas protegidas (unidades de conservação)
- Proteção de mananciais hídricos (ou conservação e recuperação de mata ciliares)
- Foco em terras indígenas
- Outros: \_\_\_\_\_

**07 Escopo da Intervenção** (*Santos e Vivan, 2012*).

- Paisagem (inclui agricultura, silvicultura, reflorestamento comercial e outros usos do solo).
- Floresta (foco exclusivo em Florestas Remanescentes em áreas protegidas privadas ou públicas – tais como, Área de Preservação Permanente (APP), Reserva Legal (RL), Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), Unidade de Conservação (UC), Terra Indígena (TI) e Corredor Ecológico).

**08 Tipo de abordagem**

- Conservacionista (voltada para a conservação, em que o desenvolvimento é um efeito secundário).
- Desenvolvimentista (voltada para o desenvolvimento, em que a conservação é um efeito secundário).

**09 Estado do projeto/programa**

- Proposta em elaboração
- Em andamento
- Concluído
- Concluído, mas em renegociação para continuidade
- Já está em segunda ou terceira fase

**10 Duração do projeto:** \_\_\_\_\_

**10.1 Data (real ou prevista) de início e término (dd/mm/aaaa):** \_\_\_\_\_

**11 Arranjo institucional** (*Aqui poderá descrever brevemente o arranjo institucional*).

\_\_\_\_\_

**11.1 Proponente(s) do projeto/programa:** \_\_\_\_\_

**11.2 Compradores:** \_\_\_\_\_

**11.3 Provedores / Público beneficiário:** \_\_\_\_\_

**11.4 Se existem atores indiretamente envolvidos, descrever abaixo de que forma estão envolvidos. Se não sabe, ou se não há, escreva abaixo. Atores que se envolvem indiretamente, normalmente de forma não voluntária (como pagar pelos serviços hídricos na conta de água).**

\_\_\_\_\_

**12 Tipo de pagamento** Se for o caso, poderá assinalar as duas opções.

- Monetário
- In-kind
- Outros: \_\_\_\_\_

**12.1 Quantia do pagamento (R\$/hectare):** \_\_\_\_\_

**12.2 Variação do pagamento (em R\$)** (*Qual o menor e maior valor recebido pelos proprietários.*  
*Exemplo: 300,00 - 7000,00*): \_\_\_\_\_

**12.3 Frequência do pagamento**

- ☐ Mensal
- ☐ Semestral
- ☐ Anual
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**12.4 A quem se destina o pagamento Ou público alvo do projeto**

---

**12.5 Como é feito o pagamento?**

- ☐ Diretamente entre comprador e provedor
- ☐ O proponente atua como intermediário
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**13 Setor de origem dos recursos**

- ☐ Privado
- ☐ Público
- ☐ Terceiro setor
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**13.1 Origem dos recursos**

- ☐ Internacional
- ☐ Nacional
- ☐ Combinado
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**13.2 Quantia total dos recursos (em R\$):** \_\_\_\_\_

**13.3 Nome da(s) instituição(ões) financiadora(s)**

---

**14 Escala de Abrangência (Questionário IPÊ)** (*Aqui poderá selecionar mais de uma opção, se for o caso*).

- ☐ Local
- ☐ Municipal
- ☐ Estadual
- ☐ Nacional
- ☐ Supranacional

**15 Tipo de propriedade e contexto** (*Poderá marcar mais de uma opção*).

- ☐ Propriedade individual
- ☐ Conjunto de propriedades individuais
- ☐ Propriedade coletiva (assentamentos, quilombos, terras indígenas, entre outros)
- ☐ Propriedade pública
- ☐ Microbacia hidrográfica (do local ao municipal)
- ☐ Bacia hidrográfica (Regional)

- Corredor Ecológico
- Áreas protegidas
- Bioma (projetos abrangentes)
- Nacional
- Outros: \_\_\_\_\_

**16 Finalidade da propriedade** *(Poderá marcar mais de uma opção).*

- Lazer
- Subsistência
- Negócio
- Conservação
- Outros: \_\_\_\_\_

**17 Tipo de produção** *(Poderá marcar mais de uma opção).*

- Pecuária
- Agricultura
- Reflorestamento comercial
- Agrofloresta (agroecológica)
- Outros: \_\_\_\_\_

**18 Influência da regularização fundiária para o projeto** *(Por exemplo, é essencial que as propriedades estejam regularizadas para os projetos que visam o estoque de carbono ou o mercado de carbono; também é importante que as propriedades em um projeto de PSA-Água estejam regularizadas para melhor monitorizar a qualidade e quantidade da água. Portanto, qualquer projeto que envolva certificação, requer uma regularização apropriada das propriedades).*

- Alta (o projeto exige direitos de propriedade bem definidos)
- Média (o projeto não exige direitos de propriedades bem definidos, mas é fundamental um reconhecimento informal de direitos a comunidade local)
- Baixa (o projeto não exige reconhecimento de direitos legais de propriedade)
- Não se sabe

**19 Número de proprietários envolvidos** *(Ou número de famílias, se for o caso, mas especificar).*

---

**20 Dimensão total das propriedades envolvidas no projeto** *(em hectares).*

---

**20.1 Menor e maior propriedade envolvida no projeto** *(em hectares) Exemplo: 12-100 (menor-maior).*

---

**21 Dimensão da área total contratada** *(em hectares) Aqui se trata da área total contratada dentro das propriedades para o projeto e não a área total das propriedades.*

---

**21.2 Maior e menor área contratada** *(em hectares) Exemplo: 12-100 (menor-maior). Aqui se trata da área total contratada dentro das propriedades para o projeto e não a área total das propriedades.*

---

**22 A área contratada é:**

- maior que a área de uso da propriedade



- menor que a área de uso da propriedade
- Não se sabe

### **23 Estratégia operacional da monitorização**

- Output-based "*(quando a monitorização é baseado nos indicadores do serviço ecossistêmico gerado, por exemplo, toneladas de carbono sequestradas, grau de turbidez da água)*" (Vivan, 2012).
- Input-based "*(quando se assume a hipótese de que alterações no uso do solo e nas práticas agrícolas geram efeitos na provisão de serviços ecossistêmicos, limitando-se a monitorizar apenas as mudanças ocorridas – cobertura florestal, área em manejo isenta de agrotóxicos – em vez dos serviços ecossistêmicos propriamente ditos)*" (Vivan, 2012).

#### **23.1 Descreva a metodologia utilizada para a monitorizaçãoExemplo: imagens de satélite, estimativa de carbono, vistorias, reuniões, certificações, turbidez da água etc.**

---

#### **23.2 Quem faz a monitorização?**

---

#### **23.3 Frequência da monitorização**

- Mensal
- Semestral
- Anual
- Outros: \_\_\_\_\_

#### **23.4 Estágio da monitorização**

- Em elaboração
- Em andamento
- Concluído
- Interrompido
- Outros: \_\_\_\_\_

### **24 O projeto/programa possui critérios de elegibilidade?**

- Sim
- Não
- Outros: \_\_\_\_\_

#### **24.1 Descreva os parâmetros considerados pelos critérios de elegibilidadeOu poderá, se entender melhor, enviar os critérios de elegibilidade por e-mail (rodmunizs@gmail.com).**

---

#### **24.2 Ordem dos critérios**

- Obrigatória
- Classificatória
- Outros: \_\_\_\_\_

### **25 Indique o marco regulatório (Poderá marcar mais de uma opção).**

- Lei Municipal
- Lei Estadual

- ☐ Lei Federal
- ☐ Indefinido
- ☐ Contrato privado
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**26 Existe um relatório sobre os resultados do projeto em questão?**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**27 Seria possível enviar o projeto do PSE/A e, caso houver, o relatório sobre os resultados do projeto em questão?** *(Se sim, por gentileza, enviar para rodmunizs@gmail.com. Obrigado.)*

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

### Caracterização de Conservação

**28 O projeto/programa resultou na criação de Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) a partir da área contratada?**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**29 O projeto/programa resultou na proteção permanente da área contratada?** *(Afora RPPN)*

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**29.1 Se sim, de que modo?** *Exemplo: criação de unidade de conservação, contrato de servidão florestal, entre outros.*

---

**30 Registrou-se a recuperação de Área de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL)?**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**31 Registrou-se a recuperação de área degradada além de APP e RL?**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**32 Qual a estimativa da área recuperada pelo projeto/programa?** *(em hectares)*

---

**33 O projeto/programa desenvolve-se em uma área protegida (ou unidade de conservação)?**

- ☐ Sim
- ☐ Não

- ☐ Parcialmente
- ☐ No entorno
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**34 O projeto contribui para a conectividade entre as áreas naturais dentro da propriedade contratada?**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**34.1 O projeto contribui para a conectividade com outras áreas naturais externas à propriedade contratada?**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**35 O projeto contribui efetivamente para a constituição de corredores ecológicos?**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**35.1 Se sim, de que modo?**

- ☐ Recuperação e restauração de áreas degradadas que constituem um corredor ecológico
- ☐ Conservação de remanescentes que constituem um corredor ecológico
- ☐ Criação de um corredor ecológico através das propriedades contratadas
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**36 Houve mudanças nas práticas de uso da terra? Por exemplo: conversão de um sistema convencional de agricultura para agricultura orgânica ou para um sistema agroecológico – ou agroflorestal.**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**36.1 Se sim, quais foram essas mudanças?**

---

**36.2 Caso o projeto esteja concluído, tais mudanças se mantiveram após o término do projeto?**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Não se sabe
- ☐ O projeto ainda está em andamento
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**37 Caso o projeto esteja concluído, houve continuidade na conservação da área contratada?**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Não se sabe

- ☐ O projeto ainda está em andamento

**38 Qual o alcance do projeto/programa Por quanto tempo o projeto prevê conservar a área contratada?**

- ☐ 0-5 anos
- ☐ 5-10 anos
- ☐ 10-20 anos
- ☐ 20-30 anos
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**39 Está consolidada uma continuidade para o projeto após sua conclusão?**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**40 Foram consideradas outras estratégias para a conservação antes da implantação do PSE/A**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Não se sabe

**40.1 Se sim, descreva**

---

**41 Houve deslocamento (leakage) de atividades nocivas para áreas não acobertadas pelo programa?**

*Por exemplo, quando se restringe o uso da terra (como o desmatamento) em determinada região, esse uso da terra pode "migrar" para terras adjacentes.*

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Não se sabe
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**41.1 Se sim, que tipo de atividades?**

---

**42 Descreva, se houver, as ameaças e fragilidades que o projeto visou conter**

---

**42.1 Tais ameaças e fragilidades ainda persistem após a implantação ou após o término do programa?**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Não se sabe
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**43 Principal aspecto fitofisionômico da Mata Atlântica no qual o projeto/programa se encontra**

*(Poderá marcar mais de uma opção).*

- ☐ Floresta ombrófila densa
- ☐ Floresta ombrófila aberta
- ☐ Floresta ombrófila mista
- ☐ Floresta estacional semidecidual

- Floresta estacional decidual
- Ecossistemas costeiros (costões rochosos, manguezais e restingas)
- Campos de altitude
- Outros: \_\_\_\_\_

**44 O projeto/programa faz monitorização específico para verificar uma efetiva contribuição para a conservação da biodiversidade?**

- Sim
- Não
- Outros: \_\_\_\_\_

**44.1 Qual a estratégia operacional (Santos e Vivan, 2012) utilizada para verificar a conservação da biodiversidade? Se for o caso, poderá marcar mais de uma opção.**

- Output-based (quando a monitorização é baseado em indicadores ecológicos ou biológicos, por exemplo, mudanças na diversidade, riqueza, distribuição, abundância de espécies, alterações na composição ecológica e florestal, registros de aves etc).
- Input-based (alterações no uso do solo e nas práticas agrícolas; proteção de remanescentes florestais; criação de corredores ecológicos; limitando-se a monitorizar as mudanças ocorridas na cobertura florestal).

**44.2 Descreva os parâmetros que o projeto utiliza para verificar sua contribuição para a conservação da biodiversidade?**

---

**44.3 Descreva a metodologia utilizada para a monitorização de tais parâmetros. Exemplo, imagens de satélite, visitas a campo, entrevistas, camera traps etc.**

---

**44.4 Quem faz a monitorização?**

---

**45 Quais seriam os resultados para a conservação da biodiversidade que o projeto poderia destacar?**

---

**46 Para os projetos/programas de PSE/A diretamente voltados para a biodiversidade. O projeto/programa se enquadra em algumas dessas formas de transacionar a biodiversidade?**

(Jenkins et al., 2004; Veiga Neto, 2008). Poderá marcar mais de uma opção.

- Direitos de bioprospecção
- Licença de pesquisa
- Uso para ecoturismo
- Servidão florestal (conservation easements)
- Concessão para a conservação
- Concessão comunitária em áreas protegidas públicas
- Contratos de manejo para a conservação em áreas privadas
- Direitos de desenvolvimento comercializáveis (tradable development rights, compensações de Reservas Legais)
- Créditos de biodiversidade (biodiversity offsets)
- Certificação e selos (produtos "ecológicos")

- ☐ Compra de ações em empresas (ou instituições) que visam a conservação
- ☐ Mecanismo de compensação fiscal (ICMS-Ecológico)
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

### **Caracterização Socioambiental**

#### **47 Houve envolvimento da população local?**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

#### **47.1 Se houve envolvimento, este foi:**

- ☐ Espontâneo
- ☐ Compulsório
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

#### **48 O projeto contribuiu para a contenção de drivers de mudanças ou para a resolução de outros conflitos? Por exemplo: especulação imobiliária, expansão agropecuária, etc.**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Não havia ameaças locais
- ☐ Não se sabe
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

#### **48.1 Se sim, descreva**

---

#### **49 Foi realizado um estudo de valoração dos serviços ambientais/ecossistêmicos?**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

#### **49.1 Se sim, qual o método utilizado? Se for o caso, pode selecionar mais de uma opção**

- ☐ Métodos da produtividade marginal (função de produção)
- ☐ Método de preços hedônicos (função de demanda)
- ☐ Método do custo de viagem (função de demanda)
- ☐ Método da valoração contingente (função de demanda)
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

#### **50 Alguns provedores estariam dispostos a conservar sem incentivos econômicos?**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Não se sabe
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

#### **50.1 O incentivo econômico foi fundamental para a conservação na localidade?**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Não se sabe
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**50.2 Outros tipos de incentivos, não econômicos (ex: apoio técnico), foram fundamentais para a conservação na localidade.**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Não se sabe
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**51 O projeto trouxe algum tipo de prejuízo para algum participante?**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Não se sabe
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**51.1 Se sim, qual ator e por qual razão**

---

**52 Houve alguma resistência local ou algum posicionamento contra o projeto/programa?**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Não se sabe
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**52.1 Se sim, qual ator e por qual razão?**

---

**53 Houve (ou até o momento) cumprimento contratual de todas as partes?**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Não se sabe
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**53.1 Se não, o que não foi cumprido, por qual ator e por qual razão?**

---

**54 Os critérios de elegibilidade continuaram a ser cumpridos após a implementação do projeto?**

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Não se sabe
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**54.1 Se não, o que não foi cumprido e por qual razão?**

---

**55 Qual o nível do custo de oportunidade estimado?**

- ☐ Baixo (para pequenas propriedades, abaixo de 400 hectares)
- ☐ Médio (para médias propriedades, entre 400 e 1200 hectares)
- ☐ Alto (para grandes propriedades, superior a 1200 hectares)
- ☐ Outros: \_\_\_\_\_

**56 O projeto/programa visou promover outros serviços econômicos/sociais? Se sim, descreva abaixo. Por exemplo, equidade, combate à pobreza, segurança alimentar, entre outros (Vivan, 2012).**

**56.1 O projeto/programa propõe estudos sobre seu impacto social e econômico? Se sim, quais parâmetros são utilizados e como são estimados? (Questionário IPÊ).**

---

**56.2 Quais benefícios, sociais, econômicos, culturais e ambientais podem ser relatados como resultados deste PSE/A? (Questionário IPÊ).**

---

**57 O projeto/programa faz articulação com outras políticas e estratégias? Se sim, Descreva essa articulação. Isto é, faz parte de um arranjo estratégico de conservação ou de desenvolvimento rural mais amplo? Por exemplo, integrados a objetivos de REDD e preparação para o REDD, agricultura de baixo carbono, entre outros.**

---

Agradeço que deixe aqui seu nome e e-mail. Enviarei uma cópia do estudo assim que estiver concluído.

---

Muito obrigado pelo seu interesse e colaboração!