

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACE - FACULDADE DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E CONTABILIDADE
DEPARTAMENTO DE ECONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECONOMIA

CAROLINA TAVARES DA SILVA BERNARDO

**ECONOMIA AMBIENTAL E ECOLOGIA:
A PROXIMIDADE SE LIMITA AO PREFIXO?**

Tese de Doutorado

BRASÍLIA
2017

CAROLINA TAVARES DA SILVA BERNARDO

**ECONOMIA AMBIENTAL E ECOLOGIA:
A PROXIMIDADE SE LIMITA AO PREFIXO?**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação do Departamento de Economia da Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade da Universidade de Brasília, como requisito para obtenção do título de Doutor em Economia.

Orientador: Prof. Dr. Jorge Madeira Nogueira

BRASÍLIA

2017

CAROLINA TAVARES DA SILVA BERNARDO

**ECONOMIA AMBIENTAL E ECOLOGIA: A PROXIMIDADE SE LIMITA AO
PREFIXO?**

Tese aprovada como requisito para a obtenção do título de **Doutor em Economia** do Programa de Pós-Graduação em Economia - Departamento de Economia da Universidade de Brasília, ECO/UnB. A Comissão Examinadora foi formada pelos professores:

Prof. Dr. Jorge Madeira Nogueira (Orientador)
Departamento de Economia da UnB

Prof. Dr. Bernardo Pinheiro Machado Mueller
Departamento de Economia da UnB

Prof.^a Dr.^a Denise Imbroisi
Departamento de Economia da UnB

Dr.^a Shirley Noely Hauff
Organização não Governamental WWF Brasil

Prof. Dr. Clovis Zapata
Departamento de Economia da UnB

Brasília, 02 de maio de 2017.

Dedico esta tese aos meus pais, Arylia e Valerio, que deram muito mais que 50% dos seus genes para que eu chegasse até aqui (e ir além). Sem eles, nada disso seria possível. Grata pelo apoio e amor incondicionais!

À minha segunda mãe, Cléa, que dedicou parte de sua vida a minha criação e hoje posso dedicar a ela uma parte de mim.

As minhas avós, Nair e Aurélia (*in memoriam*), que alegraram e iluminaram muitos momentos da minha vida e que pelo ciclo natural que segue não podem estar presentes neste momento único de conquista compartilhada.

AGRADECIMENTOS

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela bolsa concedida.

Ao Programa de Pós-Graduação em Economia por aceitar uma bióloga/ecóloga em seu programa de Pós-Graduação e por permitir acesso a uma excelente formação em Economia. E ao CEEMA (Centro de Estudos Economia, Meio Ambiente e Agricultura) pelo recebimento de braços abertos e por fornecer muito mais que conhecimentos em Economia do Meio Ambiente.

À FAP/DF (Fundação de Amparo a Pesquisa do Distrito Federal) pelo apoio financeiro que possibilitou a apresentação de algumas partes deste trabalho em dois congressos internacionais.

À CTJ (Casa Thomas Jefferson) pela bolsa integral concedida que me possibilitou finalizar o inglês e realizar mais um sonho de vida durante o doutorado. E à querida amiga Fernanda Quadros, pelo apoio ao longo de todo esse processo, pela amizade e por compreender as minhas ausências.

Aos professores membros da banca examinadora de qualificação e da tese pelos comentários significantes para a melhoria e aperfeiçoamento deste trabalho.

Ao meu querido orientador, Professor Jorge Madeira Nogueira, por receber e aceitar uma bióloga/ecóloga em seu grupo de pesquisa e por acreditar que eu conseguiria aprender, enfim, economia! Meu intenso e profundo agradecimento pelo apoio ao longo desses cinco anos de caminhada, por estar disponível a ouvir e auxiliar nos problemas internos e externos à vida acadêmica! Obrigada por ser um exemplo, por mostrar o rigor acadêmico nas discussões nem sempre tão acadêmicas e por transmitir ensinamentos que vão além da economia ambiental! E sou muito grata por ter tornado alguns desafios mais leves e por ser tão louco quanto eu e acreditar que uma ecóloga poderia contribuir para discussões econômicas, para o conhecimento e para a ciência!

À Professora Maria Lourdes R. Mollo pelos ensinamentos que ultrapassaram as barreiras de Economia Política perpassando pela ética, pelo “pensar fora da caixa” e pela fundamentação de uma boa discussão!

Aos meus amigos e colegas do doutorado Allan, Carlos Eduardo (Cadu), Claudiano, Débora, Elke, Érica, Giovanni, Joana, Liliane, Lucas, Maria Daniele, Maria Virgínia, Mauro e

Natália pelo apoio, almoços e cafés, discussões mil, momentos *relax* e aprendizados proporcionados durante esses cinco anos de convivência pelos corredores do “minhocão” norte e da Face da UnB.

À Waneska, pelo apoio logístico, físico e às vezes emocionais em momentos complicados e pelo carinho e atenção ao responder mensagens e telefonemas, às vezes urgentes e desesperados. Além de ser braço direito é também o nosso porto seguro do CEEMA! E ao assistente Rafael, também pelo apoio logístico, pela atenção, pelas piadas e brincadeiras que sempre alegrava o ambiente!

A Carina e Joana D’ark, pela atenção e disponibilidade no atendimento na secretária da Pós-Graduação em Economia. E à Márcia pelo atendimento e apoio na secretaria do Ciorde.

Ao André Ferreti, da Fundação Boticário, e ao Carlos Eduardo Partika, do IBAMA, pelas informações fornecidas, e-mails trocados e disponibilidade que me auxiliaram no desenvolvimento desta Tese.

Às minhas amigas de vida e caminhada mais que queridas do “Chá das senhoras”! Sou eternamente grata à Máira Dalana, Patrícia Loraine, Carolina Dias, Camila Damasceno, Camilla Bastinon, Patrícia Wanderley, Antonieta Alencastro, Mariana Schneider, Mayra Amboni, Natália, Isabel, Carolina Bernardes, Cenira, Irene, Jesine, Joana, Nazle, Soha, e Marina Sayuri pelos abraços, discussões construtivas, apoio psicológico/emocional/físico e até financeiro, pelos cafés e chás, pelas cervejas, pela força dispensada quando a minha fraquejava, pelas conversas que acalantam o coração e a alma! Sou muito grata pelo amor e luz de vocês em minha vida! Vocês são um dos meus porto seguro e sem vocês não teria chegado ao final desta etapa.

À querida Thais Santos pelo suporte e apoio essencial nessa fase final, especialmente por me mandar as normas da ABNT atualizadas! E à querida Cristiana pelo apoio durante as formatações das referências bibliográficas e pelo apoio nessa etapa final!

À amiga de Pantanal, biologia, viagens e vida Ana Carolina Neves, pelo apoio à distância, pela voz suave que me acalmava em picos de estresse, pelas discussões ecológicas e econômicas e por estar sempre presente, mesmo distante!

À Marilda, minha coaching de vida, que há sete anos que acompanha desde que o doutorado era apenas um sonho! Sou muito grata pelo auxílio e cooperação ao longo desses anos e por me ajudar a alcançar mais um objetivo de vida!

Aos amigos Juliano B. Carregaro, Roberto da Silva Lacava e Carlos Maximiliano pelo apoio ao longo desses anos e suporte quando eu mais precisei! Ao Juliano pela revisão do texto da Tese, pela conferência das referências, pelo suporte e apoio nessa fase final de escrita! Sou muito grata pelo tempo dispensado nas leituras e nas conversas ao longo de todo o processo! Ao Roberto pelas conversas na madrugada a fio, pelo apoio nos momentos frágeis e por me proporcionar acesso à piscina! Ao Carlos pelas “braçadas” no Lago Paranoá, pelos passeios de motoca e pelos momentos de descontração proporcionados!

Aos amigos Leandro Ambrósio, Stefano Aires, Marcos Patrício e Antônio Gomes pela amizade (e cervejas) compartilhada, pelas mensagens de apoio, pelos auxílios com tabelas, textos e questões teóricas ecológicas e um pouquinho de rock’n roll!

Ao casal mais querido, William e Larissa, pela amizade, pelos abraços e apoio espiritual e físico ao longo de toda essa jornada! Vocês me fizeram acreditar em mim nos momentos mais desafiadores e me acolheram nos tempos mais tempestuosos. Sou eternamente grata!

À Juliana Bosi de Almeida pela experiência compartilhada, pelas conversas acalentadoras, pela revisão do resumo e do abstract e pela confiança que me permitiram ingressar em uma nova empreitada e finalizar mais uma etapa de vida. Sou muito grata pelo apoio e carinho! E à SAVE Brasil que, por meio da Juliana, acredita que eu possa contribuir para a conservação da biodiversidade brasileira.

Ao querido amigo Breno Santiago pelos conselhos quanto às questões jurídicas, pelos abraços, danças, cookies e filmes que adoçaram os momentos amargos e me encheram de alegria ao longo da fase final!

Às amigas Fabiana Capri, Ana Carolina Ferreira e Rosa Auady pelos anos de amizade, pelo apoio em momentos delicados, pela paciência com as minhas ausências e por serem uma grande força e luz em minha vida!

Aos amigos do pólo aquático e agregados pelas alegrias proporcionadas nos dias de treino e pós-treino, pelo apoio nas minhas ausências e por sempre me receberem com um sorriso no rosto e abraços calorosos!

Às fisioterapeutas Adriana Gomes, Amália, Kyra, Letícia, Priscila que me acompanharam desde o início e que me auxiliaram a manter a estabilidade e a força em momentos de crise!

Aos educadores físicos Lidiane, Loane, Cleiton, André, Rodrigo, Elis, Juliana, Flávia, Andréa e a toda a equipe de maravilhosos profissionais da Estação Sudoeste pelo empenho, dedicação, apoio e força! Vocês foram mais que professores, foram amigos e seguraram minhas dores e fraquezas nas muitas vezes em que me faltou chão!

À terapeuta Lígia Coacci pelo apoio espiritual, pelas agulhadas, pelo body talk e pelas conversas que ultrapassaram as barreiras de terapeuta e paciente! Muito grata pelo carinho, palavras e terapias!

Aos meus professores orientadores da graduação e mestrado Professora Dra. Regina Helena F. Macedo e Professor Dr. José Roberto Pujol-Luz pelas cartas de recomendação que me proporcionaram iniciar o projeto doutorado e que me ensinaram a valorizar o conhecimento e ser uma verdadeira cientista!

Aos que contribuíram com a “vaquinha virtual” e tornaram possível a realização do curso em Oxford que engrandeceu minha formação: William Katagiri, Larissa Anghet e família, Roberto Lacava, Tatiana Ataíde, Felipe Aires, Ana Paula Araújo, Taíssa Ferreira Pianta, Debora Goedert, Isabel Rocha, Sônia Bão, Daniel Martinelli, Carolina Dias, Maria Angélica Pedrosa, Luciano de Aquino, Maíra Dalana, Thaís Araújo, Cristiana, Renato, Raphael Igor, Cenira, Adriana (Drica), Letícia, Juliano Carregaro, Victor Edgard, Carolina Bernardes, Aline (Zuien), Fabiana Capri, Gil Amaro, Eldon Júnior, Maria Barros, Thaís Santos, minha singela gratidão!

À monja Aida Kakuzen e toda a Sanga do Zendo Brasília pela força e luz espiritual e por compreenderem meus momentos de ausência física. A força da Sanga se mantém com a prática e por isso sou eternamente grata! Gassho.

À amiga Vivian Taís pela amizade e apoio durante os anos de docência compartilhados na Faculdade LS e além! Aos amigos e colegas professores Victor, Daniel, Thiago, Gilberto, Ana Carolina, Andréia e Ana Cláudia pelas conversas alegres e momentos de descontração proporcionados! E, aos meus queridos alunos, que me proporcionaram uma das maiores alegrias da minha vida, a honra de ser paraninfa e que ensinaram muito mais do que eu a eles! Sou eternamente grata!

Ao meu querido amigo de vida, caminhada, companheiro de aventuras e irmão de coração Carlos Thadeu Albuquerque Brasil por seu apoio incondicional, por me proporcionar sempre um abraço nos momentos mais difíceis e nos mais alegres também, por aguentar os momentos de estresses e ser um dos meus porto seguro! Sou muito grata a ti, querido!

À minha prima, Luciana Bernardo e à Fátima Rigueira por sempre me receberem com alegrias e sorrisos nas minhas visitas à cidade maravilhosa, por me proporcionarem momentos únicos de descontração e relaxamento e por sempre me mandarem mensagem de incentivo ao longo dos anos!

À Carolina Dias e à Débora Goedert pelo auxílio com a tradução final do resumo para o inglês, à Carolina Bernardes pela ajuda com a revisão do texto final desta Tese e ao Juliano Carregaro pela revisão e ajustes finais do resumo! Muito grata a todos por me darem um fôlego final!

À minha família, Arylia (mãe), Valerio (pai), Alessandro (irmão) e Lucas (sobrinho) pelo amor e apoio incondicional, pela compreensão e paciência nos momentos de ausência e de estresse, por respeitarem minhas escolhas e sempre incentivarem as minhas ações, pelos momentos de alegria compartilhados, e por sempre acreditarem em mim! Sou muito grata por ter o privilégio de fazer parte dessa família e por serem meu porto seguro! Amo vocês!

Sempre assinalo particularmente a necessidade de pensar como nossas ações podem afetar aos outros quando afetam o meio ambiente. Admito que isso costuma ser difícil de avaliar. Se não podemos prever com certeza absoluta, por exemplo, quais os efeitos finais que o desmatamento terá sobre o solo e as chuvas de um determinado local, que dirá sobre suas implicações para os sistemas climáticos do planeta. A única certeza é que nós humanos somos a única espécie conhecida com poder para destruir a Terra. As aves não têm esse poder, nem os insetos, nem qualquer mamífero. Contudo, se temos capacidade para destruir a Terra, temos também para protegê-la.

Dalai Lama (2000, p. 135).

RESUMO

Esta é uma pesquisa interdisciplinar entre duas grandes áreas do conhecimento: Economia e Ecologia. Apesar da similaridade nominal e de trabalharem com sistemas complexos, estas áreas se desenvolveram sem dialogarem por um período de tempo. Tentativas de comunicação e aproximação entre as duas áreas foram observadas com o desenvolvimento da Economia do Meio Ambiente. Porém, nem sempre a interligação entre ambas as áreas foi (e é) harmoniosa. Apesar da relação entre Economia e Ecologia, poucos são os trabalhos que exploram analiticamente esta conexão detalhadamente. O objetivo desta tese é avaliar conflitos e complementariedades entre conceitos econômicos e ecológicos no que diz respeito ao desenvolvimento e aplicação de políticas ambientais brasileiras e, no uso de instrumentos econômicos em prol da conservação ambiental. O procedimento adotado no desenvolvimento dos capítulos foi majoritariamente a revisão literária científica, referências técnicas, documentos institucionais, Leis e Decretos regulamentadores, teses e dissertações acerca dos temas abordados e livros especializados em Ecologia e Economia. A análise do Capítulo 2 foi complementada por dados do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação do Ministério do Meio Ambiente e no Capítulo 3 por dados empíricos sobre programas de pagamentos por serviços ambientais brasileiros. Dentre os conflitos conceituais, notou-se que a lacuna conceitual sobre indicadores ecológicos para a biodiversidade e estabilidade do meio ambiente pode ocasionar erro metodológico no desenvolvimento de funções de produção em economia que simulam perdas econômicas devido a degradação ambiental, e a falta de rigor conceitual no uso de métodos de valoração econômica por parte dos ecólogos que pode levar ao embasamento não criterioso de políticas de gestão ambiental, além de conduzir à ineficácia e ao conflito inerente quanto à temporalidade. A análise dos 15 anos de gestão do Sistema Nacional de Unidades de Conservação expôs o não alinhamento dos objetivos propostos aos instrumentos utilizados para a conservação da biodiversidade e a sua ineficácia para a gestão dos recursos naturais, pois os objetivos de política entram em conflito com o objetivo de conservação da biodiversidade *in loco*. O termo “serviços ecossistêmicos” foi cunhado pelos ecólogos para salientar a importância dos processos ecológicos no uso dos recursos para a conservação e o termo “serviços ambientais” foi construído para destacar o valor social das funções ecossistêmicas. Dos 16 programas de pagamentos por serviços ambientais brasileiros analisados, somente dois foram enquadrados como programas de pagamentos por serviços ambientais genuínos. Geralmente os programas apresentaram altos custos de manutenção e baixa eficácia na conservação da biodiversidade. A Lei de Proteção de Vegetação Nativa

apresenta novos instrumentos econômicos que podem viabilizar a eficácia no cumprimento da Lei, que anteriormente não fora alcançado pelos Códigos Florestais, por permitir a exploração econômica sustentável de áreas antes proibidas. Entretanto, flexibilizou regras que podem aumentar a perda de *habitats* de interesse ecológico. Concluindo, existe diálogo entre Economia e Ecologia, mas é permeado por ruídos que incluem diferenças nas visões (biocêntrica X antropocêntrica), nas escalas e falta da compreensão rigorosa de conceitos ecológicos e econômicos que refletem na gestão de recursos naturais, explicitadas pela análise das três Leis analisadas.

Palavras-chave: Ecologia e Economia. Instrumentos econômicos para a conservação. Sistema Nacional de Unidades de Conservação. Serviços ecossistêmicos. Pagamentos por Serviços Ambientais. Lei de Proteção da Vegetação Nativa.

ABSTRACT

This work is an interdisciplinary study conducted in the two major academic fields of Economics and Ecology. Even though these two research areas have names that are similar in sound, and both study complex systems, the two fields have developed independently of each other for some time. An attempt has been made to create more interconnection and to approximate these two disciplines through the development of the research area named Environmental Economics. However, such integration between Economics and Ecology has not always been (and is still not) harmonious. Despite the existing relationship between Economics and Ecology, few studies analytically explore such connection in details. The aims of this thesis, therefore, are to evaluate the conflicts and complementarities between economic and ecological concepts necessary to the development and application of environmental policies in Brazil, and to the use of economic tools for environmental conservation. The chapters of this thesis are the result of a broad range of literature reviewed, mostly including scientific papers, technical reports, institutional documents, texts of laws and decrees, thesis and dissertations on the topic, and Ecology and Economics books. Additionally, data obtained from the Brazilian Ministry of Environment's National Registration for the Environmental Protected Areas was used in Chapter 2, and data on the Brazilian programs of payment for environmental services was used in Chapter 3. Among conceptual conflicts found, there is a conceptual gap between the academic fields in regards to ecological indicators of biodiversity and environmental stability, which can lead to methodological mistakes in the development of production functions in Economics that simulate the economic losses due to environmental degradation, and there is a lack of conceptual rigor by ecologists in the use of environmental economic valuation methods which can lead to unsubstantiated rationale for environmental management policies as well as generating inefficacy and inherent temporal scale conflicts between the two areas. Analyses of the 15 years of operations of the Protected Areas National System, indicate the tools used for biodiversity conservation are misaligned with the aims proposed, and their ineffectiveness in managing natural resources since political goals conflicts with the *in loco* conservation of biodiversity. The term "ecosystem services" has been proposed by ecologists to emphasize the relevance of ecological processes in the use of resources for conservation, while "environmental services" emphasizes the social value of the ecosystem functions. Out of the 16 Brazilian programs of payment for environmental services analyzed, only two can be considered programs of payment for environmental services genuine. Generally, the programs showed high maintenance costs at low efficacy for

biodiversity conservation. The Law of Protection of Native Vegetation introduces new economic tools, which can increase feasibility of compliance with the law, something that has not been achieved by the Forest Codes once these allow for sustainable harvest of previously forbidden areas. On the other hand, the Native Vegetation Protection Law has made some regulations more flexible, which could intensify the loss of habitats of ecological interest. In conclusion, there is an ongoing dialog between the fields of Economics and Ecology, but such a dialog is pervaded by noise, including viewpoint differences (biocentric vs anthropocentric), differences in scale of work, and a lack of rigorous comprehension of ecological and economic concepts which are reflected on the natural resources management, as seen in the three Laws analyzed in this work.

Keywords: Ecology and Economics. Economic instruments for conservation. National System of Protected Areas. Ecosystem services. Payments for Environmental Services. Law of Protection of Native Vegetation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 -	Curva da capacidade suporte de um ambiente, em relação ao número de indivíduos de uma dada população.....	35
Figura 3.1 -	Possível Relação entre Ecologia e Economia.....	101
Figura 3.2 -	Relação entre Biosfera, Ecossistemas Naturais, Ecossistemas Modificados, Serviços Ecossistêmicos e Serviços Ambientais.....	109
Figura 3.3 -	As duas visões sobre a origem dos serviços e bens ecossistêmicos: a) Visão de Westman (1977), Daily (1997) e Naeem (1998); b) Visão de DeGroot, Wilson e Baumans (2002); Kremen (2005) e Andrade e Romeiro(2009)..	111
Figura 3.4 -	Número de publicações usando o termo " <i>ecosystem services</i> " na base de dados da Elsevier - SCOPUS, até o ano de 2016.....	113
Figura 3.5 -	A “lógica econômica” do Pagamento por Serviço Ambiental.....	124
Figura 4.1 -	Os números de proprietários rurais que aderiram ao Cadastro Ambiental Rural no Brasil em Janeiro de 2017.....	202

LISTA DE QUADROS

Quadro 1.1 -	Histórico das teorias de valor nas diferentes escolas do pensamento econômico.....	41
Quadro 1.2 -	Falhas de mercado.....	48
Quadro 1.3 -	Classificação de Instrumentos de Política de acordo com o Banco Mundial (1997).....	52
Quadro 1.4 -	Instrumentos de Política Ambiental - alguns exemplos.....	53
Quadro 1.5 -	Elementos e fonte das falhas de governo.....	55
Quadro 2.1 -	Instrumentos Econômicos e Financeiros do SNUC.....	79
Quadro 3.1 -	Histórico do desenvolvimento do conceito de "serviços ecossistêmicos" até a publicação do termo pela primeira vez na literatura.....	105
Quadro 3.2 -	Conceito de Serviços Ecossistêmicos (SE), principais autores, 1974 e 2015.....	112
Quadro 3.3 -	Conceito de Serviços Ecossistêmicos (SE) dado pelos principais autores entre 1997 e 2015.....	116
Quadro 3.4 -	Conceito de Serviços Ecossistêmicos (SE) dado pelas principais instituições entre 2005 e 2015.....	121
Quadro 3.5 -	Indicadores propostos para indicar a integridade ecológica ou os serviços ecossistêmicos de suporte.....	134
Quadro 3.6 -	Indicadores propostos para representar serviços ecossistêmicos de regulação.....	135
Quadro 3.7 -	Indicadores propostos para representar serviços ecossistêmicos de provisão.....	136
Quadro 3.8 -	Indicadores propostos para representar serviços ecossistêmicos culturais.....	137
Quadro 3.9 -	Classificação da condicionalidade dos programas de PSA brasileiros.....	146
Quadro 3.10 -	Trâmites do PL nº 792/2007 e Apensados no Congresso desde a sua criação até fevereiro/2017.....	162
Quadro 3.11 -	Pagamentos previstos pelo PL nº 792/2007 e pelos projetos apensados à proposta original e suas respectivas proveniência de recursos.....	163
Quadro 3.12 -	Objetivos da PNPSA e os instrumentos e incentivos previstos na Lei de PNPSA.....	167
Quadro A.1 -	Objetivos paralelos dos programas de PSA brasileiros.....	256

Quadro B.1 -	Comparativo entre os códigos florestais do Brasil, inclusive a LPVN, com relação à definição de florestas, tipos, finalidade e instrumentos financeiros e econômicos relacionados.....	257
Quadro B.2 -	Comparativo entre as definições e limitações de APP e de RL nas versões do código Florestal de 1965 e da Lei de Proteção da Vegetação Nativa....	260
Quadro B.3 -	Trâmites do Código Florestal, Lei nº 4.771/1965, desde a sua publicação (1965) até a sua revogação (2012).....	262

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 -	Relação dos objetivos do SNUC com os instrumentos disponíveis para a execução de política.....	77
Tabela 2.2 -	Resumo do Cenário das UCs federais segundo o Cadastro Nacional de Unidades de Conservação - CNUC.....	81
Tabela 2.3 -	Cobertura de UCs federais por bioma.....	82
Tabela 2.4 -	Potencial econômico das atividades e serviços oferecidos pelas UCs brasileiras.....	82
Tabela 2.5 -	Estimativa de custos necessários para a consolidação e manutenção de UCs Federais brasileiras.....	83
Tabela 3.1 -	Critérios e Parâmetros utilizados por Naem e coautores (2015) para análise de programas de PSA.....	141
Tabela 3.2 -	Casos brasileiros analisados pelos autores Naem e coautores (2015).....	143
Tabela 3.3 -	Adequação dos programas de PSA brasileiros avaliados de acordo com os critérios de Wunder (2005).....	155
Tabela 3.4 -	Custo das atividades agropecuárias desenvolvidas em Guaratinguetá - SP em 2016.....	156
Tabela 4.1 -	Regras de recomposição de Áreas de Preservação Ambiental em áreas rurais consolidadas.....	189
Tabela A.1 -	Resumo dos programas de PSA brasileiros.....	242
Tabela A.2 -	Desenho dos programas de PSA brasileiros.....	246
Tabela A.3 -	Pagamentos dos programas de PSA brasileiros.....	250
Tabela A.4 -	Adicionalidade e eficiência dos programas de PSA brasileiros.....	252

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
ARIE	Área de Relevante Interesse Ecológico
ARPA	Áreas Protegidas da Amazônia
APA	Área de Preservação Ambiental
APP	Área de Preservação Permanente
CAR	Cadastro Ambiental Rural
CCA	Câmara de Compensação Ambiental
CNA	Confederação Nacional de Agricultura e Pecuária
CNUC	Cadastro Nacional de Unidades de Conservação
CRA	Cota de Reserva Ambiental
CRL	Cota de Reserva Legal
ESEC	Estação Ecológica
FLONA	Floresta Nacional
FUNBIO	Fundo Brasileiro para a Biodiversidade
GEF	Global Environmental Facility
IBDF	Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IUCN	International Union for Conservation for Nature
KfW	Banco do Desenvolvimento da Alemanha
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MONA	Monumento Natural
PARNA	Parque Nacional
PSA	Pagamentos por Serviços Ambientais
PSE	Pagamentos por Serviços Ecológicos
RDS	Reserva de Desenvolvimento Sustentável
REBIO	Reserva Biológica
REFAUNA	Reserva de Fauna
RL	Reserva Legal
RESEX	Reserva Extrativista
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
RVS	Refúgio da Vida Selvagem
SE	Serviços Ecológicos

SINIMA	Sistema Nacional de Informação sobre o Meio Ambiente
SISNAMA	Sistema Nacional do Meio Ambiente
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
STF	Supremo Tribunal Federal
TCU	Tribunal de Contas da União
TNC	The Nature Conservancy
UFM	Unidades Fiscais do Município
UNEP	United Nations for Environment Protection
WCMC	World Conservation Monitoring Centre
WWF	World Wide Fund for Nature

SUMÁRIO

CONSIDERAÇÕES INICIAIS	23
CONTEXTUALIZAÇÃO DO PROBLEMA	23
OBJETIVOS DA TESE	25
Objetivo Geral	25
<i>Objetivos específicos</i>	25
MÉTODOS E PROCEDIMENTOS DE PESQUISA	26
DESCRIÇÃO DA ESTRUTURA DA TESE E CONTEÚDO DOS CAPÍTULOS	27
CAPÍTULO 1	30
ECOLOGIA E ECONOMIA: CONFLITOS E COMPLEMENTARIEDADES	30
1.1 INTRODUÇÃO	30
1.2 CONCEITOS ECOLÓGICOS	33
1.2.1 Ecossistema e sua estabilidade	34
1.2.2 Biodiversidade e Funcionamento dos Ecossistemas	36
1.3 CONCEITOS ECONÔMICOS	39
1.3.1 Histórico do Pensamento Econômico	39
1.3.2 Economia Ambiental X Economia Ecológica	42
1.3.3 Quadro axiomático da Teoria Neoclássica	44
1.3.4 Falhas de Mercado	47
1.3.5 Instrumentos de Política	52
1.3.6 Falhas de Governo	54
1.4 APLICAÇÕES: CONFLITOS E COMPLEMENTARIEDADES	57
1.4.1 Conceitos Econômicos utilizados na Ecologia	58
1.4.2 Conceitos Ecológicos utilizados na Economia	62
1.5 ECONOMIA E ECOLOGIA NA ESCALA TEMPORAL	63
1.6 CONTEXTUALIZAÇÃO: ECONOMIZAR A ECOLOGIA OU ECOLOGIZAR A ECONOMIA?	67
CAPÍTULO 2	69
OS 15 ANOS DE SNUC:	69
ANÁLISE DA ECONOMIA AMBIENTAL À LUZ DA ECOLOGIA	69
2.1 INTRODUÇÃO	69
2.2 METODOLOGIA DE ANÁLISE	70
2.3 ÁREAS PROTEGIDAS E A BIODIVERSIDADE	71
2.4 O SNUC	75
2.4.1 Os 15 Anos de Gestão do SNUC	79
2.5 INSTRUMENTOS FINANCEIROS E ECONÔMICOS DO SNUC	86
2.6 CONTRIBUIÇÕES ANALÍTICAS	90
2.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	99
CAPÍTULO 3	101
SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS OU SERVIÇOS AMBIENTAIS?	101
O QUE AFINAL ESTAMOS DEMANDANDO OU OFERTANDO?	101
3.1 INTRODUÇÃO	101
3.2 HISTÓRICO	103
3.3 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS X SERVIÇOS AMBIENTAIS	108
3.3.1 Serviços Ecossistêmicos - visão da Ecologia	111
3.3.2 Serviços Ecossistêmicos e Ambientais - visão da Economia	114
3.3.3 Serviços Ecossistêmicos e Serviços Ambientais - Visão Interdisciplinar	120
3.4 PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS	123
3.5 CRITÉRIOS PARA ANÁLISE DE PROGRAMAS DE PSA	130
3.5.1 Análise Qualitativa dos Programas de PSA	144

3.5.2 Metodologia de análise dos programas de PSA brasileiros.....	149
3.6 PROGRAMA DE PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS NO BRASIL.....	150
3.6.1 Resultados.....	151
3.6.2 Discussão e Análise.....	154
3.7 PROJETO DE LEI - PSA BRASIL.....	160
3.8 COMENTÁRIOS CONCLUSIVOS.....	172
CAPÍTULO 4.....	176
O CÓDIGO FLORESTAL E A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE: UMA RELAÇÃO COMPLEMENTAR OU CONFLITUOSA?.....	176
4.1 INTRODUÇÃO.....	176
4.2 AS ÁREAS PRIVADAS E A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE.....	178
4.3 O CÓDIGO FLORESTAL E A LEI DE PROTEÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA.....	181
4.3.1 Instrumentos de Política da LPVN.....	185
4.3.2 Área de Preservação Permanente - APP.....	187
4.3.2 Reserva Legal - RL.....	191
4.4 O CÓDIGO E O SNUC.....	196
4.5 PSA E O CÓDIGO FLORESTAL.....	198
4.6 CONTRIBUIÇÕES ANALÍTICAS.....	201
4.7 COMENTÁRIOS CONCLUSIVOS.....	207
CONCLUSÃO.....	209
INTRODUÇÃO.....	209
EXISTE DIÁLOGO ENTRE AS ÁREAS?.....	211
<i>Efeitos sobre a gestão ecológica e econômica do meio ambiente.....</i>	<i>212</i>
PARA ONDE VAMOS COM A GESTÃO DE RECURSOS NATURAIS.....	213
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	214
REFERÊNCIAS.....	216
APÊNDICE A.....	242
APÊNDICE B.....	257
APÊNDICE C.....	265
APÊNDICE D.....	266
APÊNDICE E.....	267
APÊNDICE F.....	268
APÊNDICE G.....	269
APÊNDICE H.....	270
APÊNDICE I.....	271
ANEXO A.....	272

CONSIDERAÇÕES INICIAIS

CONTEXTUALIZAÇÃO DO PROBLEMA

Esta é uma pesquisa interdisciplinar entre duas grandes áreas do conhecimento que compartilham o mesmo prefixo: Economia e Ecologia. Semelhanças e diferenças conceituais em ecologia e em economia ambiental são avaliadas para aproximar as duas áreas, que têm muito em comum. Apesar da similaridade nominal e de trabalharem com sistemas complexos (Economia: modelos de mercado, de contas nacionais e institucionais, sistemas monetários, economia política, entre outros; e Ecologia: modelos de dinâmica de populações e comunidades, teias alimentares, estratégias energéticas, de forrageamento e reprodutivas, coevolução, entre outros) (NORGAARD, 1989), as duas áreas de conhecimento se desenvolveram de forma independente, sem dialogarem por um longo período de tempo. Apesar de a Economia ser uma área mais antiga que a Ecologia, conceito esse criado por Haeckel em 1870 (RICKLEFS, 1996), a primeira inseriu o meio ambiente nas correntes de pensamento e discussões acadêmicas na década de 1960, em que a economia ambiental se firmou como linha de pensamento.

É possível observar na literatura, tentativas de comunicação entre economistas e ecólogos em prol da melhoria do bem-estar (foco dos economistas) e da diminuição da degradação ambiental e da perda da biodiversidade (foco dos ecólogos) (MUELLER, 2012; ODUM, 1985). Porém, nem sempre essa conversa foi (e é) harmoniosa entre as partes: os economistas falam sobre conceitos ecológicos e os utilizam em modelos sem uma base conceitual robusta em Ecologia. Por sua vez, os ecólogos utilizam conceitos econômicos, quando abordam temas como valoração ambiental, por exemplo, com a similar limitação conceitual. Apesar de ambos tentarem aproximar as duas áreas em seus artigos acadêmicos e de divulgação, nem sempre conseguem. Como resultado, vê-se a priorização de uma em relação a outra, nem sempre mantendo ambas com o mesmo rigor conceitual necessário. Nessa dicotomia, quem sai perdendo é a sociedade e o meio ambiente.

A correta conceituação dos termos e a aplicação desses conceitos no desenvolvimento de pesquisas é necessária para a manutenção do bem-estar humano e do equilíbrio ecossistêmico, visto que na Economia, recursos naturais podem ser insumos produtivos ou ser consumidos como bens e serviços, mas nem todos os que entram no ciclo econômico possuem preços ou são transacionados no mercado. Assim, os mercados para bens e serviços ecossistêmicos e ambientais apresentam falhas ou ainda não existem, o que mostra que a conservação e/ou preservação desses bens e serviços não são uma prioridade no interesse

privado de agentes na economia (empresas, consumidores, até mesmo governo).

Dessa forma, o que e o quanto se deve conservar para as atuais e futuras gerações, a fim de manter a oferta de bens e serviços ecossistêmicos e ambientais, vem dos estudos ecológicos sobre dinâmica de populações e comunidades, dos ecossistemas e do meio ambiente físico, como as variações dos ciclos hidrológicos e mudanças climáticas. Estudos de base que conseguem verificar como a interferência humana tem afetado o meio ambiente são fundamentais para a construção de modelos de oferta e demanda de bens e serviços ambientais, para a construção de políticas de conservação e de preservação de áreas com ampla diversidade e para saber o quanto ainda é possível explorar de recursos naturais.

Apesar da forte relação entre Economia e Ecologia, poucos são os trabalhos que exploram analiticamente esta conexão em detalhes. A falta de informação ou o pouco entendimento sobre as relações ecológicas e econômicas que são usadas para escolher e desenhar instrumentos de política são explicações possíveis para a falta de eficácia das políticas públicas ambientais, por exemplo (STERNER;CORIA, 2012). Falhas conceituais podem levar a erros na definição dos objetivos, o que conseqüentemente pode conduzir a erros no uso de instrumentos de política, levando à ineficácia. Ademais, a repetição de conceitos em diferentes normas, ou a sua escrita de distintas formas em diferentes políticas ambientais, podem causar falhas na interpretação e na execução, o que pode gerar imperfeições na gestão dos recursos naturais.

Portanto, conceitos como resiliência e resistência ecossistêmica, capacidade suporte, os diferentes níveis de diversidade biológica existentes e sua relação com o espaço geográfico, biomas, serviços e bens ecossistêmicos e ambientais, funções ecossistêmicas, entre outros, precisam estar claros e definidos para que os erros na implantação e execução de políticas sejam minimizados. Ademais, é importante ressaltar que tanto a Ecologia quanto a Economia são permeadas por incertezas. Por isso, é necessário minimizar os erros na construção de políticas, na valoração econômica de bens e serviços naturais e no uso de instrumentos econômicos para a conservação ambiental.

É possível, então, explicitar a que esta pesquisa se direciona. Ela avalia a interface entre Ecologia e Economia. Por “interface” entende-se o limite comum entre as duas áreas: Ecologia e Economia; ou seja, em quais campos da economia, a ecologia faz parte como coautora dos conceitos, processos e ciclos, e vice-versa. Por “avaliar” entende-se: 1) identificar a relação entre as duas áreas e em quais subáreas ambas caminham juntas para a manutenção e preservação dos recursos naturais; 2) conceituar a ecologia presente nos instrumentos econômicos; 3) explicitar como as duas áreas se relacionam nesse contexto; 4)

comparar a aplicação de conceitos das duas áreas no desenvolvimento de políticas públicas ambientais e no uso de instrumentos econômicos para a conservação ambiental; e 5) assinalar as fragilidades e os aspectos favoráveis dos pontos investigados.

OBJETIVOS DA TESE

Objetivo Geral

O objetivo principal desta tese é **avaliar conflitos e complementariedades entre conceitos de economia e de ecologia no que diz respeito ao desenvolvimento e aplicação de políticas ambientais brasileiras e no uso de instrumentos econômicos em prol da conservação ambiental**. Este estudo implica submeter políticas ambientais brasileiras, que é uma das áreas de interface entre economia e ecologia, à avaliação nas cinco etapas descritas anteriormente. Dessa forma, espera-se fornecer contribuições relevantes para o diálogo entre as duas áreas de conhecimento e dar perspectivas conceituais e operacionais para a gestão ambiental de recursos naturais.

Objetivos específicos

Os objetivos específicos listados a seguir estão associados ao desenvolvimento dos capítulos apresentados nesta Tese.

1. Identificar a interface entre as duas áreas, por meio de conceitos ecológicos na economia e vice-versa, demonstrar os possíveis conflitos e complementariedades existentes entre as duas áreas em torno desses conceitos e a implicação desses efeitos na gestão ambiental de recursos naturais;

2. Analisar o alinhamento do objetivo de políticas ambientais e seus respectivos instrumentos econômicos, assim como avaliar os 15 anos de existência do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), Lei nº 9.985/2000, com relação ao alcance dos objetivos desta política, numa visão econômica e ecológica;

3. Efetuar revisão bibliográfica sobre as molduras conceituais que fundamentam os serviços ecossistêmicos e ambientais, listar os projetos e programas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) que vêm sendo executados no Brasil e avaliar os programas mais antigos, bem como o Projeto de Lei para PSA em trâmite no Congresso Nacional, à luz da economia ambiental e da ecologia;

4. Avaliar o novo Código Florestal, ou melhor a Lei de Proteção da Vegetação Nativa, Lei nº 12.651/2012, e verificar o seu alinhamento com o SNUC e o instrumento de Pagamentos por Serviços Ambientais, a fim de verificar a eficácia e a efetividade de seus

instrumentos do ponto de vista econômico e ambiental;

No capítulo conclusivo, destaca-se as fragilidades e os aspectos fortes presentes nas temáticas analisadas, à luz da ecologia e da economia a fim de verificar a existência de uma união possível entre as duas áreas e fornecer perspectivas futuras para a gestão ambiental brasileira.

MÉTODOS E PROCEDIMENTOS DE PESQUISA

O procedimento adotado para o desenvolvimento dos capítulos da tese foi majoritariamente a revisão de literatura científica, analisada sob o ponto de vista ecológico, dado a formação básica da autora, e econômico.

No Capítulo 1, além da revisão de literatura científica foi feita uma análise crítica dos termos ecológicos utilizados em artigos científicos publicados no campo de conhecimento da Economia e vice-versa.

No Capítulo 2, devido à necessidade de descrever a situação atual das Unidades de Conservação no território nacional, em termos quantitativos e de distribuição dentre os biomas, foi utilizada uma análise de dados secundários, disponível no Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2017b).

No Capítulo 3, além da revisão da literatura com relação aos termos Serviços Ecosistêmicos, Serviços Ambientais e de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA), foi feita uma análise histórica do uso dos termos e como tais termos vem sendo utilizado nos programas de PSA brasileiros.

No Capítulo 4 a revisão de literatura teve o enfoque na comparação entre as legislações relacionadas ao Código Florestal brasileiro e suas atualizações, assim como suas implicações em termos econômicos e ecológicos para a conservação da biodiversidade.

O levantamento das referências técnicas e acadêmicas ocorreu por meio das principais ferramentas de busca na WEB como SciELO, Google Acadêmico e Portal Capes (Periódicos), assim como sítios institucionais do MiniMA, TCU, WWF, e IUCN e de livros especializados na área de Ecologia e Economia. A procura de periódicos nacionais, internacionais e de documentos institucionais ocorre de maneira mais intensa de julho de 2015 a janeiro de 2017. Palavras-chave como “resiliência e economia”, “falhas de mercado”, “falhas de governo”, “gestão econômica de Unidades de Conservação”, “instrumentos econômicos de política ambiental”, “pagamentos por serviços ambientais”, “serviços ecossistêmicos”, “Código Florestal”, “novo Código Florestal”, “Lei de Proteção a Vegetação Nativa” usadas tanto em português quanto em inglês, foram utilizadas na procura de artigos e documentos

institucionais recentes.

Além disso, a busca bibliográfica também foi feita usando o número da Lei ou do Decreto regulamentador, o nome do pesquisador ou do trabalho que constasse como referência de relevante interesse em trabalhos já pesquisados ou em documentos institucionais. Ademais, foram também consultadas teses e dissertações acerca dos temas nos bancos bibliográficos das universidades federais que possuem programa de pós-graduação com linha de pesquisa direcionada ao meio ambiente.

DESCRIÇÃO DA ESTRUTURA DA TESE E CONTEÚDO DOS CAPÍTULOS

Esta tese está dividida em cinco capítulos, além das Considerações Iniciais e das Considerações Finais. O primeiro capítulo está dividido em seis seções, contando com a Introdução (Seção 1.1). As seções a seguir visam listar e definir alguns conceitos ecológicos que são utilizados na literatura econômica, como os termos que definem a estabilidade de um ecossistema (resiliência e resistência), biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas, disponíveis na seção 1.2. Da mesma forma, conceitos econômicos são definidos na seção 1.3, em que inicialmente é apresentado o histórico do pensamento econômico e em seguida os termos mais utilizados na economia ambiental. Em seguida, na seção 1.4 apresentam-se alguns conflitos e complementaridades entre esses termos apresentados e, na seção 1.5, como a Economia e a Ecologia lidam com as diferenças na escala temporal. A última seção (1.6) visa verificar se existe uma tendência a “economizar” a ecologia ou a “ecologizar” a economia.

O Capítulo 2 está subdividido em seis seções, a contar com introdução na seção 2.1. A próxima seção (seção 2.2) apresenta um breve histórico do surgimento das áreas protegidas no mundo, seus critérios de definição e a relação com a conservação da biodiversidade. A seção 2.3 dispõe sobre a Lei do SNUC e os 15 anos de gestão das Unidades de Conservação brasileiras, com foco no alcance dos objetivos. A seção seguinte (seção 2.4) discorre sobre a eficácia dos instrumentos econômicos e financeiros dispostos na norma. Para finalizar este capítulo, analisa-se a política do SNUC à luz dos preceitos da biologia da conservação e da economia ambiental (seção 2.5) e dispõe as considerações finais (seção 2.6).

O capítulo seguinte (Capítulo 3) está correlacionado ao segundo pela falha existente na Lei do SNUC da falta de regulamentação dos artigos que se referem a pagamentos por serviços ambientais. Dessa forma, o capítulo está dividido em oito seções, a contar com a seção introdutória (seção 3.1), na qual é apresentada a contextualização do problema. A seção seguinte (seção 3.2) apresenta o histórico do surgimento do conceito de serviços

ecossistêmicos e serviços ambientais. A próxima seção, (seção 3.3) apresenta a relação entre serviços ecossistêmicos e serviços ambientais e está subdividida em três partes, em que contextualiza as diferentes abordagens dos conceitos de serviços ecossistêmicos e serviços ambientais: 3.3.1) Serviços Ecossistêmicos - visão da Ecologia; 3.3.2) Serviços Ecossistêmicos e Ambientais - visão da Economia; e 3.3.3) Serviços Ecossistêmicos e Ambientais - visão interdisciplinar. A seção 3.4 define o instrumento de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) e seus critérios de uso e a seção 3.5 apresenta os critérios para análise de programas de PSA. Esta seção é dividida em 3.5.1) análise qualitativa dos programas de PSA, e 3.5.2) metodologia de análise dos programas de PSA brasileiros. A seção 3.6 apresenta a análise dos programas de PSA brasileiros, subdividida em dois tópicos: 3.6.1) resultados e 3.6.2) discussão e análise. Na seção seguinte, 3.7, o Projeto de Lei nº 792/2007, que visa a implementação de uma Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais é avaliado. O capítulo é finalizado com a seção 3.8 de comentários conclusivos.

No Capítulo 4, aproveitando a definição apresentada no capítulo 3, é apresentada uma abordagem do Código Florestal e da nova Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) e a análise da uso dos seus instrumentos econômicos para a conservação, que inclui pagamentos por serviços ambientais. Com essa finalidade, este capítulo está dividido em sete partes, a iniciar pela Introdução (seção 4.1). A seção 4.2 discorre sobre a importância ecológica da proteção de áreas em propriedades privadas para a conservação da biodiversidade. A seguir, na seção 4.3 é apresentado o Código Florestal brasileiro, as suas modificações e instrumentos, a Lei de Proteção da Vegetação Nativa de 2012 e seus instrumentos de política (seção 4.3.1) e discute em separado os instrumentos específicos das Áreas de Preservação Permanente (APPs; seção 4.3.2) e de Reserva Legal (RL; seção 4.3.3). A seção 4.4 faz uma relação entre o SNUC, os códigos florestais e a LPVN no uso de seus instrumentos na gestão ambiental brasileira. A seção seguinte (seção 4.5) analisa a relação entre os programas de PSA brasileiros com as versões do código e o uso do instrumento pela nova Lei. A seção 4.6 apresenta as contribuições analíticas e a seção 4.7, as considerações finais.

O último capítulo, Conclusão, apresenta uma síntese das principais análises, críticas levantadas e contribuições do estudo. Ele vem como um desfecho sobre a questão dicotômica entre a Ecologia e a Economia, elucidando se uma relação entre as duas áreas é possível. Este capítulo final possibilita unir todos os tópicos de análise discutido nas seções anteriores da Tese, amarrando-os de maneira a prover uma luz no fim do túnel à gestão ambiental dos recursos naturais. O último item do capítulo conclusivo é o de Considerações Finais, que aborda contribuições futuras que podem complementar o campo da pesquisa em Economia

Ambiental, numa visão ecológica.

CAPÍTULO 1

ECOLOGIA E ECONOMIA: CONFLITOS E COMPLEMENTARIEDADES

1.1 INTRODUÇÃO

A palavra “Economia” é de origem grega, composta por *oikos*, que significa “casa”, e *nomein*, “gerenciar, manejar”, que em sua completude pode ser entendida como “administração de uma casa” ou “o manejo de uma casa” (MANKIOW, 2005; ODUM, 1985). “Ecologia”, também de origem grega, compartilha o mesmo prefixo, *oikos*, e *logos*, estudo. Portanto, a palavra “Ecologia” representa o “estudo da casa”, ou do lugar onde se vive, representando assim todo o meio ambiente (ODUM, 1985; RICKLEFS, 1996). Em vista disso, a Economia e a Ecologia deveriam ser disciplinas interligadas desde a sua origem. Porém, o ponto de vista dos pesquisadores constituintes de ambas áreas durante anos foi que as áreas são adversárias e concorrentes (ODUM, 1985).

Além da similaridade nominal entre economia e ecologia, ambas estudam sistemas complexos. Esses, na economia, são conhecidos como: modelos de mercado, de contas nacionais e institucionais, sistemas monetários, economia política, entre outros. Já na Ecologia, sistemas complexos são modelos de dinâmica de populações e comunidades, teias alimentares, estratégias energéticas, de forrageamento e reprodutivas, coevolução, entre outros (NORGAARD, 1989). As similaridades entre as duas áreas de conhecimento parecem, no entanto, terminar neste ponto, pois elas se desenvolveram de forma independente, sem diálogo entre si por um longo período de tempo (ODUM, 1985).

A Economia é uma área de conhecimento mais antiga que a Ecologia. A sistematização do conhecimento ecológico foi possível após a criação do vocábulo “Ecologia” pelo biólogo Ernst Haeckel em 1869 (ODUM, 1985; RICKLEFS, 1996). Apesar de estudos ecológicos terem sido desenvolvidos anteriormente, a Ecologia só se tornou um campo distinto do conhecimento no início do século XX (ODUM, 1985).

A falta de uma área específica para estudos ecológicos, no entanto, não justifica o distanciamento entre as duas áreas. Tentativas de ilustrar as consequências negativas sobre o meio ambiente da exploração dos recursos naturais para o desenvolvimento das atividades econômicas remetem à época de Platão (400 a.C) (DAILY, 1997; MOONEY; EHRLICH, 1997). Na era moderna, publicações sobre o tema datam do século XIX, quando Marsh (1864) explora a finitude dos recursos naturais e sua possível escassez (MARSH, 1864; MOONEY; EHRLICH, 1997). Nessa mesma época, os economistas davam como gratuitos os recursos fornecidos pela terra, apesar de considerarem a terra como um insumo de produção não

substituível. Smith e Malthus no século XIX, por exemplo, alertaram sobre a diferença de escala entre o crescimento populacional e o crescimento dos meios de subsistência (exploração dos recursos) e os possíveis limites físicos impostos pela terra (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; MUELLER, 2012).

Mesmo com o desenvolvimento dos estudos ecológicos no final do século XIX e início do século XX, o conhecimento disponível não foi utilizado de maneira a impactar o desenvolvimento do pensamento econômico (ODUM, 1985). Segundo Odum (1985) "os sistemas econômicos de toda e qualquer ideologia política valorizam as coisas feitas por seres humanos que trazem benefícios primariamente para o indivíduo, mas dão pouco valor aos produtos e 'serviços' da natureza." (ODUM, 1985, p.1).

Com a revolução industrial e o desenvolvimento tecnológico, a exploração de recursos se acentuou concomitante à mudança de pensamento econômico¹. A terra, como *proxy* de recursos naturais, deixou de existir nas funções de produção e a ideia de substitutibilidade de recursos por materiais manufaturados passou a preponderar (BELL, 1976; GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; MUELLER, 2012). A economia era vista como um sistema isolado do meio ambiente, sem a troca de matéria e energia com o seu meio. E a natureza passou a ter uma papel secundário na análise econômica (MUELLER, 2012).

Somente a partir da década de 1960 as discussões em torno de uma aproximação entre as áreas se iniciaram com a criação da Economia dos Recursos Naturais e Meio Ambiente, com base na teoria econômica neoclássica (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; MUELLER, 2012). Boulding (1966) trouxe a tona a finitude dos recursos naturais, comparando a Terra como uma espaçonave (a espaçonave Terra) com recursos e espaço limitados, sem conseguir suportar a atual exploração econômica (BOULDING, 1966). Na década de 1970, a publicação do relatório *Study of Critical Environmental Problems* (SCEP - Estudo de Problemas Ambientais Críticos - tradução livre) feito por uma equipe interdisciplinar (envolvendo, dentre outros, ecólogos, biólogos e economistas) do *Massachusetts Institute of Technology* (MIT - Instituto de Tecnologia de Massachusetts) (MOONEY; EHRLICH, 1997; STUDY OF CRITICAL ENVIRONMENTAL PROBLEMS, 1970) marcou a criação do termo "serviços ambientais" e a publicação do Clube de Roma, Relatório do Clube de Roma ou Relatório Meadows (MUELLER, 2012).

Com a crescente interdisciplinaridade entre as duas áreas, era de se esperar a apropriação de termos da economia pela ecologia e vice-versa. Um exemplo é o uso de termos

¹Ver Histórico do Pensamento Econômico na subseção 1.3.1 a seguir.

como "retornos crescentes com a escala" ou " economias de escala" quando Odum (1985) explicou sobre a Teoria da Complexidade e Energética que regem a dinâmica de um ecossistema. Em sua explanação, ele afirmou que "existem **retorno crescentes com a escala**, ou **economias de escala**, associados a um aumento do tamanho e da complexidade (de um sistema), tais como melhor qualidade e estabilidade frente a perturbações" (ODUM, 1985, p. 99). Essa referência às ciências econômicas é pertinente devido a ambos os sistemas (ecológicos e econômicos) serem complexos e regidos pelas mesmas leis da física (Leis da Termodinâmica) (MUELLER, 2012; NORGAARD, 1989; PRIGOGINE, 1996)

Nem sempre essa associação entre as áreas é, entretanto, feita em consonância. Quando especialistas de uma área utilizam termos e conceitos de outra, o uso pode não estar condizente com o da área de origem. Economistas, por exemplo, se apropriam de termos de estabilidade do ecossistema para simular modelos dos efeitos da poluição sobre recursos naturais sem o rigor conceitual que o termo merece². Da mesma forma, ecólogos utilizam conceitos econômicos, quando abordam temas como valoração ambiental, por exemplo, com a mesma limitação conceitual³. Apesar de ambos tentarem aproximar as duas áreas em seus artigos acadêmicos e de divulgação, nem sempre é possível.

Dessa forma, **este capítulo identifica semelhanças e diferenças conceituais em ecologia e em economia ambiental, na tentativa de demonstrar os possíveis conflitos e complementariedades existentes entre as duas áreas**. Conflitos e complementariedades essas que têm consequências relevantes sobre a gestão de recursos naturais, pois instrumentos de ambas as áreas são utilizados no gerenciamento ambiental. A hipótese principal deste

²Andrade e Romeiro (2009) apresentam a disciplina "Economia dos Ecossistemas", em que enfatizam as relações entre o meio ambiente e o sistema econômico. Na primeira parte do ensaio, os autores conceituam o que é Ecossistema e todos os conceitos relacionados a ele, como estrutura do ecossistema, variabilidade do ecossistema e resiliência. Nesse último conceito, os autores cometem um erro conceitual ao afirmar que **resiliência** "Pode também ser definida como a medida da magnitude dos distúrbios que podem ser absorvidos por um ecossistema sem que o mesmo mude seu patamar de equilíbrio estável." (ANDRADE; ROMEIRO, 2009, p. 4-5). O mesmo equívoco conceitual é cometido por Dasgupta e Mäler (2004). Transcrevendo a passagem de Dasgupta e Mäler (2004), "*Such notions as the resilience of ecosystems to withstand perturbations without significant changes in their character are expressions of this research interest*" (DASGUPTA; MÄLER, 2004, p. 7, grifo desta autora). É possível perceber que os autores desejariam de falar sobre resistência de uma ecossistema, ou mesmo utilizar os dois conceitos como um só. Porém, o conceito resiliência foi utilizado erroneamente.

³Kareiva e coautores (2011) explicitam que uma das dificuldades de se valorar o serviços gerados pelos ecossistemas é reverter as externalidades positivas geradas por eles como valor monetário. O conceito de externalidades não é um conceito trivial para os ecólogos, o que leva muitos a utilizarem metodologias de valoração ambiental sem o rigor que o método necessita (BERNARDO; NOGUEIRA; NETO, 2015; CASTRO, 2015). Gallai e coautores (2009) e Gallai e Vaissière (2009), por exemplo, calcularam o Valor Econômico Total da polinização por insetos por uma simples operação matemática entre preço, produção agrícola e o percentual de impacto da polinização sobre a produção, sem considerar todos os valores necessários para o cálculo, chegando a um valor que não representa o valor econômico da polinização. Este artigo é usado como referência por ecólogos que tomam este cálculo como base para valorar impactos da polinização sobre a produção agrícola no Brasil (GIANNINI et al., 2015; NOVAIS et al., 2016).

trabalho é a de que é possível um incremento no gerenciamento de recursos naturais e meio ambiente com uma melhora na interligação entre essas áreas.

1.2 CONCEITOS ECOLÓGICOS

Sistemas ecológicos são complexos (JORGENSEN et al. 2007; ODUM, 1985;). Um exemplo disso é o próprio ecossistema, dado por Odum (1985) como "complexo e aterrizante nível de sistema" (ODUM, 1985, p. 5). Tecnicamente, um ecossistema "consiste de *todos* os organismos (plantas, animais e microorganismos) que vivem em uma área, combinado com seu ambiente físico" (EHRlich; EHRlich, 1981, p. 78, grifo de origem). Outras definições são encontradas na literatura, como: ecossistema pode ser definido como o resultado das interações bióticas e abióticas em um determinado local natural (RICKLEFS, 1996) ou como a comunidade em conjunto com seu ambiente físico (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006).

Ao analisar as relações inseridas no termo "interações" e "comunidade", traz-se à tona o termo "grupos funcionais", por exemplo. Grupos funcionais podem ser definidos como agrupamento de espécies que compartilham atributos biogeoquímicos comuns, dentro do contexto do funcionamento do ecossistema (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; NAEEM, 1998;). Por exemplo, seres fotoautotróficos são aqueles que estocam a luz solar como energia em produtos de carbono e são a base estrutural de um ecossistema (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; EHRlich; EHRlich, 1981). Ou seja, agrupamentos de diferentes espécies, de acordo com o contexto funcional dentro do ecossistema, podem ser denominados de guildas, níveis tróficos ou de grupos funcionais (NAEEM, 1998).

Esses exemplos são para ilustrar o quão complexo é um sistema ecológico e a dificuldade inerente em transmitir esses conceitos diversos e complexos para profissionais de outra área. A construção dos conceitos e o seu uso, portanto, é dado dentro de um contexto ecológico (ARMSWORTH et al., 2007; PETERSON et al., 2010).

A construção e desenvolvimento do conceito de "serviços ecossistêmicos", por exemplo, foi uma tentativa de informar e alertar toda a comunidade fora da área ecológica sobre os impactos que as atividades humanas causam sobre o meio ambiente e como isso refletia no bem-estar humano (ARMSWORTH et al., 2007; GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; KAREIVA et al., 2011; MÉRAL; PESCHE, 2016). Apesar do conceito ter sido apresentado, com o nome de "serviço ecossistêmico", em 1981 (EHRlich; EHRlich, 1981), não houve explicação sobre os termos inerentes no conceito, como o que é um ecossistema, ou como é o funcionamento dos ecossistemas e seus processos. Fato esse que

gerou uma confusão na literatura e a disseminação de diversos conceitos do mesmo termo nas mais diversas áreas (econômicas, ecológicas e interdisciplinares).

Por isso, este tópico tem o objetivo de conceituar termos ecológicos que são utilizados pela economia ambiental. Os conceitos apresentados a seguir servem de base para os temas desenvolvidos nos próximos capítulos desta tese.

1.2.1 Ecosistema e sua estabilidade

Conceituar o que é um ecossistema é necessário antes de definir os termos da sua dinâmica. A palavra "ecossistema" foi utilizada pela primeira vez em 1935 pelo pesquisador Arthur George Tansley em seu artigo "*The use and abuse of vegetational concepts and terms*" (MOONEY; EHRLICH, 1997; ODUM, 1985; TANSLEY, 1935). Na transcrição do trecho onde Tansley (1935) citou "*ecosystems*" pela primeira vez, é possível inferir o seu conceito:

*I have already given my reasons for rejecting the terms "complex organism" and "biotic community." Clements⁴ earlier term "biome" for the whole complex of organisms inhabiting a given region is unobjectionable, and for some purposes convenient. But the more fundamental conception is, as it seems to me, the whole **system** (in the sense of physics), including not only the organism-complex, but also the whole complex of physical factors forming what we call the environment of the biome - the habitat factors in the widest sense. (...) It is the systems so formed which, from the point of view of the ecologist, are the basic units of nature on the face of the earth. Our natural human prejudices force us to consider the organisms (in the sense of the biologist) as the most important parts of these systems, but certainly the inorganic "factors" are also parts-there could be no systems without them, and there is constant interchange of the most various kinds within each system, not only between the organisms but between the organic and the inorganic. These **ecosystems**, as we may call them, are of the most various kinds and sizes.⁵*
(TANSLEY, 1935, p. 299, grifos de origem).

A partir dessa definição, a disciplina Ecologia dos Ecossistemas se desenvolveu e os ecólogos passaram a demonstrar a importância da conexão entre meio biótico (vivo) e meio físico (abiótico ou não vivo) e as suas inter-relações (MOONEY; EHRLICH, 1997; ODUM, 1985).

Na Ecologia dos Ecossistemas é estudado a interação entre a comunidade, a ciclagem

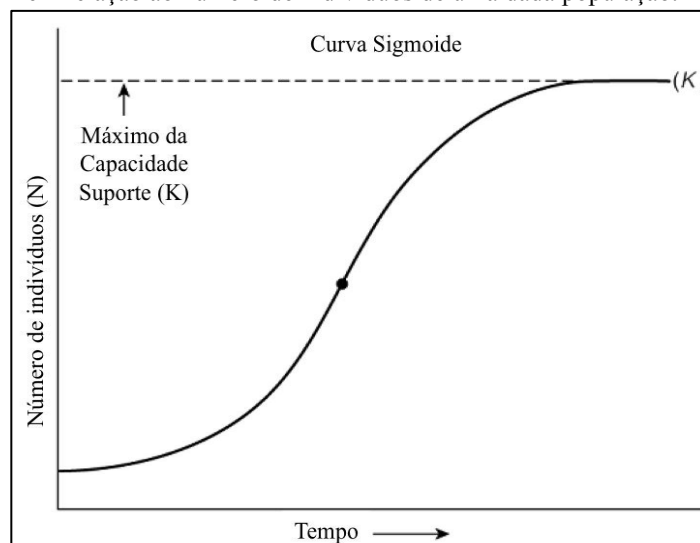
⁴Tansley (1935) se refere a Frederick Edward Clements, ecólogo vegetal, e à sua publicação de 1934, intitulada "*The relict method in dynamic ecology*" no Journal of Ecology, v. 22, p. 39-68, 1934.

⁵Já dei minhas razões para rejeitar os termos "organismo complexo" e "comunidade biótica". O termo "bioma" de Clements para todo os organismos complexos que habitam uma determinada região é razoável e, para alguns propósitos, conveniente. Mas, a concepção mais fundamental é, como me parece, todo o **sistema** (no sentido da física), incluindo não só o organismo complexo, mas também todo o complexo de fatores físicos que formam o que chamamos de ambiente do bioma - os fatores do habitat no sentido mais amplo. (...) São os sistemas assim formados que, do ponto de vista do ecólogo, são as unidades básicas da natureza na face da Terra. Nossa força natural humana preconceituosa nos força a considerar o organismo (no sentido de um biólogo) como a parte mais importante desses sistemas, mas certamente os "fatores" inorgânicos também são partes - não poderia existir sistemas sem eles, e há um constante intercâmbio dos mais diversos tipos dentro de cada sistema, não só entre os organismos, mas entre o orgânico e o inorgânico. Estes **ecossistemas**, como podemos chamá-los, são dos mais diversos tipos e tamanhos."(Tradução livre).

de materiais (ou os ciclos biogeoquímicos) e o fluxo de energia e matéria (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; ODUM, 1985; RICKLEFS, 1996). No estudo dos fluxos de matéria e energia dentro dos ecossistemas, em que se estudam cadeias alimentares, estrutura trófica e pirâmides ecológicas, encontram-se conceitos como a capacidade de suporte do ambiente e a estabilidade dos ecossistemas (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; ODUM, 1985).

A **capacidade de suporte** de um ecossistema está relacionada à quantidade máxima de biomassa⁶ que pode ser sustentada por um ecossistema, dado o seu tamanho, quando há um equilíbrio entre entrada (respiração) e saída (crescimento) (ODUM, 1985). Esse conceito também representa o crescimento de tamanho e complexidade de populações e dos ecossistemas (ODUM, 1985; RICKLEFS, 1996). De uma perspectiva ecológica, a capacidade ótima de suporte, sustentável ao longo do tempo frente às incertezas ambientais, equivale a 50% do máximo (ponto onde há inflexão da curva) e seu gráfico é representado por uma curva sigmoide (Figura 1.1).

Figura 1.1 - Curva da capacidade suporte de um ambiente, em relação ao número de indivíduos de uma dada população.



Fonte: adaptado de Odum (1985).

Por exemplo, à medida que um ecossistema se torna maior (seja pelo aumento do número de espécies, seja pela aumento de número de indivíduos em uma população) e se torna mais complexo, aumenta a proporção de produção primária bruta⁷ usada na respiração

⁶Biomassa é a massa, normalmente apresentada em massa seca (desidratada), no todo ou parte de um organismo, população ou comunidade. Normalmente é expressada em massa/área (RICKLEFS, 1996).

⁷Produção primária bruta é a quantidade de matéria (massa) produzida na fotossíntese (RICKLEFS, 1996).

(entrada) pela comunidade para sustentá-la e diminui a proporção que é destinada ao crescimento (ODUM, 1985). Ou seja, após o nível ótimo de capacidade, o ecossistema cresce a uma taxa negativa (Figura 1.1). Assim, quando os custos de manutenção das relações entre os seres do sistema se equilibram com a energia disponível, não há mais possibilidade de crescimento, pois foi atingida a capacidade suporte máxima (K) (Figura 1.1). Odum (1985) utilizou um termo econômico para nomear essa característica intrínseca do ecossistema, que seria um tipo de deseconomia de escala.

À medida que um ecossistema se torna mais complexo, há aumento das relações funcionais entre as diferentes espécies e seu *habitat*. O acréscimo da rede das relações entre espécie, amplia o fluxo de matéria e energia dentro do ecossistema, que pode aumentar a eficiência do uso da energia e da reciclagem de materiais, o que, conseqüentemente aumenta a **resistência** do ecossistema (NAEEM, 1998; ODUM, 1985). A resistência de um ecossistema, portanto, pode ser definida como a capacidade que um ecossistema tem de resistir e se adaptar às perturbações externas (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; RICKLEFS, 1996).

Após perturbações frequentes ao longo do tempo, o ecossistema altera o seu estado de equilíbrio. Ambientes resistentes possuem alta capacidade de se moldarem às alterações. Essa habilidade está relacionada a composição ambiental e à região no qual se encontra (CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCHEV, 2011; NAEEM, 1998;). O limite de suportar as interferências negativas externas, em que não existe mais a possibilidade de encontrar um novo ponto de equilíbrio, é o ponto no qual a capacidade suporte do ecossistema foi ultrapassada e o ecossistema entra em colapso. É o que ocorre com o processo de desertificação de ecossistemas causado por ações humanas (EHRlich; EHRlich; HOLDREN; 1977; MUELLER, 2012).

No entanto, se o ambiente for deixado intocado, sem ter ultrapassado a capacidade suporte do ambiente e sem nenhuma interferência negativa externa, há a tendência de ele retornar ao estado próximo ao de origem, antes da perturbação. Esse é o conceito de resiliência, que é alcançada a longo prazo (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; RICKLEFS, 1996; ODUM, 1985).

1.2.2 Biodiversidade e Funcionamento dos Ecossistemas

O termo biodiversidade, em sua forma mais simples, é sinônimo de riqueza⁸ (RICKLEFS, 1996). A biodiversidade, no entanto, também pode ser vista em escalas menores e maiores do que as espécies. Por exemplo, pode-se incluir a diversidade genética dentro das

⁸Riqueza significa o número de espécies (populações) diferentes que ocorre em determinado local (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; RICKLEFS, 1996;).

espécies, em que reconhece o valor de conservar sub-populações e subespécies geneticamente distintas. Acima do nível de espécie, encontra-se, por exemplo, a variedade evolutiva geral da biota do mundo e a conservação desse tipo de biodiversidade pode assegurar que as espécies sem parentes próximos recebam proteção especial, cuja variabilidade pode ser mantida a maior possível. Ainda em maior escala, inclui-se a biodiversidade da variedade de tipos de comunidades presentes em uma região, como pântanos, desertos, fases iniciais e tardias de uma sucessão⁹ florestal, e assim por diante. A "biodiversidade", portanto, pode, em si mesma, ter uma diversidade de significados. No entanto, é necessário especificar para que o termo tenha qualquer uso prático (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

O termo Biodiversidade, segundo a Convenção da Diversidade Biológica (CDB), foi definido como “a variabilidade de organismos vivos de todas as origens, incluindo, entre outros, os ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos, e os complexos ecológicos de que fazem parte; compreendendo ainda a diversidade dentro de espécies, entre espécies e ecossistemas” (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2000, p. 9).

Na conceituação de biodiversidade pela CDB, portanto, três níveis de diversidade biológica, considerados na literatura como principais, foram mencionados e definidos, indiretamente,: 1) a diversidade genética; 2) a diversidade de espécies (riqueza); e 3) a diversidade das comunidades (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Andrés e coautores (2012) acrescentam a essa definição a diversidade funcional, que mensura o número, o tipo e a distribuição das funções realizadas pelos organismos dentro de um ecossistema, que reflete a diversidade morfológica, características fisiológicas e ecológicas dentro das comunidades e suas interações, como níveis tróficos.

Diversidade biológica ou biodiversidade é definido pela *Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES - Plataforma Intergovernamental sobre a Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos) como a "variabilidade entre organismos vivos de todas as fontes, incluindo ecossistemas marinhos, terrestres e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos dos quais eles são parte. Isso inclui variações nos atributos genéticos, fenótipos, filogenéticos, e atributos funcionais, assim como mudanças na distribuição ao longo do tempo e espaço dentro e entre espécies, comunidades biológicas e ecossistemas." (DÍAZ et al., 2015, p. 12).

A biodiversidade, portanto, pode ser descrita em termos de número de entidades

⁹Sucessão significa a substituição de populações em um *habitat* por meio de uma progressão temporal e energética em direção a um estado estável (ODUM, 1985; RICKLEFS, 1996).

(quantos genótipos, espécies ou ecossistemas), a uniformidade de sua distribuição, as diferenças em seus traços funcionais e suas interações. Embora a biodiversidade tenha sido frequentemente usada como sinônimo de riqueza de espécies (o número de espécies presentes), diferentes componentes da biodiversidade (por exemplo, riqueza, abundância relativa, composição, presença / ausência de espécies-chave) podem ter efeitos diferentes nas propriedades do ecossistema (HOOPER et al., 2005). Dessa forma, se por um lado, o conceito realça os diferentes níveis de diversidade que estão presentes na natureza, por outro, ele é fragilizado por não traduzir o verdadeiro *continuum* que ocorre na natureza, englobando todos os níveis de organização biológica, ao tratar os níveis de diversidade como conjuntos separados (BENSUSAN, 2014).

Assim, algumas características ecossistêmicas traduzem ou informam as medidas de sua estabilidade, como a diversidade e a redundância funcional (CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTNICK, 2011; NAEEM, 1998). A determinação da estabilidade do ecossistema é importante para estabelecer a oferta de bens e serviços ecossistêmicos ao longo do tempo, por exemplo. O aumento da redundância funcional (de ocupação de nichos e de relações / teias alimentares / funcionais) aumentam a capacidade do ecossistema de ser resistente a distúrbios e de ser resiliente no longo prazo (CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTNICK, 2011; NAEEM, 1998; YACHI; LOREAU, 1999). Portanto, quanto mais estável (em termos de clímax), mais complexos os ecossistema e conseqüentemente maior a provisão de bens e serviços ao longo do tempo.

Mapear a diversidade entre ecossistemas, por exemplo, revela zonas de transição entre regiões com diferentes níveis de riqueza de espécies, de diversidade funcional e filogenética. Essa abordagem pode auxiliar na identificação e delimitação de limites ecológicos ao redor de áreas de particular interesse. Por exemplo, alta diversidade pode ser encontrada em locais de transição de ecossistemas, com paisagens altamente fragmentadas, mas que numa visão micro possuem baixa diversidade local. Portanto, o mapeamento dessas áreas pode oferecer informações complementares sobre padrões de biodiversidade (ANDRÉS et al., 2012).

Mensurar cada um desses componentes complementares da biodiversidade é necessário para entender o funcionamento do ecossistema em termos da completa estrutura, composição e dinâmica das comunidades naturais. Associar esses estudos com a avaliação de serviços ecossistêmicos fornecidos nas áreas relevantes permite desenvolver um planejamento sistemático de conservação que contribui para múltiplos aspectos da diversidade biológica (ANDRÉS et al., 2012).

Segundo Hooper e coautores (2005), as dimensões mais importante da biodiversidade

que influencia no funcionamento do ecossistema são as características funcionais das espécies. Essas incluem efeitos de espécies dominantes, espécies chave, engenheiros ecológicos e interações entre espécies (como, competição, simbiose, mutualismo, parasitismo e predação). Condições abióticas, regimes de perturbação e características funcionais de espécies dominantes têm um maior efeito sobre muitas propriedades ecossistêmicas do que a riqueza de espécies (ANDRÉS et al., 2012).

1.3 CONCEITOS ECONÔMICOS

1.3.1 Histórico do Pensamento Econômico

Para a compreensão dos conceitos que são demonstrados a seguir, ainda neste tópico, se faz necessário o desenvolvimento de como o pensamento econômico progrediu ao longo dos anos, a relação entre sistema econômico e sistema naturais e a noção de valor.

O Quadro 1.1 apresenta um breve histórico do pensamento econômico quanto as teorias de valor das escolas econômicas. Antes do desenvolvimento da economia clássica (1776 - 1874), surgiu na França a primeira escola científica de Economia, formada em meados do séc. XVIII, cujo cenário era de reforma política conhecida como fisiocracia (BELL, 1976). Os autores dessa linha de pensamento econômico, que perdurou somente por 20 anos (1756 - 1778) (BELL, 1976), em contraste com o mercantilismo, tornaram a terra como o agente de produção mais importante (Quadro 1.1) (BELL, 1976; GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010).

Em contraste com a crença dos fisiocratas, os economistas clássicos¹⁰ começaram a enfatizar o trabalho como a principal força que apoiava a produção de riqueza (BELL, 1976; GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010). A consideração da terra como uma barreira ao crescimento da produção de alimentos e da população explica a ênfase de alguns economistas clássicos sobre as restrições físicas, impostas pelo uso da terra, ao crescimento, como a lei de Ricardo de rendimentos decrescentes sobre a terra, as noções de Malthus sobre o crescimento populacional (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; MUELLER, 2012).

Apesar da crença do limite físico da exploração do solo, os outros recursos naturais eram tidos como produção natural, sem custo e sem ter a quem pagar pela sua oferta, pois eram presentes da natureza (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; MUELLER, 2012). Portanto, recursos como ar, água, madeira, "trabalhavam" gratuitamente para o homem. Esses

¹⁰"Economia clássica" considera-se o período entre a publicação de *"An Inquiry into the Nature and Causes of the Wealth of Nations"*, de Adam Smith em 1776 até 1874, com a publicação de *"Some Leading Principles of Political Economy Newly Expounded"* de John E Cairnes. Estão incluídos nesse período os economistas Thomas Robert Malthus, David Ricardo, James Mill e John Stuart Mill (BELL, 1976).

recursos eram (e ainda são por muitos) interpretados como bens livres (*free goods*), abundantes (e, portanto, não escassos) e sem preços por não serem negociados em mercados. Marx (1887), no entanto, considerava o valor como algo que o homem poderia acrescentar com seu trabalho aos materiais básicos providos pela natureza (Quadro 1.1) (BELL, 1976; GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010).

De meados até o final do século XIX, o crescimento industrial, a aceleração da acumulação de capital e o desenvolvimento tecnológico desencadearam mudanças no pensamento econômico clássico, inclusive no tratamento com relação à natureza. Destacam-se três mudanças principais: 1) a mudança do foco na terra e no trabalho para os fatores trabalho e capital; 2) a passagem da análise física para a monetária; e 3) um movimento no foco dos valores de uso para valores de troca (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010).

O pensamento econômico, portanto, mudou de paradigma e foi marcado por uma ruptura entre a transição da fase clássica para a neoclássica. O crescimento da produção capitalista e do capital fez com que a teoria e a prática fossem modificadas. A natureza passou a ser avaliada nos termos de valores de troca e a substitutibilidade dos recursos naturais pelo capital humano passou a ser teorizado na economia neoclássica, fundada por Marshall em 1890 (BELL, 1976; GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010).

A transição do pensamento econômico, então, foi marcada pela ideias de valor de uso, que precedeu o desenvolvimento da economia da utilidade marginal (BELL, 1976), ou seja em que não mais a oferta (produção) determinaria o valor dos objetivos, mas sim a demanda (consumo - utilidade). Tempos antes da "revolução marginalista" ocorrer, Aristóteles já se referia ao valor de uso e ao valor de troca de mercadorias. Em 1690, Nicholas Barbon foi um dos primeiros autores a reconhecer o uso e a escassez como os principais fatores para a determinação do valor (preços) de uma mercadoria. Em 1776 Abbé Condillac usou a explicação da utilidade para determinar valor. Segundo ele, a utilidade expressava a relação entre a necessidade sentida por um objeto e a escassez ou abundância desse mesmo objeto. Jean Baptiste Say, em 1803, fez críticas às teorias de Smith e à teoria de custo-trabalho¹¹ e declarou que a utilidade é originada pelo desejo por um objeto o que determina o seu valor (BELL, 1976).

¹¹A teoria do custo-trabalho ou valor-trabalho foi proveniente dos escritos de Smith, Ricardo e Marx, onde afirmaram que o valor econômico de uma mercadoria é determinado pela quantidade média de trabalho alocado para a produção daquela mercadoria (BELL, 1976).

Quadro 1.1 - Histórico das teorias de valor nas diferentes escolas do pensamento econômico.

Escolas Econômicas	Período	Pensamento
Fisiocratas	1756 - 1778	O trabalho aplicado a terra (agricultura, mineração, pesca e a produção de matérias-primas em geral) produzia excedente pois não havia custos envolvidos além os da extração. Então, a exploração da terra era a que dava a maior fonte de riqueza.
Clássicos	1776 - 1874	A terra (<i>proxy</i> de recursos naturais) era considerado um fator separado na função de produção, pois os "serviços*" oferecidos por ela eram gratuitos, porém era considerada um insumo não substituível e que limitava o aumento da produção de alimentos e o crescimento populacional.
		Marx (1867) definia que o valor de um dado objeto era determinado pela quantidade de trabalho necessária para a sua produção. O trabalho, portanto, tem valor de troca e os materiais fornecidos pela natureza teria um valor intrínseco.
Revolução Marginalista	1854 - 1874	Grossen (1854), Jevons e Menger (1871) e Walras (1874) desenvolveram a análise da utilidade marginal que determinava que o valor de um determinado produto seria medido pelo comportamento do consumidor dada a escassez de um determinado bem de desejo.
Neoclássicos	Final do século XIX - hoje	A análise de valor foi restringida à esfera dos valores de troca e à substitutibilidade dos recursos naturais.
		Segundo Pigou (1920) a única medida disponível para quantificar o bem-estar social seria monetária.
		Para Solow (1956 e 1973) a terra (recurso naturais) foi removida da função de produção devido a sua possível substitutibilidade por capital manufaturado e o preço do capital natural transacionado no mercado regularia a sua escassez pela mudança no comportamento do consumidor.

*Ainda não se falava em serviços propriamente dito, por isso a palavra encontra-se entre aspas. O termo "serviços ambientais" só surgiu na literatura em 1970 com a publicação do relatório do *Study of Critical Environmental Problems* (SCEP - Estudo de Problemas Ambientais Críticos - tradução livre) feito por autores do *Massachusetts Institute of Technology* - MIT (Instituto de Tecnologia de Massachusetts).

Fonte: Elaborado pela autora com base em Bell (1976), Gómez-Baggethun e coautores (2010), Marx (1887), Mueller (2012), Pigou (1920) e Solow (1956; 1973).

Os autores mencionados no parágrafo anterior auxiliaram no desenvolvimento da análise de utilidade marginal, que foi plenamente desenvolvida entre os anos de 1854 a 1874 por Gossen (1854), Jevons e Menger (1871) e Walras (1874) (Quadro 1.1) (BELL, 1976). Por conseguinte, desde a realização da revolução marginalista, a economia neoclássica gradualmente restringiu sua análise à esfera dos valores de troca (Quadro 1.1). No entanto, para que o estudo das externalidades fosse considerado, a análise monetária foi estendida para além dos limites dos mercados (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010). A noção de externalidade já era familiar no trabalho de Marshall (1890), mas foi Pigou (1920) quem desenvolveu a noção de divergência entre custo privado e custo social, cuja diferença expressava o valor da externalidade (PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006).

Autores como Gray, Ramsey, Ise e Hotelling, entre os anos de 1910 e 1930, levantaram preocupações sobre as consequências que o esgotamento de recursos poderia ter sobre as futuras gerações e elaboraram os aspectos éticos e técnicos envolvidos na aplicação das taxas de desconto (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010). No entanto, na segunda metade do século 20, a terra e os outros recursos naturais desapareceram da função de produção. Esses insumos naturais foram substituídos pelo capital e trabalho, e medidas físicas foram substituídas por medidas monetárias (BELL, 1976; GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010).

A partir da década de 1930, portanto o interesse do economista pelas questões ambientais foi diminuindo e o alcance da análise econômica se restringiu aos bens e serviços previamente valorados em termos monetários, e os outros recursos da biosfera, sem valor de troca e não comercializados, foram excluídos da análise (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010). Concomitantemente, a teoria econômica neoclássica começou a desenvolver mecanismos de como a inovação tecnológica poderia permitir a substitutibilidade entre insumos de produção tais como a terra e capital, considerando possível escassez de recursos. Segundo Solow (Quadro 1.1) a escassez de recursos naturais seria um evento e não uma catástrofe, já que é um fato possível de ser contornado (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; SOLOW, 1956, 1973).

1.3.2 Economia Ambiental X Economia Ecológica

Com o movimento ambiental contemporâneo na segunda metade do século XX, subdisciplinas econômicas especializadas começaram a abordar falhas na ciência econômica padrão para analisar os problemas ambientais. Portanto, este fato foi um estímulo para o surgimento da primeira comunidade acadêmica especializada no campo da Economia dos Recursos Naturais e Meio Ambiente, cuja origem se remete ao início dos anos de 1960 (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; MUELLER, 2012).

Como essa comunidade surgiu com embasamento da economia neoclássica ortodoxa, teve início o desenvolvimento de métodos para valorar e internalizar os impactos econômicos sobre meio ambiente (externalidades). Dessa perspectiva, bens e recursos naturais que não tem mercado eram (e ainda são) vistos como externalidades que quando valorados em termos monetários podem ser incorporados nas decisões econômicas. Com o objetivo de corrigir falhas de mercado, a literatura da economia ambiental tem desenvolvido desde o início dos anos 1960 uma série métodos para valorar os custos e benefícios ambientais externos (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010).

O valor econômico do meio ambiente tem geralmente sido dividido em valores de uso e de não uso, em que cada um pode ser subdividido em diferentes componentes de valores que quando adicionados formam o Valor Econômico Total (VET). Para a determinação desses diferentes tipos de valores uma série de técnicas de valoração monetária têm sido desenvolvidas (CASTRO, 2015; GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; NOGUEIRA; MEDEIROS; ARRUDA, 2000)¹².

Devido a criação de métodos de valoração dos recursos naturais por uma metodologia neoclássica e a ideia de possível substitutibilidade de recursos ao longo do tempo pela inovação tecnológica, uma série de divergências teóricas dentro da Sociedade de Economia dos Recursos e Meio Ambiente levou a uma ruptura no final da década de 1980. A influência de trabalhos de ecólogos e economistas heterodoxos (DALY, 1977; GEORGESCU-ROEGEN, 1971; KAPP, 1983; ODUM, 1971), preocupados com a interação humana e natureza, e o tratamento da exploração dos recursos naturais por meio da energia envolvida nos processos, forneceu base para separação da sociedade e formação da Economia Ecológica. Portanto, a área de Economia do Meio Ambiente e Recursos Naturais foi subdividida em duas: Economia Ambiental (escola neoclássica) e Economia Ecológica (escola não neoclássica ou heterodoxa) (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; MUELLER, 2012).

As duas áreas se sobrepõem no uso de técnicas específicas para avaliar políticas, fomentar tomadas de decisões e ainda utilizam as ferramentas da microeconomia neoclássica em suas análises (que estão dispostas no próximo tópico). Porém, ambas diferem no quadro qualitativo dentro dos quais elas operam. Os economistas ambientais operam principalmente dentro do quadro axiomático da economia neoclássica, ou seja, se fundamentam na teoria do consumidor, informações perfeitas, e produtividade marginal da teoria da distribuição, por

¹²As técnicas de valoração de recursos naturais podem ser vistas com detalhes em Castro (2015) e estão resumidas a seguir.

exemplo. Já os economistas ecológicos desafiam alguns desses pressupostos e conceituam o sistema econômico como um subsistema aberto da biosfera, em que trocas de energia, materiais e fluxo de resíduos entre o sistema social e ecológico são possíveis, dada a sua coexistência. Portanto, o foco da eficiência de mercado na economia neoclássica é expandido, pela economia ecológica, aos assuntos de equidade e escala em relação aos limites biofísicos e ao desenvolvimento de métodos de valoração não monetárias (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; SHMELEV, 2012).

Além dessas diferentes abordagens, existem duas principais áreas de controvérsia. A primeira diz respeito ao debate da sustentabilidade forte *versus* fraca, relacionada à substitutibilidade do capital natural. A Economia Ambiental assume a possibilidade de substituição entre capital natural e capital manufaturado, como dito anteriormente. Abordagem nomeada de sustentabilidade fraca. Os economistas ecológicos defendem a abordagem de sustentabilidade forte, na qual o capital natural e o capital manufaturado tem uma relação de complementaridade do que de substitutibilidade (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; MUELLER, 2012).

A segunda área de controvérsia é relacionada a valoração dos recursos naturais. Alguns economistas ecológicos mantêm pontos de vista críticos em relação à análise de custo-benefício e na valoração (monetária) dos recursos naturais (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; MUELLER, 2012). Para esses economistas, diferentes tipos de valor podem não ser expressados em uma unidade comum de medida, como a monetária. Nesta perspectiva, os economistas ecológicos sugerem o uso de análise de multicritérios para fomentar tomadas de decisões a respeito do uso dos recursos naturais (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; SHMELEV, 2012).

1.3.3 Quadro axiomático da Teoria Neoclássica

A economia neoclássica se baseia em algumas premissas. Entre elas, a de que mecanismos de mercado são eficientes na alocação de recursos, via sistema de preços. O bem-estar de cada um de nós é uma função de utilidade individual que depende de desejos, renda, preços, consumo, lazer, condições de trabalho, e outros fatores. Analogamente, o bem-estar social é uma função que depende das utilidades individuais e a maximização do bem-estar é dependente de julgamentos de valor por cada indivíduo (STERNER;CORIA, 2012).

Como o bem-estar é mensurado pela função utilidade a partir de uma cesta de produtos de desejo, parte do pressuposto que as pessoas tomam decisões. A tomada de decisões envolve *trade-offs*, ou seja, a partir da escolha de um bem, há uma perda. E os agentes racionais envolvidos na escolha tendem a minimizar a perda e maximizar os

benefícios a partir da escolha (MANKIW, 2005). Cada escolha envolve um custo de algo que se abriu mão dada a decisão tomada. Esse custo é denominado de **custo de oportunidade** (MANKIW, 2005; STERNER; CORIA, 2012).

Uma maneira, portanto, de quantificar as escolhas dos agentes individuais é analisar as escolhas dada um incremento adicional de uma unidade em torno de uma quantidade pré-determinada. Na economia neoclássica, este incremento de uma unidade é chamado de **mudança na margem** ou **marginal**. Dessa forma, parte-se do pressuposto que as decisões são tomadas a partir da comparação entre custos e benefícios marginais. Ou seja, um tomador de decisão racional escolhe algo somente se o benefício marginal da ação é superior ao seu custo marginal (MANKIW, 2005).

Devido a esse pressuposto, o comportamento dos indivíduos pode mudar quando os custos e os benefícios variam, indicando que as pessoas reagem a incentivos de mercado. Ou seja, caso o preço de uma mercadoria da cesta de desejos aumenta, o consumidor pode deixar de consumir este produto ou passar a consumir um produto substituto, que possua a mesma característica e que forneça a mesma utilidade (bens substitutos). O não consumo de um produto também pode influenciar no não consumo de outro, caso este seja um bem complementar que só é consumido em conjunto com o outro (bens complementares) (MANKIW, 2005).

Quando as escolhas são tomadas por uma sociedade e isto implica agrupar decisões de pessoas com escolhas divergentes, existem os *trade-offs* da eficiência e o da equidade a serem enfrentados pelos tomadores de decisão (normalmente, o poder público). **Eficiência** significa obter o máximo possível dos recursos (escassos) ao menor custo e **Equidade** significa a distribuição de custos e benefícios entre os membros da sociedade, dessa exploração (MANKIW, 2005; STERNER; CORIA, 2012). Esses dois conceitos, no entanto, podem entrar em conflito na formulação de políticas públicas (GHOSH, 2001; MANKIW, 2005; TISDEL, 2005).

Com relação aos custos envolvidos nas decisões sociais, tomadas pelo poder público visando o bem-estar social, a literatura considera **custos de transação** como todos os custos reais envolvidos como o custo de oportunidade do tempo envolvido nas transações, o custo de negociação, de acordos ou de contratos e o custo de finalizar um acordo (ou política) e a sua implementação para que as ações desejadas podem se tornar realidade (GHOSH, 2001; HODGE, 2016; TISDEL, 2005). Complementarmente, custos de transação são vistos como os recursos necessários para transferir, estabelecer e manter direitos de propriedade (ZERBE Jr, 2001). Ou seja, são todos os custos necessários para que uma transação seja realizada. Esses

custos estão implícitos em todos os tipos de relações sociais e de troca (GHOSH, 2001; TISDEL, 2005).

Sobre a alocação eficiente de recursos por mecanismos de mercado, premissa do teorema da economia do bem-estar, os economistas sugerem que um mercado irá atingir um resultado ótimo (de equilíbrio) se estiver em condições perfeitas de funcionamento. Ou seja, o equilíbrio depende da existência de mercados com livre competição, com custos de transação zero e da ausência de mercados não competitivos, bens públicos ou efeitos externos (GHOSH, 2001; STERNER;CORIA, 2012).

O segundo teorema da economia do bem-estar diz (sob condições restritas) que qualquer resultado desejável e praticável da economia, escolhido com a ajuda da função de bem-estar social, pode alcançar o resultado de uma economia competitiva. Isso implica que qualquer resultado pode ser “descentralizado”, ou seja, ser alcançado pelos próprios agentes de mercado, se o estado arranjar condições apropriadas (GHOSH, 2001; STERNER;CORIA, 2012). Estas condições implicam, por exemplo, realocar dinheiro, tirando-os de uns e dando para outros, deixando a economia e seus mecanismos intactos (STERNER;CORIA, 2012).

O mercado, portanto, é uma instituição social que requer reforço de um estado forte o suficiente para defender direitos de propriedade e apoiar um grau necessário de confiança e imparcialidade nas leis civis, para que haja investimentos privados na economia. A ausência completa de regras pode levar a estagnação na área econômica, e, em termos ambientais, pode levar a uma excessiva exploração de recursos naturais (MANKIW, 2005; STERNER; CORIA, 2012).

Dessa forma, a ideia de mercado surge do fato de as pessoas engajarem em uma troca de benefícios mútuos e, por isso, precisam ter direitos de propriedade bem definidos e acesso ilimitado à informação (MANKIW, 2005; STERNER; CORIA, 2012). Em um mercado perfeito, todo bem e recurso tem um dono e um preço, e os agentes têm todas as informações das opções disponíveis (STERNER;CORIA, 2012). Dessa forma, **a eficiência econômica é alcançada quando os recursos são alocados para uso, num determinado tempo e espaço, em que nenhuma realocação pode fazer ninguém melhor sem tornar o outro pior (Ótimo de Pareto)** (TISDEL, 2005).

As políticas públicas têm papel na regulação da oferta de bens e serviços do ecossistema que provem bem-estar. Para que isto seja possível é importante ter o conhecimento dos processos biofísicos dos ecossistemas assim como os benefícios sociais que estes provêm. Uma das formas de acessar essas informações é pela análise de custo-benefício em que as políticas são avaliadas em termos de custos e benefícios definidos pelas

preferências humanas (KAREIVA et al., 2011; PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006).

A análise de custo-benefício segue o princípio de Pareto e é fundamentada na análise das externalidades para o cálculo dos custos e benefícios sociais (KAREIVA et al., 2011; PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006). Dessa forma as políticas e projetos a serem sancionados devem se basear no princípio de que os benefícios sociais devem exceder os custos sociais, e que qualquer perda dos benefícios deve ser compensada (PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006).

Em cada caso, o valor monetário desses benefícios e custos reflete as preferências humanas expressas por meio da disposição de pagar. Ou seja, a avaliação básica de valor da análise de custo-benefício é que as preferências dos indivíduos devem ser levadas em consideração e que as preferências são reveladas por meio de escolhas no mercado. Para a formulação de políticas, a análise de custo-benefício exige do tomador de decisão estar atendo aos beneficiários e ofertantes em uma escala espacial e temporal, além de impor uma disciplina em termos de definição de objetivos (elaboração do que é que a política deve alcançar) e de determinação dos custos do uso dos instrumentos necessários para o alcance dos objetivos (PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006).

1.3.4 Falhas de Mercado

Quando os mercados deixam de operar de maneira eficiente, ou seja, quando os preços falham em comunicar as preferências individuais de uma sociedade, ou mesmo quando os preços inexistem no mercado, temos uma situação chamada de falha de mercado. “Falhas de mercado” é um termo técnico que se refere às condições pelas quais o livre mercado não produz um nível ótimo de bem-estar. Externalidades, bens públicos e recursos comuns, direitos de propriedade mal definidos, mercados não competitivos, informações assimétricas e não-convexidade são exemplos de falhas de mercado (Quadro 1.2) (STERNER;CORIA, 2012).

Quadro 1.2 - Falhas de mercado.

Falhas de mercado	Definição
Externalidades	Quando custos (ou benefícios) são impostos sobre outros que não estão envolvidos com a atividade econômica diretamente, sem esses serem devidamente compensados (ou sem esses compensarem pelo benefício) *São uma causa frequente de falha de mercado no que concerne ao meio ambiente (TISDEL, 2005)
Bens públicos e Recursos de propriedade comum	Bem público puro ou coletivo pode ser consumido e desfrutado sem sua oferta disponível ser reduzida (não-rivalidade) e é impossível excluir indivíduos de consumi-los ou desfrutá-los uma vez ofertados (não-exclusividade). Recursos comuns são aqueles em que há um acesso comum a determinado recurso onde a exclusão é possível.
Direitos de propriedade mal definidos	Direitos de propriedade mal definidos geram custos de transação, ou seja, custos envolvidos na definição da propriedade. Altos custos de transação causam falhas na eficiência de mercado. Apesar de considerar esta falha em separado, esta vem da existência de bens públicos e de externalidades.
Mercados não-competitivos	Ou concorrência imperfeita ocorre quando uma (ou poucas) empresa (s) detém o mercado de um determinado bem ou serviço e, por isso, consegue influenciar o preço. O preço ofertado no mercado é, portanto, superior ao preço esperado no equilíbrio.
Informações Assimétricas	Ocorre quando um dos agentes detém mais (ou menos) informação do que o outro durante uma transação, levando a uma troca assimétrica e a um mercado ineficiente.
Não-Convexidade	Ocorre quando a curva de oferta (custo marginal) ou a curva de demanda (bem marginal) apresenta limites não-convexos, e, por isso, pode existir mais de uma escolha ótima. A indivisibilidade de alguns bens e serviços ambientais, assim como a capacidade de resiliência do ecossistema causa uma curva de oferta não-convexa. Ou seja, mais de um resultado ótimo é possível, o que gera ineficiência de mercado.

Fonte: Elaborado pela autora, com base em Bator (1958), Baumol e Oates (1988), Tisdell (2005) e Sterner e Coria (2012).

No que concerne a políticas ambientais, as principais falhas de mercado que podem estar relacionadas são externalidades, a existência de bens públicos e, conseqüentemente, direitos de propriedade mal definidos e não convexidade. Essas falhas, portanto, justificam a intervenção estatal com o desenvolvimento de políticas que têm como objetivo solucionar ou amenizar os seus efeitos na economia.

No caso das externalidades, essas podem ser positivas ou negativas. Externalidades positivas podem ser consideradas os efeitos que aumentam o bem-estar, não

intencionalmente, de uma atividade de uma pessoa ou de uma firma sobre outra (STERNER; CORIA, 2012; TISDEL, 2005). Por exemplo, os benefícios sociais gerados pela preservação de vegetação natural em uma área pantanosa (STERNER; CORIA, 2012). Bens e serviços gerados pela preservação da área, como proteção dos locais de reprodução de peixes, ciclagem de carbono, manutenção do ar limpo, barreira de proteção contra tempestades e contra o assoreamento da área, ultrapassam os limites da propriedade. Dessa forma, o proprietário deve ser compensado pelo benefício social gerado (ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA AGRICULTURA E ALIMENTAÇÃO, 2007; STERNER; CORIA, 2012; TISDEL, 2005).

Externalidades negativas são os efeitos negativos sociais gerados por uma determinada atividade. Efeitos das emissões de fumaça de cigarro e de escapamento de carros à saúde das pessoas e o desmatamento de áreas nativas e/ou preservadas em terras particulares que são de relevante interesse por produzirem bens e serviços ecossistêmicos, são bons exemplos de externalidades negativas. Para a correção desses efeitos, tanto positivos, quanto negativos, tais instrumentos de políticas podem ser utilizados: taxas, subsídios, autorização e/ou proibição de uso, leilões de permissões, controle de propriedade e propriedade estatal, negociação e acordos privados, fortalecimento de direitos de propriedade, e internalização das externalidades, provisão de informação (STERNER; CORIA, 2012; TISDEL, 2005). Esses instrumentos podem ser usados individualmente ou em conjunto, a depender do objetivo que se quer alcançar (STERNER; CORIA, 2012).

A segurança pública, o acesso a uma atmosfera limpa e o valor de existência de uma espécie são exemplos de bens públicos, que são produtos ou serviços aproveitados por todos em uma comunidade, sem exclusão e sem rivalidade. A disponibilidade desses bens em mercados, por exemplo, tenderiam a uma sub-oferta, pois seria difícil restringir o acesso àqueles que não os pagam. Ou seja, o sistema de preços é inapto a prover um resultado eficiente na oferta de bens-públicos (BAUMOL; OATES, 1988; DAILY, 1997; STERNER; CORIA, 2012; TISDEL, 2005). Por isso, políticas públicas são necessárias para a regulação da oferta de serviços de bens públicos, para garantir que um bem público seja ofertado em uma quantidade na qual iguale o benefício marginal de demanda com o custo marginal de ofertá-lo, seja por meio de financiamento/pagamento desse bem ou de coleta de tributos pelo seu uso (STERNER; CORIA, 2012; TISDEL, 2005).

Recursos comuns, como florestas, que podem ser exploradas para a extração de madeira, por exemplo, e que podem também ser explorados pela coletividade, produzem bens cujo consumo é individual (como bens privados). Mecanismos que levam à sub-oferta de bens

públicos, como o comportamento de “*free-rider*”¹³ do consumidor, podem também levar ao sobreuso de recursos comuns; a não ser que instituições governamentais e/ou comunidades sejam fortes o suficiente para limitar o acesso aos usuários “caroneiros” (STERNER; CORIA, 2012). Nesta modalidade, existe um direito de propriedade bem definido, seja por tradição, como ocorre em comunidades locais tradicionais, ou legalmente transferido (por Lei, como uma RESEX¹⁴) (OSTROM, 2015; STERNER; CORIA, 2012)

Em mercados perfeitos e competitivos, as curvas de oferta são ditas convexas. A convexidade significa que a taxa marginal de substituição diminui quando um produto é substituído pelo outro, ou seja, tem retornos decrescentes de escala (GEOFFREY; PHILIP, 2011). Em mercados imperfeitos, no entanto, como os de bens ambientais, essas curvas são não-convexas. No entanto, estudos teóricos sobre a extração de recursos renováveis e as políticas que são obtidas a partir desses modelos assumem que a oferta de bens e serviços ambientais ao longo do tempo constituem um conjunto convexo (BROCK; STARRET, 2003; DASGUPTA; MÄLER, 2004). Porém, devido ao comportamento dinâmico do ecossistema, em que existem diferentes graus de interações entre comunidades, com retroalimentações positivas, as possibilidades de extração e uso de bens e serviços ambientais ao longo do tempo e as interferências das atividades humanas sobre o meio o caracterizam como um conjunto não-convexo (ANDERSON; FRANCOIS, 1997; DASGUPTA; MÄLER, 2004).

Assumir a convexidade desses bens para políticas públicas pode levar ao aumento da degradação ambiental (ANDERSON; FRANCOIS, 1997; DASGUPTA; MÄLER, 2004). A não convexidade das curvas para ativos ambientais provoca alterações nas escolhas para consumo e/ou produção, o que pode resultar em descaso quanto à preservação ambiental. A poluição de ar, solo e água são exemplos dessa não convexidade, porque as falhas de mercado, como assimetria de informações, direito de propriedade e externalidades tornam obscuras as tomadas de decisões dos agentes econômicos para, em um curto e médio prazo, valorar os danos causados ao meio ambiente (ANDERSON; FRANCOIS, 1997).

Dasgupta e Mäler (2004) sugerem, por exemplo, que a resistência¹⁵ de um ecossistema

¹³Comportamento de “*free-rider*” é aquele em que um ou mais agentes econômicos acabam desfrutando do benefício proveniente de um recurso comum, sem arcar com os custos para a obtenção deste bem.

¹⁴RESEX é a sigla para Reserva Extrativista.

¹⁵No artigo de Dasgupta e Mäler (2004), os autores utilizam o termo resiliência, e não resistência. Resiliência é apresentada no artigo como sinônimo de resistência. A medida que vão explicando o modelo de dinâmica de um poluente sobre um ambiente aquático, fica claro que os autores realmente se remetem ao conceito de resistência no curto prazo e de resiliência no longo prazo. Ou seja, o ambiente pode ter diferentes pontos de equilíbrio, após perturbações consecutivas feitas sobre o ecossistema, dependendo do tamanho/quantidade dessa alteração e do tempo entre uma perturbação e outra (resistência). Porém, existe um ponto em que esta alteração pode deixar o ambiente instável, em que não existe mais a possibilidade de retornar a um ponto de

é uma característica de interesse para que novos estudos sobre conjuntos de parâmetros ambientais sejam realizados. Os autores descrevem que mecanismos de mercado são especialmente problemáticos na situação em que caminhos ecológicos refletem não-convexidades significantes. Esse fato pode tornar impossível de realizar uma alocação eficiente de recursos exclusivamente pelo sistema de preços (ANDERSON, FRANCOIS, 1997; BROCK; STARRET, 2003; DASGUPTA; MÄLER, 2004).

Dessa forma, a intervenção estatal se justificaria para que houvesse uma alocação e distribuição mais equitativa e igualitária de recursos, em que o governo teria o papel de regulamentador, e agiria de maneira a complementar o funcionamento do mercado (ANDERSON, FRANCOIS, 1997; STERNER; CORIA, 2012). Numa situação de oferta de recursos naturais e na conservação desses recursos, Tisdell (2005) sugere que a interferência estatal no processo econômico pode ocorrer por diversas razões: 1) para aumentar a eficiência econômica; 2) melhorar a distribuição de renda; 3) presença riscos e incertezas; 4) garantir a sustentabilidade; pois mercados existentes e outros mecanismos são deficientes em garantir a sustentabilidade.

Zerbe Jr (2001) argumenta que a ocorrência de falhas de mercado é uma situação que existe em todo o lugar, e que a intervenção estatal se justifica pela existência de altos custos de transação. Se direitos de propriedade estão bem definidos e estabelecidos, os custos de transação são nulos e o mercado opera de maneira eficiente (COASE, 1960; ZERBE Jr, 2001). Entretanto, se os custos de transação são elevados, o mercado não opera corretamente, o que justificaria a implementação de políticas para minimizar estes custos. Contudo, a execução e a implementação de políticas podem envolver altos custos, que inviabilizam a eficácia de alguns instrumentos, caso os custos da intervenção estatal sejam maiores que os benefícios sociais. Para que haja eficiência nos instrumentos de governo, os custos de uma intervenção governamental devem ser iguais ou menores aos benefícios sociais gerados por esta intervenção (TISDELL, 2005).

Portanto, a mera existência de uma falha de mercado não garante automaticamente a implementação de uma dada política, porque os custos das falhas de mercado devem ser pesados contra os custos das falhas de origem política e de governo (STERNER; CORIA, 2012). Ineficiência de mercados, portanto, pode ser ampliada por falhas do governo, que pode

equilíbrio, o que gera irreversibilidade da degradação. Neste ponto, a capacidade suporte do ecossistema foi ultrapassada e o ecossistema entrou em colapso. Se o ambiente for deixado intocado, sem perturbação, há a tendência de ele retornar ao estado próximo ao de origem, antes da perturbação (resiliência) que só poderá ser alcançada a longo prazo.

negligenciar o provimento da estrutura institucional e administrativa apropriada para seu devido funcionamento (GHOSH; 2001; ZERBE Jr, 2001; TISDEL, 2005).

1.3.5 Instrumentos de Política

A eficácia e eficiência de instrumentos políticos estão relacionadas com a escolha rigorosa de fundamentos econômicos, legais e ambientais para embasar a execução de políticas públicas ambientais (GHOSH, 2001; STERNER; CORIA, 2012; TINDERGEN, 1970) e da correlação entre o instrumento escolhido e o efeito esperado (GHOSH, 2001; TINBERGEN, 1970).

Instrumentos de política podem ser classificados de diferentes formas. Existem classificações simples, como: padrões e tributos, ou instrumentos “de comando e controle” e “baseados no mercado”; classificações notórias, apelidadas pelos cientistas políticos como “cenoura, chicotes e sermões”, na qual simbolizam, respectivamente, incentivos econômicos, instrumentos legais e instrumentos informativos; e classificação diferenciada em categorias físicas, organizacionais, legais e econômicas. Nenhuma classificação, no entanto, é preferencial e cada uma pode ser utilizada a depender do contexto a qual se refere (STERNER;CORIA, 2012).

O Banco Mundial (WORLD BANK, 1997) organizou esses instrumentos dentro de quatro categorias: “uso de mercados”, “criação de mercados”, “regulações ambientais” e “engajamento público” (Quadro 1.3).

Quadro 1.3 - Classificação de Instrumentos de Política de acordo com o Banco Mundial (1997).

Uso de Mercados	Criação de Mercados	Regulações Ambientais	Engajamento Público
Redução de subsídios	Direitos de propriedade e descentralização	Padrões	Participação pública
Taxas e tarifas ambientais	Permissões e direitos negociáveis	Proibições	Divulgação de informação
Cobranças de usuários	Sistemas de compensação internacionais	Permissões ou quotas	Certificação
Sistemas de depósito e reembolso		Zoneamento	
Subsídios direcionados		Títulos de responsabilidade	

Fonte: adaptado de Sterner e Coria (2012).

Além desses, quatro grupos de instrumentos não foram incluídos pelo Banco Mundial, mas que também são relevantes: 1) provisão direta de serviços ambientais (como tratamento de esgoto); 2) acordos internacionais; 3) auditorias ambientais, e 4) políticas macro em geral (todas as políticas fiscais, monetárias, e de comércio têm implicações para toda economia e, portanto, para o meio ambiente) (STERNER; CORIA, 2012).

A riqueza de informação disponível hoje a respeito das intrincadas relações entre sistema político, econômico e ecológico, permite ampliar a classificação e o uso dos instrumentos políticos ambientais (STERNER; CORIA, 2012; KLINGBERG, 2016). Dessa forma, é possível construir combinações de instrumentos de políticas, relacionando o instrumento de política ao objetivo de gestão (Quadro 1.4) (STERNER; CORIA, 2012).

Quadro 1.4 - Instrumentos de Política Ambiental - alguns exemplos.

Instrumento Político	Gestão do Recurso Natural
Regulação detalhada	Zoneamento
	Regulação para pesca (sobre períodos e equipamentos)
	Proibição do comércio de mafim para a proteção da biodiversidade
Regulação flexível	Padrões de qualidade de água
Permissões negociáveis	Quotas individuais de pesca
	Transferências de direitos para desenvolvimento agrário ou florestal
Impostos, taxas e tarifas	Tarifas de água
	Entradas de Parques
	Licenças de pesca
Subsídios e redução de subsídios	Água
	Pesca
	Redução de subsídios agrícolas
Criação de direitos de propriedade	Parques Nacionais Privados
	Direitos de propriedade e desmatamento
Mecanismos legais	Títulos de responsabilidade civil para mineração ou resíduos perigosos
Recursos de propriedade comum	Manejo de recursos de propriedade comum (CPR)
Acordos voluntários	Produtos florestais
Provisão de informação e certificados	Rotulagem de alimentos , produtos florestais

Fonte: adaptado de Sterner e Coria (2012).

Na teoria, a escolha do instrumento de política deveria estar correlacionado com o efeito que se espera com a sua aplicação (GHOSH, 2001). Por exemplo, incentivos econômicos são utilizados para modificar o comportamento do consumidor frente aos ativos

ambientais, seja para a redução do consumo de água ou para reduzir emissões de poluentes (PERMAN et al., 2003; STERNER; CORIA, 2012). Para uma política ser eficiente e eficaz, portanto, um objetivo claro de política deve estar relacionado a um ou a um grupo de instrumentos (BAUMOL; OATES, 1988; STERNER; CORIA, 2012; TINBERGEN, 1970).

No entanto, políticas pública ambientais não são construídas sob esse cuidado, o que geram falhas na execução (ANDRÉS et al., 2012; STERNER; CORIA, 2012). Essas falhas ocorrem tanto pelos altos custos de transação envolvidos no uso dos instrumentos errados ou na correção desses, quanto por falhas inerentes à gestão de recursos pelo poder público (GHOSH, 2001; HODGE, 2016; TISDEL, 2005).

1.3.6 Falhas de Governo¹⁶

Instituições governamentais possibilitam o funcionamento das transações de mercado pois definem as regras de transação e de direitos de propriedade entre os agentes. De maneira geral, as instituições agem para reduzir as incertezas nas transações e nos custos envolvidos na atividade econômica (HODGE, 2016; STERNER; CORIA, 2012). O Estado, portanto, tem o maior papel em determinar e aplicar às instituições que governam a condução da atividade econômica e as definições e a execução dos direitos, como regras sobre moeda e crédito, emprego, saúde e segurança e regulações ambientais, por exemplo. Além disso, o poder público também influencia a natureza e o alcance das transações para que a sociedade consiga alocar os recursos disponíveis de maneira eficiente (HODGE, 2016).

Entretanto, nem sempre as instituições governamentais conseguem reduzir os custos de transação. A intervenção estatal, portanto, apesar de justificada no caso da falha de mercado, nem sempre é economicamente eficiente. Assim como o mercado pode falhar, instituições governamentais também. A falha de governo pode ser, portanto, definida pela situação na qual o poder público é inapto de suprir bens e serviços baseados no princípio de eficiência alocativa e em que as suas atividades são Pareto ineficiente (HODGE, 2016; GHOSH, 2001; TISDEL, 2005). Os elementos e as fontes das falhas de governo estão listadas no quadro 1.5 a seguir.

¹⁶Para expressar as falhas do poder público, utilizarei do termo falhas de governo e não de governança. O termo governança começou a ser usado na ciência política para expressar as ações dos agentes da sociedade civil, seja comunidade local ou ONG atuando em conjunto com o poder público, para o alcance dos objetivos de políticas, especialmente as relacionadas ao meio ambiente (HODGE, 2016; STOKER, 1998). Como nesta tese não são abordadas as falhas do conjunto, mas somente do poder público, a preferência é pelo uso do termo “governo”. No entanto, quando nos referimos a gestão de recursos comuns (OSTROM, 2015), o termo governança pode ser usado, já que implica na apropriação da comunidade dos direitos pelos bens públicos na região em que convivem e na sua gestão por todos que ali habitam.

Quadro 1.5 - Elementos e fontes das falhas de governo.

Fontes das falhas de governo	Elementos
Falta de sistema de incentivo	Quando os agentes de governo (funcionários públicos e políticos), que deveriam trabalhar para o público, trabalham como agentes de mercado, por interesse próprio. O resultado é a irresponsabilidade, morosidade e ineficiência.
Análise de custo-benefício	Os tipos de bens e serviços que o governo oferece não permitem um cálculo de custo-benefício das unidades produtivas em um dado tempo, por ser praticamente impossível determinar com precisão a quantidade e qualidade dos "produtos" produzidos no serviço público.
Monitoramento	Monitorar as atividades dos servidores públicos e políticos é relativamente impossível, dado a diversidade das atividades produtivas dos agentes (serviços, formulação de política, implementação) e devido ao alto custo de oportunidade de tal monitoramento.
Internalidades e objetivos privados	Objetivos como maximizar o crescimento do orçamento e a aquisição de novos bens e aparelhos, que podem ser de alto custo sem ser eficientes, não são monitorados por qualquer princípio de mercado, mas pela arbitrariedade de escolha dos servidores e políticos.
Pressão política	Os políticos têm a tendência de pressionar o Congresso e as agências para dar continuidade a seus projetos antes de realizar estudos de possíveis efeitos perversos e externalidades desses projetos, que podem permanecer desconhecidos. O que gera externalidades desconhecidas em projetos do setor público.
Ineficiência econômica e técnica	Como o princípio de mercado não é estritamente aplicado no setor público e os custos não são monitorados apropriadamente, existem ineficiências econômicas e técnicas, especialmente se os resultados das atividades são difíceis de definir e mensurar.
Arbitrariedade influenciada pelo poder	Enquanto corrige falhas de mercado, o setor público pode, por exemplo, recomendar taxas e subsídios frequentemente arbitrários com efeitos na distribuição que podem gerar ou agravar as desigualdades de renda, quando a distribuição de renda é influenciada pelo poder e influência de oficiais públicos. Portanto, ao corrigir um padrão de injustiça de distribuição de renda, o setor público pode produzir outro tipo de injustiça.

Fonte: Elaborado pela autora com base em Ghosh (2001), Hodge (2016) e Tisdell (2005).

As fontes e elementos das falhas de governo presentes no quadro 1.5 permitem a compreensão das razões que estão por trás das principais falhas de governo, cujas causas envolvem: voto majoritário, troca de favores políticos, negligência das regras de mercado, interesses privados nas decisões políticas, ineficiência do poder público e da burocracia, problemas de atuação e falhas de política (GHOSH, 2001; TISDEL, 2005).

As decisões políticas são conhecidas como decisões de não-mercado, nas quais as regras de mercado não se aplicam por serem baseadas na votação da maioria. Porém, o voto majoritário não é um procedimento perfeito e pode ser inconsistente com a própria democracia. As preferências médias dos eleitores sobre uma cesta de ativos ambientais, por exemplo, podem não ser determinadas e, assim, a oferta de bens públicos pelo Estado permanece um exercício arbitrário. Ou seja, as escolhas sociais por meio de voto majoritário podem não levar a um nível de bem-estar socialmente ótimo (GHOSH, 2001; TISDEL, 2005).

Além disso, a prática de troca de favores entre políticos para tomada de decisão as vezes é necessária. Porém essa prática não reflete na escolha da maioria e normalmente conduz a escolhas sub-ótimas (GHOSH, 2001; TISDEL, 2005).

Além disso, o princípio de mercado baseado na análise de custo-benefício pode não ser respeitado no setor público. Um exemplo deste fato é quando representantes públicos rejeitam programas e projetos que visam tarifar o uso de determinados bens e produtos com o objetivo de maximizar seus votos nas próximas eleições (GHOSH, 2001; HODGE, 2016; TISDEL, 2005). Ou seja, esta falha ocorre quando políticos assumem projetos que fornecem benefícios imediatos, por motivos outros que não o econômico, sem fazer os cálculos dos custos sociais e das possíveis externalidades negativas envolvidas. O resultado é a identificação da ineficiência da política, do projeto ou do programa a longo prazo (GHOSH, 2001).

Ademais, para se manterem atuantes na política ao longo do tempo, políticos frequentemente nutrem seus círculos de forma não economicamente justificada, internalizando preferências privadas nas decisões. Ou seja, eles utilizam o poder para alocar projetos em suas regiões de origem por serem seus bancos de voto, mesmo se a região não é a prioritária para a ação do projeto ou se o investimento é insuficiente. Assim, o custo excede o benefício e o governo falha na alocação eficiente (GHOSH, 2001; HODGE, 2016; TISDEL, 2005). Esse tipo de política pode influenciar decisões governamentais por meio de um "efeito de interesse especial", e o governo pode ser guiado pelas preferências do grupo de interesse especial ou pela minoria (GHOSH, 2001; HODGE, 2016; STERNER; CORIA, 2012; TISDEL, 2005).

A partir do momento em que o setor público não possui a gestão baseada nos princípios de mercado e desde que a regra de eficiência alocativa não é estritamente seguida, frequentemente há ineficiência do setor público (GHOSH, 2001; TISDEL, 2005). Esta ineficiência pode ser pela inabilidade em se estimar os custos de transação e externalidades negativas de projetos, programas ou políticas e/ou ineficiências no uso de insumos, inclusive do capital humano (GHOSH, 2001). Segundo Ghosh (2001), o setor governamental é frequentemente ocupado por pessoas que aparentemente estão mais ocupadas do que realmente estão. A sobrecarga de recursos humanos, então, é acompanhada pela baixa produtividade, alto custo e ineficiência (GHOSH, 2001).

Os agentes de governo, também, tem uma série de preferências individuais (aumento salarial, promoção, poder, por exemplo) que não condizem com o objetivo do governo. Setores do poder público podem ter o interesse em ter amplos aumentos em seus orçamentos

oficiais, empregar mais pessoas e produzir mais (GHOSH, 2001; TISDEL, 2005). Assim, a produção real pode ser maior que o nível de produção ótima. No entanto, ao longo do tempo, a produção estará em uma condição em que o custo social marginal supera o benefício social marginal, gerando ineficiência, intitulada por Ghosh (2001) de ineficiência burocrática. Argumenta-se ainda que o custo relativo no setor público pode ser maior que no setor privado.

Quando considera-se a atuação de agentes públicos em exercer atividades tanto direcionadas aos cidadãos quanto exercendo suas atividades ministeriais, por exemplo, três problemas podem surgir: 1) os objetivos dos servidores podem ser diferentes de seus superiores, gerando ineficiência (GHOSH, 2001); 2) o monitoramento das atividades dos agentes pelos seus superiores ou pelos cidadãos é praticamente impossível (GHOSH, 2001); e 3) pode existir assimetria de informação entre os agentes dentro de uma mesma agência (GHOSH; 2001; TISDEL, 2005). Agentes com maior informação sobre o assunto pode usá-la para maximizar o bem-estar privado e reduzir os benefícios sociais (GHOSH, 2001; TISDEL, 2005).

Quanto à execução de políticas públicas, existem diversos tipos de atrasos (como atrasos de regulamentação, atraso de implantação) nas políticas de governo que as impedem de ser completamente eficazes e eficientes (GHOSH, 2001; TISDEL, 2005). A falha de implementação é uma das principais falhas de políticas de governo, em que ocorre atrasos para perceber os efeitos de suas ações. Outra razão para falha de política é o fato de que a correlação precisa entre as variáveis do instrumento e as variáveis de política (objetivos) podem não ser conhecidas no tempo da formulação da política (GHOSH, 2001; STERNER; CORIA, 2012; TISDEL, 2005). Este fato gera ineficiência na alocação de recursos para o uso correto do instrumento e no aumento de custos de transação para a correção desses instrumentos no longo prazo (GHOSH, 2001; STERNER; CORIA, 2012).

1.4 APLICAÇÕES: CONFLITOS E COMPLEMENTARIEDADES

Talvez, pela Economia ser uma área mais antiga que a Ecologia (MANKIWI, 2005; NORGAARD, 1989; ODUM, 1985), muitos termos econômicos são utilizados pelos ecólogos, nas mais diversas áreas dentro da Ecologia. Alguns exemplos deles são: 1) o uso de deseconomias de escala por Odum (1985) para indicar o crescimento a uma taxa negativa dos processos ecossistêmicos até uma taxa de equilíbrio que respeite a capacidade suporte e o fluxo energético; 2) o uso de *trade-offs*, escolhas e análises de custo e benefícios utilizados na área de Ecologia Comportamental, em que indivíduos animais com comportamentos plásticos

analisam situações e tomam decisões baseadas em custos e benefícios individuais (ALCOCK, 2001; LORENZ, 1995); 3) a ferramenta matemática da teoria de jogos é utilizada na teoria evolutiva para determinar os efeitos sobre o sucesso reprodutivo dos indivíduos e, conseqüentemente, na evolução da espécie (ALCOCK, 2001; DUGATKIN; REEVE, 1998); e 4) o uso do conceito e das ferramentas de valoração econômica do meio ambiente (DÍAZ et al., 2015; GIANNINI et al., 2015; NOVAIS et al., 2016).

Com o desenvolvimento da Economia do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais, cuja atenção para o uso dos recursos naturais e da ação das atividades econômicas sobre o meio ambiente foi retomada, houve, conseqüentemente, a utilização de termos ecológicos em conceitos e modelos econômicos (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; MUELLER, 2012). Alguns exemplos podem ser encontrados em: 1) uso do conceito de resiliência no desenvolvimento de modelos sobre o impacto da poluição em corpos aquáticos e na oferta de bens ambientais (BROCK; STARRET, 2003; DASGUPTA; MÄLER, 2004; URA; ALKIRE; ZANGNO, 2010); 2) o uso do conceito de ecossistema, resiliência, resistência como pré-requisito para o entendimento onde as atividades econômicas podem interferir (ANDRADE; ROMEIRO, 2009); e 3) o uso dos termos funcionamento e processos ecossistêmicos, biodiversidade e serviços ecossistêmicos para demonstrar a utilidade que bens e produtos ambientais proporcionam aos seres humanos (BOYD; BANZHAF, 2007; COSTANZA et al., 1997; DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002).

Além dessas interfaces entre as áreas, a construção de políticas públicas ambientais, para a resolução de falhas de mercado envolvendo os bens e produtos ambientais, ditas anteriormente, é um processo que envolve a relação e comunicação entre Ecologia e Economia (KAREIVA et al., 2011; LUHMANN, 1989). Entretanto, pela construção independente dos conceitos dentro de cada área, da apropriação recente de conceitos interdisciplinares e da inabilidade de simplificar conceitos complexos das duas áreas, existe uma lacuna na relação entre as duas, gerando conflitos. Alguns deles são analisados a seguir.

1.4.1 Conceitos Econômicos utilizados na Ecologia

Um dos conceitos econômicos mais utilizados na Ecologia é o da valoração de recursos naturais para a estimativa do valor econômico total. Kareiva e coautores (2011) explicitam que uma das dificuldades de se valorar os serviços gerados pelos ecossistemas é reverter as externalidades positivas geradas por eles como valor monetário. O conceito de externalidades não trivial para os ecólogos, o que leva muitos a utilizarem metodologias de valoração ambiental sem o rigor que o método necessita. O desconhecimento da base teórica

econômica, com relação aos valores econômicos totais e de função demanda e de produção, portanto, faz com que ecólogos reproduzam e utilizem métodos de valoração nem sempre coerentes com os objetivos que se desejam alcançar e com a adequada técnica disponível (BERNARDO; NOGUEIRA; NETO, 2015).

A fundamentação teórica dos métodos de medida é essencial ao se valorar recursos bens e produtos provenientes dos ecossistemas, conferindo um rigor científico aos exercícios de valoração. É fundamental, por exemplo, ter claro que os **métodos de função demanda** “de valoração econômica ambiental são usados para estimar os valores que as pessoas atribuem aos recursos ambientais, com **base nas suas preferências individuais**” (NOGUEIRA; MEDEIROS; ARRUDA, 2000, p. 86). Isto significa que aplicadores de métodos de valoração não valoram o meio ambiente, mas observam as preferências individuais por melhorias (ou contra a piora) do meio ambiente (NOGUEIRA; MEDEIROS; ARRUDA, 2000; PEARCE, 1993).

Deve-se nesses casos, portanto, partir da teoria econômica do comportamento do consumidor analisar, sob a luz dessa teoria, os valores obtidos com o exercício de valoração. Não proceder dessa maneira é desconsiderar o alerta de Hufschmidt e seus coautores (1983, p. 5): “a valoração é imperfeita ao atribuir valores monetários a bens e serviços que não foram negociados em mercados já existentes”. É por essa razão que as análises de valores obtidos a partir dos **métodos função de produção**¹⁷ devem ser realizadas com cautela, pois não há uma base teórica robusta para guiá-las. O artigo de Costanza e seus coautores (1997) cometeu essa imprudência e com ele, criou-se uma tradição de se valorar bens e serviços ecossistêmicos a partir de funções de produção sem o devido rigor (BERNARDO; NOGUEIRA; NETO, 2015). É possível verificar nos artigos de Gallai e coautores (2009) e de Gallai e Vaissière (2009) erros similares aos cometidos por Costanza e coautores (1997), o que causou a disseminação do uso da metodologia por ecólogos que tomam este cálculo como base para valorar impactos da polinização sobre a produção agrícola no Brasil (GIANNINI et al., 2015; NOVAIS et al., 2016).

¹⁷A classificação dos métodos de valoração em de funções demanda e funções de produção é proposta, por exemplo, por Motta (1997). Não obstante, existem muitas outras classificações, com destaque para: Bateman e Turner (1992, p. 123) que sugerem uma classificação com base no uso ou não das curvas de demanda marshalliana ou hicksiana, descrevendo seis abordagens; Hufschmidt et. al. (1983, p. 65-67) dividem suas proposições de acordo com a técnica de usar preços provenientes de: 1) mercados reais, 2) mercados substitutos, e 3) mercados hipotéticos, fornecendo 14 abordagens; e Pearce (1993, p. 105 - 111), cuja classificação é muito usada na economia ambiental, divide o método em quatro grandes grupos, 1) abordagens de mercado convencional; 2) funções de produção doméstica; 3) métodos de preços hedônicos, e 4) métodos experimentais, totalizando oito métodos diferentes de valoração. Detalhes em Nogueira, Medeiros e Arruda (2000) e em Castro (2015).

O objetivo básico de qualquer valoração econômica é obter o valor econômico total (VET) de uma **alteração** na qualidade e/ou na quantidade de um bem, serviço ou ativo ambiental. O VET é composto de diversos elementos, cada um deles refletindo características específicas daquilo que se deseja valorar. É usual subdividi-lo em:

VET = valor de uso (direto ou indireto) + valor de opção + valor de quase opção + valor de existência .

Onde: *valor de uso* é o valor atribuído ao uso potencial ou efetivo (direto ou indireto) que o recurso pode prover; *valor de opção* equivale ao valor da disponibilidade do recurso ambiental para seus usos futuros, diretos e indiretos, já conhecidos; *valor de quase opção* refere-se ao valor de preservar as opções de novos usos futuros do recurso, dada a hipótese de progresso do conhecimento científico; e o *valor de existência* (ou valor de não uso) é o valor atribuído aos recursos pela sua simples existência, sem sua relação com os seres humanos e seu uso efetivo no presente ou no futuro (MOTTA, 1998; NOGUEIRA; MEDEIROS, ARRUDA, 2000).

Nem todos os valores atribuídos ao VET podem ser efetivamente revelados por transações de mercado. Portanto, um dos problemas práticos com a valoração econômica é de se obter estimativas plausíveis para esses valores (MOTTA, 1998; NOGUEIRA; MEDEIROS; ARRUDA, 2000). Uma das possíveis soluções para esses problemas é encontrada na teoria econômica tradicional. A teoria do bem-estar do consumidor é a base de métodos de valoração econômica ambiental de aplicações difundidas – os **métodos função demanda**¹⁸. Dentre as hipóteses básicas dessa moldura teórica está a do comportamento racional do consumidor, que busca a maximização da sua utilidade (satisfação individual) no consumo de bens e serviços (inclusive os ambientais). Essa maximização é restrita ao seu nível de renda e ao nível de preços existentes no mercado. O consumidor escolhe a “melhor” cesta de produtos, dentre as ofertadas, visto sua renda e preços relativos dos produtos disponíveis no mercado (NOGUEIRA; MEDEIROS; ARRUDA, 2000).

Apesar de todos os limites do poder explicativo de teoria neoclássica do comportamento do consumidor, uma teoria é sempre mais iluminadora do que a completa ausência de teoria. Somente um raciocínio lógico coerente e consistente nos permite analisar a realidade (o empírico). É essa ausência de uma moldura conceitual que dificulta a análise dos

¹⁸São eles o método de valoração Contingente, o de Custos de Viagem e de Preços Hedônicos. Detalhes em Nogueira, Medeiros e Arruda (2000) e em Castro (2015).

resultados de valoração obtidos com a aplicação dos **métodos função de produção**¹⁹. Ao utilizá-los, o pesquisador necessita cautela máxima na interpretação dos resultados obtidos, valendo-se muitas vezes de informações de outras áreas de ciência (engenharia, biologia, ecologia) para não ultrapassar limites do conhecimento existente naquele momento.

Gallai e coautores (2009) utilizaram, segundo eles, uma abordagem “bioeconômica” para calcular o valor econômico total da polinização realizada por insetos, com o objetivo final de calcular o impacto da perda de polinizadores sobre a atividade agrícola, assim como a vulnerabilidade total da produção agrícola devido a essa perda. O VET da polinização é dado pelo somatório da multiplicação da quantidade produzida por cada cultura em cada país analisado pelo preço da produção de cada cultura em cada país pela razão da dependência de cada cultura em cada país pelo polinizador dado em percentual (GALLAI et al., 2009, p. 812). Ao total, foram agregados valores de 162 países e de 89 culturas diretas e 11 mercadorias usadas no consumo humano (GALLAI et al., 2009). O valor econômico total da polinização mundial foi estimado em 153 bilhões de euros (GALLAI et al., 2009).

O cálculo do VET da polinização por Gallai e coautores (2009) não tem representatividade econômica, assim como o cálculo de Costanza e coautores (1997) para o VET dos serviços ecossistêmicos globais (BERNARDO; NOGUEIRA; NETO, 2015). O cálculo do VET da polinização não segue nenhum dos métodos disponíveis para a valoração de recursos naturais (NOGUEIRA; MEDEIROS; ARRUDA, 2000; COSTA, 2015) além de ser tendencioso pois a base do cálculo já é embasada no percentual da importância da polinização para a produção agrícola de cada cultura (GALLAI et al., 2009). Ademais, esse cálculo teve um efeito reducionista do verdadeiro valor da polinização, que vai além da oferta de serviços para a atividade agrícola. Reduzir a valoração de polinização a funções de produção pelo impacto que ela causa na agricultura é dentre de muitos outros erros simplificar o conceito de serviços ecossistêmicos a uma visão utilitarista, econômica, que não representa o verdadeiro significado de serviços ecossistêmicos e por que ele foi criado (EHRlich; EHRlich, 1981; PETERSON et al., 2010).

Gallai e coautores (2009) foram citados por 1.188 artigos (SCHOLAR-GOOGLE, 2017), dentre eles Giannini e coautores (2015) e Novais e coautores (2016) que utilizaram a base de cálculos do valor econômico e os demais cálculos provenientes deste (GALLAI et al., 2009) como referência de medida. Este fato ilustra o desconhecimento da teoria econômica no uso e na disseminação de métodos de valoração que não representam algo de valor.

¹⁹Métodos Dose Resposta (Produtividade Marginal), Custos de Reposição, Custos Evitados e Custos de Oportunidade. Detalhes em Nogueira, Medeiros e Arruda (2000) e em Castro (2015).

1.4.2 Conceitos Ecológicos utilizados na Economia

Um conceito que costuma aparecer em diversos artigos da economia ambiental é o da resiliência. Porém, o conceito ecológico que esta palavra carrega é, por muitas vezes, confundido com o conceito de resistência (como em ANDRADE; ROMEIRO, 2009; DASGUPTA; MÄLER, 2004; URA; ALKIRE; ZANGNO, 2010). Tanto resistência quanto resiliência remetem à estabilidade de um ecossistema. Resiliência descreve a velocidade na qual um ecossistema retorna a seu estado inicial, após a finalização de um distúrbio externo. Ecossistemas mais resilientes, portanto, retornam a um estágio ecossistêmico estável com um menor tempo em relação a ecossistemas menos resilientes. Resistência, por sua vez, descreve a habilidade que o ecossistema tem de se adaptar ao deslocamento de estabilidade, durante uma perturbação externa ao sistema (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; ODUM, 1985; RICKLEFS, 1996).

A passagem de Dasgupta e Mäler (2004), “*Such notions as the resilience of ecosystems to withstand perturbations without significant changes in their character are expressions of this research interest*”²⁰ (DASGUPTA; MÄLER, 2004, p. 7, grifos desta autora), indica que os autores se referem ao conceito de resistência de uma ecossistema, mas utilizam o termo resiliência como sinônimo.

Neste artigo, Dasgupta e Mäler analisam a curva de oferta de bens ambientais, usando como modelo corpos aquáticos para oferta de água, quando há o aporte contínuo de resíduos no ambiente, expressados pela quantidade de fósforo (DASGUPTA; MÄLER, 2004). A medida que vão explicando o modelo de dinâmica de um poluente sobre um ambiente aquático, fica claro que os autores realmente se remetem ao conceito de resistência no curto prazo e de resiliência no longo prazo. Ou seja, o ambiente pode ter diferentes pontos de equilíbrio, após perturbações consecutivas feitas sobre o ecossistema, dependendo do tamanho/quantidade dessa alteração e do tempo entre uma perturbação e outra (resistência). Porém, existe um ponto em que esta alteração pode deixar o ambiente instável, em que não existe mais a possibilidade de retornar a um ponto de equilíbrio, o que gera irreversibilidade da degradação. Neste ponto, a capacidade suporte do ecossistema foi ultrapassada e o ecossistema entra em colapso. Se o ambiente for deixado intocado, sem perturbação, há a tendência de ele retornar ao estado próximo ao de origem, antes da perturbação (resiliência) que só poderá ser alcançada a longo prazo.

²⁰“Tais noções como a de resiliência de um ecossistema ao resistir perturbações sem mudanças significativas em suas características são expressões de interesse dessa pesquisa” (Tradução livre - Dasgupta e Mäler (2004)).

Devido a essa dinâmica ambiental, os bens e produtos ambientais possuem a curva de oferta não-convexa, ou seja, o ótimo social não é atingido (BROCK; STARRET, 2003; DASGUPTA; MÄLER, 2004). A adaptação do meio ambiente a perturbações contínuas (resistência) reduz os benefícios sociais, que podem não ser visualizados de imediato pela população. A medida que o meio ambiente modifica, as preferências do consumidor também se modificam. Ou seja, as modificações imperceptíveis do ambiente dado a um comportamento de degradação da população, e os altos custos necessários para alterar o estado do ambiente ao original (ou próximo do original, após interrupção da perturbação) (custo para a resiliência do ambiental), podem fazer com que a população altere a sua utilidade, passando a preferir estados ambientais menos puros (ANDERSON; FRANCOIS, 1997). Nesse caso, a interferência do poder público se faz necessária para a alocação de incentivos que modifiquem o comportamento do consumidor e não leve o ecossistema ao colapso.

Por isso, medidas indicadoras de como se comporta o ecossistema, com relação a sua estabilidade, são importantes para a construção de modelos de curva de oferta e demanda de bens e produtos ambientais e, conseqüentemente, na formulação de políticas públicas ambientais. No caso de Dasgupta e Mäler (2004) a quantidade de fósforo no ecossistema é um indicativo de sua poluição e degradação ao longo do tempo (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013). No entanto, não é um indicativo da resistência do ecossistema à perturbação ou estresse ambiental. Funções de produção ecológicas (BRUINS et al., 2016), indicadores de interações entre populações e comunidades, como a diversidade funcional²¹ (NAEEM, 1998; CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCHNICK, 2011) e até mesmo os índices de biodiversidade em alguns ambientes (NAEEM, 1998; YACHI; LOREAU, 1999) podem ser usados como indicadores de resistência ambiental e ser utilizado em modelos de funções de produção para bens e serviços produzidos pelos ecossistemas.

1.5 ECONOMIA E ECOLOGIA NA ESCALA TEMPORAL

A escala temporal da Ecologia pode ser dividida em um período curto, ou sucessional,

²¹A diversidade funcional é mensurada de diferentes formas. Tecnicamente representa a diversidade de características dentro de populações, mas é usada para representar a diversidade dos nichos ou das funções das espécies dentro de um ecossistema. Como uma representação de nichos ou funções, a diversidade funcional tem sido usada para entender como a riqueza de espécies ou diversidade é relacionada à função ecossistêmica (CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCHNICK, 2011).

e um período longo, ou evolutivo e geológico (ODUM, 1985). O desenvolvimento do ecossistema no período curto é denominado sucessão ecológica, que envolve mudanças na estrutura das populações e nos processos da comunidade ao longo do tempo (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; ODUM, 1985). Uma sequência temporal no aparecimento e desaparecimento das espécies exige que as condições, os recursos e / ou a influência dos inimigos naturais variem com o tempo. Os padrões de mudança da comunidade que acompanham uma perturbação na maioria das vezes são direcionais e previsíveis, mas em alguns casos são estocásticos (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; RICKLEFS, 1996). A previsibilidade da oferta de bens e serviços do ecossistema ao longo do tempo, portanto, está relacionada à capacidade do ecossistema de se recompor (por sucessão) e retornar ao ponto (ou próximo ao ponto) de origem antes das perturbações (resiliência).

Quando um novo local é aberto ou se torna disponível para a colonização, depois de quaisquer perturbações (como uma atividade vulcânica, ou um campo agrícola abandonado) uma sucessão gerada por processos ecossistêmicos internos é instalada. A proporção entre biomassa e produção iniciam-se de maneira desequilibrada, com um sobrepondo a outra, até que os estágios sucessionais avancem ao longo do tempo e o ecossistema seja estabilizado, com o equilíbrio dinâmico entre produção e biomassa (ODUM, 1985). Sucessões em formas de terra recém-expostas tipicamente levam várias centenas de anos para executar seu curso. Para ecossistemas florestais, o alcance da estabilidade pode ser alcançada em 100 anos (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; ODUM, 1985; RICKLEFS, 1996). Muitas vezes, os estágios de sucessão no tempo são representados por gradientes das comunidades no espaço (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006).

A temporalidade dos ecossistemas pode ser observado dentro da dinâmica espacial. Uma comunidade, portanto, pode ser definida em qualquer escala dentro de uma hierarquia de habitats. Em um extremo, padrões amplos na distribuição de tipos de comunidades podem ser reconhecidos em uma escala global, como o bioma de florestas (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006), que são importantes para estudos de mudanças climáticas, por exemplo, pois o clima é o fator principal que determina os limites deste tipo de fisionomia (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013). A escala apropriada para a investigação depende do tipo de perguntas ou objetivo que deseja ser respondido ou alcançado (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006).

O tempo para que um ecossistema atinja o equilíbrio, ou seja, atinja a comunidade clímax (comunidade final ou estável de um estágio sucessional), depende de características climáticas, fisiográficas e próprias do ecossistema (ODUM, 1985; RICKLEFS, 1996). Desde

que haja disponibilidade de recursos e todas as outras características sejam adequadas, as curvas de velocidade de mudança de espécies são geralmente convexas, em que as modificações ocorrem mais rapidamente no início (ODUM 1985). Portanto, um equilíbrio estável ocorre se os indivíduos que morrem são substituídos numa base um-para-um por jovens da mesma espécie. Em um nível um pouco mais complexo, uma composição estacionária de espécies deve, teoricamente, ocorrer sempre que as probabilidades de substituição (de uma espécie por si mesma ou por qualquer uma de várias outras) devem permanecer constantes ao longo do tempo (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006).

A taxa de substituição de espécies dentro da comunidade ao longo do tempo, portanto, pode ser um indicativo de clímax e estabilidade de um ecossistema (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006). Alguns estudos indicam que a presença de espécies com sobreposição de nichos no ecossistemas podem ser um indicativo de estabilidade ecossistêmica, indicando a potencial resiliência do ecossistema (NAEEM, 1998; YACHI; LOREAU, 1999; CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCNICK, 2011).

O desenvolvimento do ecossistema a longo prazo ocorre durante as eras geológicas, onde as mudanças evolutivas ocorrem por seleção natural (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; ODUM, 1985; RICKLEF, 1996). Como é um processo dinâmico e contínuo ao longo do tempo, as mudanças que ocorrem não são perceptíveis no tempo presente, mas sim em uma visão a longo prazo. Como, por exemplo, ocorreu com os estudos das alterações de longo prazo de nove parâmetros ambientais para se sugerir a entrada de uma nova era geológica, o Antropoceno (ARTAXO, 2014).

A escala temporal utilizada na economia está relacionada à análise de custo-benefício para projetos e políticas. Um dos fundamentos da análise de custo-benefício é que custos e benefícios acumulam-se ao longo do tempo. Pela regra, os custos e benefícios futuros devem ser ponderados para que uma unidade de benefício ou custo no futuro tenha peso menor do que o mesmo custo de unidade ou benefício ocorrido no presente. Este peso temporal é conhecido como o fator de desconto (PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006). No entanto, o número real e “correto” a ser utilizado como fator de desconto ainda é controverso e discutido na literatura (DRUPP et al., 2015; PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006).

Descontar refere-se ao processo de atribuir um peso menor para uma unidade de benefício ou custo no futuro do que para essa unidade no presente. Quanto mais no futuro o benefício ou custo ocorrer, menor o peso ligado a ele (PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006).

As análises de custo-benefício iniciais eram limitadas às avaliações de projetos de

investimento em infraestruturas, cujo espectro temporal varia de 30 a 50 anos, e em projetos de habitação, esse cálculo se estendia a 100 anos. Com a aplicação da análise de custo-benefício de políticas, essa escala temporal teve que ser revisada, uma vez que não é claro por quanto tempo o efeito de uma política durará. Especialmente as políticas relacionadas a conservação do meio ambiente, cuja expectativa é de longo prazo (PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006).

Apesar de não existir regras para a determinação dos horizontes temporais das políticas, argumenta-se que esses devem ser definidos de acordo com a incerteza de estimativas futuras ou até que ponto o desconto faz com que ganhos e perdas futuras sejam insignificantes. Dessa forma, usa-se uma escala temporal de 30 ou 40 anos para análises de custo-benefício em políticas, pois após esse período, a incerteza das estimativas é ampliada. Isso ocorre porque qualquer desconto positivo de eventos futuros distantes reduz o valor presente desses eventos para valores muito pequenos (PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006).

O desconto, entretanto, parece ser incompatível com políticas ambientais que visam o desenvolvimento sustentável, ou seja, manter um meio ambiente conservado para o usufruto das gerações atuais e futuras, que poderia ser atingido a taxas de desconto zero. No entanto, o "não desconto" ou o desconto nulo significa que é dado a mesma importância para um objeto hoje quanto a uma escala infinita de anos subsequentes. Porém, essa não é a realidade das escolhas humanas (PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006).

O desconto nulo implica que existem situações em que as gerações atuais deveriam reduzir os seus rendimentos para níveis de subsistência, a fim de beneficiar as gerações futuras. Quanto menor a taxa de desconto, maior será o consumo futuro e, portanto, há mais economia e investimento no período da geração atual. Ou seja, as gerações atuais se sacrificam pelo bem-estar das gerações futuras (BÉNASSY, 2011; PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006). A implicação do desconto zero, portanto, é o empobrecimento da geração atual (OLSON; BAILEY, 1981; PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006).

Os recentes avanços em descontos foram em grande parte impulsionados pelo fundamento teórico na economia de bem-estar subjacente a análise de custo-benefício. Ou seja, se o que as pessoas fazem refletem suas preferências, e se as preferências individuais são primordiais na análise econômica, há uma justificativa para adotar taxas de desconto que decrescem com o tempo (PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006).

A adoção de tal taxa de desconto, ainda geram controvérsias e impõem limitações ao seu uso. Adotar taxas de desconto decrescentes pode parecer moralmente inaceitáveis e

inconsistentes com as noções de equidade entre gerações, pois os custos e benefícios futuros aparecem com valores atuais insignificantes quando o desconto é praticado (BÈNASSY, 2011; PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006). Ou seja, as atividades atuais que impõem grandes custos às gerações futuras podem parecer insignificantes em uma análise custo-benefício. Do mesmo modo em que as ações que agora podem beneficiar as gerações futuras não podem ser empreendidas à luz de uma análise custo-benefício (PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006). Assim, autores recomendam que as orientações governamentais de desconto sejam atualizadas para lidar com a incerteza, preços relativos e abordagens éticas alternativas (DRUPP et al., 2015).

1.6 CONTEXTUALIZAÇÃO: ECONOMIZAR A ECOLOGIA OU ECOLOGIZAR A ECONOMIA?

Apesar de Ecologia e Economia apresentarem semânticas similares, o desenvolvimento teórico das duas áreas se manteve, muitas vezes, em lados opostos. A aproximação entre as áreas se deu quando os impactos negativos das atividades econômicas sobre o meio ambiente se tornaram evidentes, pois refletiram em perdas econômicas, diminuição do bem-estar e a escassez de alguns recursos naturais.

No entanto, a complexidade dos processos ecológicos, com as relações intrincadas entre espécies e meio abiótico, e a visão biocêntrica predominante dos ecólogos assim como a complexidade da economia aliada a visão antropocêntrica dos economistas criaram uma barreira para o diálogo e a integração de ambas as áreas. E este fato se tornou um desafio para a gestão dos recursos naturais.

As barreiras entre as áreas se tornam visíveis quando ecólogos tentam utilizar conceitos econômicos sem o devido rigor e / ou quanto economistas utilizam de conceitos ecológicos em modelos de funções econômicas também sem a mesma cautela. E as consequências podem se refletir na ineficácia da gestão ambiental, com o embasamento para políticas públicas a partir de estudos que não estão de acordo com a teoria científica. Adicionalmente, o conflito (intrínseco) que mais chama atenção é a diferença nas dinâmicas temporais dos processos ecológicos e econômicos, que refletem diretamente nas funções de produção, modelos de exploração de recursos naturais e análises de projetos para implantação de políticas públicas para a gestão ambiental.

Assim, é de entendimento desta autora que o conhecimento das fragilidades e conflitos entre as áreas é o ponto inicial para o entendimento e a comunicação entre duas áreas que se complementam. Portanto, para reduzir as lacunas entre as duas áreas e minimizar conflitos

inerentes de cada uma das áreas (como o caso da escala temporal), é necessário tornar os conceitos complementares, como os conhecimentos que são usados na regulação do uso dos recursos naturais ou na conservação do meio ambiente claros e acessíveis para ambas as áreas e para os tomadores de decisões.

Dessa forma, a proposta não é “ecologizar a economia” nem “economizar a ecologia”, mas sim manter ambas dentro de seu campo. O intuito é trazer à tona conhecimentos que são inter-relacionados, em uma linguagem acessível ao uso, especialmente para a gestão de recursos naturais, que é onde as duas áreas se complementam.

CAPÍTULO 2

OS 15 ANOS DE SNUC:

ANÁLISE DA ECONOMIA AMBIENTAL À LUZ DA ECOLOGIA

2.1 INTRODUÇÃO

A forma como o ser humano se relaciona com a natureza reflete na maneira como os recursos ambientais são utilizados e geridos. A gestão do meio ambiente envolve não só conhecimentos interdisciplinares, como ecologia, sociologia, economia e política, como a participação de diversos setores da sociedade, de gestores, políticos ambientais e atores locais / regionais (LUHMANN, 1989; PETERSON et al., 2010; STERNER; CORIA, 2012). Porém, nem sempre existe uma integração entre as áreas de conhecimento que compõem a conservação ambiental (ARMSWORTH et al., 2007; KAREIVA et al., 2011).

A falta de comunicação entre as áreas do conhecimento, conseqüentemente, é transmitida à gestão governamental. A gestão de áreas protegidas para a conservação da biodiversidade integra cenários econômicos, ambientais e políticos. No entanto, a falha na integração entre assuntos como gestão territorial, ecologia de paisagens e a política das unidades de conservação, por exemplo, pode levar à ineficácia na implantação de políticas públicas ambientais e resultar no aumento das ameaças aos ecossistemas (BENSUSAN, 2014; STERNER; CORIA, 2012).

A falta de informação sobre as relações ecológicas e as técnicas econômicas que são usadas para escolher os instrumentos de política e o pouco cuidado no desenho dessas são explicações possíveis para o desenvolvimento de políticas públicas ambientais pouco eficazes (TISDEL, 2005; PETERSON et al., 2010; STERNER; CORIA, 2012). Além disso, autores salientam que o interesse econômico e político privado de gestores e agentes governamentais pode ser superior ao social (GHOSH, 2001; TISDEL, 2005). Assim, as decisões e ações políticas relacionadas à gestão sustentável do meio ambiente e à maximização do bem-estar social deixam de ser relevantes e podem, conseqüentemente, não se refletirem na efetiva conservação do meio ambiente (TISDEL, 2005; STERNER; CORIA, 2012).

A gestão de áreas protegidas brasileiras se iniciou com a publicação do primeiro Código Florestal, em 1934 (BRASIL, 1934). Os avanços da política ambiental brasileira, aliada às pressões das atividades humanas (aumento populacional, expansão urbana, industrial e da agropecuária) sobre o meio ambiente, forçaram o desenvolvimento e o uso de variados instrumentos para a gestão ambiental (BENSUSAN, 2014; PECCATIELLO, 2011).

A Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), instituída pela Lei nº 6.938/1981

(BRASIL, 1981) com suas alterações (BRASIL, 1989c; BRASIL, 2002a; BRASIL, 2006), instituiu 13 instrumentos de política e oficializou a “criação de espaços territoriais especialmente protegidos pelo Poder Público federal, estadual e municipal, tais como áreas de proteção ambiental, de relevante interesse ecológico e reservas extrativistas” (inciso VI, art. 9º, BRASIL, 1981) como um deles. Um ano antes da publicação da Lei da PNMA, em 1988, o antigo Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF) oficializou um pedido à Fundação Pró-Natureza (Funatura) para elaborar um anteprojeto de lei instituindo um sistema de unidades de conservação. O anteprojeto foi aprovado pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e em 1992 foi encaminhado ao Congresso Nacional como Projeto de Lei (BENSUSAN, 2014; PECCATIELLO, 2011). Após oito anos de trâmite no Congresso Nacional, a Lei nº 9.985/2000 instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (BRASIL, 2000; PECCATIELLO, 2011).

Após pouco mais de 15 anos de vigência do SNUC, pouco se sabe sobre a efetividade da gestão das áreas protegidas brasileiras, tanto em termos econômicos quanto em termos ambientais. Poucos são os trabalhos disponíveis na literatura que conseguiram realizar uma avaliação ampla da gestão das unidades de conservação brasileiras (BRASIL, 2013, GELUDA et al., 2015; WWF-BRASIL; ICMBIO, 2010). Parte da limitação envolvida na realização deste trabalho é a ausência de um banco de dados com as informações agregadas sobre os custos para implantação e manutenção de UCs assim como do monitoramento das variáveis ambientais de interesse na conservação (BENSUSAN, 2014; GELUDA et al., 2015; MEDEIROS; YOUNG, 2011)

Dessa forma, este capítulo analisa o alinhamento do objetivo de políticas ambientais e seus respectivos instrumentos financeiros e econômicos, assim como avaliar os 15 anos de existência da Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), Lei nº 9.985/2000, com relação ao alcance dos objetivos desta política, numa visão econômica e ecológica. Para a análise do SNUC, procurou-se responder as seguintes perguntas: 1) existe alinhamento entre os objetivos do SNUC e os instrumentos de política propostos?; 2) o SNUC cumpriu seus objetivos ao longo dos 15 anos de gestão?; 3) a gestão do SNUC é eficaz?; 4) há uma ampla abrangência da biodiversidade contemplada no modelo atual do SNUC?; e 5) quais modificações poderiam ser feitas para que este tivesse maior eficácia?.

2.2 METODOLOGIA DE ANÁLISE

Para responder a pergunta 1 e 2 foi feita uma análise do SNUC, com relação aos objetivos e instrumentos relacionados e uma comparação do uso destes como ferramenta de

gestão na literatura especializada, notadamente Geluda e coautores (2016), relatório da WWF e ICMBio (2012), Tribunal de Contas da União (2013) e Planos de Manejo de UCs.

A questão 3 foi respondida pela análise do uso dos instrumentos econômicos e financeiros do SNUC por meio da revisão de literatura, incluindo relatórios técnicos e livro especializado.

A cobertura percentual de UCs dentro de cada bioma foi considerada como variável para avaliar se a gestão do SNUC contempla de forma abrangente a biodiversidade. Para cálculo da cobertura percentual de UCs federais por bioma, foi utilizado a área de cada bioma dado pelo IBGE (2011) e assumiu-se que a área de todo o território brasileiro é a soma das áreas territoriais dos seis biomas que compõem o Brasil. O cálculo foi feito utilizando o somatório das áreas das UCs de Uso Sustentável, incluindo as Reservas Particulares do Patrimônio Natural, e de Proteção Integral de cada bioma. A área total ocupada por cada tipo de UC por bioma foi dividida pela área total do bioma no território brasileiro.

Para responder a questão 5 considerou-se os resultados obtidos das perguntas anteriores embasados na literatura especializada no tema.

2.3 ÁREAS PROTEGIDAS E A BIODIVERSIDADE

A ideia de preservar e manter espaços reservados, originalmente, foi motivada pela necessidade de preservar locais considerados sagrados e de manter estoques de recursos naturais, como por exemplo as reservas reais de caça que datam do ano 700 a.C. (BENSUSAN, 2014).

A atividade exploratória sobre o meio ambiente ao longo dos séculos, impulsionou a alteração de ecossistema, forçando limites urbanos e de atividades econômicas (industriais, agropecuária, etc) para dentro de ecossistemas naturais, desestabilizando-os. Dessa forma, a partir do século XIX, a definição de espaços para preservar paisagens naturais surgiu como forma de resguardar pedaços naturais, dada a aceleração do impacto das atividades humanas sobre o meio ambiente (BENSUSAN, 2014).

Durante o século XIX muitas áreas protegidas foram criadas com o objetivo de manter paisagens consideradas belas para as futuras gerações. Devido às altas taxas de extinção de espécies durante o século XX, e a acelerada conversão dos espaços naturais em paisagens urbanas, proporcionando a perda de *habitats*, houve o aumento da criação de áreas protegidas como uma forma de tentar reduzir esses impactos sobre os ecossistemas naturais (BENSUSAN, 2014).

O desenvolvimento da teoria da biogeografia de ilhas de MacArthur e Wilson, na

década de 1960, aliada a ideia de que a biodiversidade era somente uma lista de espécies, iniciou os debates de novos critérios para a definição de áreas protegidas (BENSUSAN, 2014; DIAMOND; 1975). Em 1975, Diamond sugeriu que as áreas protegidas se assemelhavam a ilhas isoladas e, portanto, poderia se aplicar os conceitos de MacArthur e Wilson como tentativa de reduzir a extinção de espécies. Segundo o autor, o número de espécies que uma área pode suportar depende do tamanho de sua área, sua geometria e seu isolamento: áreas maiores, circulares e localizadas próximas de outras áreas suportariam o maior número de espécies (DIAMOND; 1975) e, conseqüentemente, maior biodiversidade (ROSENZWEIG, 1995).

Apesar de críticas ao estudo de Diamond (1975), áreas protegidas foram delimitadas baseadas em seu princípio até o desenvolvimento de novos métodos (BENSUSAN, 2014). Esta teoria foi adotada para auxiliar nos esforços de conservação de espécies e delimitação de áreas preservadas ao longo dos anos. Porém, diferentes autores mostram que o uso do modelo para fins de conservação não incorpora fatos biológicos e relações ecológicas importantes (GRAVEL et al., 2011; MURPHY; WILCOX, 1986; SIMBERLOFF; ABELE, 1976; DIAMOND et al., 1976) e que essa relação não é empiricamente observada em todos os tipos de habitat (LIIRA; JÜRJENDAL; PAAL, 2014; NOLBY et al., 2015; OERTLI et al., 2002).

Devido à teoria de MacArthur e Wilson (1967), tradicionalmente, a diversidade taxonômica²² foi a mais usada para analisar a diversidade de uma área. Contudo, reconhece-se que as relações funcionais e filogenéticas são também um importante indicador de biodiversidade (HOOPER et al., 2005; KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013; STRECKER et al, 2011). Por isso, a diversidade funcional também pode ser considerada como um dos indicadores que melhor representam o funcionamento do ecossistema e de biodiversidade que as outras medidas (ANDRÉS et al., 2012; HOOPER et al., 2005).

Regiões com alta diversidade taxonômica podem ser incongruentes com regiões de alta diversidade funcional ou filogenética (ANDRÉS et al., 2012; STRECKER et al, 2011). Esses padrões de (não) congruência de distintos indicadores sugerem que a mesma espécie, que ocorre em diferentes locais em uma determinada região, pode responder a variações ambientais de maneiras distintas, por possuírem histórias evolutivas e biogeográficas diferentes (CUMMING; CHILD, 2009). Essa resposta diferenciada pode gerar uma

²²Táxon é uma unidade dentro do sistema de classificação taxonômica, e pode representar qualquer nível de classificação biológica, como reino, filo, classe, ordem, família, gênero ou espécie (PAPAVERO, 1994). Portanto, a “diversidade taxonômica” pode se referir à diversidade existente em qualquer nível taxonômico de interesse. O nível taxonômico mais utilizado é o de espécie.

correlação negativa entre diversidades taxonômica, funcional e filogenética (PRINZING et al., 2008).

Dessa forma, delimitar áreas baseadas somente em informações de riqueza pode limitar a composição de espécies a uma restrita variação de características funcionais, reduzindo, assim, o grau da diversidade funcional capaz de influenciar diferentes propriedades dos ecossistemas. Por isso, medidas de conservação que visem somente manter (ou ampliar) a riqueza de espécies pode, então, levar a uma divisão do espaço disponível que não são suficientes para manter a integridade dos processos ecológicos e evolutivos que originam e mantêm a biodiversidade (ANDRÉS et al., 2012; BENSUSAN; 2014; KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013; NAEEM; 1998).

Em 1993, Pressey e coautores alertaram que muitas reservas criadas sob o critério de Diamond (1975) ameaçavam a proteção e a sustentação da diversidade como um todo, ou seja, em proteger espécies, comunidades e ecossistemas (PRESSEY et al., 1993). Por isso, sugeriram três princípios para a escolha de áreas, baseadas na escala regional e representatividade: complementaridade, flexibilidade e raridade (PRESSEY et al., 1993; PRIMACK; RODRIGUES, 2001). O primeiro princípio visa verificar áreas na região que possam complementar características presentes em outras áreas protegidas na região. O princípio da flexibilidade objetiva buscar formas de combinar locais diferentes para formar uma rede de reservas. E o último princípio diz respeito a buscar locais importantes para a conservação dado a sua possível insubstituibilidade (BENSUSAN, 2014; PRESSEY et al., 1993; PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

Em 2000, Margules e Pressey sugeriram uma abordagem sistemática para a delimitação de áreas protegidas, que integra os diferentes interesses com relação aos recursos naturais e ao uso do solo, ou seja, econômicos e ecológicos (MARGULES; PRESSEY, 2000). O planejamento para a conservação pode ser feito em seis passos: 1) escolha dos recursos naturais que se deseja conservar, pelo mapeamento da biodiversidade; 2) definição de metas específicas de conservação; 3) revisão da eficácia nas reservas já existentes; 4) seleção de novas áreas para a conservação; 5) implementação das ações de conservação; e 6) monitoramento e gestão adaptativa das reservas (BENSUSAN, 2014; MARGULES; PRESSEY, 2000).

O cumprimento de todos esses critérios, no entanto, é limitado. Questões práticas já esbarram no primeiro critério, o de mensuração e mapeamento da biodiversidade, pois o conhecimento da complexidade das relações entre espécies e a implicação para a manutenção da biodiversidade é ainda restrito (ANDRÉS et al., 2012; BENSUSAN, 2014; NAEEM, 1998;

YACHI; LOREAU, 1999). Por isso, se faz uso de indicadores na tentativa de mensurar, parcialmente, a biodiversidade para estimar a semelhança ou a diferença entre as áreas a serem analisadas numa região. Um dos métodos mais utilizados é a designação de um grupo de espécies, como plantas vasculares, vertebrados ou borboletas, como indicador da existência de significativa biodiversidade na área. No entanto, a sua efetividade para caracterizar mais de um nível de biodiversidade ou de mais um nível hierárquico é questionada (ANDRÉS et al., 2012; BENSUSAN, 2014).

O uso de outros níveis hierárquicos de organização como comunidades, tipos de habitats e ecossistemas podem possuir menor precisão da riqueza biológica, mas indicar processos ecológicos que contribuem para a manutenção do funcionamento do ecossistema (BENSUSAN, 2014). Ou as medidas de riqueza de espécies de uma determinada área podem ser complementadas por medidas de riqueza em um território mais amplo, dentro de um *continuum* ambiental, e assim auxiliar para o planejamento da alocação de áreas protegidas (ANDRÉS et al., 2012; BENSUSAN, 2012). Uma abordagem recente é a medida de fenótipos²³ das espécies mais abundantes como indicadores dos processos ecológicos. Ou seja, verificar a ocorrência espacial de espécies mais abundantes e com características mais diversas podem representar indicadores para a manutenção de processos ecológicos e de funcionamento do ecossistema (BENSUSAN, 2014).

A decisão, portanto, sobre a informação desejada e o método de acesso a essa informação depende tanto da disponibilidade de dados, do custo para adquirir essas informações e do objetivo a que se destina (ANDRÉS et al., 2012; BENSUSAN, 2014). Dessa forma, *não existe uma escala espacial única para a escolha do tamanho de uma determinada área protegida, pois a conservação se dá em diferentes escalas disponíveis na natureza* (BENSUSAN, 2014).

Apesar dessas limitações, a estratégia mundial mais utilizada, conhecida, e mais consolidada dentro da Convenção da Diversidade Biológica, atualmente, para conservação da biodiversidade *in situ*²⁴ é o estabelecimento de áreas protegidas (BENSUSAN, 2014; IUCN, 2017). A primeira modalidade de área protegida mundialmente criada foi o Parque Nacional de *Yellowstone*, nos Estados Unidos em 1872, com o objetivo de preservar a beleza cênica (BENSUSAN, 2014). No Brasil, as áreas protegidas foram legalmente instituídas sob a denominação de "Unidades de Conservação" (UCs) com a publicação do primeiro Código

²³Fenótipos são as características morfológicas, fisiológicas e comportamentais determinadas geneticamente expressas pelos organismos.

²⁴Conservação *in situ* é a preservação de comunidades naturais e populações no ambiente natural, considerada a melhor estratégia para a proteção da diversidade biológica a longo prazo (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

Florestal (Decreto n° 23.793/1934) (BENSUSAN, 2014; BRASIL, 1934). Dentro da modalidade de florestas remanescentes de direito público se encontravam os parques nacionais, estaduais e municipais, primeira categoria de UC regulamentada oficialmente no Brasil (BRASIL, 1934).

A primeira UC federal criada no Brasil foi o Parque Nacional do Itatiaia, RJ, em 1937 (BENSUSAN, 2014; PECCATIELLO, 2011). O critério para a delimitação das primeiras UCs brasileiras foi o mesmo utilizado para as primeiras reservas mundiais, ou seja, baseado na beleza da paisagem. A partir da década de 1960, com a publicação do Código Florestal (Lei n° 4.771/1965), novos critérios (técnicos) foram adotados, o que impulsionou a criação de novas modalidades de UCs (BENSUSAN, 2014). A instituição desses espaços ao longo do território tornou-se crescente e contínua principalmente a partir de 1967 com a criação do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal²⁵ (IBDF) que passou a gerir as áreas protegidas brasileiras. Em 1973 a gestão e a criação das UCs também ficou a cargo da Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA) (BENSUSAN, 2014). Com a criação do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) em 1989, a gestão das UCs concentrou-se em somente um órgão ambiental (BENSUSAN, 2014; BRASIL, 1989b). Em 2007, o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) passou a ser o atual órgão gestor das UCs brasileiras (BENSUSAN, 2014; BRASIL, 2007).

2.4 O SNUC

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação foi criado e instituído pela Lei n° 9.985/2000, ou mais comumente conhecida como Lei do SNUC (PECCATIELLO, 2011). Antes da criação do SNUC²⁶, as UCs eram divididas em duas categorias: 1) as de uso direto, onde se tinha a permissão de exploração e uso dos recursos naturais, como a exploração madeireira e o extrativismo; e 2) as de uso indireto, em que o uso não ultrapassava a visitação e a pesquisa científica. Os Parques Nacionais (n = 40), as Reservas Biológicas (n = 24) e as

²⁵O Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF), vinculado ao Ministério da Agricultura, foi criado em 1967 pelo Decreto Lei n° 289, de 28 de Fevereiro de 1967, com o objetivo de formular a política florestal, coordenar e executar medidas necessárias ao uso racional, à proteção e à conservação dos recursos naturais renováveis e ao desenvolvimento florestal do país (BRASIL, 1967). Em 1989, esta autarquia foi extinta e suas atribuições, estrutura e patrimônio, bem como seus recursos financeiros e orçamentários foram transferidos para a Secretaria Especial do Meio Ambiente - SEMA, do Ministério do Interior (BRASIL, 1989a). No mesmo ano, a SEMA foi extinta e criado o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA (BRASIL, 1989b).

²⁶Antes da criação do SNUC, as áreas protegidas foram legalmente determinadas pelo Código Florestal. Mais informações estão disponíveis no capítulo 4.

Estações Ecológicas (n = 21) eram as UCs de uso indireto (n = 85) até o ano de 2000. Já as Florestas Nacionais (n = 46), as Áreas de Proteção Ambiental (n = 23) e as Reservas Extrativistas (n = 12) compunham o corpo das UCs de uso direto (n = 81) até a criação do SNUC (BENSUSAN, 2014).

Segundo dados da *United Nations for Environment Protection* (UNITED NATIONS FOR ENVIRONMENT PROTECTION-WCMC, 2017), as áreas protegidas²⁷ no Brasil cobrem cerca de 28,94% do território continental e 1,68% da área marinha. Em termos de espécies ameaçadas, aproximadamente 60% dos táxons da fauna ameaçados se concentram na Mata Atlântica, seguido pelo Cerrado (em torno de 12%). A principal ameaça sobre as espécies é a perda de *habitats*, mas outras²⁸ se destacam como causas que aceleram o processo de extinção, que está mais acentuado que os processos ecológicos normais (ANDRÉS et al., 2012; MACHADO; DRUMMOND; PAGLIA, 2008). Andrés e coautores (2012) acrescentam a essa lista de ameaças o uso de instrumentos de incentivos de políticas em setores como na agricultura, pesca e infraestrutura, como a oferta de subsídios para equipamentos agrícolas.

A Lei do SNUC foi criada para regulamentar o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal e para instituir o Sistema Nacional de Unidades de Conservação. No texto, o SNUC conta com 13 objetivos (art. 4º, BRASIL, 2000) (Tabela 2.1) e duas categorias de Unidades de Conservação: Unidades de Proteção Integral²⁹ (PI), cujo objetivo principal é preservar a natureza pelo uso indireto³⁰ dos recursos naturais; e Unidades de Uso Sustentável³¹ (US), que tem como objetivo unir a conservação da biodiversidade com o uso sustentável dos recursos naturais (BRASIL, 2000).

²⁷A United Nations for Environment Protection - World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC) (2017) consideram áreas protegidas todas as UCs federais, estaduais e municipais, assim como as áreas indígenas.

²⁸Outras causas da perda da biodiversidade: a perda de *habitat*, a exploração madeireira, as queimadas, a conversão dos campos em pastagens, as monoculturas, a poluição dos rios e oceanos, a construção de hidrelétricas com a transformação de ambientes lóticos em lênticos, a introdução de espécies exóticas invasoras, a caça ou a perseguição, a pesca predatória e o comércio ilegal de espécies (ANDRÉS et al., 2012; MACHADO; DRUMMOND; PAGLIA, 2008).

²⁹As unidades de Proteção Integral se dividem nas seguintes categorias: Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Natural, e Refúgio de Vida Silvestre (BRASIL, 2000).

³⁰Segundo a Lei do SNUC (artigo 2º), uso indireto é definido como “aquele que não envolve consumo, coleta, dano ou destruição dos recursos naturais.” (BRASIL, 2000, art. 2º, inciso IX).

³¹As unidades de Uso Sustentável são categorizadas em: Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional, Reserva Extrativista, Reserva de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável, e Reserva Particular do Patrimônio Natural (BRASIL, 2000).

Tabela 2.1 - Relação dos objetivos do SNUC com os instrumentos disponíveis para a execução de política.

Objetivos do SNUC (art. 4º)	Instrumentos do SNUC					
	Zoneamento - Capítulo III	Exploração comercial de produtos e subprodutos da biodiversidade - art. 33	Taxa de visitação pelas Unidades de PI - art. 35	Compensação ambiental - art. 36	Contribuição financeira que órgão ou empresa, público ou privada responsável pelo abastecimento de água ou pela geração de energia hidrelétrica, beneficiário da proteção proporcionada por uma UC- art,47 e 48	Contribuição financeira por meio de doações recebidas por órgãos nacionais ou internacionais, com ou sem encargos - art. 34
Contribuir para a manutenção da diversidade biológica e dos recursos genéticos no território nacional e nas águas jurisdicionais	X	-	-	-	-	-
Proteger as espécies ameaçadas de extinção no âmbito regional e nacional	X	-	-	-	-	-
Contribuir para a preservação e a restauração da diversidade de ecossistemas naturais	X	-	-	-	-	-
Promover o desenvolvimento sustentável a partir dos recursos naturais	X	X	-	-	-	-
Promover a utilização dos princípios e práticas de conservação da natureza no processo de desenvolvimento	X	-	-	X	-	-
Proteger paisagens naturais e pouco alteradas de notável beleza cênica	X	-	X	-	-	-
Proteger as características relevantes de natureza geológica, geomorfológica, espeleológica, arqueológica, paleontológica e cultural	X	-	X	-	-	-
Proteger e recuperar recursos hídricos e edáficos;	X	-	-	X	X	-
Recuperar ou restaurar ecossistemas degradados	X	-	-	-	X	X

Objetivos do SNUC (art. 4º)	Instrumentos do SNUC					
	Zoneamento - Capítulo III	Exploração comercial de produtos e subprodutos da biodiversidade - art. 33	Taxa de visitação pelas Unidades de PI - art. 35	Compensação ambiental - art. 36	Contribuição financeira que órgão ou empresa, público ou privada responsável pelo abastecimento de água ou pela geração de energia hidrelétrica, beneficiário da proteção proporcionada por uma UC- art,47 e 48	Contribuição financeira por meio de doações recebidas por órgãos nacionais ou internacionais, com ou sem encargos - art. 34
Proporcionar meios e incentivos para atividades de pesquisa científica, estudos e monitoramento ambiental	X	-	-	-	-	X
Valorizar econômica e socialmente a diversidade biológica	X	-	-	X	X	-
Proteger os recursos naturais necessários à subsistência de populações tradicionais, respeitando e valorizando seu conhecimento e sua cultura e promovendo-as social e economicamente	X	X	-	-	-	X

Fonte: Elaborado pela autora com base na Lei nº 9.985/2000 (BRASIL, 2000) e Decreto nº 4.340/2002 (BRASIL, 2002b).

2.4.1 Os 15 Anos de Gestão do SNUC

Em seu texto, a Lei do SNUC dispõe alguns instrumentos econômicos e financeiros a serem utilizados em prol da implantação, manutenção e gestão das UCs (Quadro 2.1), que na tabela 2.1 podem ser vistos relacionados aos objetivos da política, de acordo com o ponto de vista desta autora.

Quadro 2.1 - Instrumentos Econômicos e Financeiros do SNUC.

Instrumentos do SNUC	Na Lei nº 9.985/2000	Regulamento
Exploração comercial de produtos e subprodutos da biodiversidade	art. 33	Em parte - Dec. nº4.340/2002
Taxa de visitação pelas Unidades de PI	art. 35	Descrito na Lei
Compensação ambiental	art. 36	Dec. nº4.340/2002
Contribuição financeira que órgão ou empresa, público ou privada responsável pelo abastecimento de água ou pela geração de energia hidrelétrica, beneficiário da proteção proporcionada por uma UC	artigos 47 e 48	Não
Contribuição financeira por meio de doações recebidas por órgãos nacionais ou internacionais, com ou sem encargos	art. 34	Descrito na Lei

Fonte: Elaborado pela autora com base na Lei nº 9.985/2000 (BRASIL, 2000) e Decreto nº 4.340/2002 (BRASIL, 2002b).

O Decreto nº 4.340/2002, apesar de em seu texto afirmar a regulamentação dos artigos 33, 36, 47 e 48 do SNUC, dentre outros, deixou de regulamentar os instrumentos econômicos descritos nos artigos 33, 47 e 48. O artigo 33 foi regulamentado somente quanto à autorização prévia que qualquer exploração de recursos deve ter, junto ao órgão fiscalizador competente. O artigo 36 foi regulamentado em sua totalidade, em que a fórmula para compensação ambiental geral foi apresentada, de acordo com o grau de impacto sobre os ecossistemas (podendo variar de 0 a 0,5%) e o montante necessário para a implantação do empreendimento. Porém, nada se falou sobre os artigos 47 e 48 (BRASIL, 2002b). Os três artigos não regulamentados possuem características de pagamentos por serviços ambientais³², instrumento econômico sem implantação oficial pelo governo federal, e que por isso, até o final de 2016 os artigos 33, 47 e 48 ainda não tinham regulamentação prevista; apesar de uma proposta de Projeto de Lei estar em trâmite desde 2007 (BRASIL, 2007a). Embora algumas propostas tenham sido feitas para a regulamentação dos artigos 47 e 48 (TITO; ORTIZ, 2013; WORLD WILD FUND-BRASIL, 2012), esta ainda não foi concretizada.

Conforme ilustra a tabela 2.2, até fevereiro de 2017, todas as UCs federais ocupavam

³²O instrumento Pagamentos por Serviços Ambientais é abordado com detalhes no capítulo 3.

8,38% do território continental brasileiro. É possível notar que a distribuição de UCs por bioma é díspar, onde a Amazônia tem o maior percentual de áreas protegidas, enquanto os biomas Pampa, Pantanal, e principalmente a área Marinha, possuem índices de proteção abaixo de 5% (Tabelas 2.2 e 2.3).

Quanto às categorias de uso, nota-se pela tabela 2.2 que as UCs federais de Uso Sustentável são predominantes no território nacional. Em termos de áreas por categorias, os Parques Nacionais (PARNAs) federais prevalecem no território nacional, ocupando 29,64% da área total de UC; seguido das Florestas Nacionais (FLONAs), com 21,58%; e das Reservas Extrativistas (RESEX), com 18,95% (Tabela 2.2). As unidades mais restritivas quanto ao uso (Estação Ecológica e Reserva Biológica federais) ocupam apenas 15,47% da área total protegida. Esses dados são similares aos obtidos por Geluda e coautores, para o ano de 2015 (GELUDA et al., 2015).

A distribuição de UCs no território brasileiro pode demonstrar algumas incongruências na gestão de UCs, pois, a modalidade que representa a maior parcela das áreas de UC, os PARNAs, é a que mais possui registro de desmatamento e degradação em sua área e é a que demanda um modelo de gestão de alto custo, que normalmente não é praticado pelos gestores (GELUDA et al., 2015; WORLD WILD FUND-BRASIL; INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2012). Ademais, vale destacar que 70,17% do total protegido do território (soma das categorias PARNAs, FLONAs e RESEX, tabela 2.2) são ocupados por UCs que permitem atividades econômicas de diferentes níveis em seu interior (onde os PARNAs possuem o uso dos recursos naturais mais restritivo das três categorias, como atividades de lazer e contemplação). Além disso, as Unidades de Proteção Integral com fins de preservação nem sempre são bem-vistas pela sociedade por causa das restrições ao uso do solo, como as Estações Ecológicas (ESECs) e as Reservas Biológicas (REBIOs), que ocupam o menor porcentagem territorial, 15,47% (Tabela 2.2) e são as que geram mais conflitos sociais pela presença no território (GELUDA et al. 2015; WORLD WILD FUND-BRASIL; INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2012).

Tabela 2.2 - Resumo do Cenário das UCs federais segundo o Cadastro Nacional de Unidades de Conservação - CNUC.

Categoria*/ N° e Área	Amazônia		Cerrado		Mata Atlântica		Caatinga		Marinho		Pantanal		Pampa		Total		% da Área Total de UC	% da Área total do Território
	N°	Área**	N°	Área**	N°	Área**	N°	Área**	N°	Área**	N°	Área**	N°	Área**	N°	Área**		
FLONA	34	152.944,64	5	239,75	21	293,53	6	539,36	0	0,00	0	0,00	1	10,65	67	154.027,93	21,58	1,81
RESEX	42	128.284,12	8	1.056,50	1	11,56	0	0,00	11	5.915,97	0	0,00	0	0,00	62	135.268,35	18,95	1,59
RDS	1	647,35	0	0,00	1	381,77	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	2	1.029,12	0,14	0,01
REFAUNA	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0,00	0,00
ARIE	3	208,63	2	22,73	7	921,60	2	76,19	1	0,33	0	0,00	1	2,07	16	1.231,55	0,17	0,01
APA	4	7.348,55	11	34.100,27	11	29.232,77	2	10.636,08	4	7.729,77	0	0,00	1	3.180,00	33	92.227,44	12,92	1,08
RPPN	52	407,46	145	945,23	346	817,53	72	472,19	0	0,00	12	2.199,77	7	4,08	4	4.846,26	0,68	0,06
Total Uso Sustentável sem RPPN	84	289.433,29	26	35.419,25	41	30.841,43	10	11.251,63	16	13.646,07	0	0,00	3	3192,72	18	383.784,39	53,77	4,51
Total Uso Sustentável com RPPN	136	289.840,75	171	36.364,48	387	31.658,96	82	11.723,82	16	13.646,07	12	2.199,77	10	3196,80	81	388.630,65	54,45	4,56
PARNA	20	163.498,99	14	24.563,50	23	8.418,83	7	11.604,73	7	3.163,18	0	0,00	1	344,00	72	211.593,23	29,64	2,48
ESEC	11	61.304,15	5	10.810,96	6	221,83	4	1.525,76	4	144,10	1	450,00	1	109,39	32	74.566,19	10,45	0,88
MN	0	0,00	0	0,00	1	174,96	1	267,15	1	1,06	0	0,00	0	0,00	3	443,17	0,06	0,01
RVS	0	0,00	1	1.285,21	4	555,40	0	0,00	3	852,47	0	0,00	0	0,00	8	2.693,08	0,38	0,03
REBIO	10	32.411,26	1	34,70	17	2.864,80	1	11,00	2	538,49	0	0,00	0	0,00	31	35.860,25	5,02	0,42
Total Proteção Integral	41	257.214,40	21	36.694,37	51	12.235,82	13	13.408,64	17	4.699,30	1	450,00	2	453,39	14	325.155,92	45,55	3,82

*Floresta Nacional (FLONA); Reserva Extrativista (RESEX); Reserva do Desenvolvimento Sustentável (RDS); Reserva de Fauna (REFAUNA); Área de Relevante Interesse Econômico (ARIE); Área de Proteção Ambiental (APA); Reserva Privada do Patrimônio Natural (RPPN); Parque Nacional (PARNA); Estação Ecológica (ESEC); Monumento Natural (MN); Refúgio da Vida Silvestre (RVS); Reserva Biológica (REBIO).

**Área dada em km².

Fonte: Elaborada pela autora baseado na Base de dados do CNUC - UCs Federais (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2017b).

Tabela 2.3 - Cobertura de UCs federais por bioma

	Bioma						
	Amazônia	Cerrado	Mata Atlântica	Caatinga	Pantanal	Pampa	Área Marinha*
Proteção Integral	6,13%	1,80%	1,10%	1,59%	0,30%	0,26%	0,13%
Uso sustentável	6,90%	1,78%	2,85%	1,39%	1,46%	1,81%	0,38%
Total	13,03%	3,58%	3,95%	2,98%	1,76%	2,07%	0,51%

* Para o cálculo dos percentuais representativos da Área Marina foi considerado a área da Zona Ecológica Econômica costeira brasileira, dada pelo IBGE (2011), como base de cálculo.

Fonte: Elaborada pela autora, baseado na Base de dados do CNUC - UCs Federais (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2017b) e IBGE (2011).

É importante ressaltar que apesar de 83,86% das UCs federais (Parques e as UCs de US - Tabela 2.2) permitirem diferentes graus de atividades econômicas em seu interior, a criação e a presença de UCs são vistas como obstáculos ao desenvolvimento econômico dos locais onde se situam (GELUDA et al., 2015; PICOLI, 2011).

Medeiros e Young (2011) apresentaram estudos sobre o quanto as UCs poderiam contribuir para a economia, se todo o potencial econômico de seus bens e serviços fosse utilizado, por meio de valoração de alguns bens e serviços ofertados pelas unidades federais brasileiras. Estes dados estão apresentados da tabela 2.4.

Tabela 2.4 - Potencial econômico das atividades e serviços oferecidos pelas UCs brasileiras.

Atividade/Serviço	Tipo de UC	Potencial R\$/ano*
Produção madeireira- segundo modelo de concessão florestal	FLONA	1,2 a 2,2 bi
Produção de borracha	RESEX (n = 11)	16,5 mi
Produção de castanha do Pará	RESEX (n = 17)	39,2 mi
Turismo	PARNA (n = 67)	1,6 a 1,8 bi
Estoque de carbono	UCs	2,9 a 5,8 bi
ICMS Ecológico	UCs Estaduais (n = 12)	14,9 mi

*Dados monetários para o ano de 2014.

Fonte: Elaborado pela autora baseado nos trabalhos de Medeiros e Young (2011) e de Geluda e coautores (2015).

Se contrapormos esses dados, de potencial econômico em UCs (MEDEIROS; YOUNG, 2011), com os custos necessários a sua consolidação (MUANIS, SERRÃO; GELUDA, 2009) e manutenção (GELUDA et al., 2015) é possível notar que existe a possibilidade de ter um excedente para a manutenção e gestão de UCs (Tabela 2.5), pela exploração de algumas atividades e serviços oferecidos pelas UCs. Ressalta-se que o estudo feito é uma estimativa, e que cada UC tem sua necessidade, particularidade e especificidade,

relacionadas às demandas da população e do bioma na qual se encontram.

Tabela 2.5 - Estimativa de custos necessários para a consolidação e manutenção de UCs Federais brasileiras.

Número de UCs Federais*	Custos*			
	Consolidação		Manutenção	
	(R\$/ano)	R\$/ano*UC	(R\$/ano)	R\$/ano*UC
299	919 mi	3,07 mi	330 mi	1,1 mi

*A contagem de UCs foi feita em 2009 por Muanis, Serrão e Geluda (2009) e os custos foram atualizados para o ano de 2014 por Geluda e coautores (2015).

Fonte: Elaborada pela autora com base nos trabalhos de Muanis, Serrão e Geluda (2009) e Geluda e coautores (2015).

Medeiros e Young (2011) também fizeram uma estimativa sobre o potencial econômico gerado pelos Parques Nacionais. Neste estudo, os autores estimaram o montante de um pouco mais de R\$ 1,5 bilhão para o ano de 2016 como impacto econômico do turismo em Parques Nacionais em um cenário conservador com estimativas de 13.760 visitantes em 67 parques. Uma análise feita por Souza (2016) mostrou que essa estimativa foi superada no ano de 2015. No estudo em três unidades federais brasileiras (Floresta Nacional São Francisco de Paula - RS; Parque Nacional da Chapada dos Guimarães - MT; e Parque Nacional do Itatiaia - RJ) foi estimado o valor de R\$ 1,2 bilhão em contribuições para a economia, derivada da visitação desses parques, por 8 milhões de pessoas (SOUZA, 2016).

Somente no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, por exemplo, houve a visita de, aproximadamente, 2,8 milhões de pessoas, com a arrecadação de um pouco mais de R\$ 35 milhões em atividades e passeios guiados no parque no ano de 2015 (SOUZA, 2016). Ao considerar o custo de manutenção de uma UC um pouco mais que R\$ 1,1 milhão (Tabela 2.5), nota-se que algumas atividades em UCs brasileiras, especialmente as que possibilitam a exploração do turismo, podem ser rentáveis e fornecer um excedente da receita para a gestão da UC. Este excedente poderia ser revertido em benefícios para a população, como a implantação de programas de conservação envolvendo toda a comunidade ao redor, ou aumento dos incentivos para as pesquisas dentro e fora das UCs. Essas atividades estariam alinhadas aos objetivos do SNUC (Tabela 2.1) e não dependeriam do repasse de recursos do orçamento público para a sua realização.

A WWF analisou a efetividade de gestão em relação ao processo de implantação das unidades, aos recursos disponíveis, às práticas de gestão utilizadas e aos produtos do manejo dos anos de 2005 a 2010. De acordo com a metodologia da rede WWF, Metodologia para Avaliação Rápida e Priorização da Gestão, conhecida como RAPPAN (*Rapid Assessment and*

Priorization of Protected Area Management), a efetividade da gestão das UCs para todos os órgãos gestores avaliados foi, em média, baixa e o alcance dos objetivos do SNUC é ainda muito baixo (WORLD WILD FUND-BRASIL; INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2012).

Segundo a WWF-Brasil e ICMBio, as principais ameaças que impactaram as UCs federais brasileiras de 2005 até a década de 2010 foram ocupação humana, agricultura e silvicultura, caça, construção e operação de infraestruturas, extração de madeira, pastagens e uso de recursos naturais por comunidades residentes, disposição de resíduos e de espécies exóticas invasoras. O estabelecimento de pastagens e a extração de madeira tenderam ao aumento em UC de uso sustentável e ao declínio em UC de proteção integral (WORLD WILD FUND-BRASIL; INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2012).

Um dos casos em que a extração madeireira aumentou em contraste com a exploração sustentável de produtos não florestais foi na Reserva Extrativista Chico Mendes (SILVA, 2013). O caso da extração da borracha no Acre é um caso claro de subsídio à extração de produtos florestais, para estimular a atividade que conserva a floresta em pé e manter a cultura local (SILVA, 2013; THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY, 2010). Porém, a queda do preço do produto no mercado, aliado à precariedade do sistema de produção de borracha, contribuiu para a redução da sua produção na região. O sistema tradicional de extração da borracha não contribui para a melhoria de vida dos seringueiros, o que é mais um incentivo negativo à continuidade do trabalho (SILVA, 2013).

Desde sua criação em 1990, a Reserva Extrativista Chico Mendes sofreu um processo de mudança em sua paisagem natural. O principal fator dessa transformação foram os elevados índices de desmatamento em toda sua área. Os maiores índices de desmatamento foram observados entre os anos de 2003 a 2005, com taxa de desmatamento a 1,08% da área da reserva, e entre 2009 e 2010, com o aumento de 0,61% de desmatamento. Ao todo, uma área de aproximadamente 76.430 hectares, o que corresponde a 8.19% da área total da RESEX Chico Mendes, foi desmatada ao longo de 22 anos de existência. Portanto, há uma média de desmatamento de 3.474 hectares de área de floresta na RESEX por ano, o que indica que 0,37% da área total da RESEX é desflorestada anualmente (SILVA, 2013).

Na última década, o crescimento da atividade econômica brasileira levou a uma crescente demanda por terras produtivas e de infraestrutura, o que trouxe consequências negativas para a conservação ambiental. Uma das principais atividades que pressionam as áreas protegidas é o de energia elétrica, especialmente devido à necessidade de ampla área

para alagamento, o que necessita a desapropriação populacional e destruição de ecossistemas. Fora da região Amazônica há pouco espaço territorial disponível para essa atividade. (VALE, 2010; WORLD WILD FUND-BRASIL; INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2012).

Uma análise dos empreendimentos energéticos no interior e entorno de todas as UCs federais indicou a existência de 202 empreendimentos em construção ou operação, 69 em processo de autorização e outorga, e 32 inventariados. A maioria desses está localizada em torno de UCs (81%), principalmente na Mata Atlântica (54%) e na Amazônia (24%). Em termos de categorias, as com maior número de empreendimentos em seu entorno são as APAs (28%), seguidas de PARNAs (23%) e de FLONAs (23%) (WORLD WILD FUND-BRASIL; INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2012). Outros setores, como o de agronegócios, o minerário e o de transportes pressionam o poder público para alterar as áreas de UCs ou impedir a delimitação de novas áreas para a conservação (GELUDA et al., 2015).

Ainda segundo o estudo da WWF em parceria com o ICMBio (2012), todas as UCs têm alta importância biológica. Os biomas Amazônia e Cerrado se destacam por serem detentores da maior e segunda maior, respectivamente, biodiversidade brasileira. No entanto, o bioma que apresenta alto risco de perda da biodiversidade, por ser o bioma que menos apresenta UC em seu território (Tabela 2.2), é o Pampa. Por isso, ele apresenta elevado índice de importância de conservação biológica (WORLD WILD FUND-BRASIL; INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2012). Quanto à importância socioeconômica, as UCs localizadas no Pantanal, Zona Marinho-costeira, na Amazônia e na Caatinga apresentam maior relevância. Os serviços ambientais oferecidos, o valor educacional ou científico das UCs e a presença de animais e plantas utilizadas pela sociedade destacam-se como relevantes para o papel social, econômico e cultural das UCs (WORLD WILD FUND-BRASIL; INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2012).

Apesar de as UCs serem alvo de invasões, usos inadequados das áreas ao redor e dentro das UCs, atividades econômicas ilegais e degradação ambientais, consequências geradas pela falta de fiscalização, infraestrutura, manutenção, equipe, e plano de manejo nas UCs, segundo o Tribunal de Contas da União (TCU) (BRASIL, 2013), as áreas protegidas têm efetiva contribuição na redução do desmatamento. Conforme estudo do TCU sobre a eficácia das UCs na Amazônia Legal, essas são eficazes na manutenção da natureza e na redução no desmatamento pelo simples fato de estarem estabelecidas, mesmo com insumos

limitados (BRASIL, 2013). Segundo o relatório, a probabilidade de ocorrer desmatamento fora de UCs é 4,3 vezes maior do que dentro de UCs na Amazônia Legal (BRASIL, 2013).

No entanto, Geluda e coautores (2015), que avaliaram a gestão das UCs durante os 15 anos de vigência do SNUC, concluíram que **o SNUC não vem cumprindo satisfatoriamente seus amplos objetivos**. A visitação nos parques ainda está aquém do seu real potencial; a gestão da maioria das FLONAs ainda não é voltada para a exploração sustentável de seu potencial madeireiro e não madeireiro; faltam incentivos e insumos necessários para as reservas extrativistas e reservas de desenvolvimento sustentável gerarem os benefícios esperados pelas populações residentes; a proteção da biodiversidade, que é o maior objetivo de se ter uma área de proteção, está muitas vezes comprometida. Soma-se a esses motivos, a inaptidão de se gerir as UCs como um conjunto integrado, previsto no inciso XIII, artigo 5º, que dispõe sobre as diretrizes do SNUC (BRASIL, 2000; GELUDA et al., 2015). Após 15 anos de vigência da Lei, ainda existem 85 UCs sem plano de manejo, que é o documento básico de gestão de qualquer unidade de conservação (GELUDA et al., 2015).

A falta de efetividade de gestão se explica pela existência de algumas lacunas dentro do SNUC. Duas, apresentadas por Geluda e coautores (2015), merecem destaque: 1) a falta de regulamentação de alguns dispositivos, como as regras de uso das zonas de amortecimento³³ e o sistema de pagamentos por serviços ambientais existentes na Lei do SNUC (arts. 33, 47 e 48); e 2) lacunas na consolidação das UCs em termos de regularização fundiária, conflitos territoriais, instrumentos de gestão, equipamentos adequados e estrutura física e de pessoal.

2.5 INSTRUMENTOS FINANCEIROS E ECONÔMICOS DO SNUC³⁴

A principal fonte de financiamento de UCs são os recursos públicos. Esses ainda são insuficientes e mal distribuídos entre as unidades. O ICMBio faz, atualmente, a gestão de 326 UCs (retirando as RPPN - Tabela 2.2), que em termos de área representam 709 mil km², ou 8% da área continental brasileira (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2017b). Em 2014, o Instituto executou apenas 0,028% do total do orçamento direto do governo federal para a gestão de parcela similar de UCs do território nacional (GELUDA et al., 2015)

A Lei do SNUC consagrou a compensação ambiental como instrumento de financiamento de UCs, principalmente as de proteção integral. Muitos recursos provenientes

³³As zonas de amortecimento são áreas ao redor das UCs, que também estão sobre o regime de regulamentação do SNUC, na qual as atividades humanas estão sujeitas a regras e restrições de uso específicas, que visem reduzir os impactos negativos sobre a unidade (GELUDA et al., 2015).

³⁴Os dados deste tópico são baseados no estudo de Geluda e coautores (2015), pois foi o estudo mais recente disponível sobre a gestão financeira das UCs brasileiras.

deste instrumento não são utilizados para a gestão de UCs. Dados de Geluda e coautores (2015) mostram que em 2014, perto de R\$ 1 bilhão foi arrecadado com a compensação ambiental, que teria a seguinte destinação: 82,7% para as UCs federais, 16,8% para as UCs estaduais, e os municípios ficariam com o restante. Regionalmente, o Sudeste deteve a maior porcentagem de destino, contando com 35% do montante total arrecadado. Apesar desse alto valor recebido, há falta de dados recentes sobre a efetiva aplicação desse.

O valor da compensação ambiental é calculado multiplicando o grau de impactos ambientais, cujo valor máximo é de 0,5%, pelos custos totais de implementação do empreendimento. Este percentual foi fixado pelo Supremo Tribunal Federal (STF) após uma Ação Direta de Inconstitucionalidade (ADI) proposta pela Confederação Nacional de Indústrias (CNI), que acreditava ser inconstitucional o valor mínimo de 0,5%, que anteriormente era cobrado, com a justificativa de caracterizar um tributo, instrumento no qual só poderia ser instituído por Lei Complementar (DOMINGUES, 2009; BRASIL, 2008). O STF, no entanto, reconheceu que a compensação não é um tributo, e que deveria continuar existindo, porém afirmou que a cobrança deveria incidir sobre o impacto ambiental não mitigável causado, e não sobre o valor total do custo do empreendimento. Segundo o STF, a metodologia para o cálculo da compensação necessitaria ser revisada, em que a medida de referência seria o valor do impacto ambiental causado sobre o meio ambiente pelo empreendimento sujeito ao licenciamento (DOMINGUES, 2009; GELUDA et al., 2015; BRASIL, 2008).

Os recursos provenientes da compensação ambiental podem ser geridos de três maneiras: 1) pela internalização dos recursos no orçamento público; 2) pela gestão direta pelo empreendedor; e 3) pela contratação de terceiros para a execução, via empreendedor (BRASIL, 2000). Todas as três possibilidades têm seus prós e contras, porém a última modalidade, que vem sendo aplicada à gestão de UCs no estado do Rio de Janeiro, tem trazido melhores resultados dentre as três possibilidades (GELUDA et al., 2015).

No primeiro caso, em que a gestão é via execução pública dos recursos da compensação, os aspectos negativos preponderam sobre os positivos. São eles: burocracia no processo de execução dos recursos compensatórios (que devem entrar nas regras da Lei das licitações públicas); ausência de previsibilidade legal para a execução pública de um recurso vindo de uma obrigação privada de fazer; maior pressão exercida sobre a máquina pública, já sobrecarregada; desvio de finalidade dos recursos da compensação injetados no orçamento público e uso para outro fim que não a gestão ambiental e a conservação da biodiversidade; efeito perverso no orçamento público pela internalização dos recursos nos cofres públicos,

pois a existência de recursos da compensação ambiental podem justificar que o planejamento aloque menos recurso para a gestão ambiental, deixando agendas ambientais que não são cobertas pela compensação à mercê; e falta de transparência no processo de alocação de recursos para a sociedade (GELUDA et al., 2015).

Os pontos positivos dessa forma de gestão, segundo Geluda e coautores (2015), são: concentração de recursos em apenas um executor, que pode gerar retornos de escala e um planejamento na execução dos recursos a longo prazo, caso exista a garantia de disponibilidade desses no longo prazo sem serem contingenciados ou desviados de sua finalidade; a concentração de recursos desonera o poder público de acompanhar e fiscalizar os diversos parceiros, como ocorre na execução pelos empreendedores; permite a cooperação entre diversas fontes, uma vez que o governo faz a gestão e execução de diversos recursos; e permite maior controle e gestão por parte do governo, facilitando fluxos decisórios. Para o empreendedor, há o benefício da desoneração da execução e da quitação da dívida no momento do pagamento integral de recursos.

Sobre as duas outras maneiras, pela gestão direta do empreendedor ou pelo contrato de terceiros, o empreendedor só pode começar as atividades de execução após ter o plano de trabalho aprovado pela Câmara de Compensação Ambiental (CCA). Uma vez aprovado, o empreendedor pode contratar terceiros para execução das atividades ou mesmo realizá-las. A quitação da compensação só é feita quando o empreendedor entregar a execução, ou quando comprovar a execução da atividade ao órgão gestor (GELUDA et al., 2015).

Quando o empreendedor decide executar as atividades, que não são costumeiras para ele, a qualidade do trabalho tende a ficar em segundo plano. Isto ocorre porque o interesse principal é agilidade no processo de execução e entrega, para a quitação compensatória e assim poder dar continuidade ao processo de licenciamento. Para o governo, essa opção tem um alto custo de transação, já que antes de autorizar o processo de execução aprovado, este é envolvido em uma série de decisões, e o empreendedor não pode fazer nada até que a execução das atividades seja autorizada pela CCA. Além disso, essa modalidade minimiza a possibilidade de uma estratégia a longo prazo. Porém, a prestação de contas para a sociedade pelo governo permanece falha.

Quando se tem a opção da contratação por terceiros, a qualidade do serviço prestado pode ser melhor, visto que há a possibilidade de contratação de uma empresa específica, que desonera a obrigação do empreendedor, o que diminui os riscos com a execução, mas aumenta os custos do ente privado. Nesta modalidade, tem-se as seguintes vantagens: há a desoneração da máquina pública na execução das atividades dos recursos compensatórios; há

menos chance de desvio de finalidade do recurso; não incorre nos problemas jurídicos vinculados à definição da natureza privada da compensação, já que o empreendedor seria o responsável por executar a ação.

Apesar de todas as modalidades terem seus aspectos positivos e negativos, é importante destacar que nenhuma delas tem se mostrado 100% efetiva. A última modalidade, de contratação de terceiros para a realização das atividades de execução compensatória, tem se mostrado satisfatória para o Rio de Janeiro, único estado em que este modelo está em curso. Segundo Geluda e coautores (2015), desde março de 2010 até dezembro de 2014, o montante de recursos arrecadados para a compensação foi de, aproximadamente, R\$ 250 milhões, em que R\$ 216 milhões foram depositados até 31 de dezembro de 2014. Desses, R\$ 140 milhões foram destinados a projetos, 61% deste montante já tinham sido usados para a execução das atividades até o final de 2014, via Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FUNBIO), órgão privado contratado para gerir os recursos e a execução. No total, 48 UCs foram beneficiadas no estado: três federais, 28 estaduais e 17 municipais. Quanto ao uso, foram 35 de PI e 13 de US (GELUDA et al., 2015).

A sustentabilidade financeira é um dos desafios do SNUC e é necessária para manter o provimento dos bens e serviços ambientais a longo prazo, além de manter a conservação da biodiversidade. Geluda e coautores (2015) identificaram algumas fontes alternativas de financiamento de UCs. No entanto, essas esbarram em alguns obstáculos, consequência da falta de vontade política e orçamentária para a questão ambiental. A falta de empreendedorismo e de marketing do poder público; a sobrecarga de trabalho dos poucos gestores das UCs; a inexistência de infraestruturas adequadas para geração própria de recursos nas unidades; a falta de regulamentação das normas existentes; a ausência de comunicação entre os setores do governo e da sociedade; o excesso de precaução dos gestores públicos (consequência da complexidade das normas dos órgãos de controle); a pouca procura por mecanismos de gerenciamento privados de recursos; o excesso de burocracia dos procedimentos; e descontinuidade política, são empecilhos que barram a aplicação de recursos privados para a gestão das UCs.

Além disso, a falta de regulamentação do instrumento de pagamentos por serviços ambientais, dispostos nos artigos 33, 47 e 48, inviabiliza o funcionamento desta ferramenta e o uso dos recursos que seriam provenientes desta (BRASIL, 2000; BRASIL, 2002b). Por exemplo, os artigos 47 e 48, que preveem pagamentos às unidades pelos serviços de proteção hídrica (BRASIL, 2000), têm um amplo potencial de arrecadação em prol das UCs, visto que 80% da energia hidrelétrica do país são gerados por águas protegidas pelas unidades; 9% da

água para consumo humano são diretamente captados dentro das unidades e 26% a jusante de UCs (MEDEIROS; YOUNG, 2011).

Além da compensação ambiental e dos pagamentos por serviços ambientais, recursos podem ser provenientes de doações nacionais e internacionais, e de fontes privadas para a regulamentação fundiária dentro das unidades. Porém, no primeiro caso, as empresas brasileiras têm pouca tradição ou incentivo em financiar as UCs. Já as unidades com recursos internacionais, a baixa capacidade governamental em gerir esses recursos limita a eficácia e a possibilidade de novos acordos. Apesar de a gestão poder ser privada, como é o caso dos programas ARPA (na Amazônia) e GEF Cerrado, do Fundo de Conservação da Mata Atlântica (com recursos do KfW) e do projeto Áreas Marinhas Protegidas (GEF Mar), em que o FUNBIO é gestor financeiro de todos, pouco dessa possibilidade é explorada (GELUDA et al. 2015). No segundo caso, existem duas ferramentas de adesão voluntária do financiamento do passivo fundiário: a compensação por reserva legal (Cota de Reserva Ambiental - CRA) e a conversão de multas, ambos regulamentadas na Lei de Proteção de Vegetação Nativa (LPVN) (Lei nº 12.651/2012, BRASIL, 2012a) (GELUDA et al. 2015).

Apesar de todas essas opções, o aporte financeiro realmente aplicado em termos de manutenção, implementação e gestão das UCs ainda é incipiente. Este quadro é preocupante a longo prazo, pois existe uma tendência de que os custos de conservação cresçam motivados por uma série de fatores. A inflação, o aumento das pressões antrópicas (tanto consequência do aumento populacional como de consumo e da expansão agrícola), as mudanças climáticas, o aumento da pressão sobre os recursos naturais no interior das UCs (devido a escassez de recursos naturais fora delas), e o aumento do valor da terra (também devido a escassez de áreas produtivas) são fatores que levam ao provável aumento de custos que não deverá ser acompanhado pelo aumento no financiamento, pois não há expectativas futuras de mudança no cenário de financiamento das UCs, que é essencialmente público.

2.6 CONTRIBUIÇÕES ANALÍTICAS

As unidades de conservação são responsáveis por benefícios diretos e indiretos para a população ao seu redor, muitas vezes não percebidos pela população. Dessa forma, a criação dessas áreas é condizente com um comportamento de mitigação contra a perda da biodiversidade, e consequentemente da oferta de seus bens e serviços. Na teoria econômica, esse tipo de área protegida pode ser considerada substituto perfeito de outras áreas, não protegidas, de igual complexidade ecológica e que forneçam os mesmos serviços dos ecossistemas (PICOLI, 2011).

Dessa forma, a Lei do SNUC foi criada para preservar e restaurar processos ecológicos essenciais e o manejo dos ecossistemas, preservar a diversidade e integridade do patrimônio genético do país, definir espaços territoriais e vedar a utilização de recursos que comprometa a integridade dos ecossistemas, e proteger a fauna e a flora. Além disso, a Lei proibiu práticas que coloquem em risco sua função ecológica e/ou provoquem a extinção de espécies e criou do Sistema Nacional de Unidades de Conservação, a fim de estabelecer um sistema integrado de gestão das áreas protegidas (BRASIL, 2000).

Do ponto de vista econômico, a Lei foi criada para remediar algumas falhas de mercado existentes na oferta de recursos naturais, como a geração de externalidades (em sua maioria negativas) causadas por empreendimentos necessários para o desenvolvimento econômico do país; a gestão de bens públicos, que pela deficiência na definição de direitos de propriedade, o Estado assume este papel; e pelo fato da interferência da atividade humana sobre os recursos ambientais torná-los conjuntos não convexos³⁵. Porém, a carência de objetividade e de direcionamento dos instrumentos de política fizeram com que a Lei falhasse na sua efetividade ao longo desses 15 anos (BRASIL, 2013; GELUDA et al., 2015).

Pela tabela 2.1 nota-se uma disparidade entre o número de objetivos disponíveis na Lei e o número de instrumentos disponíveis para a sua execução. O instrumento mais utilizado para o alcance dos objetivos, na visão desta autora, é o de zoneamento, caracterizado como um instrumento de comando e controle, de primeira geração (Tabela 2.1) (STERNER; CORIA, 2012). Um dos erros cometidos durante a elaboração política do SNUC, portanto, foi a falta de adequação entre os objetivos a serem alcançados e os instrumentos disponibilizados, o que causa conflito de finalidade no uso de cada instrumento. Para uma política ser eficiente e eficaz, dentre os preceitos já mencionados no Capítulo 1, deve-se ter um objetivo claro para que um instrumento, ou uma associação de instrumentos, possa solucionar um determinado problema proposto em forma de objetivo (BAUMOL; OATES, 1988; STERNER; CORIA, 2012; TINBERGEN, 1970).

Dentro da Lei do SNUC, isto não ocorre. Na Lei encontram-se 13 objetivos (enumerados no art. 4º da Lei, BRASIL, 2000), que envolvem alcances ecológicos, sociais e econômicos, que devem ser alinhados a seis instrumentos gerais (Tabela 2.1). Com relação à conservação da biodiversidade, por exemplo, cada objetivo relacionado à ameaça à biodiversidade exigiria pelo menos um instrumento (ANDRÉS et al., 2012). Ou seja, não existe uma correlação precisa entre o instrumento a ser usado e o objetivo de política,

³⁵A definição das falhas de mercado se faz presente no capítulo 1.

caracterizando como falha de política (GHOSH, 2001; TISDEL, 2005).

Para proteger paisagens naturais e pouco alteradas de notável beleza cênica, por exemplo, utilizam dois instrumentos para o alcance dos objetivos: o zoneamento ecológico, com a definição de Parques Nacionais ou Monumentos Naturais, com áreas delimitadas específicas para visitação e contemplação; e a taxa de visitação (Tabela 2.1) (BRASIL, 2000).

O objetivo principal dos Parques é “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.” (art. 11, BRASIL, 2000). Em **termos ecológicos**, o zoneamento possibilita o alcance desses objetivos. O parque brasileiro mais antigo, PARNA Itatiaia, por exemplo, mantém 79% da sua área enquadrada em zona de baixa intervenção que é constituída por zona primitiva e zona intangível, cumprindo com os objetivos de conservação da vegetação nativa da Mata Atlântica e de espécies raras e endêmicas deste bioma (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2013). O Parque Nacional de Brasília (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 1998), também detém a maior parcela da sua área para a manutenção das diferentes fitofisionomias de Cerrado, tanto para a preservação quanto para o desenvolvimento de pesquisas de diversas instituições de ensino e pesquisa, como a Universidade de Brasília (UnB) e a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 1998).

Com relação à proteção da beleza cênica, os parques estudados por Castro, Souza e Thapa (2015) cumprem esse objetivo, pois as visitas a eles são motivadas pela reputação relacionada à infraestrutura para turismo e pela beleza cênica (COSTA; SOUZA; THAPA, 2015). Além disso, os parques nacionais e outras unidades de conservação têm um limite máximo de visitas, que apesar de estar estabelecido no seu Plano de Manejo (quando existe um), este é determinado pelas características de estabilidade do bioma no qual estão inseridos. Dessa forma, a taxa de visitação junto com a limitação do número de visitantes pode ser vista como um custo social necessário para a manutenção dos processos e funções ecológicas desempenhados pelos ecossistemas, como uma maneira de compensar pelas externalidades positivas geradas ao longo do tempo.

Da **perspectiva econômica**, no entanto, os parques podem falhar na alocação eficiente de recursos. A criação de UCs surgiu da necessidade de manter a diversidade biológica para usufruto da população atual e futura, já que os recursos ambientais são a fonte de diversos

bens e serviços utilizados dentro de uma cesta de consumo na provisão do bem-estar individual e social. A provisão de bens públicos é uma das razões fundamentais para a existência do Estado, pois o mercado falha em ofertar bens públicos de maneira eficiente.

O Estado, como detentor da propriedade de bens públicos, pode gerar, porém, outras falhas. A indivisibilidade de um bem (BATOR, 1958), como é o caso de UCs, em que normalmente há a proteção de amplas áreas, torna a curva de oferta não-convexa. Esta indivisibilidade dos recursos naturais, em que o Estado é o detentor da propriedade e o único ofertante desse bem, gera monopólio (BATOR, 1958).

O monopólio de uma área preservada, por exemplo, pode levar a um ótimo social, caso a taxa de entrada seja nula. Nesse caso, os benefícios sociais e o número de visitas é maximizado ao longo do ano, em uma situação em que o custo marginal das visitas é zero (TISDEL, 2005). Porém, quando uma taxa de acesso é cobrada a todos, há uma perda social, pois o acesso é limitado a aqueles que podem arcar com o custo da entrada, o que geraria um lucro para o proprietário da área (quando o custo marginal de visitas é zero).

É o caso dos Parques Nacionais. Todos os parques estudados por Souza (2016) cobram taxa de entrada, e o custo marginal de visitas não é zero. Além dos custos com manutenção da infraestrutura (MUANIS, SERRÃO, GELUDA, 2009; PICOLI, 2011; SOUZA, 2016) tem os custos impostos pelo próprio meio ambiente. Além disso, a população residente pouco aproveita dos benefícios diretos gerados pelo parque, em termos de visitação. As maiores taxas de visitação são de população não residente, a não ser em parques localizados próximos dos centros urbanos, como o Parque Nacional de Brasília (SOUZA, 2016).

Mesmo que haja, no entanto, uma perda social pela existência dos parques, por exemplo, em tornar os bens ambientais excludentes (descaracterizando-os como bens públicos de uso comum) e não maximizar a visitação ao longo do ano, pela restrição imposta pelo ecossistema, este custo é compensado pela manutenção da biodiversidade ao longo do tempo. Assim, os benefícios gerados pelos recursos naturais poderão ser usufruídos indiretamente pela população ao redor das UCs o tempo em que o espaço estiver delimitado e mantido. Assim, o objetivo do usufruto dos recursos naturais pelas gerações atuais e futuras disposto no SNUC se mantém.

Entretanto, é possível encontrar exemplos de parques brasileiros nos quais para o cumprimento dos objetivos pelos quais o parque foi criado esbarra com limitações impostas pelos próprio SNUC. O Parque Nacional da Lagoa do Peixe, por exemplo, foi criado com os objetivos "dentre outros, de proteger amostra dos ecossistemas litorâneos da região da Lagoa

do Peixe, e particularmente, as **espécies de aves migratórias que dela dependem para seu ciclo vital.**" (art. 1º, BRASIL, 1986, grifo desta autora) e é uma das áreas úmidas incluídas na Lista Ramsar (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2017d). Como país signatário da Convenção Ramsar, o Brasil se comprometeu a manter suas características ecológicas (os processos mantenedores da biodiversidade e seus elementos) e a atribuir prioridade para sua consolidação diante de outras áreas, como as UCs (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2017d).

Algumas das espécies migratórias que estão presentes no Parque, como a espécie de ave limícola ameaçada de extinção *Calidris subruficolis* (Vieillot, 1819), o utilizam pela preferência de pastagens baixas (ALMEIDA, 2009; SILVA, 2014) mantidas pela ação de pastoreio do gado dentro dos limites da UC. Um dos objetivos do SNUC corrobora com o objetivo da criação do parque, ou seja, com a proteção de espécies ameaçadas de extinção (inciso II, art. 4º, BRASIL, 2000). No entanto, a redação do artigo 3º da Lei do SNUC proíbe a "introdução nas unidades de conservação de espécies não autóctones." (art. 3º, BRASIL, 2000) e no primeiro parágrafo do artigo que conceitua a modalidade Parque Nacional indica que o "Parque Nacional é de posse e domínio públicos, sendo que as áreas particulares incluídas em seus limites serão desapropriadas, de acordo com o que dispõe a lei." (§1º, art. 11, BRASIL, 2000). Ou seja, pela legislação federal vigente, as áreas particulares dentro do parque devem ser desapropriadas e o gado retirado, apesar de fazer parte do ciclo vital para a conservação de espécies migratórias em extinção.

Nota-se, dessa forma, uma incongruência entre os objetivos e as normas dispostas no SNUC para a manutenção de parques federais e as atividades necessárias a manutenção do *habitat* para a conservação de espécies migratórias em extinção, objetivo pelo qual o PARNA Lagoa do Peixe foi criado e considerado um dos sítios Ramsar (BRASIL, 1986; BRASIL, 2000; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2017d). Este fato mostra conflito dentro da própria esfera administrativa: uma norma federal que impede atividades privadas (como a pecuária) e a presença de espécies autóctones (como o gado) dentro de unidades de conservação, mas que também é signatário de uma convenção e propõe a manutenção dos processos ecológicos necessários para a manutenção da biodiversidade, que no caso, necessita da presença do gado (ALMEIDA, 2009; LANCTOT et al., 2010; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2017d; SILVA, 2014).

Este é um exemplo de falha de política, caracterizado pelos altos custos de transação e falha na comunicação dentro da mesma esfera administrativa (GHOSH, 2001; HODGE, 2016; TISDEL, 2005), que pode ter como consequência o declínio de, pelo menos, uma

espécie. Em termos ecológicos, a retirada do gado do PARNA Lagoa do Peixe pode fazer com que a espécie *Calidris subruficolis* (Vieillot, 1819), ameaçada de extinção, perca seu principal *habitat* durante a migração de inverno (ALMEIDA, 2009; LANCTOT et al., 2010) e conseqüentemente entre em declínio.

Castro, Souza e Thapa (2015) verificaram que o fato de existirem propriedades não desapropriadas dentro de parques brasileiros não é considerado um desestímulo ou entrave para a sua visitação.

Com relação aos incentivos financeiros e econômicos do SNUC, a compensação ambiental pode ser vista como um instrumento financeiro utilizado para compensar a externalidade negativa dos danos futuros que serão causados pelos empreendimentos. Segundo definição do STF, a compensação ambiental se caracteriza por uma antecipação no tempo de uma indenização que seria paga quando da efetiva realização do dano, tomando como base o Princípio da Precaução (DOMINGUES, 2009). Dessa forma, este **instrumento**, por possuir um caráter **financeiro**, não entraria na classificação de instrumentos econômicos de política (STERNER; CORIA, 2012; WORLD BANK, 1997).

É importante deixar claro que a compensação é proveniente de impacto ambiental não mitigável. Portanto, não pode ser confundida como uma ‘licença para poluir’, cujo entendimento geraria efeitos perversos da compensação ambiental (BENSUSAN, 2014; GELUDA et al., 2015). Ou seja, não se pode levar em consideração, no momento de avaliar a viabilidade ambiental do projeto, o pagamento da compensação como único recurso para a gestão de UCs; esta é unicamente compensatória (GELUDA et al., 2015).

Assim, ter um instrumento de financiamento de UCs que seja vinculado a atividades que degradam o meio ambiente em uma política relacionada a ele que seja contrária à degradação se apresenta contraditório. Dessa maneira, cria-se (mais) um conflito na gestão ambiental: quanto mais poluente o empreendimento, melhor em termos financeiros, mas pior para o ambiente e sociedade local, pois esse recurso não é usado *in loco*. Ou seja, o empreendimento é realizado em uma determinada região, que pode não afetar a zona de amortecimento de uma UC ou ela diretamente, e ainda assim os custos sociais são convertidos para a manutenção de uma área já protegida.

Além disso, em termos ecossistêmicos, de preservação de biomas e de toda a biodiversidade, associar a conservação da biodiversidade somente a áreas restritas e delimitadas, como em UCs, é um fator de risco para a manutenção do ecossistema. A restrição da biota dentro de áreas naturais limitadas, sem comunicação com outras áreas, delimitadas ou não, poderia contribuir para alguns efeitos negativos, como: redução da variabilidade

genética, efeitos da deriva genética e ausência de migração; e efeitos de borda dentro das UCs; que em conjunto contribuiria para o aumento das taxas de extinção. Além disso, as áreas externas às UCs, ainda com remanescentes de vegetação natural, devem ser preservadas para contribuir com a conexão entre unidades, na formação de corredores ecológicos e proteção das zonas de amortecimento, conforme disposto nos artigos 25 e 26 da Lei (BRASIL, 2000).

Os custos compensatórios poderiam, então, ser utilizados para mapear, por exemplo, a diversidade presente no *continuum* territorial entre áreas preservadas (UCs ou áreas de Reserva Legal e Área de Preservação Permanente) que pode ser extremamente alta em um pequeno fragmento de bioma, ou em áreas de transição de biomas (ANDRÉS et al., 2012; BENSUSAN, 2014), que não são contemplados pelas UCs. Se um dos objetivos do SNUC é “contribuir para a manutenção da diversidade biológica e dos recursos genéticos no território nacional e nas águas jurisdicionais” (BRASIL, 2000 art. 4º), investir em estudos para mapeamento da biodiversidade, fora das áreas das UCs e que são, ou que podem ser, comprometidas pelos empreendimentos seria um melhor aproveitamento dos custos compensatórios e estaria alinhado diretamente ao objetivo, tanto do SNUC quanto da CDB (BRASIL, 2000; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2011). Estes estudos contribuiriam para a formação de corredores ecológicos e integração de áreas protegidas com as não protegidas ainda preservadas, no sentido de aumentar a conservação da biodiversidade.

Portanto, o custo da externalidade gerada pelos projetos de desenvolvimento econômico, ou melhor, a compensação ambiental disposta no SNUC, poderia ser mais eficazmente utilizada para custear a privação de acesso aos bens públicos e aos recursos comuns pela sociedade ao redor desses empreendimentos, e custear a degradação ambiental *in loco*, com o financiamento de estudos que viabilizem o alcance de alguns objetivos do SNUC que ainda não foram alcançados, como a ampliação dos projetos dos corredores ecológicos e a regulamentação do uso das zonas de amortecimento.

Além disso, ainda não se tem um consenso sobre muitos aspectos da compensação. O instrumento de compensação ambiental passa ainda por uma grande indefinição política e jurídica, o que dificulta a determinação de quanto pagar, como fazer e quem deve fazer. Por exemplo, é necessário modificar o cálculo da compensação, levando em consideração o valor econômico total do dano causado pelo impacto ambiental do empreendimento, e não o custo total do empreendimento, de acordo com decisão do STF. Outra observação que deve ser feita no momento de uso dos recursos, é que não há respaldo na Lei para que os recursos sejam absorvidos pela máquina pública para a execução das atividades compensatórias. A gestão de recursos e a obrigação de execução pode (e deveria) ser privada. A indefinição jurídica e as

opções tradicionais de execução da compensação travam parcial ou integralmente o uso desse instrumento. Assim, perdem-se oportunidades de viabilizar grandes investimentos em UCs nacionais, tão carentes de recursos (GELUDA et al, 2015).

Este cenário mostra a necessidade de se criar um ambiente mais favorável à execução da compensação ambiental, na melhoria dos processos tradicionais ou na criação e inovação na gestão da compensação. Apesar de estar além dos objetivos deste capítulo, o caminho que poderia ser trilhado seria a gestão de recursos pela sociedade no local dos empreendimentos, representados por ONGs e organizações civis, como proposto por Ostrom (2015) (gestão de recursos comuns). Esse tipo de gestão poderia engajar a sociedade na conservação da biodiversidade local e na gestão dos recursos provenientes da compensação, em que os custos da externalidade gerada pelos grandes empreendimentos, de fato, seriam aplicados *in loco*, onde o dano ocorreu, e ainda estaria alinhado aos objetivos do SNUC.

Além da compensação, outro instrumento disponível na Lei do SNUC é o **instrumento econômico** de pagamento por serviços ambientais (artigos. 33, 47 e 48 da Lei nº 9.985/2000). O artigo 33 prevê pagamento pela exploração comercial de produtos, subprodutos ou serviços obtidos ou desenvolvidos a partir dos ativos das UCs, enquanto os artigos 47 e 48 preveem pagamento às UCs pelos serviços de proteção hídrica. Porém, esse mecanismo não está sendo aplicado no país, pois depende de uma regulamentação específica que ainda não foi realizada, o que inviabiliza a utilização desta ferramenta (GELUDA et al., 2015). No entanto, por ser tratar de um instrumento de mercado (WUNDER 2005), a regulamentação seria necessária aos bens e serviços não transacionados no mercado, desprovidos de preços.

Apesar de não haver regulamentação desse instrumento, o pagamento da borracha extraída pelos seringueiros da RESEX Chico Mendes é caracterizado por Naeem e coautores (2015) como pagamento por serviço ambiental. Neste caso, os seringueiros recebem além do valor de mercado pela borracha, subsídio do governo para que a atividade principal dentro da RESEX seja a extração da borracha e não a extração madeireira. Ou seja, os moradores da RESEX são pagos para a manutenção da floresta. No entanto, o preço da borracha vem caindo no mercado, devido ao uso de substitutos de menos custo, como o silicone (SILVA, 2013). Este fato, aliado a não melhoria da qualidade de vida da comunidade que vive dentro ou no entorno da reserva tem aumentado o desmatamento dentro da RESEX (SILVA, 2013). Além disso, o subsídio fornecido pelo governo não é considerado um pagamento por serviço

ambiental, no sentido rigoroso de seu conceito³⁶ (WUNDER, 2005; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008).

Este caso ilustra como um estímulo econômico para a conservação pode ter efeito contrário e ainda se tornar obsoleto frente às alterações econômicas e tecnológicas. Jack, Kousky e Sims (2008) e Sterner e Coria (2012) corroboram com este resultado e alegam que instrumentos econômicos mais robustos (considerados de última geração por Sterner e Coria, 2012) e que seus usos sejam flexíveis frente às mudanças ambientais e sociais são mais eficazes para políticas ambientais. Além disso, o poder público, como gestor da UC, falha em oferecer oportunidades para produtos não madeireiros, além da extração da borracha, como fonte alternativa (ou fixa) de renda e dificulta, legalmente (BRASIL, 2000), o aporte financeiro privado como auxílio para a gestão de UCs.

Apesar da falta da regulamentação federal para o uso do instrumento de pagamentos por serviços ambientais, alguns estados (Amazonas, Acre, Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina) estabeleceram projetos e programas de pagamentos por serviços ambientais (SANTOS et al., 2012). Estes projetos e programas, fora da esfera do SNUC, são avaliados no próximo capítulo.

Após a análise dos 15 anos de gestão do SNUC e a sua relação com a base teórica apresentada no capítulo e nas seções anteriores, pode-se observar que a política apresenta lacunas quanto ao manejo e controle efetivo dos bens e serviços ofertados pelas unidades de conservação. Segundo Panayotou e Ashton (1992) governos falham como um proprietário direto e gestor dos recursos naturais, parcialmente por causa dos fatores gerais por trás das falhas de política, que são: 1) gerir áreas com tamanhos enormes a serem nacionalizadas (é o caso de diversas UCs no país, principalmente as da região Norte); 2) rápida taxa de transferência do controle local para o controle nacional (o governo brasileiro delimitou algumas áreas como UCs de uso sustentável, sem que a população diretamente afetada pela extração de recursos estivesse de acordo com a criação da UC); 3) falha em reconhecer e respeitar os direitos costumeiros locais (mesmo argumento do item anterior); 4) limitação de orçamento e capacidade administrativa de manejar recursos naturais (o estudo de Geluda e coautores (2015) exemplificaram essa falha); 5) aumento da pressão populacional (a população continua crescendo, o que aumenta a demanda por recursos naturais, especialmente em regiões afastadas dos grandes centros urbanos); e 6) falha do desenvolvimento rural para prover uma alternativa empregatícia (mesmo com ampla capacidade de fornecimento de

³⁶O instrumento de pagamentos por serviços ambientais é abordado com mais profundidade no capítulo 3.

serviços ambientais, pouco ainda é explorado (GELUDA et al. 2015)).

2.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir da análise à luz da economia ambiental e da ecologia dos 15 anos de gestão do SNUC, respondendo a questão 1 sobre o alinhamento entre os objetivos do SNUC e os instrumentos de política propostos, percebe-se que esta Lei possui falha de desenho e de implementação de política, em que há o desalinho entre os objetivos de política propostos e os instrumentos econômicos e financeiros utilizados. Além disso, os instrumentos econômicos previstos na Lei falham em sua eficácia. A falta de incentivos adequados para o cumprimento das normas legais, especialmente as relacionadas a conservação do meio ambiente, compromete as ações voltadas para a redução da degradação ambiental e da proteção da biodiversidade.

Portanto, com relação ao cumprimento dos objetivos do SNUC nos 15 anos de gestão (questão 2), esta Lei está aquém do alcance de seus objetivos. Mesmo após 15 anos de SNUC, ainda é possível observar falhas jurídicas, indefinições legais e ausência de regulamentação, que entram a aplicação dos instrumentos econômicos e de política no alcance dos objetivos. Até 15 anos depois da publicação do SNUC, não foi possível determinar a natureza jurídica da compensação ambiental, por exemplo, para o uso dos proventos desse instrumento de maneira eficaz na gestão das UCs e na conservação da biodiversidade. A falta de confiabilidade nas leis civis e nas “regras do jogo”, também atrapalham o incentivo de financiamento privado, nacionais e internacionais, para a proteção da biodiversidade.

Quanto à questão 3, não foi possível observar uma gestão eficaz do SNUC. Além da alocação dos recursos disponíveis ser desviada de finalidade, existem poucos incentivos para o investimento privado (seja por ONG ou por empresa). Além disso, poucos são os dados disponíveis que permitem verificar a relação entre os recursos investidos anualmente em UCs, os custos com sua manutenção e o alcance dos objetivos dispostos nos planos de manejo. Adicionalmente, poucas são as UCs que possuem plano de manejo e o mantém atualizado.

Com relação à questão 4 sobre a conservação da biodiversidade, não há a contemplação de todos os biomas de maneira proporcional em termos de distribuição no território. Ou seja, não há ampla abrangência da biodiversidade contemplada no modelo do SNUC. Um dos exemplos é a distribuição de UCs nos pampas brasileiros. Além da existência de poucas áreas protegidas representativas no bioma, uma das UCs mais representativas, por fazer parte de uma convenção internacional (sítios Ramsar), possui problemas institucionais relacionados à gestão da área e sua relação com o objetivo de conservação, que é o caso do

PARNA Lagoa do Peixe.

Quanto à questão 5, sobre as modificações que poderiam ser feitas para ampliar a eficácia do SNUC, a descentralização da gestão das UCs e a flexibilização do instrumento que permita a participação e o envolvimento das comunidades que possuem atores locais ativos na conservação do meio ambiente, tanto nas ações de conservação quanto no seu monitoramento é uma opção para integrar a gestão das UCs e ampliar sua eficácia. Apesar dos custos iniciais para que isto ocorra, os custos de manutenção a longo prazo são reduzidos, o que possibilitaria a desoneração da gestão pública.

A reestruturação dos objetivos e dos instrumentos de política, após um estudo que permita identificar a correlação dos instrumentos aos objetivos de conservação, pode ser uma forma de minimizar, a longo prazo, os custos administrativos de monitoramento e manutenção de UCs. Além de permitir flexibilidade no uso de novos instrumentos dado modificações técnicas ao longo do tempo.

O mapeamento do bens e serviços do ecossistema ofertados pelas UCs em cada bioma e a influência que os processos ecológicos e ecossistêmicos têm sobre a provisão desses, também é uma forma de determinar o tamanho apropriado da UC assim como o cálculo do valor econômico total necessário para a sua manutenção, dado a provisão dos bens e serviços. Dessa forma, a alocação de recursos financeiros para a gestão de UCs pode ser feita de maneira custo-efetiva, além de possibilitar o percentual participativo de financiamento privado.

A gestão de áreas protegidas deve ser olhada de diferentes escalas e ter instrumentos flexíveis que se adequem às realidades do bioma local. O SNUC faz parte de um complexo de políticas ambientais, algumas delas analisadas nos próximos capítulos, que quando interligadas, permitem a gestão ambiental do território brasileiro de maneira integrada. No entanto, a centralização do poder público, a subestimativa do conhecimento científico e popular e a falta de integração entre os conhecimentos econômicos e ecológicos, em que há uma tendência a generalizações e replicações, geram falhas que enfraquecem o instrumento.

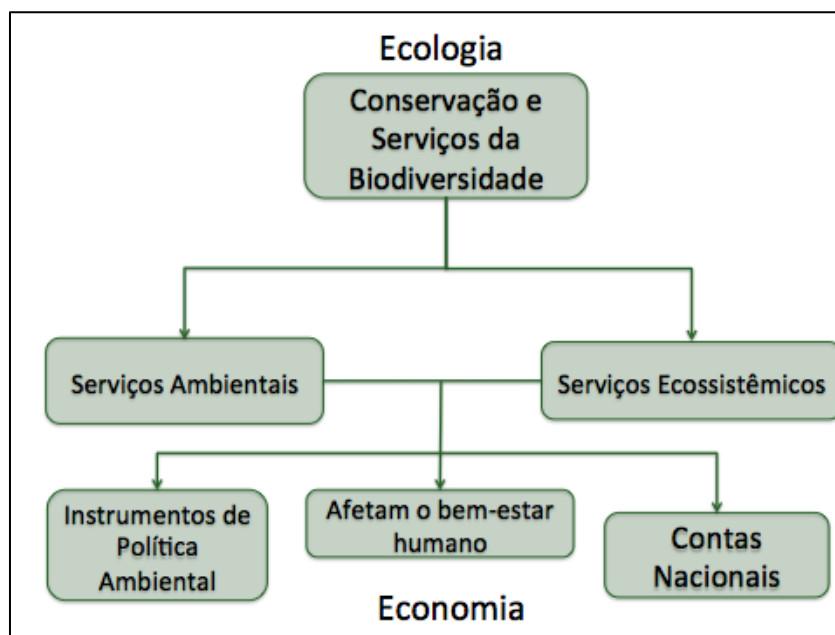
CAPÍTULO 3

SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS OU SERVIÇOS AMBIENTAIS? O QUÊ AFINAL ESTAMOS DEMANDANDO OU OFERTANDO?

3.1 INTRODUÇÃO

Serviços ecossistêmicos podem ser interpretados como uma conexão prática entre natureza e ser humano. É a conexão entre o quê a natureza pode prover para todos os seres humanos e o bem-estar humano obtido como consequência do usufruto desses serviços. Portanto, a discussão sobre conexões entre Ecologia e Economia, foco central desta tese, é permeada pelo conceito de serviços ecossistêmicos (Figura 3.1).

Figura 3.1 - Possível Relação entre Ecologia e Economia.



Fonte: Elaborada pela autora.

Em 1997, Gretchen Daily definiu serviços ecossistêmicos:

são as condições e processos pelos quais os ecossistemas naturais e as espécies, as quais a eles pertencem, sustentam e preenchem a vida humana. Eles mantêm a biodiversidade e a produção dos bens ecossistêmicos, tais como frutos do mar, madeira, forragem, fibras naturais, combustíveis da biomassa e muitos produtos farmacêuticos industriais e seus precursores. (DAILY, 1997, cap. 1, p. 3)³⁷.

³⁷Tradução de: "*Ecosystem services are the conditions and processes through which natural ecosystems, and the species that make them up, sustain and fulfill human life. They maintain biodiversity and the production of ecosystem goods, such as seafood, forage, timber, biomass fuels, natural fiber, and many pharmaceuticals, industrial products, and their precursors.*" (DAILY, 1997, p. 3).

A partir dessa definição, o termo "serviços ecossistêmicos" se tornou cada vez mais disseminado dentro da ciência (especialmente nas áreas econômica e ecológica) e dentre *stakeholders* e formuladores de políticas. Sua aplicação foi, em efeito, difundida em diversos setores da sociedade (acadêmico, governamental e terceiro setor). Não obstante, o conceito ainda está em formação quanto a definições, tipologias e ao real entendimento da sua complexidade (BLICHARSKA et al., 2017; KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013).

No Brasil e em outros países da América Latina, como na Costa Rica (MÉRAL; PESCHE, 2016), existe a disseminação de outro termo relacionado, o de "serviços ambientais". Tanto "serviços ambientais" como "serviços ecossistêmicos" têm sido usados em programas de gestão ambiental e de conservação da biodiversidade como sinônimos (TITO; ORTIZ, 2013; MÉRAL; PESCHE, 2016). Como não existia (e ainda não existe) uma regulamentação formal federal para o uso da ferramenta Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA), a utilização desse instrumento ocorreu de maneira pontual pelo território brasileiro, com ações em municípios e estados.

O primeiro PSA brasileiro, formalmente reconhecido como tal, teve início em 2006, nos municípios de Montes Claros e Extrema, em Minas Gerais (PAGIOLA; VON GLEHN; TAFFARELLO, 2012). A nova abordagem foi utilizada como forma de experimentar um **novo instrumento para a gestão ambiental e conservação da natureza**, dado que os instrumentos até então utilizados eram de pouca eficácia. A partir de 2006, houve a difusão de programas de mesma natureza em outras regiões brasileiras, como no Paraná, Santa Catarina, Rio de Janeiro, São Paulo, Espírito Santo, Mato Grosso do Sul (FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO, 2016; PAGIOLA; VON GLEHN; TAFFARELLO, 2012).

Devido à crescente ocorrência de PSAs locais, a aprovação de leis municipais e estaduais, assim como à pressão da sociedade civil para que o uso do instrumento fosse regulamentado em nível nacional, em 2007 o Projeto de Lei (PL) nº 792 foi submetido no Congresso Federal para a regulamentação do instrumento "Pagamentos por Serviços Ambientais" no Brasil (BRASIL, 2007a). Após mais de nove anos de tramitação no Congresso, esse PL ainda não foi aprovado. Em seu texto, é visível a confusão entre os conceitos de serviços ambientais e de serviços ecossistêmicos, além do desvirtuamento de um instrumento de mercado com a proposição da criação de um fundo de financiamento para embasar o seu uso.

Dado o exposto, em consequência da indefinição dos termos na literatura e no texto legal, da ambiguidade no uso dos termos e pelo fato de ser um conceito usado tanto pela

Ecologia como pela Economia, este capítulo visa a: 1) fornecer o histórico do termo "serviços ecossistêmicos", a sua origem até se tornar o que se conhece hoje como serviços ecossistêmicos; 2) apresentar uma definição para serviços ambientais e ecossistêmicos, baseada na literatura disponível até 2016; 3) apresentar os principais PSAs no Brasil e analisá-los à luz da economia³⁸ e à luz da ecologia; e 4) analisar o PL nº 792 de 2007 e seus desdobramentos nos últimos nove anos³⁹.

3.2 HISTÓRICO

Apesar do termo "serviços ecossistêmicos" ser relativamente novo, a noção expressa por ele não o é. Esta noção remete-se à época de Platão, no qual tinha o conhecimento de que o desflorestamento da terra levava à erosão do solo e a secas (DAILY, 1997; GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; MOONEY; EHRLICH, 1997). Porém, publicações modernas sobre o tema começaram a surgir no século XIX, com a publicação de Marsh (1864). O Quadro 3.1 apresenta a linha temporal das publicações com os assuntos e termos que levaram a origem do uso do termo de "serviços ecossistêmicos".

Autores consideram a publicação de "*Man and nature*" (Homem e a natureza - tradução livre), de George Perkins Marsh (1864) como a o marco moderno para a temática "serviços ecossistêmicos" (DAILY, 1997; FISHER; TURNER; MORLING, 2009; GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; MOONEY; EHRLICH, 1997) (Quadro 3.1). O livro foi a primeira publicação a chamar a atenção para a finitude dos recursos naturais, a importância dos solos, florestas e rios para o homem, o efeito da degradação de florestas sobre o clima, o serviço de eliminação de resíduos feito pela própria natureza e de controle de pestes (MARSH, 1864; MOONEY; EHRLICH, 1997).

Em 1899, a publicação de Henry Chandler Cowles foi considerada o marco da ecologia de ecossistemas. Porém, o termo "ecossistema" só foi utilizado pela primeira vez em 1935 por Arthur George Tansley (Quadro 3.1 e GOLLEY, 1993). Vogt (1948) foi considerado como pioneiro no uso do termo "capital natural" em sua publicação "*Road to Survival*" (Estrada para a Sobrevivência - tradução livre) (MOONEY; EHRLICH, 1997), apesar de que economistas ecológicos atribuem esse marco a Schumacher (1973) (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010).

O primeiro termo que surgiu na literatura científica com "serviços" foi "serviços

³⁸Baseada na definição de PSA fornecida por Wunder (2005), que será apresentada nas próximas sessões.

³⁹Assim, este capítulo relaciona-se ao segundo pela brecha existente na Lei do SNUC da falta de regulamentação dos artigos que se referem, indiretamente, a pagamentos por serviços ambientais.

ambientais". Esse foi utilizado pela primeira vez no relatório do *Study of Critical Environmental Problems* (SCEP) feito no Instituto de Tecnologia de Massachusetts⁴⁰ (MIT), em 1970 (Quadro 3.1) (MOONEY; EHRLICH, 1997; STUDY OF CRITICAL ENVIRONMENTAL PROBLEMS, 1970). Nele, "serviços ambientais" poderiam ter a oferta reduzida pelo declínio das *funções ecossistêmicas*: controle de pragas, polinização por insetos, estoque de pesca, regulação climática, retenção e formação do solo, controle de enchentes, ciclagem de matéria e composição da atmosfera (MOONEY; EHRLICH, 1997; STUDY OF CRITICAL ENVIRONMENTAL PROBLEMS, 1970).

⁴⁰Esse estudo foi feito por uma equipe interdisciplinar com o objetivo de examinar os efeitos ecológicos e climáticos globais causados pelas atividades humanas. Os profissionais participantes incluíam meteorologistas, oceanógrafos, ecólogos, químicos, físicos, biólogos, geólogos, engenheiros, economistas, cientistas sociais e do direito (STUDY OF CRITICAL ENVIRONMENTAL PROBLEMS, 1970).

Quadro 3.1 - Histórico do desenvolvimento do conceito de "serviços ecossistêmicos" até a publicação do termo pela primeira vez na literatura.

Ano	Autor	Publicação	Contexto
1864	George Perkins Marsh	<i>Man and nature</i>	Autor explorou em seu livro a finitude dos recursos naturais, a importância dos solos, florestas e rios para o homem, o efeito da degradação de florestas sobre o clima, o serviço de eliminação de resíduos feito pela própria natureza e de controle de pestes. Considerado pioneiro e visionário a abordar tais assuntos para a época.
1887	Stephen Forbes	<i>The Lake as a Microcosm*</i>	Forneceu as primeiras bases para o entendimento ecológico do ecossistema, caracterizando uma comunidade biológica dentro de seu contexto físico.
1899	Henry Chandler Cowles	<i>The Ecological relations of the vegetation on the sand dunes of Lake Michigan*</i>	Trabalho visto como o primeiro marco da ecologia dos ecossistemas. Cowles mostrou em seu trabalho que a comunidade de plantas e seu ambiente físico estavam diretamente interligados.
1935	Arthur George Tansley	<i>The use and abuse of vegetational concepts and terms*</i>	O termo "ecossistema" foi usado pela primeira vez em seu artigo, cunhado com contribuição do conjunto da obra de Cowles.
1942	Raymond Lindemans	<i>The trophic-dynamic aspect of ecology*</i>	Marco do início da era moderna da ecologia dos ecossistemas, mostrou que a comunidade biológica não pode ser claramente diferenciada do meio abiótico e que o ecossistema é a unidade ecológica mais fundamental.
1948	Fairfield Osborn	<i>Our Plundered Planet</i>	Destacou a importância dos elementos "água solo, vida vegetal (de bactérias a florestas) e vida animal (de protozoários a mamíferos)" (OSBORN, 1948, p. 48 - 49) para sustentar toda a civilização e sua atividade na Terra.
1948	William Vogt	<i>Road to Survival</i>	Pioneiro no uso do termo "Capital natural". Segundo o autor, o uso de todo o nosso capital natural, como o solo, fará com que nunca possamos pagar esse débito com a natureza.
1949	Aldo Leopold	<i>A Sand County Almanac</i>	Descreveu sobre o controle de herbívoros por seus predadores naturais e reconhece que a completa substituição de serviços ecossistêmicos por ações humanas é impossível
1953	Eugene Odum	<i>Fundamentals of Ecology</i>	Forneceu os primeiros estudos ecossistêmicos baseados em uma abordagem de fluxo de energia.
1955	Paul Sears	<i>The Processes of Environmental Change by Man</i>	Reconheceu a importância do serviço de reciclagem (ciclagem de nutrientes) provido por microorganismos e invertebrados.
1963	Rachel Carson	<i>Silent Spring</i>	Publicação foi o marco inicial para o movimento ambiental se iniciar. A autora trouxe a preocupação com a preservação do funcionamento dos ecossistemas devido às consequências das atividades humanas, de longo e de curto prazo, sobre eles.
1962 - 79	Frederick Bormann e Gene Likens	<i>Patterns and Process in a Forested Ecosystem</i>	Estudos com bacia hidrográfica, iniciados em 1962, demonstraram o papel crucial dos ecossistemas em modular os nutrientes, sedimentos e a capacidade hídrica das paisagens. Quantificaram, no final dos anos 1960 e início dos 1970, durante o " <i>International Biological Program</i> " (IBP) a capacidade produtiva da Terra, estabelecendo o ecossistema como uma importante unidade de estudo na Ecologia

Ano	Autor	Publicação	Contexto
1970	Study of Critical Environmental Problems (SCEP)	<i>Man's Impact On The Global Environment</i>	Esse relatório foi a primeira referência a descrever o funcionamento dos ecossistemas em termos de entregar "serviços" a humanidade. No relatório, os autores afirmam que os "serviços ambientais" (tradução de " <i>environmental services</i> ") poderiam reduzir se o funcionamento dos ecossistemas entrasse em declínio.
1974	John Holdren e Paul Ehrlich	<i>Human Population and The Global Environment*</i>	Os serviços ambientais listados no relatório do SCEP, 1970, foram ampliados sob o assunto de "funções dos serviços públicos do ambiente global" pelos autores, que incluíram na lista de serviços: a manutenção da fertilidade do solo e manutenção da biblioteca genética.
1977	Paul Ehrlich; Anne Ehrlich e John Holdren	<i>Ecoscience: Population, Resources, Environment</i>	Os serviços foram referidos como "serviços públicos do ecossistema global"
1977	Walter Westman	<i>How much are Nature's Services Worth?*</i>	Sugeriu que o valor social dos benefícios que os ecossistemas provém pode ser potencialmente enumerados e, assim, a sociedade poderia tomar decisões políticas e de gestão mais informadas. Ele chamou esses benefícios sociais de "serviços da natureza".
1981	Paul Ehrlich e Anne Ehrlich	<i>Extinction: The causes and the consequences of the Disappearance of Species</i>	Elaboraram o termo "serviços ecossistêmicos" e trouxeram questões a respeito da relação entre os serviços, a biodiversidade e a substitutibilidade dos serviços pela melhora tecnológica.

* Os títulos marcados são artigos científicos disponíveis na lista bibliográfica. Os outros títulos não marcados são livros, também constantes nas referências.

Fonte: Elaborado pela autora com base nas referências contidas no quadro e em Golley (1993), Gómez-Baggethun e coautores (2010) e Mooney e Ehrlich (1997).

O termo "serviços ambientais" foi construído, portanto, para destacar o valor social das *funções ecossistêmicas*. Na ecologia, entretanto, o termo *função ecossistêmica* (sinônimo de funcionamento dos ecossistemas) foi (e ainda é) tradicionalmente usado para referir a uma série de *processos ecossistêmicos* operando dentro de um sistema ecológico, independente se esses processos são úteis ou não para os seres humanos (ARMSWORTH et al., 2007; DAILY, 1997; GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013).

Dessa forma, de 1970 a 1980 as publicações a respeito do tema aumentaram. Os autores começaram a enquadrar as questões ecológicas em termos econômicos, a fim de enfatizar a dependência social dos ecossistemas naturais e de despertar o interesse público pela conservação da biodiversidade (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; KAREIVA et al., 2011; MÉRAL; PESCHE, 2016). Por isso, o termo "serviços ambientais" passou por mudanças ("serviços públicos do ambiente global", "serviços públicos do ecossistema global", "serviços da natureza" - Quadro 3.1) até Paul Ehrlich e Anne Ehrlich cunharem o termo "serviços ecossistêmicos" (Quadro 3.1) (FISHER; TURNER; MORLING, 2009; GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; MOONEY; EHRLICH, 1997).

O raciocínio associado ao uso do termo "serviço ecossistêmico" foi principalmente pedagógico, pois tinha como objetivo demonstrar como o desaparecimento da biodiversidade afetaria diretamente no funcionamento do ecossistema que sustenta a oferta de serviços críticos para o bem-estar humano (ARMSWORTH, 2007; GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; KAREIVA et al., 2011; MÉRAL; PESCHE, 2016; PETERSON et al., 2010). Com o desenvolvimento do termo "serviço ecossistêmico", Ehrlich e Ehrlich (1981) trouxeram duas questões básicas sobre a dinâmica do ecossistêmica e sua relação com o bem-estar humano: 1) como a perda da biodiversidade afetará os serviços ecossistêmicos; e 2) se é possível encontrar e implantar substitutos tecnológicos para os serviços (MOONEY; EHRLICH, 1997).

Essas questões fomentaram o desenvolvimento de pesquisas tanto na área ecológica como na área econômica com diferentes enfoques. Ecólogos focaram no desenvolvimento de pesquisas sobre as consequências da extinção de espécies para a provisão de serviços ecossistêmicos e para o funcionamento e estabilidade dos ecossistemas (MOONEY; EHRLICH, 1997). Já os economistas, iniciaram o desenvolvimento de métodos para quantificar a provisão desses serviços, junto com os ecólogos, e seus benefícios, em termos

monetários, para a sociedade (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; MOONEY; EHRLICH, 1997).

Portanto, o conceito de serviços ecossistêmicos veio da Ecologia (EHRLICH; EHRLICH, 1981), enquanto serviços ambientais, cunhado anteriormente, foi proveniente de uma equipe interdisciplinar, cujo enfoque foi o de ressaltar os efeitos que as atividades humanas causaram sobre o meio ambiente (STUDY OF CRITICAL ENVIRONMENTAL PROBLEMS, 1970). Porém, após a publicação de Ehrlich e Ehrlich (1981), os economistas apropriaram o conceito de “serviços ecossistêmicos” para justificar os benefícios que os seres humanos retiram da natureza (sem ou com interferência humana).

Em publicação recente, Méral e Pesche (2016) enfatizam que ambos termos são utilizados ambigualmente na literatura (fato corroborado em publicações brasileiras - GUEDES; SEEHUSEN, 2011; TITO; ORTIZ, 2013 - e internacionais - WUNDER, 2005; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008). A ambiguidade, porém, reside na utilização do termo ambiental *versus* ecossistêmico e nas diversas definições de serviços ecossistêmicos presentes na literatura (MÉRAL; PESCHE, 2016).

O adjetivo "ecossistema" evoca o funcionamento dos ecossistemas, enquanto “ambiental” refere-se a questões relacionadas com atividades humanas, como a exploração dos recursos naturais, e suas consequências, como a poluição (MÉRAL; PESCHE, 2016; STUDY OF CRITICAL ENVIRONMENTAL PROBLEMS, 1970). Assim, o conceito "serviço ecossistêmico" é usado com o objetivo de enfatizar a dependência dos humanos aos ecossistemas para fins educacionais e de construção de políticas (MÉRAL; PESCHE, 2016; PETERSON et al., 2010). Já o termo "serviços ambientais" está associado a um argumento econômico, que objetiva resolver os problemas ambientais seja pelo uso de mercado ou por um contrato de direitos de propriedade (MÉRAL; PESCHE, 2016).

3.3 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS X SERVIÇOS AMBIENTAIS

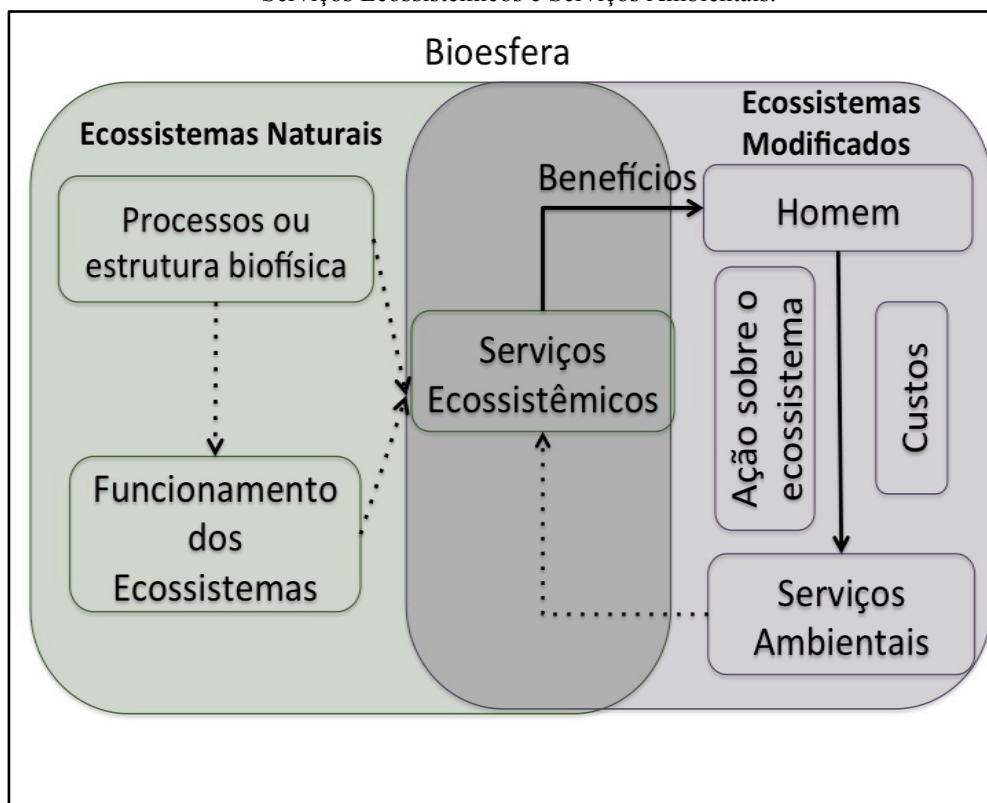
É possível esquematizar a relação entre ecossistemas, serviços ecossistêmicos, serviços ambientais e seres humanos, todos inseridos na biosfera⁴¹ (Figura 3.2⁴²). A Figura 3.2 ilustra a relação entre os ecossistemas naturais, em que se encontram ambientes ainda não modificados pelos seres humanos, e os modificados, nos quais os seres humanos habitam,

⁴¹Biosfera é o conjunto de todos os ecossistemas presentes na Terra, funcionando dentro de uma escala global (ODUM, 1985).

⁴²Esta figura foi elaborada com base nos conceitos apresentados principalmente por Daily (1997), DeGroot, Wilson e Baumans (2002), Fisher e Turner (2008), FAO (2007) e Díaz e coautores (2015).

interferem e modificam diretamente o ambiente, como na transformação de paisagens para a produção agrícola. Por isso, as setas pontilhadas representam resultado ou produto direto. Por exemplo, o produto ou resultado dos processos ou estrutura biofísica de um ecossistema é subdividido em funcionamento dos ecossistemas e a oferta de serviços ecossistêmicos.

Figura 3.2 - Relação entre Biosfera, Ecossistemas Naturais, Ecossistemas Modificados, Serviços Ecossistêmicos e Serviços Ambientais.



Fonte: Elaborada pela autora com base nas referências listadas na nota 6.

Pesquisadores (ARMSWORTH et al., 2007; MÉRAL; PESCHE, 2016; PETERSON et al., 2010) argumentam que a noção de serviços ecossistêmicos é uma mensagem destinada aos não especialistas (ambientalistas não ecólogos, formuladores de política e sociedade civil em geral) e indicaria um desejo de simplificar a complexidade da biodiversidade que poderia ser reduzida a uma lista de serviços. Porém, as bases ecológicas da noção de serviços ecossistêmicos não parecem claras, pois ainda residem confinadas em áreas muito especializadas da ecologia e não existe uma clareza quanto à sua definição (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013; MÉRAL; PESCHE, 2016).

A incerteza e falta de clareza das definições dentro da esfera ecológica se tornam evidentes quando se analisa a origem do conceito ecológico de serviços ecossistêmicos e sua

relação com outros termos da área, como *função ecossistêmica* e *processos ecossistêmicos* (Ver item 3.2 - Histórico). Na literatura, o termo "função ecossistêmica" tem sido sujeito a várias e, às vezes contraditórias, interpretações (DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002; FISHER; TURNER, 2008; KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013; NAEEM, 1998).

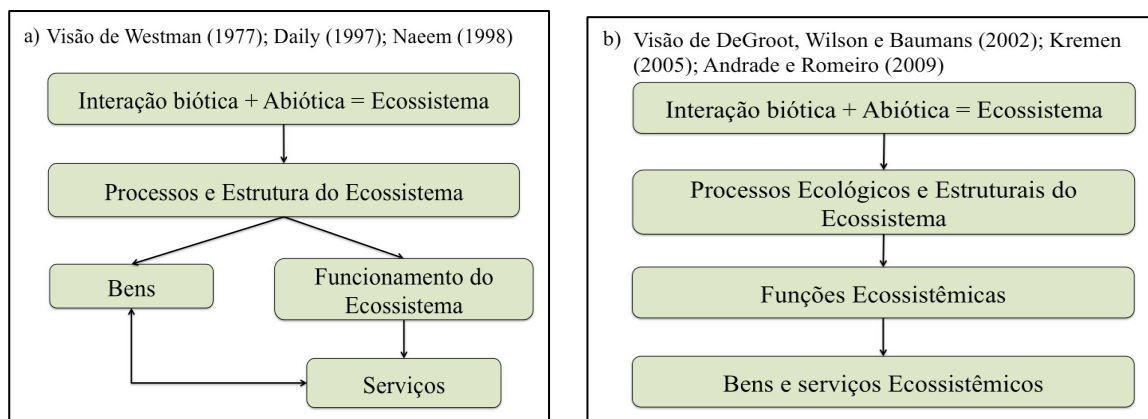
Algumas vezes, o conceito foi usado para descrever o funcionamento interno dos ecossistemas (como manutenção do fluxo de energias, ciclagem de nutrientes, interações da cadeia alimentar) (DAILY, 1997; EHRLICH; EHRLICH, 1981; KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013; NAEEM, 1998; PETERSON et al., 2010). Em outras oportunidades, ele é relacionado com os benefícios que os seres humanos podem obter das propriedades e dos processos ecossistêmicos (como produção de comida e tratamento de resíduos) (ARMSWORTH et al., 2007; COSTANZA et al., 1997; DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002; FISHER; TURNER; MORLING, 2009).

Por isso, é possível alcançar uma visão dicotômica do funcionamento dos ecossistemas e seus processos, de acordo com o ponto de vista de cada área em questão, de acordo com a Figura 3.3 a seguir.

Segundo Armsworth e coautores (2007), a biologia da conservação como disciplina foi dividida em sua construção. A dualidade existe pela existência de duas abordagens em tratar a conservação da biodiversidade: a *abordagem utilitarista*, proveniente da abordagem dos serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano, e a *abordagem do valor da natureza por ela mesma*. Os autores afirmam que o pluralismo entre as duas escolas de pensamento é uma norma na prática conservacionista e que ambas as abordagens podem entrar em acordo, desde que as incertezas provenientes da abordagem dos serviços ecossistêmicos, por meio de pesquisas direcionadas para saná-las, se reduzam.

A dualidade existente para a origem do termo pode, portanto, ser um dos entraves para a definição de um conceito comum e da coexistência entre ambas as áreas. Essas duas diferentes visões surgem pela dualidade de interpretações: a visão biocêntrica (ou ecológica), representada na figura 3.3 a; e a visão antropocêntrica, utilitarista (ou econômica), representada a figura 3.3 b (ARMSWORTH et al., 2007; FISHER; TURNER; MORLING, 2009; KAREIVA et al., 2012).

Figura 3.3 - As duas visões sobre a origem dos serviços e bens ecossistêmicos: a) Visão de Westman (1977), Daily (1997) e Naeem (1998); b) Visão de DeGroot, Wilson e Baumans (2002); Kremen (2005) e Andrade e Romeiro(2009).



Fonte: Elaborada pela autora com base nas referências citadas na legenda.

3.3.1 Serviços Ecossistêmicos - visão da Ecologia

A partir da figura 3.3 (a) é possível desenvolver a teoria ecológica que emoldura o conceito de "serviços ecossistêmicos". O início do delineamento do conceito de serviços ecossistêmicos, propriamente dito dentro da Ecologia, portanto, foi dado por Holdren e Ehrlich em 1974 (Quadro 3.1). No artigo, os autores fazem menção a "serviços naturais"⁴³ aqueles serviços providos pelo meio natural para a humanidade e concluem que "estas funções de serviços públicos do ambiente global (serviços naturais) não podem ser substituídas pela tecnologia agora ou no futuro previsível"⁴⁴ (HOLDREN; EHRLICH, 1974, p. 283).

Após sete anos, o termo foi cunhado ao que conhecemos hoje como "serviços ecossistêmicos" (EHRLICH; EHRLICH, 1981) e utilizado em diversas áreas. O quadro 3.2 a seguir pontua os principais marcos teóricos conceituais de serviços ecossistêmicos feito por ecólogos.

O trabalho de Westman (1977) foi um marco, pois fez a distinção entre os bens e os serviços da natureza. Para o autor, os "bens" gratuitos da natureza fazem parte da estrutura do ecossistema: as espécies contidas neles, a sua massa e o seu arranjo. Desses aspectos

⁴³Tradução de "natural services" (HOLDREN; EHRLICH, 1974, p. 282).

⁴⁴Tradução de "These public-services functions of the global environment cannot be replaced by technology now or in the foreseeable future." (HOLDREN; EHRLICH, 1974, p. 283).

estruturais do ecossistema a sociedade obtém benefícios de diretamente explorá-los e/ou de usá-los ou apreciá-los. Já os "serviços" gratuitos da natureza vem das funções da natureza (ou funcionamento do ecossistema), ou seja, a dinâmica pela qual todos os componentes do ecossistema interagem entre si. O funcionamento do ecossistema, ou o fluxo de matérias e energia na comunidade biótica e seus efeitos na dinâmica do solo e atmosfera, trazem diversos benefícios para a sociedade, como: "absorção de poluentes, ciclagem de nutrientes, fixação do solo, entre outros" (WESTMAN, 1977, p. 961).

Westman (1977) afirmou ainda que os danos causados às estruturas dos ecossistemas só se tornam custos para a sociedade quando esses danos prejudicam o funcionamento dos ecossistemas. E que os métodos de valoração dos serviços da natureza, até o final da década de 1970, valoraram apenas os estoques e não os fluxos das funções da natureza.

Quadro 3.2 - Conceito de Serviços Ecossistêmicos (SE), principais autores, 1974 e 2015.

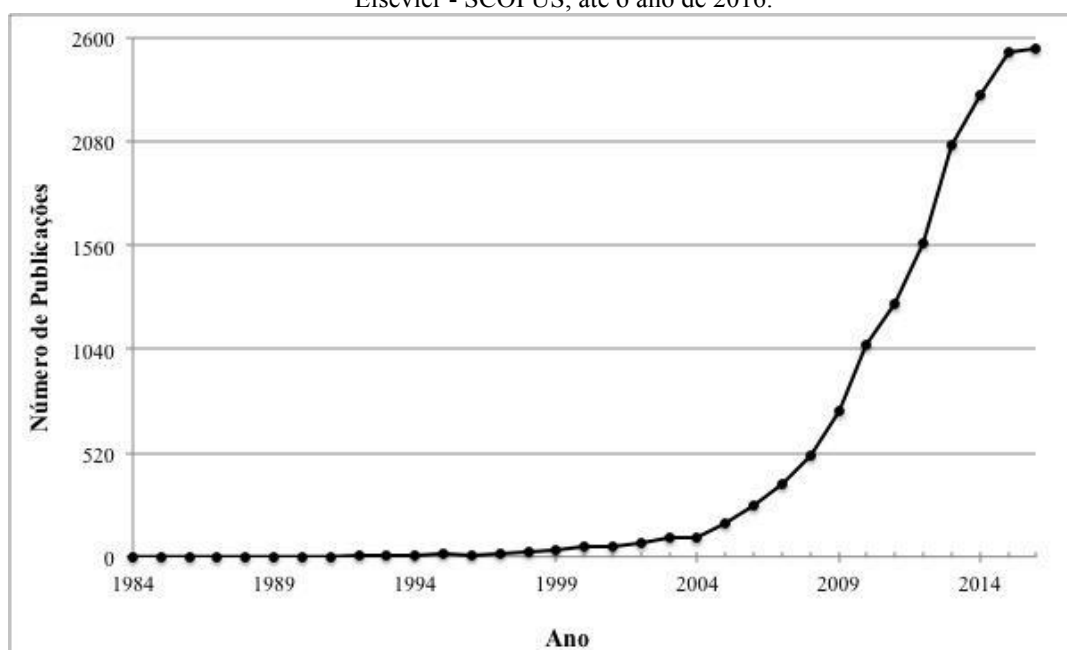
Ano	Autor	Definição SE
1974	John P. Holdren e Paul R. Ehrlich	"Serviços naturais são aqueles serviços providos para a humanidade pelo ambiente natural" (...) "Estas funções de serviços públicos do ambiente global (serviços naturais) não podem ser substituídas pela tecnologia agora ou no futuro previsível". (p. 283)
1977	Water E. Westman	"As funções da natureza (...) são a dinâmica do ecossistema - os serviços gratuitos da natureza." (...) "O funcionamento do ecossistema são os caminhos pelos quais os componentes do sistema interagem" (p. 961)
1977	Paul R. Ehrlich, Anne Ehrlich e John P. Holdren	Os serviços naturais foram referidos como "serviços públicos do ecossistema global"
1981	Paul R. Ehrlich e Anne Ehrlich	Serviços ecossistêmicos foi o nome dado às "'funções públicas de um ecossistema', que podem teoricamente ser afetadas pela supressão de <i>qualquer</i> espécie do sistema". "É a dependência da civilização humana sobre os serviços prestados pelo ecossistema que nos interessa aqui (...)". (p. 86)
1997	Gretchen Daily	"São as condições e processos pelos quais os ecossistemas naturais e as espécies, as quais a eles pertencem, sustentam e preenchem a vida humana. Eles mantêm a biodiversidade e a produção dos bens ecossistêmicos (...)" (p. 2)

Fonte: Elaborado pela autora, com base nas referências apresentadas no quadro e em Mooney e Ehrlich (1997).

A partir do conceito dado por Daily (1997, Quadro 3.2), apresentado no início do

capítulo, o termo "serviços ecossistêmicos" foi amplamente divulgado e utilizado tanto em publicações ecológicas quanto econômicas. O número de artigos publicados utilizando a palavra "*Ecosystem Services*" no título, resumo ou palavra-chave, desde 1984 até 2016 foi de 15.831, variando de $n = 1$ (1984) até $n = 2.549$ (2016) (Figura 3.4). Nos anos de 1985 a 1989 não foram registradas publicações com o termo (SCOPUS, 2016). Porém, a partir de 1997 ($n = 14$) houve um aumento crescente do número de publicações acerca do tema (Figura 3.4).

Figura 3.4 - Número de publicações usando o termo "*ecosystem services*" na base de dados da Elsevier - SCOPUS, até o ano de 2016.



Fonte: SCOPUS, Elsevier - Portal Periódicos CAPES (2016).

Nos escritos de Holdren e Ehrlich (1974), Westman (1977), Ehrlich e Ehrlich (1981) e Daily (1997) é possível notar a presença dos termos: estrutura dos ecossistemas, funcionamento, funções ou dinâmica dos ecossistemas, processos e condições ecossistêmicas. A estrutura de um ecossistema é todo o seu conteúdo, ou seja, todas as espécies existentes em seu ambiente físico (EHRlich; EHRlich, 1981; KANDZIORA; BURKHARD; MÜELLER, 2013; WESTMAN, 1977), que inclui a espécie humana. Funcionamento (EHRlich; EHRlich, 1981), dinâmica e funções (HOLDREN; EHRlich, 1974; WESTMAN, 1977) e condições (DAILY, 1997) são termos que se referem à descrição funcional integrada da performance geral de um ecossistema ou uma indicação integrada dos efeitos das inter-relações ecológicas (KANDZIORA; BURKHARD; MÜELLER, 2013). Ou seja, englobam atividades biogeoquímicas de um ecossistema, seu fluxo de materiais

(nutrientes, água e gases atmosféricos) e os processos energéticos envolvidos (NAEEM, 1998).

Para Holdren e Ehrlich (1974), Westman (1977), Ehrlich e Ehrlich (1981), Naeem (1998) e Daily (1997), portanto, as **funções ecossistêmicas**, derivadas do funcionamento, dinâmica e inter-relação entre os componentes do ecossistema que **incluem**: a fixação do solo pelas plantas, importantes controladores de erosão; a ciclagem de nutrientes pelos microrganismos; a manutenção do balanço de gases na atmosfera, feita por florestas e importantes para a regulação climática; a oferta de água potável, no qual as florestas têm importante papel no ciclo da água; o ciclo energético para a produção de matéria orgânica.

Esses processos dinâmicos que ocorrem no ecossistema permitem que os seres humanos e todos os outros animais obtêm recursos necessários para a sobrevivência, como alimento, abrigo e energia. Segundo Kandziora, Burkhard e Müller (2013), a total compreensão do conceito "funcionalidade ecossistêmica" é dependente de processos e estruturas ecológicas básicas, que também são pré-requisitos para a capacidade de auto-organização do sistema e sua habilidade de prover os serviços ecossistêmicos. Essas características dos ecossistemas estão resumidas dentro do conceito de "integridade ecossistêmica" (KANDZIORA; BURKHARD; MÜELLER, 2013).

O termo "serviços ecossistêmicos" é, portanto, proveniente do conjunto dos processos energéticos e dos fluxos de matéria (compreendido como funcionamento do ecossistema) que ocorrem em um ecossistema (DAILY, 1997; KANDZIORA; BURKHARD; MÜELLER, 2013; NAEEM, 1998; WESTMAN, 1977). Os bens ecossistêmicos, no entanto, podem ser definidos como a parte estrutural componente do ecossistema, como as espécies, e tudo o que o compõe, ou seja: peixes, madeira, produtos florestais, por exemplo (DAILY, 1997; NAEEM, 1998; WESTMAN, 1977) (Figura 3.3 a).

3.3.2 Serviços Ecossistêmicos e Ambientais - visão da Economia

A figura 3.3 sugere a dualidade de visão entre economistas e ecólogos com relação ao conceito de serviços ecossistêmicos. E, como já mencionado anteriormente, o termo serviços ecossistêmicos foi utilizado inapropriadamente pelos economistas, pois demonstra uma visão utilitarista e de manipulação ecossistêmica, conforme apresentado a seguir, que seria melhor abordada com o uso da palavra ambiental (MÉRAL; PESCHE, 2016; STUDY OF CRITICAL ENVIRONMENTAL PROBLEMS, 1970). Fato sustentado pela utilização do termo Pagamentos por Serviços Ambientais⁴⁵ ao se referir ao instrumento de política apoiado no

⁴⁵O Instrumento é explorado em detalhes no próximo tópico.

conceito de serviços ecossistêmicos (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; MÉRAL; PESCHE, 2016).

O quadro 3.3 a seguir apresenta as principais definições de serviços ecossistêmicos (e ambientais) disponíveis na literatura de economistas. Comparando-se os quadros 3.2 e 3.3 é possível destacar algumas diferenças. Por exemplo, Daily (1997) (Quadro 3.2) afirma que serviços ecossistêmicos são fruto de processos ecológicos, enquanto que DeGroot, Wilson e Baumans (2002) argumentam que serviços ecossistêmicos são funções ecossistêmicas de "valor"⁴⁶ ao ser humano. Ademais, os autores afirmam que o conceito é inerentemente antropocêntrico, pois "é a presença dos seres humanos como agentes que dão valor que permite a tradução de estruturas e processos ecológicos básicos em entidades carregadas de valor" (DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002, p. 395).

DeGroot (1992 apud DeGROOT; WILSON; BOUMANS, 2002) define funções ecossistêmicas como "a capacidade dos processos naturais e componentes proverem bens e serviços para satisfazer as necessidades humanas, direta ou indiretamente" (DeGROOT; WILSON; BOUMANS, 2002, p. 394). Funções ecossistêmicas, portanto, são concebidas como uma subcategoria de processos ecológicos e estruturas dos ecossistemas. Ou seja, as interações complexas entre componentes bióticos (organismos vivos) e abióticos (químicos e físicos) dos ecossistemas através de forças motoras universais de matéria e energia produzem como resultado processos naturais (ecológicos/ecossistêmicos), que, por sua vez, geram funções ecossistêmicas (regulação, habitat, produção e informação) (Figura 3.3 b). As funções ecossistêmicas, portanto, proveem serviços e bens ecossistêmicos para usufruto humano com valores ecológicos, sociais-culturais e econômicos (DeGROOT; WILSON; BOUMANS, 2002).

Fisher, Turner e Morling (2009) (Quadro 3.3) corroboram com a visão de DeGroot, Wilson e Baumans (2002) ao afirmarem que o conceito de serviços ecossistêmicos tornou-se um importante modelo de conexão entre as funções desempenhadas pelos ecossistemas e o bem-estar humano. O conceito de funções ecossistêmicas, então, provê a base empírica para que os aspectos úteis dos ecossistemas sejam classificados como "bens e serviços ecossistêmicos" quando o valor humano está implícito (Figura 3.3 b) (DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002; FISHER; TURNER; MORLING, 2009).

⁴⁶Valor está colocado entre aspas nesse caso, porque DeGroot, Wilson e Baumans (2002) fazem uma diferenciação do valor monetário, de uso direto, e valores que não monetários, ou que não são transacionados no mercado, como valores culturais e ecológicos (valores de uso indireto, de opção e existência).

Quadro 3.3 - Conceito de Serviços Ecossistêmicos (SE) dado pelos principais autores entre 1997 e 2015.

Ano	Autor/Instituição	Definição SE
1997	Costanza et al.	"Serviços e bens ecossistêmicos representam os benefícios que as populações humanas derivam, direta ou indiretamente, das funções do ecossistema" (p. 253)
2002	DeGroot, Wilson e Boumans	"Funções ecossistêmicas são a capacidade de processos e componentes naturais de fornecer produtos e serviços que satisfaçam as necessidades humanas, direta ou indiretamente. (...) As funções ecossistêmicas fornecem, então, a base empírica para a classificação de aspectos úteis dos ecossistemas naturais aos seres humanos: funções ecossistêmicas observadas são re-conceituadas como 'bens e serviços ecossistêmicos' quando o valor humano está implícito." (p. 394)
2007	Boyd e Banzhaf	"São os aspectos da natureza que a sociedade usa, consome ou goza para experimentar esses benefícios. São os produtos finais da natureza que diretamente geram bem-estar humano." (p. 719)
2007	FAO*	"Os ecossistemas saudáveis fornecem uma variedade de bens e serviços críticos que contribuem direta ou indiretamente ao bem-estar humano. Os serviços ecossistêmicos são criados pelas interações dos organismos vivos, incluindo seres humanos, e seu ambiente. Esses serviços oferecem as condições e processos que sustentam a vida humana." (...) "serviços ambientais são uma subcategoria de serviços ecossistêmicos caracterizados pelas externalidades." (p. 5-6)
2009	Fisher, Turner, Morling	"São os aspectos dos ecossistemas utilizados (ativa ou passivamente) para produzir o bem-estar humano." (p. 645)

**Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).*

Fonte: Elaborado pela autora com base nas referências apresentadas no quadro.

Os autores DeGroot, Wilson e Baumans (2002) e Fisher, Turner e Morling (2009) argumentam que a diferença entre a visão dos economistas e dos ecólogos reside no uso dos termos “função do ecossistema” e “funcionamento do ecossistema”. No primeiro caso, o termo “função” implica um objetivo, uma finalidade, o que indica o antropocentrismo (KAREIVA et al., 2011). Já o termo “funcionamento” indica um processo natural, ecológico e evolutivo (conforme exposto no tópico anterior). Dessa forma, é possível notar que existem fluxos, estruturas e processos que definem o funcionamento dos ecossistemas e o conceito de

serviços ecossistêmicos, que representa o vínculo entre natureza e o ser humano, surge de uma necessidade de dar finalidade ao que é produzido naturalmente pelos ecossistemas e que pode prover bem-estar ao humano. Este pode assumir as formas: serviços, bens, benefícios ou renda (FISHER; TURNER; MORLING, 2009).

Consequentemente, para alguns autores (DE GROOT, WILSON, BAUMANS, 2002; KAREIVA et al., 2012), o conceito de serviços e bens ecossistêmicos é inerentemente antropocêntrico: é a presença dos seres humanos como agentes que dão valor que permite a tradução de estruturas e processos ecológicos básicos em entidades carregadas de valor. Outros autores (CARPENTER et al., 2006, SACHS; REID, 2006), no entanto, reconhecem a necessidade de manter o termo serviços ecossistêmicos como um conceito evolutivo/ecológico.

Outra diferença entre o quadro 3.2 e outros conceitos apresentados no quadro 3.3 é a definição de Costanza e coautores (1997): serviços ecossistêmicos são os benefícios que os seres humanos retiram/obtem dos ecossistemas. Boyd e Banzhaf (2007) e Fisher, Turner e Morling (2009) (Quadro 3.3) têm uma linha de pensamento similar com relação ao conceito: são os componentes ou aspectos dos ecossistemas que são consumidos, utilizados ou apreciados pelo ser humano, no sentido de produzir bem-estar. Entretanto, a diferença entre esses dois grupos de autores é a utilização da palavra "benefícios" por Costanza e coautores (1997) como sinônimo de serviços aos seres humanos (Quadro 3.3).

Dentre as definições apresentadas, destaca-se a de Boyd e Banzhaf (2007). Para os autores, os serviços são componentes dos ecossistemas consumidos diretamente (estrutura incluída), o que significa que processos e funções indiretos não são serviços do ecossistema. É possível fazer um paralelo com a definição de "bens" feita por Westman (1977). Os bens ecossistêmicos consumidos diretamente pelos seres humanos constituem a parte estrutural do ecossistema (WESTMAN, 1977).

Uma distinção importante feita por Boyd e Banzhaf (2007) e por Fisher e Turner (2008) é que serviços e benefícios não são idênticos, nem sinônimos. Recreação, por exemplo, muitas vezes chamado de serviço ecossistêmico, não é um serviço provido pelos ecossistemas, mas um benefício do qual os ecossistemas provêm importantes insumos (BOYD; BANZHAF, 2007; FISHER; TURNER, 2008). Os serviços ecossistêmicos que podem ajudar a produzir um benefício recreativo podem ser uma série de componentes ecológicos, incluindo uma floresta, um prado ou uma vista (BOYD; BANZHAF, 2007; FISHER; TURNER; MORLING, 2009). Um benefício é algo que tem um explícito impacto

em mudanças no bem-estar humano, como maior disponibilidade de alimento, melhorias em trilhas, menor ocorrência de enchentes (FISHER; TURNER, 2008). Por isso, a definição de Costanza e coautores (1997) é equivocada e ainda pode levar a problemas de dupla contagem no processo de avaliação e valoração de um determinado serviço (BOYD; BANZHAF, 2007; FISHER; TURNER, 2008).

Fisher, Turner e Morling (2009) basearam-se nos estudos de Boyd e Banzhaf (2007) e propuseram a definição de serviços ecossistêmicos: são os elementos dos ecossistemas utilizados (ativamente ou passivamente) para produzir o bem-estar humano. Essa definição possui dois pressupostos: 1) os serviços devem ser fenômenos ecológicos; 2) que não precisam ser utilizados diretamente. Desta forma, os serviços ecossistêmicos incluem a organização ou estrutura do ecossistema, bem como processos e/ou funções, se forem consumidos ou utilizados pela humanidade, direta ou indiretamente. Boyd e Banzhaf (2007), no entanto, veem os serviços como apenas os pontos finais de consumo direto, enquanto Fisher, Turner e Morling (2009) consideram os serviços intermediário e os finais. As funções ou processos se tornam serviços se houver seres humanos que se beneficiem deles. Sem beneficiários humanos, eles não são serviços (FISHER; TURNER, 2008; FISHER; TURNER; MORLING, 2009).

Por isso, é necessária a diferenciação entre a visão ecológica/evolutiva de serviços ecossistêmicos, em que o funcionamento dos ecossistemas fornece serviços para todos os animais, sem uma necessidade final de prover bem-estar aos seres humanos, e a visão econômica, de que os serviços provenientes do ecossistema trazem algum benefício para a espécie humana, como uma finalidade.

Portanto, se o objetivo é traduzir os processos ecológicos (que abrangem uma grande amplitude de termos técnicos, ainda incertos e em discussão pela sociedade ecológica - MÉRAL; PESCHE, 2016) em um termo comum a ser utilizado por diversos agentes da sociedade, especialistas ou não, inclusive como instrumentos (econômicos) de políticas públicas, a definição de Boyd e Banzhaf (2007), resumida e aprimorada por Fisher, Turner e Morling (2009), pode ser um ponto inicial. Para esses últimos, somente os processos ou funções ecológicas que afetam o bem-estar humano que podem ser considerados como serviços ecossistêmicos (FISHER; TURNER, 2008; FISHER; TURNER; MORLING, 2009).

No entanto, a oferta desses serviços está conectada com alguma atividade humana que os disponibiliza para usufruto da sociedade próxima de onde as funções e processos ecossistêmicos ocorrem. Por exemplo, atividade como a delimitação de uma área protegida,

ou a restauração de uma área degradada, garante a oferta de serviços ecossistêmicos (MÉRAL; PESCHE, 2016). Assim, é possível fazer uma correlação entre humano e ambiente por meio de dois conceitos: *serviços ecossistêmicos*, que são derivados de um processo ecológico, e *serviços ambientais*, que se caracterizam por um efeito da ação humana sobre o meio ambiente, que gera, como consequência, a oferta de serviços ecossistêmicos (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2007; NOGUEIRA, 2013).

O conceito de serviço ambiental, dessa forma, sugere uma análise em termos de externalidades⁴⁷ produzidas pelas atividades humanas em relação ao meio ambiente. A definição de serviços ambientais, e sua diferenciação de serviços ecossistêmicos, tornou-se evidente com a publicação da Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação (FAO) em 2007 (MÉRAL; PESCHE, 2016; NOGUEIRA, 2013). A FAO⁴⁸ (2007) define serviços ambientais como “subcategoria de serviços ecossistêmicos caracterizado por externalidades” (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2007, p. 6) (Quadro 3.3).

Este conceito surgiu da análise econômica da atividade agrícola de um dado proprietário de terra. Segundo a FAO (2007), agricultores obtêm a maior parte de sua renda pela produção agrícola. Contudo, ao produzir esses bens, eles podem gerar impactos - positivos ou negativos - sobre os ecossistemas. Efeitos positivos podem ser a preservação de paisagens rurais cênicas ou garantir a recarga de água no lençol freático; efeito negativos incluem o escoamento de compostos químicos nocivos das terras de cultivo para as bacias hidrográficas a jusante ou erosão do solo em encostas. No entanto, esses impactos (externalidades positivas ou negativas) não são refletidos na renda dos agricultores. Portanto, sua provisão, mesmo que positiva de uma perspectiva da sociedade em seu conjunto, não é prioritária de uma perspectiva privada/individual. As externalidades positivas, derivadas da ação humana sobre o ecossistema, foram denominadas de serviços ambientais (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2007; MÉRAL; PESCHE, 2016; NOGUEIRA, 2013). E esse conceito se aproxima ao conceito fornecido pelo relatório *Study of Critical Environmental Problems* (STUDY OF CRITICAL ENVIRONMENTAL PROBLEMS, 1970), que originalmente cunhou o termo serviços

⁴⁷Definição de externalidades pode ser vista no capítulo 1.

⁴⁸Apesar de os conceitos de serviços ecossistêmicos de instituições serem apresentadas no próximo tópico, o conceito da FAO (2007) foi colocado neste item por fornecer uma análise econômica do conceito de serviços ecossistêmicos e serviços ambientais.

ambientais⁴⁹.

Este aspecto de análise, pode ser expandido para outras áreas ambientais, como por exemplo, para a conservação da biodiversidade, em que um dos principais instrumentos é a delimitação de áreas protegidas. Nesse caso, os agentes responsáveis pela proteção da área (gestores de parques, proprietários de terras) são remunerados ou recompensados, para manter os serviços gozados por uma outra parte da população (MÉRAL; PESCHE, 2016).

Serviços ambientais são, portanto, as externalidades (positivas) geradas por ações humanas sobre o ecossistema que promovem o amparo ou a alteração da paisagem para o provimento de serviços ecossistêmicos, visando o bem-estar humano e, conseqüentemente, a conservação da biodiversidade. Dessa forma, os seres humanos obtêm benefícios diretamente do meio ambiente (serviços ecossistêmicos provenientes de ecossistemas naturais) e quando intervém na paisagem, por meio dos serviços ambientais (Figura 3.2). As implicações econômicas dessa relação são exploradas nos próximos tópicos.

3.3.3 Serviços Ecossistêmicos e Serviços Ambientais - Visão Interdisciplinar

Fatores como a ampla utilização do conceito após a publicação de Daily (1997, Figura 3.4), o envolvimento de profissionais de diversas áreas nos esforços da conservação da biodiversidade e o fato do conceito de serviços ecossistêmicos ter trazido uma nova abordagem para a conservação, dado que as ferramentas existentes anteriormente não eram eficazes em seus propósitos, aumentaram o interesse de diversas instituições constituídas por profissionais de áreas distintas (biólogos, ecólogos, economistas, geólogos, meteorologistas, entre outras) para criarem um conceito universal de serviços ecossistêmicos. O primeiro conceito proveniente de uma equipe interdisciplinar surgiu em 2005, 24 anos após a publicação formal do termo serviços ecossistêmicos (EHRlich; EHRlich, 1981), com a publicação do relatório da *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA - Avaliação Ecossistêmica do Milênio - AEM, 2005) (Quadro 3.4).

⁴⁹Mais informações a respeito deste relatório, retornar ao tópico 3.2) Histórico.

Quadro 3.4 - Conceito de Serviços Ecossistêmicos (SE) dado pelas principais instituições entre 2005 e 2015.

Ano	Instituição	Definição SE
2005	MEA*	"São os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas." (p. v)
2010	TEEB**	"As contribuições diretas e indiretas dos ecossistemas ao bem-estar humano." (p. 12)
2013	CICES***	"Serviços Ecossistêmicos finais são as contribuições que os ecossistemas fazem ao bem-estar dos seres humanos. Esses serviços são finais pois eles são resultado dos ecossistemas (seja natural, semi-natural ou altamente modificado) que mais diretamente afeta o bem-estar das pessoas. Uma característica fundamental é que eles mantêm uma conexão com as funções, estruturas e os processos ecossistêmicos que os geram." (p. i)
2015	IPBES****	"Todos os benefícios que a humanidade (indivíduos, comunidade, sociedades, nações ou humanidade como um todo) em cenários rurais e urbanos, obtêm dos ecossistemas." (p. 6)

*MEA: *Millennium Ecosystem Assessment*

**TEEB: *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*

***CICES: *Common International Classification of Ecosystem Services*

****IPBES: *Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*

Fonte: Elaborado pela autora com base nas referências contidas no quadro.

O relatório da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005) e a Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES, DÍAZ et al., 2015) definem serviços ecossistêmicos de maneira semelhante a Costanza e coautores (1997, Quadro 3.3), na qual “serviços” podem ser sinônimos de “benefícios”. Da mesma forma como evidenciado no tópico anterior, considerar o termo "serviços" como sinônimo de "benefícios" é equivocado. Benefício é algo que tem impacto explícito e direto na melhoria do bem-estar humano (BOYD; BANZHAF, 2007; FISHER; TURNER, 2008). A beleza cênica oferecida por uma paisagem é considerada um benefício que o ecossistema provê aos seres humanos. No entanto, não é considerado um serviço por Boyd e Banzhaf (2007) e por Fisher e Turner (2008).

Já os autores que formularam o documento "A Economia dos Ecossistemas e Biodiversidade" (THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY, 2010) e os participantes da equipe para a "Classificação Internacional Comum de Serviços Ecossistêmicos) (COMMON INTERNATIONAL CLASSIFICATION OF ECOSYSTEM

SERVICES⁵⁰, 2013; Quadro 3.4) têm uma linha de pensamento similar com relação ao conceito fornecido por Boyd e Banzhaf (2007) e por Fisher, Turner e Morling (2009) (Quadro 3.3). Nele, os serviços finais oferecidos pelo meio ambiente afetam os bem-estar dos seres humanos e que tem uma conexão direta com as funções e processos naturais do ecossistema. Nota-se, portanto, uma aproximação aos conceitos dados pela literatura econômica.

Entretanto, em 2015, o quadro conceitual desenvolvido pela "Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos" (IPBES) apresentou um conceito similar ao proposto pela FAO (2007) (Quadro 3.3 e 3.4). Neste quadro conceitual, dos seis componentes apresentados como elementos de ligação entre seres humanos e natureza⁵¹, o componente benefícios da natureza se refere a “todos os benefícios que a humanidade (...) obtém da natureza” (DÍAZ et al., 2015, p. 6). **Insere-se nesse contexto, além dos bens e serviços proveniente dos ecossistemas sem intervenção humana, os benefícios que dependem da ação conjunta da natureza de “ativos antropogênicos”, num processo referido como “co-produção”** (DÍAZ et al., 2015, p. 6). E os exemplos assemelham-se ao proposto pela FAO (2007): bens agrícolas, como produção de comida e madeira que dependem diretamente dos serviços ecosistêmicos (DÍAZ et al., 2015). Infere-se, portanto, o conceito de serviços ambientais.

Dessa forma, é possível notar a tendência em se diferenciar entre serviços ecosistêmicos e serviços ambientais. Serviços ambientais, como apresentado no item anterior, é parte dos serviços ecosistêmicos, quando refere-se às ações humanas sobre os ecossistemas, que geram externalidades (STUDY OF CRITICAL ENVIRONMENTAL PROBLEMS, 1970; FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2007; PETERSON et al., 2010; MÉRAL; PESCHE, 2016). As externalidades positivas dessa intervenção ofertam serviços ecosistêmicos fundamentais à existência de todos os seres e geram bem-estar aos seres humanos (FOOD AND AGRICULTURE

⁵⁰A Classificação Comum Internacional de Serviços Ecosistêmicos (*Common International Classification of Ecosystem Services - CICES*) foi desenvolvida para fornecer uma classificação comum sobre "serviços ecosistêmicos" para a Agência Ambiental Européia (*European Environment Agency - EEA*) para a revisão do Sistema de Contabilidade Ambiental Econômica (*System of Environmental Economic Accounting - SEEA*) que está atualmente sendo liderado pela Divisão de Estatística das Nações Unidas (*United Nations Statistical Division - UNSD*) (COMMON INTERNATIONAL CLASSIFICATION OF ECOSYSTEM SERVICES, 2016). A ideia da classificação internacional comum foi reconhecida como importante, pois os métodos de contabilidade de serviços ecosistêmicos estão sendo desenvolvidos, comparados e conectados com as contas nacionais de países. Para que comparações sejam feitas, alguma padronização em como descrever e conceituar serviços ecosistêmicos foi necessária (COMMON INTERNATIONAL CLASSIFICATION OF ECOSYSTEM SERVICES, 2016).

⁵¹Esses seis componentes são: 1) Natureza; 2) Benefícios da natureza para as pessoas; 3) ativos antropogênicos; 4) instituições e sistemas de governo e fatores indiretos de mudança; 5) fatores diretos de mudança; e 6) boa qualidade de vida (tradução livre, DÍAZ et al., 2015, p. 4).

ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2007; PETERSON et al., 2010; MÉRAL; PESCHE, 2016).

3.4 PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS

Quanto ao dilema em torno dos termos "Pagamento por Serviços Ambientais" (PSA) ou "Pagamento por Serviços Ecosistêmicos" (PSE), em publicação recente os autores Méral e Pesche (2016) argumentam que ambos têm sido usados alternadamente na literatura. O primeiro termo, PSA, refere-se à teoria econômica das externalidades e foi muito (e ainda é) utilizado em países tropicais no início dos esquemas de PSA, como na Costa Rica, desde 1997, Bolívia e Brasil (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; MÉRAL; PESCHE, 2016; TITO; ORTIZ, 2013; WUNDER, 2005). Já o segundo termo, PSE surgiu mais recentemente em consequência à publicação da Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005) onde se discutiu o uso do instrumento de compensação para o pagamento de atividades de conservação pela manutenção dos serviços dos ecossistemas (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; MÉRAL; PESCHE, 2016).

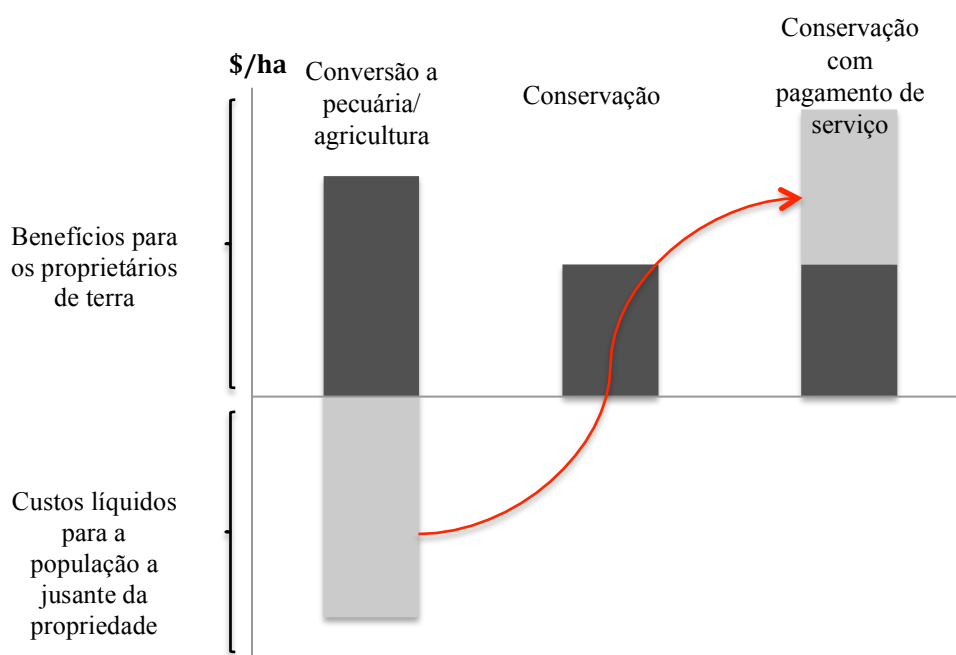
Embora os serviços ecosistêmicos sejam fornecidos diretamente pela natureza, com ou sem a presença do ser humano, pois a dinâmica ecológica é contínua, o tipo, a qualidade e a quantidade dos serviços são afetados pelas decisões tomadas pelos usuários de recursos naturais (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2007; JACK; KOUSKY; SIMS, 2008). Por isso, os proprietários rurais são, em última análise, os agentes econômicos que provêm os serviços ecosistêmicos.

O proprietário rural, portanto, que conserva ambientalmente parte de sua propriedade gera uma série de serviços ambientais para a sociedade, mas raramente é compensado por isso. Assim, a diferença entre o benefício marginal social (alto, gerado pela conservação da natureza) e o privado (baixo, pois o proprietário não é compensado pelo ato de conservar) gera externalidade positiva. Diante desse contexto, o proprietário rural, para maximizar o seu benefício, opta por um uso alternativo da sua terra, como a pecuária ou a agricultura (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008; PAGIOLA; PLATAIS, 2002; WUNDER, 2005) (Figura 3.5)

Serviços ecosistêmicos não são transacionados no mercado, o que faz com que não sejam devidamente precificados (DAILY, 1997; PETERSON et al., 2010; ROSENBERG, 2012; SALZMAN, 2005). Dessa forma, o "preço" desses bens/serviços quando existe não reflete a sua escassez (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005) e não agrega

todos os valores (monetários e não monetários) desses bens e serviços (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; KAREIVA et al., 2011). Por isso, tem-se a percepção de que os serviços ecossistêmicos são gratuitos e abundantes, levando-os a sobre-exploração (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2007).

Figura 3.5 - A “lógica econômica” do Pagamento por Serviço Ambiental.



Fonte: Elaborado a partir de Pagiola e Platais (2002).

É correto, portanto, conceitualmente considerar o termo Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) e adicionar ao valor dos serviços ambientais os serviços ecossistêmicos que determinado proprietário de terra oferece dada a conservação e/ou reflorestamento de uma determinada área. Dessa forma, remunera-se as externalidades positivas geradas por uma ação humana para garantir a oferta de serviços ecossistêmicos (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2007; PETERSON et al., 2010; WUNDER, 2005) (Figura 3.2).

Externalidades são falhas de mercado⁵² e a literatura propõe alternativas para solucionar as falhas relacionadas aos serviços ecossistêmicos. Essas respostas podem ocorrer

⁵²As falhas de mercado são problemas da economia neoclássica, em que a lógica de operacionalização é de acordo com a lógica de mercado. Quando os fatos não estão condizentes com as regras ditadas pelo mercado, as falhas ocorrem. Uma dessas falhas é a externalidade (ver Capítulo 1).

por meio de instrumentos regulatórios estatais, como de comando e controle ou de incentivos econômicos (PERMAN et al., 2003; STERNER; CORIA, 2012); por meio do livre acordo entre demandantes e ofertantes de serviços ecossistêmicos, mecanismo conhecido como "barganha coaseana" (SALZMAN, 2005; STERNER; CORIA, 2012); e por meio de respostas mistas, inclusive com a participação de comunidades diretamente afetadas (OSTROM, 2015; STERNER; CORIA, 2012).

No entanto, para que os serviços ecossistêmicos entrem nas funções econômicas, seja por meio de incentivos econômicos, ou que faça parte de livre acordo entre agentes da economia e nos processos decisórios políticos de gestão ambiental, a sua quantificação e a sua valoração são necessárias. Para alguns autores, a perspectiva histórica da pesquisa de serviços ecossistêmicos foi desenvolvida paralelamente ao processo de "mercantilização" das funções ecossistêmicas (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; PETERSON et al., 2010). Esse processo ocorreu em três principais estágios: 1) o enquadramento das funções ecológicas como um serviço (como demonstrado no tópico 3.2 deste capítulo); 2) a atribuição de um único valor de troca, com o desenvolvimento de técnicas de valoração de serviços ecossistêmicos desenvolvidos desde a década de 1960 e aprimorados a partir de 1980; e 3) a conexão de provedores e usuários de serviços em um mercado de troca, que se tornou possível com o desenvolvimento do instrumento de PSA (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010).

Apesar do desenvolvimento de técnicas de valoração de bens e serviços ecossistêmicos (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; KAREIVA et al., 2011), a valoração⁵³ não é uma atividade trivial. Quando a valoração monetária dos serviços ecossistêmicos é possível, Peterson e coautores (2010) alertam que mesmo que certos serviços ecossistêmicos sejam valiosos em termos monetários não necessariamente traduzem uma compreensão/consciência do porquê as funções ecossistêmicas e a biodiversidade relacionada deveria ser conservada (PETERSON et al., 2010).

Quando as funções ecossistêmicas se transformam em mercadorias, transacionadas como serviços ambientais, o valor dos fatores bióticos (organelas, fibras, tecidos, organismos) e abióticos (energia, água, minerais) necessários para a construção de tais serviços ao longo do tempo é ofuscado (PETERSON et al., 2010). Portanto, o conceito que deveria ampliar e disseminar a consciência de conservação da biodiversidade, objetivo pelo qual o termo serviço ecossistêmico foi formulado (ARMSWORTH et al., 2007; EHRLICH; EHRLICH,

⁵³Não é objetivo desta tese explorar os métodos de valoração utilizados para os serviços ecossistêmicos. Alguns deles são explorados no tópico seguinte, ao de análise dos programas, mas são tratados como coadjuvantes na discussão. Para o melhor entendimento dos métodos de valoração existentes na literatura, ver Castro (2015).

1980; EHRLICH; WILSON, 1991; PETERSON et al., 2010), perde a função quando inserem as funções ecossistêmicas dentro da perspectiva econômica⁵⁴ de uma maneira isolada (PETERSON et al., 2010).

A fim de despertar a consciência para a conservação das funções ecossistêmicas e a importância do ecossistema como um todo é sugerida concordância e sinergia de diversos sistemas sociais, pela combinação de conhecimento científico, instituição de novos quadros legais, e sistemas de mercado (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008; LUHMANN, 1989; PETERSON et al., 2010). Dessa forma, o instrumento de *pagamentos por serviços ambientais* pode ser um dos mecanismos que integra as diversas áreas interessadas no processo de conservação da natureza e agrega mecanismos de mercado ao estabelecer políticas públicas mais eficazes para a gestão ambiental e a modificar a relação entre seres humanos e meio ambiente (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008).

A definição de PSA mais aceita e disseminada pela literatura (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2007; GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; JACK; KOUSKY; SIMS, 2008; MÉRAL; PESCHE, 2016; NAEEM et al., 2015; PAGIOLA; VON GLEHN; TAFFARELLO, 2012; ROSENBERG, 2012; THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY, 2012; TITO; ORTIZ, 2013) é dada por Wunder (2005), que define PSA de acordo com cinco critérios básicos: "1) ser uma transação voluntária, onde; 2) um serviço ecossistêmico bem definido; 3) está sendo comprado por no mínimo um comprador; 4) de, no mínimo, um provedor de serviço ecossistêmico; 5) se, e somente se, o provedor de serviços ecossistêmicos assegurar a provisão desses serviços (condicionalidade)" (WUNDER, 2005, p. 3).

A ideia central do instrumento, conseqüentemente, é que beneficiários dos serviços ambientais façam pagamentos diretos, contratuais e condicionais a proprietários de terra locais em troca de adotarem práticas que assegurem a conservação ecossistêmica ou a sua restauração para a oferta de serviços ecossistêmicos (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; NAEEM et al., 2015; WUNDER, 2005). Os serviços ecossistêmicos incluídos na maioria dos esquemas de PSA são de: 1) sequestro de carbono; 2) proteção da biodiversidade; 3) proteção de paisagens (beleza cênica); e 4) proteção de bacias hidrográficas (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; WUNDER, 2005). A maior parte dos PSAs mundiais, inclusive os brasileiros, está relacionada à questão hídrica (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005;

⁵⁴Para melhor compreensão do histórico do desenvolvimento do pensamento econômico, revisar item 1.3.1 do capítulo 1.

ROSENBERG, 2012).

O caráter voluntário da definição de PSA permite que eles sejam considerados uma forma de aplicação do Teorema de Coase (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008). De acordo com Coase (1960), a ausência de mercados ou a existência de falhas produzem externalidades, o que impossibilita agentes privados negociarem os efeitos externos indesejados de uma determinada transação. Como a operacionalização de um esquema de PSA sugere a criação de um mercado de serviços ecossistêmicos (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; WUNDER, 2005), a análise de Coase permite justificar o PSA como um mecanismo que traduz os valores não monetários da natureza em incentivos econômicos reais (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010). Nesse caso, as externalidades são incorporadas ao sistema de preços numa livre transação entre agentes (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; ROSENBERG, 2012; WUNDER, 2005).

Apesar de acordos privados entre agentes da economia serem o ponto central de mecanismos de PSA (como um "instrumento coaseano"), este fato não exclui o papel do Estado em assegurar as condições para que as transações ocorram. Como não existe mercado para a maioria dos serviços ecossistêmicos (DAILY, 1997; KAREIVA et al., 2011), cabe ao Estado estabelecer uma infraestrutura por meio de aplicações legais, de instituições judiciais e de definição de direitos de propriedade (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008; STERNER; CORIA, 2012) para que o mercado se estabeleça. Assim, os custos de transação são reduzidos, tornando as operações via mercado atrativas do ponto de vista econômico (COASE, 1960).

De qualquer forma, em termos práticos, os mercados já dependem do sistema legal judicial para funcionarem, pois a efetividade de políticas públicas geralmente pode ser ampliada pela utilização de instrumentos de mercado (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; STERNER; CORIA, 2012). Além disso, governos podem reduzir os custos administrativos e de provisão de serviços ecossistêmicos ao criar mecanismos de mercado e transferir esses custos para agentes não governamentais (SCHERR; WHITE; KHARE, 2004; STERNER; CORIA, 2012). Aliado a isso, os fundos públicos⁵⁵ para a gestão ambiental não são suficientes para cobrir os custos da conservação e não devem ser utilizados para financiar mecanismos de PSA (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008; LI; LU, 2006).

Apesar de Wunder (2005) ter definido cinco critérios pelos quais um mecanismo de PSA opera, nenhum programa de PSA avaliado na literatura cumpre esses critérios em sua totalidade (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008; ROSENBERG, 2012; NAEEM et al., 2015;

⁵⁵No capítulo 2 foi possível observar que quando a gestão ambiental fica a encargo somente do governo, deixa de ser eficaz e eficiente.

WUNDER, 2005; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008;), o que justifica certa flexibilidade no uso do instrumento (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008; NAEEM et al., 2015; ROSENBERG, 2012). Segundo Jack, Kousky e Sims (2008) as variações na estrutura de esquemas de PSA incluem: i) a forma de incentivo ou pagamento nas quais os serviços são providos; ii) quem são os provedores; iii) quem são os implementadores e os intermediários; iv) o destino dos incentivos, se são distribuídos individualmente ou à comunidade; v) as regras de elegibilidade para a participação; e vi) a forma como os pagamentos são consolidados. Apesar das possibilidades, os esquemas analisados possuem um fator comum: abordagem de política baseada em incentivos econômicos (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008).

Devido a essa variabilidade de flexibilização dos critérios de PSA, é comum observar alta interferência estatal em esquemas de PSA. Alguns fatores dificultam a transação dos serviços entre agentes privados, que pode ser auxiliada pelo governo. Fatores como: 1) problemas inerentes aos bens públicos⁵⁶, em que é propícia a existência de "caroneiros" (*free-riders*) e, por isso o ofertante dos serviços deixa de ser remunerado apropriadamente (KAREIVA et al., 2011; ROSENBERG, 2012; STERNER; CORIA, 2012); 2) ausência de conhecimento técnico-científico, indisponibilidade de informações e incertezas sobre os processos ecológicos, a dinâmica dos ecossistemas e a relação deles com os bem-estar para os seres humanos (MÉRAL; PESCHE, 2016; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005), tornando difícil a quantificação dos serviços ecossistêmicos; e 3) instituições inadequadas à operacionalização do instrumento (ROSENBERG, 2012; SALZMAN, 2005).

A intervenção do governo é, entretanto, maior do que a desejada para um "instrumento coaseano", o que faz com que o poder público possa assumir cinco papéis, não excludentes, em programas de PSA: 1) comprador de serviços, em que o Estado pode atuar por meio de subsídios ou do pagamento direto aos ofertantes; 2) ofertante em transações internacionais, em que o governo nacional oferece serviços ecossistêmicos gerados no território, como no mercado de carbono para redução do desmatamento; 3) intermediário entre demandantes e ofertantes, auxiliando no processo de comunicação e negociação entre os agentes econômicos envolvidos; 4) regulador do mercado, em que o poder público define regras e padrões para o comércio dos serviços; e 5) provedor de serviço, por meio da criação de áreas protegidas o governo atua como ofertante de serviços ecossistêmicos (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008; ROSENBERG, 2012; SCHERR; WHITE; KHARE, 2004).

A alta interferência estatal sobre o mecanismo de PSA pode descaracterizar o

⁵⁶A definição de bens públicos e a caracterização de outros bens está presente no capítulo 1.

programa e permitir a sua transformação em um programa assistencialista, com "pano de fundo" ambiental, em que o pagamento é feito na forma de subsídios para a conservação⁵⁷ que não necessariamente reverte em efetiva conservação da biodiversidade e ainda pode auxiliar para o aumento da degradação ambiental (JACK; KOUSKY, SIMS, 2008; ROSENBERG, 2012; STERNER; CORIA, 2012).

Programas de subsídios ou de impostos ambientais, destinados a incentivar o uso de recursos de maneira mais sustentável são contrários aos objetivos dos programas de PSA. Alguns autores observaram que eliminar um subsídio existente em um comportamento ambientalmente ruim pode ser tão eficaz em termos ambientais quanto a criação de uma nova política baseada em incentivos e poderia criar menos problemas ou distorções (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008; STERNER; CORIA, 2012) Ademais, o progresso em se desenvolver mercados para bens e serviços ecossistêmicos é travado, em alguns casos, por falhas de governo, como falta de interesse e de suporte político (JACK; KOUSKY, SIMS, 2008; NAEEM et al., 2015; ROSENBERG, 2012; SCHERR; WHITE; KHARE, 2004).

Naeem e coautores (2015) fizeram um estudo qualitativo com 118 projetos/programas de PSA no mundo e observaram que muitos projetos ainda possuem fracos embasamentos científicos. Ezzine-de-Blas e coautores (2016) avaliaram quantitativamente 55 programas de PSA no mundo quanto a eficácia na implementação e notaram que poucos são os programas que se adequam aos critérios definidos por Wunder (2005). Os autores ressaltaram ainda sobre a dificuldade na obtenção de resultados de implementação desses programas.

Além disso, a eficácia de programas de PSA é raramente avaliada com o rigor necessário para reconhecer essa abordagem como um importante instrumento de política e ferramenta de conservação. Parte desse problema é a falta de um simples, e ainda, rigoroso, guia de princípios científicos para fornecer um modelo de programa de PSA e de pesquisas para avaliação de eficácia (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; NAEEM et al., 2015). Dessa forma, o próximo tópico expõe sobre alguns métodos de análise baseada nos critérios de avaliação realizada por Ezzine-de-Blas e coautores (2016), Kandziora, Burkhard e Müller (2013), Naeem e coautores (2015) e nos cinco critérios delineados por Wunder (2005)⁵⁸.

⁵⁷Como é o caso da Bolsa Floresta na região Norte do Brasil.

⁵⁸É visão dessa autora que os métodos desenvolvidos por Naeem e coautores (2015) ainda precisam de ajustes e de parâmetros de análise mais claras. Além disso, os critérios desenvolvidos por Wunder (2005) e replicados pela literatura como base para o conceito de PSA precisam ser reformulados, já que a grande maioria de casos analisados não cumprem todos os critérios. Visto isso, as análises aqui realizadas têm como base teórica esses métodos e critérios que serão adequados de acordo com a visão desta autora.

3.5 CRITÉRIOS PARA ANÁLISE DE PROGRAMAS DE PSA

A análise de programas de PSA ainda é realizada de maneira pontual, sem uma metodologia definida que permite comparabilidade entre os esquemas de PSA em desenvolvimento globalmente (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008; NAEEM et al., 2015). Sucessos em esquemas de PSA dependem: i) de conhecimento científico sobre os serviços ecossistêmicos de interesse; ii) métodos para certificar a entrega desses serviços aos beneficiários; iii) estabelecimento causal entre as práticas de conservação de recursos naturais e a geração do serviço; iv) da escala temporal e espacial na qual o serviço é produzido; e v) do conhecimento de fatores que podem ameaçar os serviços e as possíveis relações com outros serviços benéficos que não são alvo do programa. Se qualquer um desses princípios não é considerado antes da implementação do programa, a capacidade dos mecanismos de PSA de gerar benefícios ecológicos e sociais podem ser indeterminados (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008; NAEEM et al., 2015).

Além de mapear os serviços ecossistêmicos (locais, regionais ou globais) de interesse, é necessário também o desenvolvimento de métricas mais acessíveis e ferramentas de baixo custo para o estabelecimento de indicadores que permitam verificar a relação entre atividades de conservação/restauração do meio ambiente e as funções ecossistêmicas, para o adequado monitoramento dos programas (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008; KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013; NAEEM et al., 2015).

Apesar da existência de trabalhos que avaliaram programas de PSA na literatura (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; MONTEIRO, 2013; NAEEM et al., 2015; NOGUEIRA, 2013; ROSENBERG, 2012; WUNDER, 2005), não existe, ainda, uma metodologia de análise de programas de PSA mundialmente definida, que permita a comparação entre eles e a determinação de sua eficácia tanto em termos ambientais quanto econômicos. Uma das primeiras tentativas de análise quantitativa foi o estudo realizado por Ezzine-de-Blas e coautores (2016). Esses autores realizaram uma meta-análise de padrões de implementação em 55 esquemas de PSA globais, a partir de dados disponíveis na literatura. Para a elegibilidade dos programas da meta-análise, os autores selecionaram Programas de PSA considerados como “puros” ou “genuínos” dentro dos critérios determinados por Wunder (2005). Foi uma primeira tentativa de quantificar os critérios de implementação embasados estatisticamente (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016).

Apesar da sua importância em termos metodológicos quantitativos, o trabalho de Ezzine-de-Blas e coautores (2016) não será usado como base para metodologia de análise

deste capítulo. Devido a pouca disponibilidade de informações sobre os programas de PSA brasileiros, os critérios para a análise desses programas, na seção seguinte, são baseados em uma metodologia qualitativa, principalmente com relação ao desenho desses.

A revisão dos métodos de desenho, de mensuração e de análise de programas de PSA sugere a integração entre conhecimento provenientes de pesquisadores científicos, profissionais, líderes locais, provedores de serviços ecossistêmicos e beneficiários (BLICHARSKA et al., 2017; JACK; KOUSKY; SIMS, 2008; KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013; NAEEM et al., 2015). Métodos para quantificar os serviços ecossistêmicos podem variar em custo, utilidade e complexidade. A ausência de ferramentas para essa quantificação pode tornar os programas de PSA carentes de conhecimento científico prévio e de metodologia eficaz para seu monitoramento efetivo (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013; NAEEM et al., 2015).

Devido à diversidade de ecossistemas e de desenhos de programas de PSA existentes é praticamente impossível delinear uma metodologia de análise quantitativa entre os programas (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013; NAEEM et al., 2015). Quando é possível a sua quantificação, os critérios de elegibilidade dos programas para a análise precisam estar muito bem definidos (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016). Muitos programas avaliados diferem desde a sua concepção, que é o desenho do programa, até a sua execução. Além disso, outros fatores dificultam a avaliação e comparabilidade de programas: 1) a adoção de diferentes conceitos para serviços ecossistêmicos; 2) falta de objetividade do que de fato está sendo ofertado; 3) falta de nexo causal entre práticas de conservação/restauração e o serviço final oferecido; 4) diferentes métodos de valoração para o mesmo serviço⁵⁹; 5) flexibilidade na utilização dos critérios de Wunder (2005) o que dificulta a agregação e comparação (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013; JACK; KOUSKY; SIMS, 2008; NAEEM et al., 2015; WUNDER, 2005).

Em virtude desses fatores, os autores Kandziora, Burkhard e Müller (2013) desenvolveram uma análise matricial para responder perguntas sobre a causalidade entre as variáveis ecológicas básicas, biodiversidade e as funções ecológicas com os serviços ambientais ofertados e se a ferramenta de gestão de serviços ambientais é recomendada para a

⁵⁹Existe uma ampla gama de métodos para valoração de serviços ambientais e cada tipo de serviço tem um determinado método que se adequa melhor (CASTRO, 2015). Porém, é possível verificar alguns programas de PSA que objetivam a oferta do mesmo serviço ecossistêmicos, como a água, com o mesmo processo de intervenção ambiental, como reflorestamento, mas que utilizam métodos distintos para a valoração do serviço ambiental. Para a comparação entre programas se tornar algo possível, é necessária a padronização da metodologia de valoração para a oferta do mesmo serviço, sob o mesmo processo de intervenção.

melhoria do manejo ambiental. Apesar de ter sido realizado em ecossistemas da região temperada (Alemanha), o estudo é uma referência para determinar o uso de indicadores ambientais que devem ser utilizados para avaliar o ambiente *ex-ante* a execução do programa de PSA e o seu monitoramento durante a execução (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013).

Para os autores determinarem uma relação de causa e efeito entre as ações humanas sobre o meio ambiente e a possível oferta dos serviços ambientais e as suas consequências para os ecossistemas, basearam-se nos seguintes pressupostos: 1) os serviços ecossistêmicos são uma interação entre itens ecológicos, sociais e econômicos e a partir desse ponto é possível formular uma cadeia de causa-efeito ou das teias entre os componentes; 2) a cooperação interdisciplinar é necessária e deve ser baseada em informações claras sobre os pontos de ligação entre os diferentes componentes (ambiental, social e econômico); 3) para um adequado manejo ambiental é necessário saber por quais dessas relações os serviços ambientais são produzidos, a fim de planejar as melhorias e as modificações no uso do solo; 4) provedores, beneficiários e tomadores de decisões precisam se atentar para a complexidade pelas quais o sistema opera, a fim de acessar as incertezas inerentes ao processo; e 5) a busca para a ligação entre a proteção natural e a provisão dos serviços ecossistêmicos deve ser baseada em valoração realística da teia funcional pela qual os componentes da biodiversidade operam (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013).

Os autores identificaram os indicadores da integridade ecossistêmica⁶⁰, que se referem às funções ecossistêmicas e que devem ser avaliados *ex-ante* aplicação de qualquer interferência (Quadro 3.5). Já os indicadores dos serviços ecossistêmicos podem ser considerados como representações relevantes para políticas, pois podem identificar lacunas e tendências sobre a oferta sustentável desses serviços e benefícios para manter sua provisão para futuras gerações. Como ainda existem inúmeras classificações de serviços ecossistêmicos, e ainda não existe mútuo entendimento sobre elas, os autores Kandziora, Burkhard e Müller (2013) apresentaram uma classificação de serviços ecossistêmicos baseada nas revisões apresentadas na literatura e os dividem em: **serviços de regulação, de provisão e culturais**. Além disso apresentam possíveis indicadores para mensurar cada serviço (Quadros 3.6 a 3.8).

⁶⁰Integridade do ecossistema ou a saúde do ecossistema são componentes ecológicos básicos de avaliações dos serviços ecossistêmicos e descrevem as funções ecossistêmicas fundamentais formalmente denotada como "serviços ecossistêmicos de suporte" (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013).

Para Kandziora, Burkhard e Müller (2013) os **serviços de regulação** são considerados os benefícios que as pessoas obtêm devido à regulação dos processos naturais, como purificação da água e controle de erosão do solo. Esses são os benefícios menos tangíveis que as pessoas ganham dos ecossistemas quando fatores abióticos e bióticos são controlados e/ou modificados e, conseqüentemente, eles não são amplamente reconhecidos pelos seres humanos. Serviços de regulação (Quadro 3.6) estão diretamente relacionadas aos indicadores de integridade ecossistêmica (Quadro 3.5) (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013). Quando os serviços de regulação são analisados, deve-se ter cuidado em interpretar os resultados de quantificação dos serviços devido a possibilidade de dupla contagem dos serviços e de suas subcategorias, quando se consideram serviços intermediários e serviços finais (BOYD; BANZHAF, 2007; FISHER; TURNER; MORLING, 2009; KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013).

Os **serviços de provisão** incluem todos os produtos dos ecossistemas que os humanos fazem uso (direto) para nutrição, processamento (econômico) e uso de energia. Esses produtos podem ser comercializados, consumidos ou usados diretamente e divididos dentro de subcategorias de comida, material e energia. Estes serviços são considerados os de mais fácil quantificação por já existir indicadores para os bens produzidos como colheita, madeira e pecuária e documentados por um longo período de tempo (Quadro 3.7) (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013).

Quadro 3.5 - Indicadores propostos para indicar a integridade ecológica ou os serviços ecossistêmicos de suporte.

Indicandum da Integridade Ecológica	Definição	Indicadores Potenciais
Captura de Exergia	A capacidade dos ecossistemas para aumentar a entrada de energia utilizável. Exergia é derivada do processo termodinâmico e mede a fração de energia que pode ser transformada em trabalho mecânico. Em ecossistemas, a exergia capturada é usada para acumular/construir biomassa (como produção primária) e estruturas.	Produtividade primária líquida (t C/ha*ano, KJ/ha*ano); Índice de área foliar
Produção de Entropia	Frações de energia não convertidas que são exportadas para dentro do ambiente do sistema	C/ano da respiração
Capacidade de Armazenamento	Capacidade de um ecossistema em estocar nutrientes, energia e água quando disponível e liberá-los quando necessário	N, C _{org} no solo (kg/ha/ano); N, C em biomassa (kg/t/ano)
Ciclagem e Redução da perda de nutrientes	A capacidade de um ecossistema de prevenir saídas irreversíveis de elementos do sistema; referido também como ciclagem de matéria e de nutrientes	Lixiviação de nutrientes, como N, P (kg/ha*ano, mg/l)
Fluxo biótico de água	A ciclagem de água afetada pelos processos vegetais no sistema	Transpiração/evapotranspiração total
Eficiência metabólica	A quantidade de energia necessária para manter uma biomassa específica, também serve como um indicador de estresse para o sistema	Respiração/biomassa (quociente metabólico)
Heterogeneidade	A capacidade de um ecossistema prover <i>habitats</i> adequados para diferentes espécies, para grupos funcionais de espécies e para processos. É essencial para o funcionamento dos ecossistemas	Índices de heterogeneidade de componentes abióticos de habitats (como conteúdo de 134húmus no solo (%)); Número/área de habitats (n/ha)
Diversidade biótica	A presença ou ausência de espécies selecionadas, grupos funcionais de espécies, componentes bióticos dos <i>habitats</i> ou composição de espécies	As espécies indicadoras que representam um determinado fenômeno ou que são sensíveis a alterações distintas (n/ha); Número e identidade de espécies selecionadas (n); Índice de Shannon-Wiener; Índice de Simpson

Fonte: adaptado de Kandziara, Burkhard e Müller (2013).

Quadro 3.6 - Indicadores propostos para representar serviços ecossistêmicos de regulação.

Serviço de Regulação	Definição	Indicadores Potenciais
Regulação do clima global	Estoque de gases do efeito estufa nos ecossistema a longo prazo	Sumidouro de metano, dióxido de carbono e vapor de água (t C/ha*ano); Quantidade de gases armazenados em sistema marinhos, vegetação e solos (t C/ha)
Regulação do clima local	Mudanças nos componentes do clima local, como vento, precipitação, temperatura, radiação devido as propriedades do ecossistema	Temperatura (°C), coeficiente de reflexão (%), precipitação (mm), vento (Bft), amplitudes de temperatura (°C), evapotranspiração (mm), áreas sombreadas (ha, %)
Regulação da qualidade do ar	Captura/filtragem de poeira, químicos e gases	Índice de área foliar; Amplitudes de qualidade de ar (ppb); Desvio padrão da qualidade de ar (ppb); Níveis de poluentes no ar; Cargas críticas (Kg/ha*ano); Diferença entre terra aberta e passagem (Kg/ha*ano)
Regulação do fluxo de água	Manutenção das características do ciclo de água (por exemplo: estoque de água e tampão, drenagem natural, irrigação e prevenção de seca)	taxa de recarga de lençol freático (mm/ha*ano)
Purificação da água	A capacidade que um ecossistema tem de purificar a água, como por exemplo dos sedimentos, pesticidas, microorganismos causadores de doenças e patógenos	Indicadores de qualidade de água: carga de sedimento (g/l), total de sólidos dissolvidos (mg/l)
Regulação de nutrientes	A capacidade de um ecossistema participar d ciclagem de nutrientes, como de Nitrogênio (N) e de Fósforo (P).	Indicadores de qualidade de água, por exemplo N (mg/l), P (mg/l), vazamento de nutrientes (kg/ha*ano), condutividade elétrica (µS/cm), total de sólidos dissolvidos (mg/l), taxa de rotatividade de nutrientes, por exemplo N, P (por ano)
Regulação de erosão	Retenção do solo e a capacidade de prevenir e mitigar a erosão e deslizamento de solos	Cobertura vegetal (%), perda de partículas de solo pela água e vento (Kg/ha*a), fatores de avaliação de frequência de deslizamento (n/ha*ano)
Proteção contra desastres naturais	Proteção e mitigação de enchentes, tempestades (furacões, tufões), incêndios e avalanches	Número de perigos evitados (n/a), barreiras naturais (dunas, mangues, áreas alagadas, recifes de corais) (% , ha)
Polinização	Abelhas, aves, morcegos, mariposas, moscas, vento e animais não voadores que contribuem para a dispersão de sementes e a reprodução de várias plantas	Número de espécies e quantidade de polinizadores (n/ha)
Controle de peste e doenças	A capacidade de um ecossistema de controlar pestes e doenças devido a variação genética de plantas e animais fazendo deles menos propensos a doenças e pela ação de predadores e parasitas	População de agentes biológicos e controle de pragas (n/ha)
Regulação de resíduo	A capacidade de um ecossistema de filtrar e decompor matéria orgânica na água e nos solos	Quantidade e número de decompositores (n/ha); taxa de decomposição (Kg/ha*ano)

Fonte: adaptado de Kandziora, Burkhard e Müller (2013).

Quadro 3.7 - Indicadores propostos para representar serviços ecossistêmicos de provisão.

Serviços de provisão	Definição	Indicadores Potenciais
Safra	Cultivo de plantas comestíveis e exploração dessas plantas em solos agrícolas e jardins que são usados para a nutrição humana.	colheita (t/ha*ano, KJ/ha*ano); produção primária líquida (t C/ha*ano, KJ/ha*ano); rendimento (R\$/ha*ano)
Biomassa para energia	Plantas utilizadas para conversão de energia (por exemplo: cana de açúcar, milho)	colheita (t/ha*ano, KJ/ha*ano); produção primária líquida (tC/ha*ano, KJ/ha*ano); rendimento (R\$/ha*ano)
Forragem*	Cultivo e exploração de forragem para animais domésticos	colheita (t/ha*ano, KJ/ha*ano); produção primária líquida (t C/ha*ano, KJ/ha*ano); rendimento (R\$/ha*ano); área usada para exploração de forragem (ha)
Gado doméstico	Produção e utilização de animais domésticos para nutrição e uso de produtos relacionados (laticínios, lã)	Número de animais (n/ha*ano, KJ/ha*ano); respectivos produtos animais (t/ha*ano); produção animal (t C/ha*ano, KJ/ha*ano); rendimento (R\$/ha*ano)
Fibra	Cultivo e exploração de fibras naturais (como algodão, juta, sisal, seda, celulose) para por exemplo, roupas, tecido, papel	Fibra explorada em t/ha*ano, KJ/ha*ano; Rendimento (R\$/ha*ano)
Madeira	Madeira usada para propostas de construção	Madeira explorada em (sólido) m ³ /ha*ano, volume*ano; Produção primária líquida (tC/ha*ano, KJ/ha*ano), rendimento (R\$/ha*ano)
Combustível de madeira	Madeira usada para conversão de energia e/ou para produção de calor	Combustível de madeira explorada (m ³ /ha*ano); produtividade primária líquida (t C/ha*ano, KJ/ha*ano); rendimento (R\$/ha*ano)
Peixe, frutos do mar e algas comestíveis	Captura de frutos do mar/algas para alimento, farinha de peixe e óleo de peixe	Peixe/alga/frutos do mar capturados em (t/ha*ano, KJ/ha*ano); produção animal (t C/ha*ano, KJ/ha*ano); rendimento (R\$/ha*ano)
Aquicultura	Exploração de alga/frutos do mar de fazendas de aquiculturas marinhas e continentais	Exploração de frutos do mar/algas em (t/ha*ano, KJ/ha*ano), produção animal (t C/ha*ano, KJ/ha*ano); rendimento (R\$/ha*ano)
Alimentos silvestres, gado semi-doméstico e recursos ornamentais	Exploração de frutos, cogumelos, plantas comestíveis, animais silvestres caçados, peixes capturados de pesca recreativa, criação de animais semi-domésticos e coleção de ornamentos naturais (como conchas, folhas e galhos para propostas religiosas e ornamentais)	Quantidade de itens respectivos coletados, número de espécies silvestres usadas para nutrição (Kg/ha*ano, KJ/ha*ano); captura de peixe/animais selvagens caçados (Kg/ha*ano), colheita de biomassa vegetal (tC/ha*ano); Rendimento (R\$/ha*ano)
Bioquímicos e Remédios	Produtos naturais utilizados como bioquímicos, remédios e/ou cosméticos	Quantidade ou número de produtos usados para remédios/bioquímicos(Kg/ha*ano, n/ha*ano); produtividade primária líquida (t C/ha*ano, KJ/ha*ano); Rendimento (R\$/ha*ano)
Água Doce	Água Doce usada (para beber, uso doméstico, uso industrial, irrigação)	Retirada de água doce (l/ha*ano, m ³ /ha*ano)
Recursos Minerais**	Minerais escavados próximos ou acima da superfície (como areia para construção, ouro)	Minerais escavados (t/ha*ano)
Fontes abióticas de energia**	Fontes usadas para conversão de energia (como energia solar, energia eólica, hidrelétrica e geotérmica)	Energia convertida (kWh/ha); Eletricidade produzida (kWh/ha)

* Potencial dupla-contagem quando forragem é usada para alimentação na mesma fazenda.

**Esses serviços frequentemente não são tidos como serviços ecossistêmicos, mas eles podem ser de alta importância para decisões políticas, para estratégias de manejo do uso do solo e cenários em escalas globais e regionais.

Fonte: adaptado de Kandziora, Burkhard e Müller (2013).

Quadro 3.8 - Indicadores propostos para representar serviços ecossistêmicos culturais.

Serviços culturais	Definição	Indicadores Potenciais
Recreação e Turismo	Atividades ao ar livre e turismo relacionadas ao ambiente ou paisagem local, incluindo formas de esportes, lazer e atividades ao ar livre.	Número de visitantes ou de instalações (como hotéis, restaurantes, trilhas, estacionamentos) (n/ha, n/instalação*ano); resultados de questionários ou de preferências naturais e preferências de lazer (observação d vida selvagem, caminhada, pesca, esportes); volume de negócios de turismo (R\$/ha*ano)
Beleza cênica, amenidade e inspiração	Qualidade visual da paisagem/ecossistemas ou parte deles que influenciam o bem-estar humano e a necessidade de criar algo, especialmente em arte, música e literatura. O senso de beleza que as pessoas obtém de olhar paisagens/ecossistemas, pois ecossistemas provêm uma rica fonte de inspiração para arte, folclore, símbolos nacionais, arquitetura, propaganda e tecnologia.	Preferências de questionários; beleza cênica estimada via métricas de paisagens; número de pinturas/ilustrações, músicas, produtos retratando a respectiva paisagem/ecossistema (n/tipo de paisagem); estimativa do custo de viagem; Disposição a pagar.
Sistemas de conhecimento	Educação ambiental baseada no ecossistema/paisagem, ou seja, for a do contexto escolar formal, e conhecimento em termos de conhecimento tradicional e expertises especiais vindas de vivência nesse particular ambiente	Número de instalações relacionadas a educação ambiental e/ou eventos e o número de seus usuários (n/ha*ano)
Experiência religiosa/espiritual	Valores emocionais e espirituais que pessoas ou religiões atribuem ao ambiente ou paisagens locais devido a experiências espirituais e/ou religiosa	Número de instalações espirituais e número de seus visitantes para performance de rituais e manutenção da relação com ancestrais (n/ha, n/instalação*ano)
Herança cultural e diversidade cultural	Valores que humanos colocam na manutenção de paisagens historicamente (culturalmente) importantes e formas de uso da terra (herança cultural)	Resultados de questionários sobre preferências pessoais das pessoas locais; número de empregados em formas de uso da terra tradicionais (n/ha)
Diversidade cultural e diversidade natural	O valor de existência da natureza e de espécies além dos benefícios econômicos ou humanos	Número de espécies ou habitats ameaçados, protegidos e/ou raros (n/ha).

Fonte: adaptado de Kandziora, Burkhard e Müller (2013).

Os **serviços culturais** se referem aos benefícios indiretos que as pessoas recebem dos ecossistemas na forma de experiência espiritual não material, inspirativa, religiosa e educacional (BLICHARSKA et al., 2017; KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013). Kandziora, Burkhard e Müller (2013) propuseram a classificação de acordo com MEA (2005) e De Groot e coautores (2012) (Quadro 3.8). A quantificação dos serviços culturais é na maioria relacionada com a recreação e com o turismo (indicadores são baseados em dados qualitativos). Na quantificação dos serviços culturais também é possível a dupla contagem, mesmo que eles não sejam diretamente precificados (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013).

Como o conceito de serviços ecossistêmicos está relacionado ao bem-estar humano, na visão econômica, em que os bens e serviços ecossistêmicos sustentam o bem-estar e as ações humanas, os autores forneceram indicadores para o bem-estar humano e a qualidade de vida segundo a classificação da Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013; ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT, 2015). Porém, como é uma categorização mais

subjettiva, os autores orientam utilizar indicadores nacionais ou locais.

A análise matricial foi feita para determinar a relação, qualitativa direta, entre as funções ecossistêmicas, categorizadas pelos indicadores de integridade ecossistêmica (Quadro 3.5), e os serviços listados (Quadro 3.6 a 3.8). A questão principal de análise dos autores Kandziora, Burkhard e Müller (2013, p. 65) foi: "Se houver um aumento na variável de integridade (Y), qual será o efeito direto para o respectivo serviço ecossistêmico (X) nas condições do norte da Alemanha?".

Os resultados obtidos pelos autores sugerem que diversas propriedades dos ecossistemas influenciam os valores das variáveis de integridade. Entre os serviços ecossistêmicos, os serviços de regulação têm um alto grau de relações com os indicadores funcionais, porque ambas classes estão relacionadas a processos de autorregulação do ecossistema. Influências negativas estão relacionadas à produção de entropia. Os serviços de regulação mostram forte relação com as variáveis estruturais e de produtividade do ecossistema (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013).

O grau de conectividade entre as variáveis testadas demonstra um alto grau de dependência mútua. Os serviços de provisão têm o maior grau de conectividade com os outros serviços (de regulação e culturais), porém a maioria tem uma influência negativa, pois são dominados por relações competitivas. A menor interação foi entre serviços culturais e de provisão. Uma gestão ambiental com foco na oferta de serviços de provisão, portanto, pode reduzir a oferta de serviços culturais na paisagem. A maioria das interações entre serviços de regulação e de provisão se mostraram, também, excludentes e competem entre si. Relações entre serviços de regulação e culturais foram caracterizadas como relações fortemente positivas. A gestão de paisagens para otimizar a oferta de serviços culturais pode ser feita de modo a apoiar a oferta dos serviços de regulação (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013).

Os resultados das inter-relações, especialmente as positivas entre os serviços, podem apresentar dupla-contagem. Se o objetivo é evitar a dupla-contagem, somente os bens finais devem ser analisados para uma quantificação mais exata dos produtos das funções ecossistêmicas (BOYD; BANZHAF, 2007; KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013).

Um resultado de destaque no estudo foi o papel distinto da biodiversidade. A biodiversidade se mostrou um importante regulador para a maioria dos atributos funcionais dos indicadores de integridade. A biodiversidade fornece as limitações estruturais para os serviços de regulação e alguns deles (por exemplo, polinização e controle de pragas) foram fortemente relacionadas à biodiversidade. Os serviços de provisão, no entanto, foram, na sua

maioria, negativamente relacionados com a biodiversidade. As exceções foram pesca, alimentos do mar, alimentos silvestres e bioquímicos que podem alcançar altas provisões com altos valores de indicadores de biodiversidade. Além disso, os serviços culturais também mostraram alta dependência com as variáveis de biodiversidade e de heterogeneidade (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013).

É necessário incluir um amplo leque de informações sobre as funções dos ecossistemas, a biodiversidade e os serviços dos ecossistemas e desenvolver indicadores adequados nos estudos de avaliação e nas decisões relacionadas com a gestão da paisagem. Especialmente a composição funcional do ecossistema (ou seja, a identidade, abundância das espécies e sua variedade, bem como a distribuição da espécie em particular no ecossistema, considerando a ocupação em funções variadas), que tem sido apontada como principal causadora das alterações da biodiversidade em muitos serviços ecossistêmicos (DÍAZ et al., 2006; KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013).

Apesar das relações apresentadas nesse estudo terem sido qualitativas, da ideia de linearidade das consequências ecológicas de um sistema complexo e de algumas outras incertezas, esse estudo é pioneiro em investigar as possíveis relações entre as funções ecossistêmicas e a oferta dos serviços ecossistêmicos. A seleção das variáveis focais foi estabelecida com o objetivo de obter uma abordagem integrada da análise dos serviços ecossistêmicos na escala de paisagem em combinação com uma avaliação da integridade do ecossistema baseado na área (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013). **Esse estudo ilustra o quão complexo são as relações entre as variáveis ambientais, os serviços ofertados e o bem-estar humano. E que mesmo em uma escala espacial pequena de análise, existe uma rede intrincada de relações.**

Em 2015, Naeem e coautores também realizaram uma análise qualitativa de programas considerados de PSA mundiais. Os autores agruparam alguns dos indicadores utilizados por Kandziora, Burkhard e Müller (2013) como diretrizes para guiar uma análise em escala global, e essas diretrizes foram agrupadas dentro de quatro princípios (Tabela 3.1). A eleição dos programas utilizados na análise de Naeem e coautores (2015) foi baseada nos critérios de Wunder (2005) para PSA. Contudo, como existem poucos projetos de PSA "perfeitos" na prática (NAEEM et al., 2015), os autores consideraram projetos que foram categorizados como tal pela instituição executora do programa (agência ou ONG). Permitiram também, no entanto, a existência de variações como: se um comprador era uma entidade pública, se o projeto era parcialmente ou completamente financiado por meio de impostos, em que transações não totalmente voluntárias poderiam ocorrer.

Os casos foram analisados baseados na presença ou ausência de quatro princípios: 1) reconhecimento da dinâmica dos ecossistemas; 2) uso de dados básicos prévios (estudos de linhas de base); 3) presença de programa de monitoramento; e 4) inclusão de métrica, especialmente para determinar riscos, como mudanças climáticas, doenças emergentes, espécies invasoras e outras possíveis ameaças (Tabela 3.1). Apesar de os autores listarem diretrizes científicas dentro de cada princípio para a implementação e monitoramento dos programas de PSA, a avaliação final foi baseada somente em quatro perguntas que resumiram a essência de cada princípio. A pontuação final representa a adequação às perguntas. Por exemplo, para métrica de riscos e ameaças, a pontuação de cada programa foi feita com base na pergunta: "As primeiras ameaças aos serviços foram identificadas?"⁶¹ (NAEEM et al., 2015, Material complementar; Tabela 3.1). Os projetos receberam pontuações 0, 0,5 ou 1, de acordo com sua adequação em cada critério. Por exemplo, um projeto que não tinha dados básicos disponíveis antes de sua implementação recebeu pontuação "0"; já um projeto que coletou dados básicos específicos do local recebeu "1" de pontuação. Um escore de 0,5 foi atribuído a um projeto que se baseou em dados ou pesquisas existentes de outros programas semelhantes, ou se os dados foram coletados parcialmente (Tabela 3.1) (NAEEM et al., 2015).

Dos 118 projetos analisados, em 60% deles faltou adesão aos quatro princípios julgados essenciais para garantir a integridade científica das intervenções ambientais e que, conseqüentemente, não maximizaram benefícios ecológicos ou que tiveram risco de falha. Os projetos foram analisados quanto ao pagamento a três principais serviços: 1) Biodiversidade; 2) Carbono; e 3) Água. A média da pontuação dos programas avaliados foram: 1) Biodiversidade = 2,97; 2) Carbono = 3,58; e 3) Água = 2,88 (NAEEM et al., 2015).

Dos 118 casos avaliados por Naeem e coautores (2015) incluem seis programas brasileiros⁶² (Tabela 3.2): dois de biodiversidade (os dois primeiros), três de carbono (os três últimos) e um para água. Nota-se que os programas de PSA de carbono obtiveram a maior pontuação (média 3,33), seguido pelo programa de água (nota 3) e pelos de biodiversidade (média 1,58). Apesar dos escores de enquadramento dos programas de PSA de carbono terem apresentado médias altas, próxima da máxima pontuação possível (4), não indica que esses programas sejam eficazes ou que possam ser considerados um programa de PSA "clássico".

⁶¹Tradução de: "*Are the primary threats to the service identified?*" (NAEEM et al., 2015).

⁶²Os mesmos programas brasileiros que foram avaliados por Naeem e coautores (2015) são avaliados, no tópico a seguir, sob a ótica do desenho de PSA, de acordo com parâmetros de Wunder, Engel e Pagiola (2008).

Tabela 3.1 - Princípios utilizados por Naeem e coautores (2015) para análise de programas de PSA.

Princípio	Objetivo	Diretrizes Científicas	Pergunta	Score
Dinâmica	Garantir a capacidade de adaptação do projeto à dinâmica dos processos naturais e antropogênicos	<i>Identificar serviços-chave para cada tipo de serviço, além dos serviços-alvo</i>	O projeto incorpora o Manejo Adaptativo (qualquer menção de ajuste de gestão com base em mudanças ecológicas ou dados / resultados do projeto)?	0 = Não; 0,5 = Parcialmente; 1 = Sim.
		<i>Identificar escala espaço-temporal dos serviços alvo</i>		
		<i>Identificar necessidade de dados, recursos e falhas/faltas</i>		
		<i>Identificar estressores e sua variabilidade espaço-temporal</i>		
		<i>Identificar e prever ameaças endógenas e exógenas</i>		
		<i>Identificar as funções de produção e a sensibilidade de serviços</i>		
		<u>Determinar trade-offs e sinergias entre os serviços</u>		
		<u>Determinar como a diversidade funcional influencia na resiliência</u>		
Dados Básicos	Documentar condições ambientais iniciais	<i>Medir influências de intervenções sobre os serviços</i>	Os dados básicos foram: A) coletados ativamente para este esquema de PSA, ou B) estudos / dados anteriores foram utilizados como fonte de dados básicos?	
		<i>Medir status e tendências de serviços não-alvo</i>		
		<i>Garantir que medições são possíveis/factíveis dados os recursos</i>		
		<u>Acessar o estado inicial de ameaças endógenas e exógenas aos serviços</u>		
		<u>Medir fatores importantes para prever a tendência dos serviços</u>		
Monitoramento	localizar fatores necessários para o manejo, comércio, previsão e avaliação	<i>Quantificar entregas associadas com serviços alvo</i>	Existe um programa de monitoramento?	
		<i>Identificar escalas espaço-temporais antes da implementação</i>		
		<i>Usar métodos/protocolos estabelecidos e de boas práticas para monitoramento</i>		
		<i>Estimar incertezas</i>		
		<i>Monitoramento deve informar os tomadores de decisão</i>		
		<i>Monitoramento deve detectar mudanças potenciais nas condições iniciais</i>		
		<u>Monitorar serviços não-alvo que influenciam serviços-alvo</u>		
Métrica	Métodos robustos, eficientes e versáteis para aquisição de dados	<i>Precisa ser relevante, confiável e apropriado em escala</i>	As primeiras ameaças aos serviços foram identificadas?	
		<i>Deve cumprir com padrões voluntários, de certificação e de regulações</i>		
		<i>Deve refletir escalas espaço-temporais como identificado na DINÂMICA</i>		
		<i>Otimizar o balanço entre precisão e simplicidade</i>		
		<i>Acessar progresso (em conjunto com DADOS BÁSICOS e MONITORAMENTO)</i>		
		<i>Estabelecer referências (benchmarks) (em conjunto com DADOS BÁSICOS e MONITORAMENTO)</i>		
		<i>Deve medir tanto mudanças absolutas quanto mudanças relativas</i>		
		<u>Preferencialmente selecionado para que permita comparações entre outros tipos de serviços</u>		
		<u>Acessar como os serviços são influenciados entre si</u>		

*Em itálico estão as diretrizes que devem ser seguidas para que o programa seja bem sucedido, segundo os autores; sublinhadas estão as diretrizes desejáveis de serem colocadas em prática.

Fonte: Elaborado pela autora, com base em Naeem e coautores (2015).

Um score 4, como o obtido pelo programa realizado na RDS Juma, que inserido dentro do Programa Bolsa Floresta do estado do Amazonas, indica que o programa: 1) incorpora um manejo adaptativo, com participação da comunidade no processo decisório; 2) que uma linha de base foi coletada antes da implantação do programa na região; 3) que existe um programa de monitoramento; e 4) que as principais ameaças foram identificadas (NAEEM et al., 2015). Porém, não indica que todas as diretrizes foram cumpridas no delineamento e/ou na execução do programa. Uma análise do Plano de Gestão da RDS do Juma (FUNDAÇÃO

AMAZÔNIA SUSTENTÁVEL, 2010) e dos relatórios da instituição executora do projeto (FUNDAÇÃO AMAZÔNIA SUSTENTÁVEL, 2016) mostrou que a escala espaço-temporal dos serviços alvo, os *trade-offs* e as sinergias entre os serviços e como a diversidade funcional influencia na resiliência do ecossistema (diretrizes científicas do princípio “Dinâmica”, tabela 3.1) não são contempladas no manejo participativo (FUNDAÇÃO AMAZÔNIA SUSTENTÁVEL, 2010, 2016).

Para uma análise detalhada dessas diretrizes, por exemplo, seria necessário um delineamento similar ao feito por Kandziora, Burkhard e Müller (2013), que identifica relações entre serviços ofertados e as funções ecossistêmicas presentes na região. Apesar do mapeamento prévio das variáveis de solo, clima, e morfologia vegetal, isso não indica uma relação de causalidade entre as variáveis, relação assumida na maioria dos projetos de PSA. Uma análise dos desenhos dos projetos de PSA é apresentada a seguir. A agregação de diversos indicadores em uma única e simples pergunta, simplificou o processo de análise dos programas de PSA realizado por Naeem e coautores (2015) e desconsiderou a análise de pontos primordiais, que estão inseridas nas diretrizes científicas indicadas pelos autores, mas que não necessariamente são avaliadas por mera resposta às perguntas.

Previamente ao estudo de Naeem e coautores (2015), Wunder, Engel e Pagiola (2008) editaram uma edição especial do periódico *Ecological Economics* (2008) com estudos de casos de programas de PSA no mundo e organizaram um resumo das avaliações no último artigo da edição (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008). Muitos dos casos de PSA analisados por esses autores têm características que não se adequam plenamente à definição de PSA (WUNDER, 2005) em um ou mais aspectos e torna-se um julgamento subjetivo sobre se vários programas devem ser considerados como "PSA com qualificações" ou "não-PSA com características tipo PSA" (WUNDER, ENGEL; PAGIOLA, 2008). Mesmo entre os três autores, existe algum desacordo sobre onde exatamente a linha entre PSA e não-PSA deve ser traçada. Em última análise, no entanto, os autores acreditam que é mais útil discutir a forma como os programas de PSA são projetados (WUNDER, ENGEL; PAGIOLA, 2008).

Tabela 3.2 - Casos brasileiros analisados pelos autores Naeem e coautores (2015).

	RESEX Chico Mendes - Extração da Borracha - AM	Integração da Conservação da Biodiversidade e do Uso Sustentável nas Práticas de Produção de Produtos Florestais não Madeireiros e Sistemas Agro-Florestais em Paisagens Florestais de Uso Múltiplo de Alto Valor de Conservação	Produtor de - Água - PCJ - SP	APA - Guaraqueçaba - PR	RDS Juma - Bolsa Floresta - AM	Corredor Ecológico Pau Brasil - Monte Pascoal - BA
Local: País, região, cidade, comunidade (e possível extensão)	Acre	Brasil. Caatinga, Cerrado, Amazônia	São Paulo	Paraná. RPPN da Cachoeira	Amazonas. RDS Juma	Bahia
As primeiras ameaças aos serviços foram identificadas?	1	1	1	1	1	1
O projeto incorpora o Gerenciamento Adaptativo (qualquer menção de ajuste de gestão com base em mudanças ecológicas ou dados / resultados do projeto)	0	0	0	0	1	0
Os dados de linha de base foram: A - coletados ativamente para este esquema de PSA, ou B - estudos / dados anteriores foram utilizados como fonte de dados de linha de base?	0	1	1	1	1	1
Existe um programa de monitoramento?	0	0,5	1	1	1	1
Total	1	2,5	3	3	4	3

Fonte: Adaptado de Naeem e coautores (2015).

Segundo Wunder, Engel e Pagiola (2008), a construção de um programa de PSA que gere serviços ambientais desejados e que sejam eficazes depende de uma série de etapas: 1) os provedores de serviços potenciais devem se inscrever no programa; 2) os fornecedores devem respeitar os termos do seu contrato, que deve ter meios explícitos para monitorar a oferta de serviços ambientais e penalizar caso haja interrupção; 3) o cumprimento do contrato deve resultar em uma efetiva mudança no uso da terra em comparação com o que teria acontecido sem o programa, que caracteriza a **adicionalidade**; 4) as mudanças induzidas no uso da terra devem, de fato, gerar o serviço ambiental desejado, que caracteriza a **condicionalidade**; 5) o serviço ambiental desejado deve ser fornecido a longo prazo, que caracteriza a **permanência** da oferta do serviço; 6) determinar se os usos do solo prejudiciais para o ambiente que o programa de PSA está a substituir são deslocadas para outra área, que define o "**vazamento**"; e 7) verificar se o programa cria **incentivos perversos**, ou seja, se os proprietários de terra degradam o ambiente somente para receber pagamentos pela sua restauração. Essas etapas são referências (ou critérios) para se avaliar os programas de PSA (WUNDER, ENGEL; PAGIOLA, 2008).

A análise de alguns programas de PSA brasileiros realizada nesta tese, portanto, segue os critérios de Wunder, Engel e Pagiola (2008). Os mesmos critérios também foram utilizados na meta-análise de 55 programas de PSA mundiais (EZZINE-DE-BRAS et al., 2016) e estão apresentados em detalhes a seguir, com algumas considerações da análise de Kandziora, Burkhard e Müller (2013) e de Naeem e coautores (2015).

3.5.1 Análise Qualitativa dos Programas de PSA

Ezzine-de-Blas e coautores (2016) só conseguiram comparar programas de PSA mundiais quando usaram os critérios de Wunder (2005) como pré-requisito de elegibilidade. Somente foram utilizados na análise, portanto, os programas de PSA “puros” ou “genuínos”. Wunder, Engel e Pagiola (2008) analisaram os desenhos dos programas, ou os projetos, de 14 PSA mundialmente conhecidos e já em desenvolvimento, separados em programas pagos ou financiados pelos usuários (privados, $n = 4$), e programas pagos ou financiados pelo governo ($n = 10$).

Nos programas categorizados como financiados pelos usuários os compradores de serviços são os usuários de serviços reais (empresas privadas ou o usuário final do serviço); já os programas de PSA financiados pelo governo, os compradores de serviços são um terceiro (normalmente o governo). Além disso, foi verificado a voluntariedade da inscrição dos programas, os métodos de monitoramento de cumprimento dos contratos e as sanções caso o descumprimento.

De acordo com os programas avaliados por Wunder, Engel e Pagiola (2008), a conformidade (critério 2) foi analisada por meio de inspeções no local. No caso de programas maiores, por meio de imagens de satélite de sensoriamento remoto, juntamente com investigações no local do programa. Nos programas brasileiros analisados, o monitoramento também seguiu os mesmos procedimentos. O acompanhamento, porém, por si só não é suficiente para garantir a conformidade, a menos que a não conformidade seja sancionada.

Quanto ao critério 3, o da adicionalidade, mesmo quando se assume a conformidade, um programa de PSA só resulta em um aumento da oferta do serviço ambiental se induzir uma mudança real nas atividades de uso do solo. Na prática, medir a adicionalidade não é uma tarefa trivial, uma vez que requer comparar o comportamento observado de "com-intervenção" com um cenário contra-factual não observado.

A ausência de métrica em avaliar a adicionalidade, um dos principais critérios que determinam a eficácia de um PSA (ENGEL, PAGIOLA; WUNDER, 2008; WUNDER, 2005), fez Ezzine-de-Blas e coautores (2016) determinarem três fatores críticos de alto potencial para a análise dessa eficácia: 1) o alvo espacial dos contratos, onde áreas com altos ganhos

potenciais nos serviços ambientais (como *hostspots* de biodiversidade; como também observado por KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013) e alta alavancagem (como em áreas com alto grau de desflorestamento) são prioritárias; 2) pagamentos diferenciados, em que os pagamentos são baseados no custos de provisão e de tecnologias usadas pelos provedores (foi observado que pagamentos diferenciados levam a maior custo-efetividade dos programas do que aqueles em que os pagamentos foram o mesmo, por hectare ou por família); e 3) grau de condicionalidade, em que programas em que há fraco monitoramento e cumprimento (por parte do provedor), leva ao uso dos recursos para outros objetivos, diferentes dos inicialmente propostos (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016)

No entanto, a adicionalidade no uso da terra ainda não é suficiente para caracterizar um programa como PSA puro. É necessário determinar se as corretas mudanças no uso do solo estão sendo empreendidas, ou seja, se os novos usos da terra geram o serviço ambiental desejado (critério 4). Para programas com o objetivo de manter e/ou aumentar biodiversidade local, proteger ou restaurar o habitat original normalmente produz efeitos positivos, embora seu tamanho seja variável. Os valores da paisagem são esteticamente determinados e, portanto, valorados diretamente por meio das percepções dos usuários, sem necessidade aparente de monitoramento científico (KANDZIORA, BURKHARD; MÜLLER, 2013; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008).

No entanto, existe pouca clareza se programas de PSA que visam aumento e melhoria da qualidade da oferta de água estão promovendo os usos corretos da terra, pois vínculos biofísicos têm sido pouco medidos e são objeto de controvérsia na literatura (CHAN et al., 2006; KANDZIORA, BURKHARD; MÜLLER, 2013; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008).

A condicionalidade é fundamental para a definição de um programa de PSA e para a sua avaliação. Para que os pagamentos sejam condicionais, deve ser possível verificar a existência da oferta do serviço ambiental e estabelecer uma ligação entre as ações de conservação efetuadas e a oferta unitária adicional do serviço (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008) e verificar o período de monitoramento e as sanções pelo descumprimento (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016). Isto requer: i) a compreensão dos caminhos causais (processos) das medidas de conservação que levam à provisão de serviços ambientais, reconhecendo a sua extensão e distribuição espacial; ii) o desenvolvimento de "*proxies*" ou indicadores, para fácil reconhecimento e monitoramento; iii) desenvolvimento de métodos simplificados, porém precisos, para a validação dos serviços

ambientais fornecidos (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; KANDZIORA, BURKHARD; MÜLLER, 2013).

A partir dessas considerações, a condicionalidade dos programas brasileiros analisados a seguir foi classificada em baixa, média ou alta e relacionadas com a existência de estudos de linhas de base e com a ligação entre o uso da terra e os serviços ambientais (Quadro 3.9).

Quadro 3.9 - Classificação da condicionalidade dos programas de PSA brasileiros.

Condicionalidade	Linha de base e cenários	Ligação do uso da terra à oferta de serviços ambientais
Baixa	Sem estudos prévios	Assumido, sem provas
	Estudos realizados, mas sem conexão entre variáveis	
Média	Estudos de variáveis ecológicas, estudos georreferenciados e características hidrológicas estudadas, mas sem determinar causalidade entre variáveis.	Pouco estudada a relação, mas características ambientais estudadas previamente indicam relação
Alta	Estudos que quantificaram antes do início do projeto, uma relação de causalidade entre indicadores ambientais e os serviços ambientais ofertados	Explícito

Fonte: Elaborado pela autora, baseado em Wunder, Engel e Pagiola (2008) e em Kandziora, Burkhard e Müller (2013).

Idealmente, os pagamentos deveriam ser feitos diretamente com base no serviço ambiental fornecido, como ocorre, por exemplo, com os pagamentos por sequestro de carbono, em que se paga a unidade de carbono assimilada pela produção primária. Contudo, pagamentos "baseados na produção"⁶³ não são possíveis na maioria dos casos (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008). A opção, portanto, é basear os pagamentos por hectare (PSA/área), conhecidos como programas de PSA baseados em *inputs*, como por exemplo, pagamento por hectare de floresta conservada. Alternativamente, outras métricas têm sido usadas para medir os *inputs*, com o número de árvores plantadas ou horas de trabalho gastas para remoção de espécies exóticas (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; KANDZIORA, BURKHARD; MÜLLER, 2013).

Os programas de PSA baseados em *inputs* geralmente dividem o monitoramento em: i) verificar se os fornecedores de serviços ecossistêmicos estão cumprindo seus contratos com relação ao uso do solo; e ii) verificar se esses usos produzem, de fato, os serviços desejados (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008). Segundo Pagiola e Platais (2002), os programas não vão além do monitoramento do cumprimento do uso do solo.

⁶³Tradução de *output based* (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008, p. 668).

Assim como a adicionalidade, Wunder (2005) sugere que a causalidade entre o uso da terra e a real oferta do serviço ambiental esperado deve ser feita ao longo do processo de planejamento, antes da implantação do programa, e depois da implementação das atividades do programa para a oferta de serviços ambientais. Esse passo é importante porque nem todos os ecossistemas possuem uma relação de causalidade semelhante para todos os serviços ambientais. A oferta de água é um desses exemplos (CHAN et al., 2006; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; KANDZIORA, BURKHARD; MÜLLER, 2013; WUNDER, 2005;).

Embora um programa de PSA esteja em vigor, a provisão contínua do serviço ambiental depende, em princípio, do financiamento contínuo do programa (critério 5 - permanência). Em programas financiados pelo usuário, a permanência depende dos usuários estarem satisfeitos do recebimento dos benefícios dos serviços, o que ressalta a importância de garantir que os programas de PSA tenham embasamento científico prévio sobre a ligação entre o uso do solo e a provisão dos serviços ambientais (PAGIOLA; PLATAIS, 2002; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008).

Nos programas financiados pelo governo, a permanência depende de alocações orçamentárias contínuas. Mesmo enquanto o programa estiver em vigor, mudanças nas condições podem fazer com que os participantes reconsiderem sua participação e saiam do programa (seja por não renovar seus contratos, ou por violar seus termos). Se os benefícios potenciais das atividades alternativas aumentarem, os programas de PSA terão de aumentar os seus pagamentos se quiserem continuar a atrair participantes. No entanto, se os benefícios das atividades alternativas diminuírem, os programas de PSA poderão oferecer pagamentos mais baixos e ainda manter os participantes. Os programas que oferecem pagamentos fixos (sobretudo pagamentos uniformes) provavelmente enfrentam decisões politicamente improváveis de serem mantidas quando as condições mudam (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008).

O vazamento, critério 6, pode ocorrer em escala espacial local, por exemplo, um potencial participante de um programa de PSA que desfloresta um terreno para substituir outro em um contrato de conservação; ou indiretamente, em uma escala espacial maior, por exemplo, se a manutenção dos produtos florestais resulta em preços mais elevados devido à reduzida disponibilidade de terras cultiváveis, que induz o desmatamento adicional em outro lugar. O vazamento só é relevante quando o âmbito espacial de intervenção é inferior ao do serviço desejado. Por exemplo, o vazamento é uma preocupação relevante para serviços globais como de armazenamento de carbono. Com o desenho apropriado dos projetos de PSA e o monitoramento adequado, o risco de vazamento local pode ser reduzido. Dada a pequena

dimensão dos programas de PSA financiados pelos usuários é pouco provável a indução de efeitos indiretos de vazamento. Os programas financiados pelo governo, no entanto, por possuir uma escala espacial maior, tem maior probabilidade de vazamentos (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008).

Um clássico exemplo de incentivos perversos, critério 7, é o de pagamentos para o reflorestamento, que pode induzir a desertificação em algumas áreas. Os programas de PSA que oferecem pagamentos apenas quando há ameaças de degradação podem induzir os candidatos a criar tais ameaças. Para evitar induzir o desmatamento é possível especificar pré-requisitos para a eleição de áreas, como elencar somente as áreas desmatadas antes de uma determinada época que seriam passíveis de entrarem em programas de créditos de carbono de reflorestamento, por exemplo (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008).

O último critério de avaliação não listado anteriormente, é a **eficiência** dos programas de PSA. A eficiência é determinada tanto pelo grau em que são fornecidos os serviços ambientais adicionais, quanto pelo custo em que essa adicionalidade foi alcançado. Esses custos incluem: 1) o **custo de oportunidade** dos benefícios perdidos de atividades alternativas do uso do solo; 2) o **custo de implementação** de fazer e manter mudanças no uso da terra, como por exemplo, reflorestamento ou monitoramento *in-situ* da floresta; e 3) os **custos de transação**⁶⁴ do programa. Muitas discussões sobre a eficiência dos programas de PSA se concentram nos montantes pagos. Porém, os pagamentos em si não são um custo social, eles são uma transferência, que cancela, em cálculos, o benefício social. Ou seja, os pagamentos aos proprietários de terra devem ser equiparáveis aos benefícios sociais recebidos pela população pela oferta dos serviços ambientais (PAGIOLA; PLATAIS, 2002; WUNDER, 2005; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008).

Se parte do pressuposto que os participantes dos programas de PSA são agentes racionais, é pouco provável que aceitem um pagamento menor que a soma dos custos de oportunidade que enfrentam, dos custos de implementação que devem assumir e de quaisquer custos de transação que suportarem. Pagamentos podem, assim, ser tomados como um limite superior a esses valores. Com a adição de custos de transação suportados pelo próprio programa de PSA, pode-se chegar a um limite superior razoável dos custos totais do programa (WUNDER, 2005; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008). Por esse motivo que basear o cálculo de pagamento aos participantes do programa (a sua grande maioria proprietários de

⁶⁴Os custos econômicos estão detalhados no capítulo 1.

terra) somente nos custos de oportunidade da terra é arriscado em termos ambientais, pois pode levar a descontinuidade do programa e no aumento da degradação ambiental.

Custos de transação podem ser definidos como um custo residual: todos os custos que não são pagamentos adequados. Os custos de transação ocorrem por duas razões: 1) porque as necessidades de informação têm de ser satisfeitas para que os programas de PSA funcionem, como estudos sobre a relação causal entre o uso da terra e os serviços ambientais ofertados (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008), a situação prévia do local têm de ser bem conhecida (NAEEM et al., 2015; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008) e o cumprimento do fornecimento de serviços ecossistêmicos pelos participantes do programa, tem que ser monitorado (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008); e 2) os custos logísticos da efetiva realização dos programas PSA devem ser assegurados. Dentro desses custos incluem os custos de início, que devem ser suportados antes do funcionamento do programa (que inclui a aquisição de informação, a concepção e o desenho do programa e os custos de negociação) e os custos recorrentes de execução (monitoramento, sanção, administração de pagamentos, etc.) (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008).

Os dados de custo de transação devem ser interpretados com cautela, por algumas razões. Em primeiro lugar, nem sempre são totalmente comparáveis, uma vez que alguns custos, como por exemplo, os custos de investigação sobre a ligação entre o uso da terra e a oferta de serviços ambientais, são por vezes conduzidos por terceiros ou são pagos por diferentes fontes orçamentárias. Em segundo lugar, custos de transação aparentemente baixos podem resultar de sub-despesas para monitoramento ou outras atividades importantes. Um programa de baixo custo também pode ser ineficaz, mas as deficiências podem não ser visíveis a curto prazo. Por outro lado, os altos custos não são prova de eficácia, pois o montante pode ser gasto ineficientemente (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008).

3.5.2 Metodologia de análise dos programas de PSA brasileiros

A partir dos critérios elencados anteriormente, programas de PSA brasileiros foram analisados, a partir do seu desenho ou projeto, para verificar a sua adequação aos critérios que caracterizam os programas de PSA. Os programas brasileiros caracterizados como PSA mais antigos e aqueles seis analisados por Naeem e coautores (2015) foram elencados para a análise qualitativa dos desenhos, segundo critérios estabelecidos por Wunder (2005), Wunder, Engel e Pagiola (2008) e por Kandziora, Burkhard e Müller (2013).

Os dados dos programas foram obtidos a partir dos resultados apresentados no livro "Experiências de PSA no Brasil", de 2012, organizado pelos autores Stefano Pagiola, Helena

Carrascosa Von Glehn e Denise Taffarello e de dados disponíveis nas respectivas legislações municipais, estaduais e relatórios de programas disponíveis *online*.

A atualização monetária dos valores de pagamentos por serviços ambientais quando não previstas (aqueles que não foram baseados em unidades fiscais monetárias do município ou do estado) foram atualizadas pelo Índice Nacional de Preços ao Consumidor (INPC) para permitir a comparabilidade dos programas. Este índice foi escolhido por ter sido usado na atualização da maioria das unidades fiscais monetárias utilizadas nos programas avaliados. Apesar do Programa Produtor de Água PCJ ter sido baseado originalmente em um valor fixo de pagamento, seus pagamentos foram corrigidos a partir de 2013 com o percentual de atualização de 7% anuais (THE NATURE CONSERVANCY, 2015).

3.6 PROGRAMA DE PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS NO BRASIL

O primeiro projeto de PSA brasileiro foi desenvolvido em Extrema, Minas Gerais, intitulado inicialmente como "Recuperar e Preservar a Quantidade e Qualidade das Águas dos Mananciais de Consumo e Desenvolvimento do Médio Sapucaí" no ano de 1996. Em 2005 o projeto "Conservador de Águas" foi concebido pela prefeitura de Extrema (PAGIOLA; VON GLEHN; TAFFARELLO, 2012; PEREIRA et al., 2016). Este projeto foi desenvolvido para manter a qualidade da água e promover a adequação ambiental das propriedades rurais.

A partir desta iniciativa, o desenho do projeto foi ampliado e serviu como modelo para ser utilizado em outros estados com o objetivo de melhorias na qualidade e na oferta de água. Dada a expansão do projeto, a Agência Nacional de Águas (ANA) adotou o projeto em nível federal e expandiu para outras regiões (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA, 2017; PEREIRA et al., 2016). Alguns desses projetos foram avaliados a seguir.

Segundo estudos da *Forest Trends*, em 2015 o Brasil dispunha de mais de 2.400 iniciativas com características de pagamentos ou outros mecanismos para mobilizar incentivos de valoração de serviços ambientais, associados à implementação de legislação e políticas públicas ou de natureza voluntária (BORN, 2016). Segundo Born (2016) a maioria dos programas ou iniciativas de PSA se encontram na região Sul e Sudeste do Brasil, com o objetivo principal de melhorias na oferta e qualidade de água. Devido a amplitude de programas e iniciativas distribuídas no território brasileiro, porém sem análise da adequação desses aos critérios definidos por Wunder (2005), uma amostra dos programas mais antigos no país e dos programas avaliados por Naeem e coautores (2015) foram considerados para análise (PAGIOLA; VON GLEHN; TAFFARELLO, 2012; NAEEM et al., 2015).

3.6.1 Resultados

As tabelas A.1 a A.4 (Apêndice A) apresentam o resumo de cada programa de Pagamento por Serviço Ambiental avaliado (Tabela A.1); o desenho principal de cada um (Tabela A.2) segundo critérios estabelecidos principalmente por Wunder, Engel e Pagiola (2008); os pagamentos previstos por cada um dos programas (Tabela A.3) e alguns dados que podem prever a eficiência e eficácia dos programas delineados (Tabela A.4).

Na tabela A.1, os programas avaliados foram divididos em “programas financiados pelos usuários” (n = 5) e “programas financiados pelo governo ou mistos” (n = 11). Dos cinco programas financiados pelos usuários, dois têm como objetivo principal a melhoria da qualidade e quantidade dos recursos hídricos na região e três deles visam o sequestro de carbono e a mitigação do clima. Dos 11 programas financiados pelo governo ou mistos, que envolvem financiamento tanto do governo quanto de iniciativas privadas, sete têm como objetivo a melhoria da oferta dos recursos hídricos, três objetivam a conservação da biodiversidade e um tem o objetivo múltiplo de conservar a biodiversidade e o estoque de carbono (Tabela A.1). Tal resultado se aproxima do observado por Ezzine-de-Blas e coautores (2016) que verificaram que os programas que visam o estoque de carbono e a melhoria dos recursos hídricos são financiados por empresas privadas, os programas que visam a proteção da biodiversidade são normalmente financiados por ONGs e pagamentos por sistemas agroflorestais, visando também a melhoria dos recursos hídricos, são realizados por órgãos públicos (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016).

A tabela A.1 também mostra que os programas financiados pelo governo apresentam maior área de abrangência comparado com os financiados pelos usuários. Tal resultado também foi encontrado nas análises de Wunder, Engel e Pagiola (2008) e no estudo recente de Ezzine-de-Blas e coautores (2016).

É possível notar que mesmo os programas provenientes de financiamento privado, por parte dos usuários, são ligados a instrumentos de comando e controle (Tabela A.2). Alguns programas estimularam a discussão e a criação de normas legais municipais e estaduais para regulamentar os programas de PSA, como o Programa Oásis - SP e o Oásis - PR (FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO, 2016; PAGIOLA; VON GLEHN; TAFFARELLO, 2012), o Produtor de Água do Rio Camboriú - SC, o Conservador de Águas - MG, Programa Manancial Vivo - MT, Programa Floresta para a Vida - ES e o Produtor de Água de Guaratinguetá (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2017; PAGIOLA; VON GLEHN; TAFFARELLO, 2012) (Tabela A.2).

A maioria dos programas de serviços ambientais brasileiros é baseado em *inputs*, ou

seja, sua métrica para pagamento e monitoramento é por área utilizada na provisão dos serviços. Por isso, o grau de condicionalidade dos programas avaliados (Tabela A.2) foi determinado com base no Quadro 3.9, cuja base teórica foi retirada de Wunder, Engel e Pagiola (2008). Somente dois programas financiados pelos usuários apresentaram condicionalidade alta, em princípio: um para a melhoria da qualidade de e quantidade da oferta de água (Oásis - SP) e um para estoque de carbono (Programa Carbono Seguro - SP) (Tabela A.2). Nesses dois programas houve o estudo prévio no bioma, relacionando o aumento da área florestada ao aumento no volume e vazão de água (Oásis - SP) e ao aumento do estoque de carbono (Programa Carbono Seguro - SP) (Tabela A.4), ou seja, a relação da ação de reflorestamento à oferta do serviço ambiental esperado.

A adesão ao programa é voluntária em todos os programas avaliados. Porém, a única sanção, caso o provedor de serviço deixe de efetuar as atividades na área ou realize qualquer outra ação que não as previstas no contrato, é a interrupção (ou suspensão) do pagamento (Tabela A.2). A única sanção diferenciada é dada pelo programa Ecocrédito - MG, em que o proprietário deve restituir ao município o valor ganho mais juros de 12%/ano (MINAS GERAIS, 2006). A maioria das sanções dadas pelo não cumprimento por parte dos provedores é leve e pode reduzir a condicionalidade na implementação do programa (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008) e a permanência na oferta dos serviços ambientais ao longo do tempo (Tabela A.4) (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008).

A periodicidade do monitoramento dos programas foi variada, desde mensal (para os programas de recursos hídricos) até a cada cinco anos (para os programas de sequestro de carbono) (Tabela A.2). Os custos do monitoramento são às custas dos pagadores ou de instituições parceiras. Exceto o monitoramento do programa Ecocrédito - MG, que fica a encargo dos provedores (proprietários de terra) que devem encaminhar relatório semestral à Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SEMMA), como condição para receber o pagamento pelos serviços prestados (MINAS GERAIS, 2006).

Os pagamentos pelos serviços ambientais variaram em: pagamento direto ao proprietário/provedor/comunidades, depósito bancário, crédito para pagamento de tributos e transferência de fundos (Tabela A.3). O programa de PSA que tem a previsão de maior pagamento ao provedor/proprietário de terra é o Produtor de Água do Rio Camburiú - SC, cujo pagamento máximo previsto é de até 23 UFM, equivalentes a R\$ 6.153,17 / ha / ano (Tabela A.3; SANTA CATARINA, 2011). O pagamento é previsto de ser realizado pela Empresa Municipal de Água e Saneamento do Balneário Camboriú (EMASA) (Tabela A.1),

que baseou os cálculos nos custos de oportunidade de produção de leite / ha / ano, principal atividade realizada na região, retirando os custos de mão-de-obra, manutenção e de depreciação de infraestrutura (Tabela A.4).

Além disso, é possível notar que os programas mais antigos, como o Conservador de Águas - MG e o Ecocrédito - MG possuem os menores pagamentos previstos e realizados: R\$ 280,41 e R\$ 163,95, respectivamente (Tabela A.3) (PAGIOLA; VON GLEHN; TAFFARELLO, 2012). No programa Corredor Ecológico Pau Brasil - Monte Pascoal - BA os pagamentos realizados são não monetários e os benefícios dados aos proprietários são mudas nativas da Mata Atlântica para adequação à legislação ambiental (Lei nº 4.771/1965 e Lei nº 12.651/2012) (KILL, 2013).

A maioria dos cálculos para pagamentos foi baseado nos custos de oportunidade do uso da terra segundo as principais atividades executadas na região na época do estudo (Tabela A.4). Excetuam-se: o programa Ecocrédito - MG em que o pagamento, dado por via de crédito, foi estipulado em legislação específica municipal (MINAS GERAIS, 2006) sem informações sobre como foi realizado o cálculo; o programa da Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) Juma - AM, onde os pagamentos foram baseados em produtos não madeireiros extraídos da comunidade extrativista que mora dentro da RDS (FUNDAÇÃO AMAZÔNIA SUSTENTÁVEL, 2016); o programa na Reserva Extrativista Chico Mendes - AC, em que os pagamentos são baseados nos valores de mercado da borracha e no tipo de destino pelo qual a borracha está sendo extraída (SILVA, 2013); o programa Corredor Ecológico Pau Brasil - Monte Pascoal - BA, em que os custos anuais das mudas foram dadas, mas os benefícios destinado aos produtores foram as mudas e o auxílio técnico no plantio (KILL, 2013); o programa Integração da Conservação da Biodiversidade e do Uso Sustentável nas Práticas de Produção de Produtos Florestais não-madeireiros e Sistemas Agroflorestais em Paisagens Florestais de Uso Múltiplo de Alto Valor de Conservação, em que os custos são variados, pois é um projeto que envolve três principais biomas brasileiros, com diversos objetivos quanto à oferta de serviços ambientais (GLOBAL ENVIRONMENTAL FACILITY, 2013); e no programa Área de Preservação Ambiental (APA) de Guaraqueçaba - PR, em que os cálculos são variáveis, pois as ações implementadas são variáveis tanto na Reserva do Particular do Patrimônio Natural (RPPN) pertencente a Sociedade de Proteção da Vida Silvestre (SPVS) quanto nas propriedades privadas vizinhas (SOCIEDADE DE PESQUISA EM VIDA SELVAGEM E EDUCAÇÃO AMBIENTAL, 2016) (Tabela A.4).

A adicionalidade prevista foi qualificada de acordo com a previsão de aplicação dos programas em áreas potenciais de ter uma efetiva modificação no uso do solo (WUNDER;

ENGEL; PAGIOLA, 2008). O único programa que prevê uma alta adicionalidade é o Carbono Seguro - SP, em que as áreas de atuação do programa são áreas com floresta nativa excedentes às áreas de Reserva Legal da propriedade (INSTITUTO OIKOS, 2017) (Tabela A.4). A maioria dos programas se caracterizam por uma adicionalidade prevista de baixa a média, pois estão localizados em Áreas de Preservação Permanente (APPs), cuja proteção e reflorestamento já estavam previstos no antigo Código Florestal (BRASIL, 1965b)⁶⁵.

Estudo recente de avaliação dos parâmetros de implementação de PSA globais (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016) utilizou para mensurar a adicionalidade dos programas implementados, além de dados sobre áreas com potencial oferta de serviços ecossistêmicos, a existência de pagamentos diferenciados e índices de monitoramento e sanções para determinar a condicionalidade de programas. Esses parâmetros não foram utilizados na avaliação desta tese porque o objetivo principal foi determinar a adequação dos programas aos critérios de Wunder (2005), pré-requisito para permitir análises mais profundas, como as realizadas por Ezzine-de-Blas e coautores (2016).

Ainda na tabela A.4 verifica-se a variação dos custos de transação, tanto os iniciais, necessários para a implementação do programa, quanto os de monitoramento e manutenção (recorrentes). Como os autores Wunder, Engel e Pagiola (2008) mencionam, não é possível estabelecer uma comparação entre os programas via custos de transação, pois as fontes de financiamento são diversas, provenientes ao longo do tempo.

3.6.2 Discussão e Análise⁶⁶

Com relação ao desenho dos programas de PSA em relação aos critérios desenvolvidos por Wunder (2005) e Wunder, Engel e Pagiola (2008) foi possível observar que os programas que mais se assemelham a um programa de PSA “puro” ou “genuíno” são os Programas Carbono Seguro - SP e o Oásis - SP (Tabela 3.3).

⁶⁵Discussão sobre o “novo” Código Florestal (Lei nº 12.651/2012) e as implicações que os programas de PSA trouxeram de influência está no capítulo 4 desta tese.

⁶⁶As análises desenvolvidas neste tópico tiveram como base os referenciais teóricos apresentados nas seções anteriores deste capítulo.

Tabela 3.3 - Adequação dos programas de PSA brasileiros avaliados de acordo com os critérios de Wunder (2005).

Caso	Critérios PSA - Wunder (2005)					% De adequação do projeto de PSA
	1	2*	3	4	5**	
Programas financiados pelos usuários						
Oásis - SP	X	X	X	X	X	100%
Produtos de água na Bacia Hidrográfica Piracicaba/Capivari/Jundiá (PCJ) - SP						
Programa Carbono Seguro - SP	X	X	X	X	X	100%
Corredor Ecológico Pau Brasil - Monte Pascoal - BA	X		X	X		60%
RDS Juma - AM	X		X	X		60%
Programas financiados pelo governo ou mistos						
Conservador das Águas- Extrema - MG	X		X	X		60%
Ecocrédito - MG	X	X	X	X		80%
Oásis - PR	X		X	X		60%
Produtores de Água e Floresta - RJ	X		X	X		60%
Produto de Água do Rio Camboriú - SC	X	X	X	X		80%
Programa Manancial Vivo - MT	X			X		40%
Projeto Florestas para a Vida - ES	X			X		40%
Produtor de Água de Guaratinguetá - SP	X			X		40%
RESEX Chico Mendes - AC	X		X	X		60%
Integração da Conservação da Biodiversidade e do Uso Sustentável nas Práticas de Produção de Produtos Florestais não Madeiros e Sistemas Agro-Florestais em Paisagens Florestais de Uso Múltiplo de Alto Valor de Conservação						
APA Guaraqueçaba - PR	X		X	X		60%

*O critério nº 2, relacionado a “serviço ambiental bem definido” foi preenchido de acordo com a presença ou ausência de objetivos paralelos ou secundários ao programa relacionado (Quadro A.1 - Apêndice A).

**Só foram consideradas condicionalidades previstas altas (Tabela 3.4) para preencher totalmente o critério.

Fonte: Elaborado pela autora com base nas informações contidas nas tabelas A.1 a A.4.

No Programa Carbono Seguro - SP observa-se que não há interferência estatal, o financiamento é realizado pelo usuário (Grupo Caixa Seguros e ONG *The Green Initiative*, Tabela A.1). O único instrumento de comando e controle associado é a legislação do Código Florestal (BRASIL, 1965b) e sua atualização (BRASIL, 2012a) que visa assegurar que as

propriedades rurais inseridas no programa estão de acordo com a legislação ambiental vigente (INSTITUTO OIKOS, 2017). Além disso, o programa prevê alta adicionalidade, por estar presente em áreas que poderiam ser utilizadas por outras atividades econômicas.

Entretanto, o monitoramento, o pagamento espaçado (anual) e a sanção leve caso o proprietário deixe de cumprir o contrato antes do período estipulado, podem ser considerados fatores de risco pela continuidade do programa e permanência da oferta dos serviços ambientais. Ademais, o valor pago aos proprietários rurais não condiz com os custos de oportunidade de terra para atividades agropecuárias desenvolvidas na região, como é afirmado pelas instituições do programa (INSTITUTO OIKOS, 2017; PAGIOLA, VON GLEHN, TAFFARELLO, 2012).

A tabela 3.4 dispõe sobre as atividades agrícolas que foram realizadas, em 2016, na região de Guaratinguetá - SP, onde uma das propriedades do programa Carbono Seguro se localiza (PAGIOLA; VON GLEHN, TAFFARELLO, 2012). Nota-se que mesmo se o proprietário escolhesse a prática da pecuária, considerando uma cabeça de gado por hectare, receberia mais do que pelo programa de PSA.

Tabela 3.4 - Custo das atividades agropecuárias desenvolvidas em Guaratinguetá - SP em 2016.

Atividade Agropecuária - Guaratinguetá	Custo*	PSA**
Arroz	R\$ 975/ha/ano	
Cana	R\$ 1.440/ha/ano	R\$
Milho	R\$ 498/ha/ano	350,80/ha/ano
Pasto	R\$ 367,8/cabeça/ano	

* Valor dado pelo arrendamento da terra para as atividades agrícolas e pelo aluguel do pasto, em junho de 2016 em Guaratinguetá/SP (INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA, 2016).

** O valor do PSA para estoque de carbono pago aos dois proprietários rurais.

Fonte: Elaborado pela autora com base nos dados do Instituto de Economia Agrícola - IEA, do Governo do Estado de São Paulo, 2016.

Esses dados mostram que os custos de oportunidade nesta área excedem o preço uniforme que este programa oferece. E esse é um exemplo de uma das fontes de ineficiência nos programas de PSA, também observado por Pagiola (2005) e por Wunder, Engerl e Pagiola (2008). Ou seja, oferecer pagamentos que são insuficientes para induzir atividades socialmente benéficas (no caso, o estoque de carbono). Se um uso do solo ambientalmente preferido é menos lucrativo para os usuários/proprietários do solo do que outro prejudicial ao meio ambiente, restam duas opções: os usuários da terra devem ser compensados, de alguma

forma, pela diferença, ou devem ser forçados a absorvê-lo, como provavelmente é o caso com os dois proprietários participantes do programa Carbono Seguro - SP.

Apesar de o desenho do programa permitir o enquadramento em um PSA “genuíno”, o programa Oásis - SP possui baixa adicionalidade, segundo os critérios analisados, pois a maioria das áreas elegíveis do programa são APPs. Além disso, o programa apresenta as mesmas falhas que o programa Carbono Seguro - SP, com fatores que ameaçam a continuidade do programa e oferta dos serviços ambientais ao longo do tempo (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008).

O diferencial desse programa é que ele, em conjunto com o Programa Conservador de Águas - MG, contribuiu para a discussão de normas legais municipais e estaduais de regulamentação de programas de PSA. Além disso, o cálculo base para os pagamentos foram realizados especialmente para esse programa, o que permitiu a replicação deste modelo em outras regiões brasileiras (FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO, 2016; PAGIOLA; VON GLEHN; TAFFARELLO, 2012).

Os pagamentos foram baseados em custos de reposição na tentativa de efetivamente calcular os serviços ambientais prestados pelo ambiente, dada as ações de conservação previstas. Previamente à metodologia de valoração dos serviços, houve um estudo detalhado da região para identificar características ambientais, pluviométricas e de relevo das sub-bacias prioritárias. Três cálculos foram realizados: 1) cálculo do valor pago pelo armazenamento de água; 2) cálculo do valor a ser pago pelo controle da erosão; e 3) cálculo do valor pago pela manutenção da qualidade de água (ANEXO A).

O indicador de infiltração usado no cálculo de valoração do programa Oásis - SP se assemelha ao sugerido por Kandziora, Burkhard e Müller (2013) (Quadro 3.6 - Regulação do fluxo da água). Os autores indicam a utilização da taxa de recarga de lençol freático (mm/ha*ano - Quadro 3.6) e a metodologia de cálculo utiliza a diferença entre o volume de água infiltrado na floresta e o volume de água infiltrada na área urbana para determinar o volume potencial infiltrado pela presença da floresta (ANEXO A).

Já o cálculo para o indicador da regulação da erosão no programa Oásis - SP foi baseado nos custos médios de práticas de conservação do solo, apesar de não estar claro que práticas são essas. Kandziora, Burkhard e Müller (2013) sugerem considerar o percentual de cobertura vegetal ou a perda de partículas de solo pela água e vento (Kg/ha*ano) como indicadores para práticas de regulação da erosão (Quadro 3.6).

A estimativa do cálculo do valor a ser pago pela qualidade da água foi baseada, prioritariamente, no fósforo como indicador de poluente (ANEXO A). Além desse indicador,

os autores Kandziora, Burkhard e Müller (2013) sugerem o uso do Nitrogênio (N, mg/l), o aporte de nutrientes (kg/ha*ano) nos rios e a condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) da água (Quadro 3.6). Não se sabe se a escolha do fósforo como único indicador de qualidade de água para o cálculo foi devido a falta de dados sobre os custos de tratamento previstos para outros indicadores ou se pelo baixo custo de transação na obtenção da informação. Mas, maior acurácia sobre os efeitos na qualidade da água e, conseqüentemente, ao valor determinado se outros indicadores, como os sugeridos no quadro 3.6, fossem utilizados.

Uma das falhas do cálculo é a não atualização dos dados ao longo dos anos, nem em termos das variáveis e indicadores ambientais em que o cálculo se baseou, nem atualização monetária, via índices econômicos. Os serviços e bens resultantes das atividades agropecuárias e industriais realizadas na região são atualizadas via preços de mercado. A não atualização monetária dos pagamentos realizados pode diminuir o interesse do proprietário de terra em continuar no programa e optar por usos da terra com altos custos sociais e ambientais.

O cálculo da Fundação Grupo Boticário foi baseado nos estudos realizados na Bacia Hidrográfica da represa de Guarapiranga de São Paulo. Para o programa Oásis - SP especificamente foi realizado um estudo prévio que conseguiu identificar uma relação causal entre área protegida ou restaurada com floresta nativa da Mata Atlântica com o aumento da vazão e da qualidade da água, principalmente causada pela redução da sedimentação nos rios. Ou seja, o cálculo de valoração foi baseado nessas relações causais estabelecidas pelos estudos prévios. A mesma base de cálculo, no entanto, está sendo disseminada em outros territórios, e conseqüentemente biomas, brasileiros, sem o mesmo cuidado com os estudos prévios das variáveis ambientais de cada região (FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO, 2016), como é o caso do programa Oásis - Apucarana, PR.

Tanto no programa Carbono Seguro - SP quanto no Oásis - SP, somente as áreas florestais cobertas entram no programa de PSA. Ou seja, o pagamento é caracterizado por uma premiação aos proprietários de terra por conservar a floresta (WUNDER, 2005; PAGIOLA; VON GLEHN; TAFFARELLO, 2012). Em programas como esse, em que o pagamento é baseado na conservação da cobertura florestal já existente, Ezzine-de-Blas e coautores (2016) identificaram baixa adicionalidade na implementação, visto que não houve modificação das atividades do uso do solo ao longo do tempo.

Com relação aos outros programas de PSA brasileiros avaliados que tem por objetivo a melhoria da oferta e da qualidade de água, muitos programas assumem que as florestas, em particular, fornecem todos os serviços ambientais desejados (Tabela A.4 - Ligação do uso da

terra/SA). Desenhar um programa de PSA com base nessa premissa de que ações de reflorestamento ou de preservação de florestas aumentará a provisão e a qualidade de água em todos os ecossistemas sem estudos prévios, é uma das causas da falta de eficácia de programas de PSA (CHAN et al., 2006; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; NAEEM et al., 2015; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008).

Nos programas avaliados por Wunder, Engel e Pagiola (2008), mesmo naqueles em que foram feitos esforços *ex ante* para avaliar as ligações entre o uso da terra e a oferta dos serviços de água (como ocorreu no Oásis - SP), estes foram muitas vezes paralisados pela falta de dados concretos no monitoramento. Os dados de monitoramento dos indicadores ambientais, que poderiam conectar à oferta dos serviços ambientais durante a implementação do programa Oásis - SP, por exemplo, não se encontram disponíveis por se tratar de um programa antigo, sem base de dados e com resultados dispersos (FERRETI, 2017).

Wunder, Engel e Pagiola (2008) afirmam que, em geral, é provável que em algumas áreas, os programas de PSA promovam usos errados da terra para os serviços ambientais que desejam, como por exemplo, aumentando a cobertura florestal em áreas com déficits hídricos. No entanto, os autores complementam que em muitos casos em que as paisagens estão atualmente em condições quase naturais e os serviços são satisfatórios, há a tendência para a conservação com base no princípio da precaução - particularmente como prevenção de mudanças adversas no uso da terra, pois a conservação é uma ação de menor custo que esforços para a restauração.

Destacam-se na tabela 3.3 os programas com os menores percentuais de adequação: Programa Manancial Vivo - MT, Projeto Florestas para a Vida - ES, Produtor de Água de Guaratinguetá - SP. Além desses não terem um serviço ambiental definido como foco principal do programa (Quadro A.1), os pagamentos não são efetuados por, pelo menos, um comprador específico (critério 3), pois os pagamentos são realizados via fundos ambientais municipais ou estaduais (Tabela A.1). O uso de fundos para a gestão ambiental além de não ser suficiente para cobrir os custos da conservação, não é eficaz⁶⁷, é corruptível e pode ser usado com desvio de finalidade (GELLUDA et al., 2015; JACK; KOUSKY; SIMS, 2008; LI; LU, 2006). Além disso, não devem ser utilizados para financiar mecanismos de PSA, pois desvirtua o instrumento em sua concepção (Tabela 3.3).

Dentre os programas brasileiros analisados por Naeem e coautores (2015) (Tabela 3.3) todos obtiveram o mesmo enquadramento dentro dos critérios de PSA do Wunder (2005)

⁶⁷Como, inclusive, pode ser observado no capítulo 2.

(Tabela 3.3). Segundo Ezzine-de-Blas e coautores (2016), para uma efetiva análise de implementação e comparabilidade entre os programas de PSA, é necessário que os programas sejam considerados do tipo PSA genuínos. Apesar de os programas analisados por Naeem e coautores não se adequaram 100% aos critérios de Wunder (2005), é possível comparabilidade entre eles, pois todos obtiveram o mesmo nível de adequação (60% - Tabela 3.3).

3.7 PROJETO DE LEI - PSA BRASIL⁶⁸

O Projeto de Lei (PL) n° 792 submetido no Congresso Nacional dia 19 de abril de 2007 dispõe sobre a definição dos serviços ambientais e outras providências a respeito dos Pagamentos de Serviços Ambientais. Em fevereiro de 2017 o PL ainda não havia sido aprovado e estava aguardando designação do relator na Comissão de Finanças e Tributação (CFT) (BRASIL, 2007a).

Em seu artigo 1º, a primeira proposta de PL define serviços ambientais como "aqueles que se apresentam como fluxos de matéria, energia e informação de estoque de capital natural, que **combinados com serviços do capital construído e humano**, produzem benefícios aos seres humanos" (art. 1º, PL n° 792/2007, BRASIL, 2007a, grifos desta autora). Essa definição está de acordo com a definição de serviços ambientais proposta pela FAO (2007) e pelo IPBES (DÍAZ et al., 2015), em que alia os serviços da força de trabalho humanas aos serviços ecossistêmicos, definidos no PL como "fluxos de matéria, energia e informação de estoque de capital natural" (BRASIL, 2007).

Durante a tramitação do PL 792/2007 foram apensados projetos com conteúdos similares e complementares que foram apreciados em conjunto pelas comissões e incorporados em um único documento (Quadro 3.10). Nesses (quase) 10 anos de trâmite no Congresso, o PL n° 792/2007 e os PLs apensados foram agrupados em um único documento que "Dispõe sobre a Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais, institui o Fundo Federal de Pagamentos por Serviços Ambientais e dá outras providências" (BRASIL, 2007a,c) (Quadro 3.10). Estes documentos foram analisados pela Comissão de Agricultura, Pecuária, Abastecimento e Desenvolvimento Rural (CAPADR), pela Comissão de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (CMADS) e pela Comissão de Finanças e Tributos (CFT) até a produção da "Subemenda Substitutiva aos Substitutivos da CAPADR e da CMADS ao Projeto de Lei n° 792 de 2007" pela última comissão em outubro de 2015, que

⁶⁸As análises desenvolvidas neste tópico tiveram como base os referenciais teóricos apresentados nas seções anteriores deste capítulo.

"Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA)" e que desde então aguarda designação do relator na CFT (BRASIL, 2007c).

As justificativas para a formulação e implementação da política, em seu texto original, são baseadas em dados atuais sobre a perda de *habitat* em ecossistemas de alta biodiversidade, como o bioma Amazônico e o Cerrado, pelo corte da mata nativa para pasto e plantação de soja, além da necessidade de proteger ecossistemas marinhos e costeiros da poluição, estimular ações de proteção dos recursos hídricos e alterar a ocupação do solo para a proteção da biodiversidade e promoção do uso sustentável dos recursos naturais (BRASIL, 2007a). Ao final do PL, a justificativa principal se torna aparente "criar um horizonte promissor para as populações, especialmente as mais pobres que vivem em regiões estratégicas do ponto de vista da conservação ambiental. Os agricultores poderão ser recompensados financeiramente pelos esforços em suas propriedades no sentido de mudar a relação com a natureza." (BRASIL, 2007a, p.13).

Após os substitutivos serem aprovados nas comissões CAPADR e CMADS, este foi barrado na Comissão de Finanças e Tributação (CFT) por implicar ônus ao Tesouro Nacional (Quadro 3.11) visto que a maioria dos recursos previstos seriam provenientes de fundos nacionais e federais. Os encargos, seriam então submetidos às regras orçamentárias e critérios alocativos setoriais e à disponibilidade orçamentária e financeira para autorização e liberação de uso (BRASIL, 2015b). Este Projeto de lei é mais um exemplo de Lei que poderá onerar o setor público, com aumento dos custos de transação e administrativos do programa e está fadado a não eficácia. Pois, poderá ter o mesmo problema da gestão do SNUC, que depende de dotação orçamentária para a alocação de recursos, em uma situação em que o meio ambiente nunca é prioridade no orçamento. Além de descaracterizar o PSA de acordo com os critérios de Wunder (2005).

Quadro 3.10 - Trâmites do PL n^o 792/2007 e Apensados no Congresso desde a sua criação até fevereiro/2017.

Tipo*	Número/Ano	Ementa/Ação
PL	792/2007	Dispõe sobre a definição de serviços ambientais e dá outras providências.
Apensados		
PL	1.190/2007	Cria o Programa Nacional de Compensação por Serviços Ambientais - Programa Bolsa Verde, destinado à transferência de renda aos agricultores familiares, com condicionalidades.
PL	1.999/2007	Institui o Programa Nacional de Recompensa Ambiental (PNRA) e dá outras providências.
PL	2.364/2007	Dispõe sobre a adoção do Programa de Crédito Ambiental de Incentivo aos Agricultores Familiares e Produtores Rurais - Crédito Verde, e dá outras providências.
PL	1.667/2007	Dispõe sobre a criação do Programa Bolsa Natureza e dá outras providências.
PL	1.920/2007	Institui o Programa de Assistência aos Povos da Floresta - Programa Renda Verde.
PL	5.487/2009	Institui a Política Nacional dos Serviços Ambientais, o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais, estabelece formas de controle e financiamento desse Programa, e dá outras providências.
PL	6.005/2009	Dispõe sobre a inclusão entre os objetos dos financiamentos pelo Sistema Nacional de Crédito Rural, de sistemas de produção nas formas especificadas, que resultem em benefícios ambientais, e dá outras providências.
PL	5.528/2009	Dispõe sobre o Programa Bolsa Floresta.
REQ	5.329/2009	Requer, nos termos regimentais, seja dado novo despacho ao PL n ^o 792/2007, e aos PLs. 5.528/2009, 5.487/2009, 1.920/2007, 1.667/2007 e 1.190/2007, apensados, a fim de incluir este Órgão Técnico para apreciar o mérito.
PL	6.204/2009	Altera os arts. 3 ^o e 5 ^o da Lei n ^o 7.797, de 10 de julho de 1989, que dispõe sobre o Fundo Nacional do Meio Ambiente. Explicação da Ementa: Cria os comitês municipais para gestão dos recursos do Fundo Nacional de Meio Ambiente para pagamento ao produtor rural por serviços ambientais.
PL	7.061/2010	Autoriza o Poder Executivo a criar a Bolsa Florestal para a agricultura familiar.
Outros		
SBT 1 - CMADS	ago/07	1 ^o Substitutivo aos PLs acima - Institui o pagamento ou a compensação por serviços ambientais e cria o Programa Bolsa Verde
SBT 1 - CAPADR	mar/10	1 ^o Substitutivo da CAPADR ao SBT 1 CMADS
SBT 2 - CAPADR	mai/10	2 ^o Substitutivo da CAPADR ao SBT 1 - CAPADR
SBT 3 - CAPADR	mai/10	3 ^o Substitutivo da CAPADR ao SBT 2 - CAPADR
SBT 2 - CMADS	jul/10	2 ^o Substitutivo da CMADS ao SBT 3 CAPADR
SBT 3 - CMADS	ago/10	3 ^o Substitutivo da CMADS ao SBT 2 CMADS
SBT 4 - CMADS	dez/10	4 ^o Substitutivo da CMADS ao SBT 3 CMADS
SBT 5 - CMADS	dez/10	5 ^o Substitutivo da CMADS ao SBT 4 CMADS
EMR 1 - CFT	abr/14	Apresentação da Ementa do Relator n ^o 1 da CFT
SBR 1 - CFT	out/15	Apresentação da Subementa do Relator n ^o 1 da CFT

*PL: Projeto de Lei; REQ: Requerimento; SBT: Substitutivo; EMR: Ementa do Relator; SBR: Sub-ementa do Relator; CAPADR: Comissão de Agricultura, Pecuária, Abastecimento e Desenvolvimento Rural; CMADS: Comissão de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável; CFT: Comissão de Finanças e Tributos.

Fonte: Elaborado pela autora com base nos dados disponíveis na página da Câmara dos Deputados, PL n^o 792/2007 (BRASIL, 2017a, b e c)

Quadro 3.11 - Pagamentos previstos pelo PL nº 792/2007 e pelos projetos apensados à proposta original e suas respectivas proveniência de recursos.

Tipo*	Número/Ano	Relação com Pagamentos por Serviços Ambientais	
		Pagamento por...	Proveniência dos Recursos
PL	792/2007	"todo aquele que (...) empregar esforços no sentido de aplicar ou desenvolver os benefícios dispostos no art. 1 dessa lei fará jus ao pagamento ou compensação"	Indefinida
PL	1.190/2007	"Pagamento mediante contrapartida de serviços ambientais prestados pelos beneficiários, selecionados pelo Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (PRONAF)"	Recursos captados junto às agências de cooperação internacional como doação, sem ônus para o Tesouro Nacional
PL	1.999/2007	"recompensa ambiental aos proprietários que preservarem florestas além dos 20% da reserva legal"	Indefinida
PL	2.364/2007	"incentiva agricultores familiares e produtores rurais a delimitar áreas de preservação ambiental em suas propriedades"	"cria o Fundo Nacional de Incentivo à Preservação Ambiental"
PL	1.667/2007	"pagamento ou compensação às famílias pobres (...) pelos serviços ambientais prestados."	"recursos (...) originar-se-ão de entidades nacionais ou internacionais, públicas ou privadas, bem como de outras receitas, sem ônus para o Tesouro Nacional"
PL	1.920/2007	"direcionado para pequenos agricultores e produtores rurais, extrativistas, povos indígenas e outras populações habitantes da floresta e que vivem em condições abaixo da linha da pobreza"	"cria o Fundo Nacional de Desenvolvimento Sustentável"
PL	5.487/2009		"cria o Fundo Federal de Pagamentos por Serviços Ambientais (FFPSA)"
PL	6.005/2009	"sistemas de produção (...) que resultem benefícios ambientais"	N/A
PL	5.528/2009		"cria o Fundo do Programa Bolsa Floresta (FPBF)"
PL	6.204/2009	"inclui (ao fundo) o pagamento por serviços ambientais ao produtor rural entre as aplicações prioritárias do FNMA"	"recursos do Fundo Nacional do Meio Ambiente (FNMA) geridos por comitês municipais compostos (...) por representantes do setor governamental e privado" para PSA
PL	7.061/2010	"promover a recuperação da cobertura vegetal nativa, a produção de florestas econômicas e a fixação do agricultor familiar no campo"	"cria o Bolsa Floresta para a agricultura familiar. (...) visa o adiantamento da renda mínima oriunda dos recursos da PRONAF"

Fonte: Elaborado pela autora com base na ficha de tramitação do PL nº 792/2007 no Congresso (BRASIL, 2007a e c).

O relator da CFT argumenta que na esfera federal existem duas legislações que preveem recompensas financeiras para quem conserva o meio ambiente ou adota outras práticas de provisão de serviços ambientais: a Lei nº 12.512/2011, que instituiu o Programa de Apoio à Conservação Ambiental, que paga a cada três meses a quantia de R\$300,00, denominada "Bolsa Verde", para as famílias de assentados, ribeirinhos, extrativistas, populações indígenas, quilombolas e outras comunidades que vivem em situação de extrema pobreza (renda *per capita* de até R\$ 70,00) (BRASIL, 2011); e a Lei nº 12.651/2012, o "novo código florestal" ou a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN), que instituiu o Programa de Apoio e Incentivo à Preservação e Recuperação do Meio Ambiente e que inclui o pagamento ou incentivo a serviços ambientais⁶⁹ (BRASIL, 2012a). Para o relator da CFT, Deputado Evair de Melo, as propostas incorporadas ao PL nº 792/2007 seguem na mesma

⁶⁹Os instrumentos econômicos previstos na Lei de Proteção da Vegetação Nativa e a sua relação com o PSA são analisados com mais detalhes no capítulo 4.

direção dessas duas normas legais, que é a de "criar incentivos para o uso equilibrado de recursos naturais, compensando, financeiramente ou por meio de serviços sociais, os agricultores que mantiverem ou recuperarem a cobertura vegetal nativa, em lugar de promover a produção agrícola em larga escala" (BRASIL, 2015b, p. 6).

Serviços Ecosistêmicos são definidos como os "benefícios relevantes para a sociedade gerados pelos ecossistemas, em termos de manutenção, recuperação ou melhoria das condições ambientais" (BRASIL, 2015b). Esta definição se assemelha à definição de Costanza e coautores (1997, Quadro 3.3) e ao relatório *Millenium Ecosystem Assessment* (2005, Quadro 3.4), ao igualar serviços aos benefícios. Partindo do pressuposto de que a definição de serviços ecosistêmicos do substitutivo do PL nº 792/2007 e apensados é representada pela visão econômica de serviços ecosistêmicos, esta definição apresenta dois problemas: 1) conceituar serviços como sinônimos de benefícios; e 2) excluir da definição as funções ecosistêmicas, que proveem a oferta de serviços para a sociedade.

Conforme já destacado anteriormente, serviços ecosistêmicos não imputam necessariamente em benefícios diretos para a população. A polinização é um caso em que é analisado na literatura e que gera controvérsia. Além disso, existem benefícios que são chamados de serviços, mas que não o são, como é o caso já mencionado da recreação. E, quanto à segunda questão, suprimir as funções ecosistêmicas da definição de serviços é retirar do conceito algo pelo qual ele foi criado. Suprimi-lo é dar um tom reducionista ao conceito de serviços ecosistêmicos e remover a importante conexão que foi pensada entre natureza e seres humanos.

O conceito de serviços ambientais foi modificado em relação à proposta original, e afirma que estes são "atividades individuais ou coletivas que favorecem a manutenção, recuperação ou melhoria dos serviços ecosistêmicos" (BRASIL, 2015b, p. 10). O conceito proposto no projeto original estava mais alinhado à conceituação de serviços ambientais das instituições internacionais (DÍAZ et al., 2015; FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2007). Se fosse adicionado a palavra "oferta" antes de "serviços ecosistêmicos" a redação e a definição se tornariam mais claras. Ainda nas definições, pagamento por serviços ambientais é definido como uma "transação contratual, de natureza voluntária, mediante a qual um pagador de serviços ambientais transfere a um provedor desses serviços, recursos financeiros ou outra forma de remuneração, nas condições acertadas (...)" (BRASIL, 2015b, p. 10). Contrapondo essa definição com a de Wunder (2005), a saber: "1) ser uma transação voluntária, onde; 2) um serviço ecosistêmico bem definido; 3) está sendo comprado por no mínimo um comprador; 4) de, no mínimo, um

provedor de serviço ecossistêmico; 5) se, e somente se, o provedor de serviços ecossistêmicos assegurar a provisão desses serviços (condicionalidade)" (WUNDER, 2005, p. 3), que é a usada pelos programas de PSA mundiais, inclusive brasileiros, pode-se perceber que:

- 1) a voluntariedade do processo foi mantida;
- 2) não existe o estabelecimento de que é necessária uma definição clara de que um serviço ambiental bem definido está sendo comprado;
- 3) há a transferência de recursos financeiros ou outra remuneração de um pagador, e não a compra de um determinado serviço;
- 4) a provisão de serviços é dada pela figura de um provedor;
- 5) não ficou claro, no texto do substitutivo do PL n° 792/2007, a condicionalidade da oferta dos serviços ambientais.

É claro que o texto da lei pode ter sido flexibilizado para se adequar à realidade legal e administrativa brasileira. Porém, a abertura e flexibilização dos critérios, como a não objetividade de destino a qual serviço ambiental está sendo requerido pelo pagador (caracterizado pela existência de objetivos múltiplos da maioria dos programas analisados anteriormente e pelo texto do substitutivo apresentar diretrizes que se caracterizam como tal), inferido no critério 2 de Wunder (2005), pode descaracterizar o programa.

O pagador de serviços ambientais pode ser o Poder Público ou agente privado que seja beneficiário ou usuário dos serviços, em nome próprio ou da coletividade. O provedor de serviços ambientais pode ser representado por pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, grupo familiar ou comunidade que, desde que elegíveis, ofertem serviços ambientais (BRASIL, 2015b).

A transferência financeira ou de qualquer outra remuneração, caracterizada como o pagamento, pode ser dada da seguinte forma: 1) pagamento direto; 2) prestação de melhorias sociais à comunidade; 3) compensação vinculada à redução e emissões; ou 4) outras (BRASIL, 2015b).

É notável que a proposta foi mantida mais abstrata, superficial e aberta possível para que as diversas modalidades e flexibilizações dos programas já existentes e também das legislações estaduais e municipais já existentes, estivesse condizente com as definições da proposta da Lei Nacional. No entanto, o uso das palavras pode deixar dúvida, em termos econômicos, o que efetivamente quer se considerar. Uma remuneração pode ser um salário e estaria caracterizado como um pagamento direto, por exemplo.

Além disso, o que deveria ser claro no PL é que os pagamentos deveriam proporcionar benefícios maiores àqueles proporcionados pelo uso da terra que não para conservação,

restauração, manutenção da oferta dos serviços ambientais. Ou seja, vincular o pagamento a um cálculo apropriado para que ele seja no mínimo igual ou maior aos custos de oportunidade do uso da terra presentes e futuros. Além de ter ciência de que os custos de manutenção e de transação, seja o acordo realizado via poder público ou via privado, devem ser inseridos no pagamento, como uma forma de compensar o proprietário por arcar com esses custos.

A definição dos pagamentos e custos para os programas é de relevância, uma vez que um dos problemas dos programas de PSA no Brasil é que os pagamentos são insuficientes para garantir a manutenção da oferta de serviços. Este fato ocorre porque eles são muitas vezes não cobrem os custos de oportunidade presentes da terra (Conforme ilustrado na Tabela 3.3), além das ações dos programas trazerem ônus adicionais ao proprietário de terra, que muitas vezes tem que arcar com os custos de manutenção, aumentando seus custos privados.

A dificuldade em se analisar o pagamento mínimo para as ações de oferta de serviços ambientais reside nas diferenças entre sistemas ecológicos e econômicos. A escala temporal de um ecossistema, caso seja estável, pode ser infinita aos olhos dos seres humanos. Já a escala temporal usada nas análises de custo-benefício de políticas tem a média de 25 anos (PEARCE, 1993; PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006). E a maioria dos programas de PSA tem o mínimo de 5 anos de contrato (exceto os de carbono que são de 30 anos), prorrogáveis na mesma proporção. No período de duração de um contrato, portanto, é impossível verificar se os pagamentos realizados pelas ações de conservação estão efetivamente sendo revertidas na melhoria da oferta dos serviços ambientais ou a sua manutenção (escala sucessional e geológica). Essa também é uma das dificuldades de determinar a condicionalidade dos programas.

O quadro 3.12 apresenta todos os objetivos previstos no artigo 4. da proposta da Lei de Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais (PNPSA) e os instrumentos incentivos previstos para o alcance dos objetivos (BRASIL, 2015b). O único instrumento econômico previsto é o pagamento por serviços ambientais (Quadro 3.12).

Devido a amplitude dos objetivos de política, que inclusive constam em outras legislações ambientais (Política Nacional de Meio Ambiente - PNMA, Lei nº 6.938/1981; Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC, Lei nº 9.985/2000; Política Nacional de Recursos Hídricos - PNRH, Lei nº 9.433/1997; Lei de Proteção da Vegetação Nativa - LPVN, Lei nº 12.651/2012; “Lei da Biodiversidade”, Lei nº 13.123/2015) (BRASIL, 1981, 1997, 2000, 2012a, 2015a), não é possível estabelecer uma relação concreta entre os objetivos propostos e os instrumentos que serão utilizados para o seu alcance. Este fato é importante destacar e de propor uma reformulação, pois a não ligação dos objetivos de uma política com

seus instrumentos levam a falhas de política e conseqüentemente à sua ineficácia⁷⁰ (GHOSH, 2001; STERNER; CORIA, 2012; TINBERGEN, 1970; TISDEL, 2005).

Quadro 3.12 - Objetivos da PNPSA e os instrumentos e incentivos previstos na Lei de PNPSA.

Objetivos	Instrumentos Econômicos e Incentivos Financeiros Previstos
Disciplinar a atuação do Poder Público e dos agentes privados em relação aos serviços ecossistêmicos, de forma a mantê-los, recuperá-los ou melhorá-los em todo o território nacional;	Pagamentos (diretos, melhorias sociais, compensação, entre outros); Pagamentos não integrarão a base de cálculo do Imposto sobre a Renda e Proventos de Qualquer Natureza (IR), da Contribuição Social sobre o Lucro Líquido (CSLL), da Contribuição para o PIS/PSAEP e da Constituição para o Financiamento da Seguridade Social (COFINS); Incentivos tributários; Créditos com juros diferenciados; Assistência técnica e incentivos creditícios; Programa de educação ambiental.
Estimular a conservação dos ecossistemas, dos recursos hídricos, do solo, da biodiversidade, do patrimônio genético e do conhecimento tradicional associado;	
Valorizar econômica, social e culturalmente os serviços ecossistêmicos;	
Evitar e controlar a perda da vegetação nativa, a fragmentação de habitats, a desertificação e outros processos de degradação dos ecossistemas nativos e fomentar a conservação sistêmica da paisagem;	
Reconhecer as iniciativas individuais ou coletivas que favoreçam a manutenção, a recuperação ou a melhoria dos serviços ecossistêmicos, por meio de remuneração financeira ou outra forma de recompensa;	
Estimular a elaboração e execução de projetos privados voluntários de provimento e pagamento por serviços ambientais, envolvendo iniciativas empresariais, de Organizações da Sociedade Civil de Interesse Público (OSCIPs) e outras organizações não governamentais;	
Estimular a pesquisa científica relativa à valoração dos serviços ecossistêmicos e ao desenvolvimento de metodologias de execução, monitoramento, verificação e certificação de projetos de pagamentos por serviços ambientais;	
Incentivar o setor privado a incorporar a medição das perdas ou ganhos dos serviços ecossistêmicos nas cadeias produtivas vinculadas aos seus negócios; e	
Fomentar o desenvolvimento sustentável	

Fonte: Elaborado pela autora com base no substitutivo do PL nº 792/2007 e apensados que institui a Lei de PNPSA (BRASIL, 2015b).

O pagamento por serviços ambientais é um dos vários instrumentos econômicos⁷¹ que podem ser usados no alcance de objetivos de políticas públicas ambientais e o seu uso deve estar relacionado a um objetivo específico, ou seja, a oferta de um serviço ambiental específico. Não é possível, no entanto, observar essa ligação no documento de proposta da

⁷⁰Como ocorreu com o SNUC, analisado no capítulo 2.

⁷¹A lista de algum desses instrumentos consta no capítulo 1.

PNPSA. Sugere-se a revisão dos objetivos, atentando às legislações já existentes e o estudo de outros instrumentos que possam ser usados em conjunto com o PSA.

A seguir, art. 5º do substitutivo do PL nº 792/2007 e apensados traz doze diretrizes da PNPSA, em que três se destacam pelo seu conteúdo:

III - a utilização do pagamento por **serviços ambientais** como instrumento de **promoção do desenvolvimento social**, ambiental, econômico e cultural das populações tradicionais, dos povos indígenas e dos agricultores familiares; (...)

V - a integração e a coordenação das políticas de meio ambiente, recursos hídricos, agricultura, energia, transporte, pesca, aquicultura e desenvolvimento urbano, entre outras, tendo em vista a manutenção, recuperação ou melhoria dos **serviços ecossistêmicos**; (...) e

VIII- a priorização do pagamento por **serviços ambientais** prestados em ecossistemas sob maior risco socioambiental;
(BRASIL, 2015b, art. 5, p.12-13, grifos desta autora).

Importante ressaltar que no documento de relatoria da CFT é destacado que o PSA deve ser visto como uma estratégia complementar à medidas de comando e controle que visa estimular ações de conservação do ecossistema e que não deve ser enquadrado como uma "prática meramente assistencialista" (BRASIL, 2015b, p.7). Porém, no inciso III do art. 5º é dito que o pagamento pode ser utilizado como **instrumento de promoção e desenvolvimento social** (inciso III, art. 5º, BRASIL, 2015b, grifo desta autora).

Apesar de não ter especificado o desenvolvimento social como um dos objetivos da PNPSA, ter o PSA como um instrumento com esta intenção pode influenciar programas a colocá-los em seus objetivos (como já ocorre com alguns programas brasileiros, Quadro A.1). Wunder (2005) e Wunder, Engel e Pagiola (2008) observaram em suas análises que a presença de objetivos secundários, como a redução da pobreza, podem desvirtuar o programa e diminuir sua eficácia. Os resultados observados pelos autores foi de que nos programas com múltiplos objetivos, nenhum deles foram alcançados, nem a conservação ambiental, nem a redução da pobreza, configurando o programa como assistencialista.

O inciso V das diretrizes prevê a integração e a coordenação da PNPSA com outras políticas brasileiras, ambientais ou não. Para que esta integração ocorra é necessário a revisão de todas as políticas, principalmente de seus instrumentos de aplicação e a atualização de seus textos legais para que não sejam gerados antagonismos entre eles. Esse estudo e atualização pode ser feita sob a metodologia Nexus (KLINGBERG, 2016), que prevê a rede de conexão entre os instrumentos de política para aumentar sua eficácia. No entanto, realizar tal processo pode onerar o poder público, pois envolve alto custo administrativo, e que provavelmente não está previsto dentro do orçamento para a publicação da PNPSA.

A priorização de áreas onde tem maior risco socioambiental para a aplicação de programas de pagamento por serviços ambientais envolve o mapeamento de ecossistemas

brasileiros que estão sob risco. A geração desse conhecimento necessita do envolvimento de sociedade civil, comunidades residentes, instituições de ensino e agentes públicos para a formação de banco de dados com informações ecológicas e econômicas para que medidas eficazes e custo-efetivas sejam tomadas. E essas ações são de alto custo administrativo inicial, o que pode onerar o poder público e cair em mais uma falha de governo, de baixa eficácia nas ações políticas.

Além disso, nas diretrizes e em todo o texto do substitutivo do PL n° 792/2007 e apensados, mesmo após a definição de serviços ecossistêmicos e serviços ambientais, no qual este último englobam as ações humanas que provem os primeiros, ainda existe a confusão no uso dos termos (BRASIL, 2015b). A partir do momento que se considera os serviços ambientais como um termo mais abrangente, por incluir as ações humanas que geram externalidades positivas ao meio ambiente para a geração dos serviços ecossistêmicos, considerando-os como parte do processo, sugere-se utilizar somente serviços ambientais ao longo do texto em consideração.

Dentre os critérios de elegibilidade de áreas para a aplicação da PNPSA, o inciso III do artigo 7° sugere que “unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável, bem como áreas situadas em zonas de amortecimento e corredores ecológicos, nos termos da Lei n 9.985, de 18 de julho de 2000” (BRASIL, 2015b, p.14) são elegíveis à aplicação dos programas de PSA.

As UCs de ambos os tipos já estão sobre proteção de um programa, que é o SNUC, com orçamentos previstos para a sua conservação, apesar da gestão de UCs federais não ter se mostrado eficaz nos últimos anos⁷² (BRASIL, 2000). A inclusão das UCs dentro dos critérios de elegibilidade para a aplicação dos PNPSA não traz adicionalidade ao programa, critério característico do instrumento. Além disso, a presença das UCs nesta política pode trazer conflitos com o SNUC, que prevê em seus artigos 47 e 48 pagamentos por serviços ambientais relacionados aos recursos hídricos (BRASIL, 2000; WORLD WILD FUND-BRASIL, 2012), ainda não regulamentado. Motivos para a não regulamentação destes artigos sugerem: 1) a falta de não adicionalidade aos pagamentos; 2) a gestão dos recursos financeiros para este fim (GELLUDA et al., 2015); e 3) a não disposição a pagar dos potenciais beneficiários, que são as empresas de saneamento de água e de energia elétrica (WORLD WILD FUND -BRASIL, 2012).

⁷²Assunto explorado no capítulo 2.

Ainda sobre as áreas protegidas, no parágrafo 1º do artigo 7º é descrito que os recursos provenientes do PSA pela conservação da vegetação nativa em UCs devem ser aplicados em: “atividades de regularização fundiária, elaboração, atualização e implantação do plano de manejo, fiscalização e monitoramento e outras atividades vinculadas à própria unidade” pelo órgão ambiental competente (BRASIL, 2015b, p. 14-15). No entanto, utilizar o PSA para pagar algo que já está previsto em outra legislação, com orçamento destinado para isso, inclusive não é uma gestão custo-efetiva. Essa alocação de recursos já está prevista no SNUC (BRASIL, 2000), o que pode gerar conflito de interesse e falhas de implementação. A existência desse parágrafo pode levar a não aplicação dos recursos financeiros de compensação previstas no SNUC, ou mesmo a sua revogação e transformar tudo em PSA, o que pode levar ao enfraquecimento ainda mais do licenciamento ambiental e a não eficácia dos recursos financeiros disponíveis para as UCs.

Um exemplo de outro instrumento que poderia ser utilizado em conjunto com o PSA é o de gestão de Recursos de Uso Comum (OSTROM, 2015; OSTROM et al., 1999; STERNER; CORIA, 2012). O parágrafo 3º, ainda do artigo 7º, diz que

Na contratação de pagamento por serviços ambientais em áreas de exclusão de pesca, podem ser recebedores os membros de comunidades tradicionais e os pescadores profissionais que, historicamente, desempenhavam suas atividades no perímetro protegido e suas adjacências, desde que atuem em conjunto com o órgão ambiental competente na fiscalização da área. (BRASIL, 2015b, p. 15).

O uso da gestão de Recursos de Uso Comum fortalece a comunidade, respeita as culturas tradicionais e desonera o poder público com o controle da gestão e o monitoramento. O órgão gestor ambiental teria um alto investimento inicial em mapear as atividades desenvolvidas pela comunidade local e estabelecer, em conjunto, um plano de gestão, para que em períodos que a pesca fosse proibida, outros recursos poderiam ser utilizados para a provisão de renda local (OSTROM, 2015; STERNER; CORIA, 2012). Os pagamentos, então, seriam provenientes de atividades locais e não de fundos governamentais, reduzindo os custos administrativos e operacionais do programa.

Quanto à elegibilidade dos imóveis privados, o parágrafo 1º do artigo 8º dita que serão atribuídos os “maiores benefícios às ações de preservação acima dos limites e padrões legais” (BRASIL, 2015b, p. 15). É difícil entender a que se destina esse “maiores benefícios”. É possível que os legisladores quiseram adotar um padrão para determinar a adicionalidade, ou seja, prevendo pagamentos superiores àquelas áreas que adotarem ações para além das previstas na legislação. Porém, isso traz um problema: alto custo administrativo para se verificar a implementação no programa além das áreas previstas nas legislações federais,

estaduais e municipais; determinar uma graduação nos pagamentos; verificar se os pagamentos, mesmos os mais baixos, são superiores aos custos de oportunidade (presente e possíveis futuros), de transação e de manutenção que possam ser enfrentados pelos proprietários de terra provedores dos serviços ambientais. Sem essa verificação, o programa pode ser ineficaz, pois o pagamento é vinculado às ações de conservação. Uma vez que qualquer outra atividade cobre esses custos, o proprietário irá optar por usos mais rentáveis da sua terra.

O artigo 10º define que o Poder Público que fomentará a capacitação e assistência técnica para promover os serviços ambientais, assim como definirá a métrica de valoração dos serviços ambientais e estabelecerá as prioridades da PNPSA. Atenção deve ser dada às métricas utilizadas para a valoração. Wunder, Engel e Pagiola (2008), Kareiva e coautores (2011) e Kandziora, Burkhard e Müller (2013) atentam para que essas métricas devem ser bem definidas de acordo com o local de aplicação dos programas, assim como da escala espacial de alcance dos programas. Utilizar uma métrica única, mesmo que para serviços iguais, como oferta de água e estoque de carbono, e aplicá-la para diversas regiões, com diferentes características ambientais tem alta probabilidade de ineficácia e de investimento de altos custos de manutenção e de correção.

Com relação ao contrato de pagamentos, a proposta de PNPSA determina que o provedor deve assumir as obrigações de ações de manutenção, recuperação e melhoria ambiental do ecossistema, assim como determinar os critérios e indicadores de qualidade dos serviços ambientais prestados (inciso IV, art. 11, BRASIL, 2015b). Como mencionado anteriormente, colocar a cargo do provedor dos serviços ambientais, ou seja do proprietário rural, o custo de manutenção e de transação é manter comportamentos já instituídos por outros instrumentos de comando e controle (como do SNUC, do código florestal, em que as ações de preservação de APPs devem ser encargo do proprietário de terra e que não foram eficazes) e comprometer a eficácia do programa. Esse alto custo operacional deve ser do pagador (ou pagadores) dos serviços. Os benefícios sociais com o serviço ambiental prestado deve ser convertido em pagamentos, para que arque com todos os custos privados do proprietário rural (PLAGIOLA; PLATAIS, 2002).

Além disso, deixar a encargo do provedor determinar os critérios e indicadores para a condicionalidade dos serviços, é, também, ineficaz em sua concepção ao assumir que todos os proprietários terão conhecimento técnico para essa ação. A determinação desses critérios deve ser por parte dos beneficiários e pagadores dos serviços ambientais e que também devem ser os responsáveis pela fiscalização e monitoramento. E os custos desses estudos deve ser,

também, por parte dos beneficiários dos serviços prestados (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008).

Toda a proposta da PNPSA traz obrigações e deveres para que o poder público assumira os custos. Atividades como: priorizar os pagamentos em áreas de maior risco (inciso VIII, art. 5º); fomentar a assistência técnica, a capacitação e determinação das métricas (art. 10º); a instituição e a manutenção do Cadastro Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais (art. 12); a fiscalização dos contratos por parte dos órgãos do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) (art. 13); a criação do Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais (PFPSA), cuja implementação, manutenção e fiscalização ocorrerá no âmbito federal (art. 16); e a criação de incentivos financeiros para beneficiar e atrair participantes ao PFPSA (arts. 17, 18 e 19) (BRASIL, 2015b).

Nota-se, portanto, que esta é mais uma Lei, feita nos moldes das outras legislações ambientais, que dificulta o uso de um instrumento de gestão de segunda geração e imputa altos custos de monitoramento e de gestão. Esta Lei que ainda se encontra em construção esbarra nos mesmos erros encontrados por outras leis ambientais, como no SNUC: 1) falta de conexão e clareza entre os objetivos e os instrumentos de gestão nas políticas; 2) alto custo administrativo sobre encargo do poder federal, o que traz falhas de política e governamentais; 3) a gestão de recursos por um fundo ambiental, que é burocrático, dependente de fatores orçamentários e que impede a celeridade das ações e o investimento eficaz, assim como não é condizente com os instrumentos econômicos mais recentes, como inclusive o PSA.

3.8 COMENTÁRIOS CONCLUSIVOS

Processos ecológicos são considerados eventos estocásticos, processos evolutivos que não seguem um padrão e não tem uma finalidade específica. O conflito entre as duas áreas, Ecologia e Economia, e conseqüentemente as diferentes abordagens no conceito de serviços ecossistêmicos pode vir deste ponto. As decisões racionais tomadas por seres humanos partem de uma cesta de bens e serviços que vão prover certa utilidade (satisfação). Ou seja, esta cesta é escolhida com a finalidade de dar satisfação/bem-estar aos seres humanos.

Porém, os serviços ecossistêmicos vêm do funcionamento dos ecossistemas, resultado de processos e condições que nem sempre são possíveis de serem mensurados e que não possuem finalidade em si. Ou seja, teoricamente não geram utilidade pela simples existência. Assim, o conceito de serviços ecossistêmicos foi cunhado para aproximar essa lacuna na compreensão entre áreas e traduzir a complexidade dos processos ecológicos para todos.

A utilidade, portanto, vem da ação do ser humano como agente transformador do

ambiente, que consegue produzir bens e serviços, a partir dos processos e funcionamento do ecossistema, que gerem bem-estar. Assim, o conceito de serviços ambientais vem da visão do ser humano como agente modificador da natureza, seja por conservar uma área que potencialmente poderia ser degradada ou por extrair recursos para a sua subsistência ou para processos produtivos mais complexos (produção de *commodities*). Essa modificação pode gerar efeitos positivos (ou negativos) para o ecossistema e também gerar bem-estar (ou mal-estar) para a sociedade.

Por conseguinte, as externalidades negativas devem ser internalizadas nos custos de produção ou de extração e as externalidades positivas devem ser compensadas, já que geram benefícios que extrapolam a esfera privada. Assim, o instrumento de PSA objetiva o pagamento (compensação ou reembolso) ao ser humano pelas ações de conservação de recursos naturais para que a área conservada e o serviço prestado gerem benefícios sociais. Sendo assim, o ser humano provedor de serviços ambientais deve ser compensado pela externalidade positiva gerada à sociedade para que ele consiga arcar com os custos privados de conservar uma área que potencialmente poderia ser aproveitada por outras atividades econômicas (gerando benefícios privados).

O instrumento econômico de PSA, portanto, deve ser baseado por uma transação entre agentes na economia, em que um beneficiário ou usuário de um determinado bem ou serviço ambiental, que obtenha bem-estar pelo seu usufruto, pague a um provedor desse serviço. No entanto, devido a existência de poucos mercados de serviços e bens ambientais, o fato de serem bens-públicos e a indeterminação de direitos de propriedades, o Estado interfere nas trocas entre agentes. O papel principal do Estado é, portanto, o de regulador ou criador de mercados desses bens e serviços

Entretanto, os programas brasileiros de PSA mais antigos mostram que a interferência estatal é maior do que a esperada, pois ele se tornou o principal comprador de serviços ambientais. Outra falha no uso do PSA foi a inserção de diversos objetivos para um único instrumento. A maioria dos programas de PSA avaliados tem mais de um objetivo, que visam, além da conservação, o alívio da pobreza, por exemplo. Este fato, além de descaracterizar o instrumento, transforma os programas de PSA em programas sociais, que fornecem subsídios aos proprietários de terra para a conservação.

Além disso, muitos dos programas forneceram embasamento para a formulação de normas legais municipais e estaduais para a implementação dos pagamentos por serviços ambientais. Assim, o eixo central do instrumento de conservação ambiental é mantido como uma estrutura de comando e controle, em que os incentivos econômicos podem ser

caracterizados como subsídios e não como um programa de PSA puro. Ou seja, a transação entre agentes não é voluntária, apesar da adesão ao programa pelo proprietário de terra seja voluntária, o Estado é o principal comprador do serviço ambiental; o pagamento é baseado somente em custos de oportunidade da terra e não reflete o valor dos serviços ecossistêmicos oferecidos; os programas não trazem adicionalidade, pois as áreas da maioria dos programas são áreas de APPs ou de RL, onde a conservação e/ou o reflorestamento já estavam previstos pela legislação vigente (Código Florestal); os programas têm baixa condicionalidade e/ou permanência, pois não conseguem demonstrar uma forte relação entre o uso da terra e a oferta de serviços ambientais; e a sanção dada pelo desligamento ao programa é irrisória e o valor oferecido pelo pagamento não supera os benefícios privados que o proprietário da terra pode obter com usos alternativos da propriedade.

A permanência das ações de conservação para a oferta de serviços ambientais é um desafio, especialmente em programas em que o estado é o comprador, pois os custos de manutenção dos programas são mais altos que os pagamentos em si. Sugere-se, portanto, que os programas de PSA sejam ações de curto prazo com pagamento estatal e que ao longo do tempo incentivos sejam feitos para atrair compradores privados (empresas ou ONGs). Pois, pelo delineamento dos programas não é possível prever a garantia de oferta dos serviços após o término do contrato. Ou seja, da maneira como os programas foram projetados, pode-se inferir que o PSA não é um instrumento de desenvolvimento sustentável, pois não garante a provisão de serviços ao longo do tempo para as próximas gerações.

Como os custos de manutenção são maiores que os pagamentos realizados, e que quanto maior o tempo do programa, maior é o custo de sua manutenção, conclui-se que a conservação *per se* pode ser onerosa, e não que o PSA está fazendo com que seja de alto custo. Os programas de PSA estão mostrando o quanto custa para o estado ou para as iniciativas privadas fazerem com que os proprietários de terra mudem seus comportamentos para um mais benéfico socialmente.

Por isso, é importante o estudo cauteloso das variáveis ambientais que determinam a oferta dos serviços ambientais que se deseja. Além de ser primordial o desenvolvimento de metodologias de análises qualitativas para acompanhar a implementação dos programas e permitir a comparabilidade entre eles. Entretanto, não foi possível obter na literatura dados sobre os resultados das variáveis ecológicas das ações de conservação dos programas de PSA brasileiros mais antigos. Não existe um banco de dados com resultados de monitoramento, nem dos programas que são financiados pelos usuários.

Nesta tese, portanto, foi feita uma análise sobre a adequação dos programas aos

critérios de determinação de um programa de PSA puro. O estudo foi relevante para identificar potenciais falhas no desenho dos programas que levam à ineficácia e permitir a comparabilidade entre programas que se adequam ao mesmo grau dentro dos critérios de um PSA puro. Em termos ecológicos, poucos programas demonstraram relação entre as ações previstas de conservação e a oferta dos serviços esperados.

Poucos dos programas analisados foram considerados como de PSA puro. Este resultado explicita a necessidade de rever os programas e a real necessidade em se aplicar um programa de PSA para a conservação. Conforme já explicitado, a conservação é uma ação de alto custo, mas que pode ser reduzido se outras ferramentas foram aplicadas na conservação, que não o PSA. Por isso a integração de conhecimentos entre comunidade e gestores locais, biólogos, economistas e tomadores de decisões é imprescindível para a determinação dos instrumentos de gestão ambiental que tragam benefícios sociais e ambientais a um menor custo de transação.

Esse resultado deveria refletir na formulação de políticas públicas. Entretanto, como foi verificado pela análise do Projeto de Lei da Política Nacional de PSA, algumas falhas de desenho dos programas são mantidas na proposta, especialmente com relação aos pagamentos e a definição de métodos para a valoração de serviços ecossistêmicos. Além disso, outros erros de política, já cometidas em Leis ambientais anteriores (SNUC), estão presentes no PL.

Dessa forma, o Projeto de Lei deveria ser modificado para se adequar às análises dos programas de PSA já existentes na literatura. Além disso, deveria conter o conceito de serviço ecossistêmico dados por ecólogos para ilustrar a importância dos processos ecológicos e do funcionamento ecossistêmico pelo qual as ações humanas, via pagamentos por serviços ambientais, visam conservar.

CAPÍTULO 4

O CÓDIGO FLORESTAL E A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE: UMA RELAÇÃO COMPLEMENTAR OU CONFLITUOSA?

4.1 INTRODUÇÃO

As últimas alterações no Código Florestal (Lei nº 4.771/1965 em BRASIL, 1965b), que desencadearam na sua reformulação, revogação e a publicação da nova Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LVPN, Lei nº 12.651/2012; BRASIL, 2012a), tiveram motivações (e terão) consequências ambientais e econômicas. O Código Florestal de 1965 se caracterizou pela ineficácia em sua implementação ao longo das cinco décadas de sua vigência (NOGUEIRA; SIQUEIRA, 2004). Entre as diversas explicações para essa ineficácia, destacam a escassez de recursos orçamentários, econômicos e humanos e pelos elevados custos privados impostos aos proprietários rurais para a preservação ambiental (MACHADO, 2016). As alterações no Código que se materializaram na LVPN foram aprovadas depois de 13 anos de debates no Congresso Nacional. A alteração da nomenclatura foi justificada pela sua abrangência, pois ele não se restringe só a florestas, mas engloba qualquer ecossistema terrestre nativo, como os campos, a caatinga e o cerrado (BRANCALION et al., 2016).

Em uma perspectiva histórica, o primeiro Código Florestal brasileiro foi aprovado em 1934. Ele trouxe a definição de florestas e de áreas protegidas brasileiras como resposta à expansão agrícola sobre áreas ecologicamente importantes, como as margens de rios e áreas ao redor de nascentes (BRANCALION et al., 2016; BRASIL, 1934). O código foi atualizado 30 anos depois com a publicação do “novo” Código Florestal (Lei nº 4.771/1965). Esta Lei apresentou uma definição mais criteriosa para o uso da vegetação ao redor de áreas ecológicas importantes, pela implantação das Áreas de Preservação Permanente (APPs) e da restrição à expansão agrícola com a determinação das áreas de Reserva Legal (BRASIL, 1965a). No entanto, a legislação de 1965, baseada essencialmente em instrumentos de comando e controle, não conseguiu controlar o avanço da fronteira agrícola e a preservação de vegetação nativa em propriedades privadas (BRANCALION et al., 2016; MACHADO, 2016). O fato de inúmeras propriedades privadas encontrarem-se irregulares quanto ao cumprimento do Código, especialmente em regiões de alta produção agrícola, motivou a revisão do Código Florestal (1965b), estimulado, principalmente pelo setor produtivo agropecuário (MACHADO, 2016).

Com a publicação da Lei de Crimes Ambientais (Lei nº 9.605/1998) sanções civis, administrativas e penais foram administradas de maneira mais efetiva pelo descumprimento das regras disponíveis no Código Florestal então vigente (BRASIL, 1998). Apesar de tentativas de regularização das propriedades terem sido feitas, a possibilidade de criminalizar os proprietários que não cumpriam as normas do código gerou descontentamento entre eles. Dessa forma, por meio da Confederação Nacional da Agricultura e Pecuária (CNA), esses proprietários influenciaram a reforma do Código, especialmente relacionados aos artigos 44 e 16, que contam com regras relacionadas às definições das áreas de Reserva Legal (BRANCALION et al., 2016; BRASIL, 1965b).

Um elemento adicional de estímulo à reforma do Código de 1965 foi a popularização de programas de pagamentos por serviços ambientais (PSA) no território brasileiro, iniciados como projetos de PSA no ano de 2005 na cidade de Extrema, MG (PAGIOLA; VON GLEHN; TAFFARELLO, 2012; PEREIRA et al., 2016). A partir do “Projeto Conservador de Águas” de Extrema, outros programas foram iniciados, como o Projeto Oásis em São Paulo, pela Fundação Boticário, e o Ecocrédito, pelo município de Montes Claros, MG, ambos em 2006, e o Produtor de Água da Bacia Hidrográfica Piracicaba/Capivari/Jundiá (PCJ), São Paulo, em 2008 (ver Capítulo 3 desta tese; AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2017; FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO, 2016; PAGIOLA; VON GLEHN; TAFFARELLO, 2012). Esses projetos visavam, principalmente, o reflorestamento ou a restauração de áreas degradadas em áreas de preservação permanente ou em áreas de reserva legal em propriedades rurais privadas como uma forma de incentivar os proprietários a restaurarem as áreas protegidas por lei para a oferta de determinados serviços ambientais (FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO, 2016; PAGIOLA; VON GLEHN; TAFFARELLO, 2012).

Os Códigos Florestais e a LPVN brasileiros também se relacionam com o SNUC (ver Capítulo 2 desta tese). O Código Florestal de 1934 foi o primeiro instrumento de zoneamento de áreas protegidas brasileiras (BENSUSAN, 2014; BRASIL, 1934). A atualização do Código em 1965 dividiu, indiretamente, essas áreas com finalidade de proteção integral e com fins econômicos (BRASIL, 1965a). Com a publicação do SNUC em 2000, as áreas protegidas foram retiradas do texto do Código, mas o instrumento de *servidão ambiental* e o de *Cota de Reserva Legal* (modificada para Cota de Reserva Ambiental pela Lei nº 12.651/2012) se mantiveram como uma conexão entre as duas normas ambientais (BRASIL, 1965a, 1965b, 2000, 2012a).

As modificações ocorridas na nova LPVN de 2012, no entanto, geraram discussão entre os cientistas. Em especial, críticas em relação à anistia das multas aos proprietários

rurais pelo descumprimento do código vigente e à demarcação e restauração das áreas de preservação permanente e de reserva legal (BRANCALION et al., 2016; GARCIA et al., 2016; MACHADO, 2016; SOARES-FILHO et al., 2014). Em 22 de julho de 2008, o Decreto nº 6.514/2008 foi publicado com normas sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, incluindo em áreas de preservação permanente e de reserva legal (BRASIL, 2008).

No entanto, a LPVN absolveu os proprietários que deixaram de restaurar APP ou áreas de RL até a data de publicação do Decreto. Assim, a anistia dos desmatamentos ocorridos antes de 22 de julho de 2008, a diferenciação no tratamento dado aos pequenos proprietários rurais, que são isentos de instituírem áreas de RL, e o mecanismos de compensação de RL são objetos de ações diretas de inconstitucionalidade (ADIs), ainda em trâmite no Supremo Tribunal Federal (STF) (MACHADO, 2016).

O cumprimento da LPVN, entretanto, é essencial para a preservação da biodiversidade brasileira, pois 53% da vegetação nativa remanescente no país se encontram em propriedades rurais particulares, atingindo 90% para a Mata Atlântica (BRANCALION et al., 2016; SOARES-FILHO et al., 2014). Não se poderia repetir o erro anterior, quando poucos foram os instrumentos que permitiram o cumprimento e o alcance de seus objetivos nos dois primeiros códigos florestais (BRASIL, 1934; BRASIL 1965a, 1965b) e a comunicação com as outras normas da política ambiental, como com o SNUC. Nesse contexto, a LPVN trouxe novos instrumentos de política, como o instrumento econômico de pagamentos por serviços ambientais, assim como outros para a regulação fundiária e o registro de propriedades (BRASIL, 2012a; GARCIA et al., 2016).

Dessa forma, devido à presença de novos instrumentos de política na LPVN (BRASIL, 2012a), da sua relação com o SNUC, com os programas de PSA e com o Projeto de Lei de PSA brasileiro, este capítulo tem como objetivo analisar, de uma perspectiva ecológica e de uma econômica, a LPVN brasileira, suas principais ferramentas e instrumentos de conservação da biodiversidade e relacioná-las com as análises do SNUC e do instrumento de PSA realizadas em nos dois capítulos imediatamente anteriores.

4.2 AS ÁREAS PRIVADAS E A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Segundo dados da *International Union for Conservation for Nature* (IUCN - União Internacional para a Conservação da Natureza - tradução livre), 28,94% do território brasileiro é coberto por áreas terrestres legalmente protegidas que envolvem UCs nacionais, estaduais e municipais, áreas indígenas e áreas internacionalmente delimitadas, como os sítios Ramsar (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION FOR NATURE; UNITED NATION

FOR ENVIRONMENT PROTECTION/WCMC, 2017; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2017d).

Entretanto, este índice de um pouco mais de um quarto do território protegido não consegue frear a perda da biodiversidade brasileira. O Brasil é detentor de uma das maiores biodiversidades do mundo e conta com um pouco mais de 12.256 táxons⁷³ da fauna descritos (INSTITUTO CHICO MENDES PARA A BIODIVERSIDADE, 2014). Desses, 1.173 táxons estão ameaçados de extinção, principalmente pela perda e degradação do *habitat*, cujas causas incluem a expansão agrícola e urbana e a instalação de grandes empreendimentos, como hidrelétricas e mineração (INSTITUTO CHICO MENDES PARA A BIODIVERSIDADE, 2014; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2014).

Segundo Soares-Filho e coautores (2014), 53% da vegetação nativa⁷⁴ dos biomas brasileiros ocorrem dentro de propriedades privadas. No caso da Mata Atlântica, este índice aumenta para 90% (BRANCALION et al., 2016). A vegetação nativa possui valor ecológico por preservar e manter a biodiversidade e também tem relevância na oferta de serviços ambientais, como estoque de carbono (SOARES-FILHO et al., 2014; SPAROVECK et al., 2011).

As formas de preservação e proteção da vegetação nativa dentro de propriedades privadas, portanto, podem ser viabilizadas pelas áreas de preservação permanente (APPs) ou de Reserva Legal (RL), instituídas pelo Código Florestal de 1965 (BRASIL, 1965a; LIMA, 2008). De uma perspectiva ecológica, áreas de preservação permanente são fundamentais para a manutenção dos processos ecológicos e estabilidade de ecossistemas que estão submetidos a alta instabilidade ambiental e climática. Locais de alto risco ambiental, portanto, estão situados em ambientes que sofrem constantes interferências devido a ações climáticas, como ventos fortes, tempestades, raios, e ações das marés (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; LIMA, 2008; RICKLEFS, 1996). Assim, áreas como topos de morros e encostas com alta declividade, margens de córregos, rios, lagos e lagoas e ao redor de nascentes estão dentre as áreas que têm certo grau de instabilidade (AQUINO; MACHADO; RIBEIRO, 2007; BORGES, 2008; LIMA, 2008).

⁷³Táxon é uma unidade dentro do sistema de classificação taxonômica, e pode representar qualquer nível de classificação biológica, como reino, filo, classe, ordem, família, gênero ou espécie (PAPAVERO, 1994).

⁷⁴Vegetação nativa ou natural são áreas de preservação que mantêm quase sua totalidade coberta com cobertura vegetal natural, seja ela floresta, caatinga, pampa ou outra fisionomia. Estas áreas podem ter uso produtivo, como ser utilizadas para pastagens, extrativismo, podem estar em processo regenerativo da cobertura vegetal ou ocupadas por atividades agrícolas de baixo impacto, em que não houve remoção completa da vegetação original (SPAROVECK et al., 2011).

Áreas preservadas com vegetação nativa nos topos de morros, montes e montanhas, por exemplo, são importantes para fixação e estabilidade do solo, que previne a erosão e o deslizamento de terras em encostas. Além de serem necessárias para a conexão entre ambientes, permitindo a migração e movimento de espécies da fauna e a variabilidade genética (LIMA, 2008; VALERI; SENÔ, 2004). Esses eventos são necessários para a manutenção de populações, da funcionalidade do ecossistema e da redução de extinção.

A preservação de vegetação nativa ao redor de nascentes, e de córregos, rios, lagos e lagoas (denominada mata ciliar) também auxilia na manutenção e estabilidade do solo, impedindo o carreamento de sedimentos para os corpos d'água (processo conhecido como lixiviação). Assim, os processos de sedimentação dos rios, lagos e lagoas são reduzidos ao longo do tempo, o que protege o ambiente aquático como um todo, além de garantir a manutenção da qualidade e quantidade dos recursos hídricos (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; BORGES, 2008; METZGER; BERNACCI; GOLDENBERG, 1997; RICKLEFS, 1996). Além disso, a mata ciliar é também importante para proporcionar ambiente propício para o movimento de espécies da fauna, com consequentes impactos na manutenção da população e funcionamento do ecossistema e na redução da fragmentação de *habitats* (BORGES, 2008; GARCIA et al., 2013b; METZGER; BERNACCI; GOLDENBERG, 1997; RAMBALDI; OLIVEIRA, 2005)

Os mesmos processos ocorrem em áreas costeiras, especialmente em regiões de mangue, que sofrem impactos tanto das variações das marés quanto de impactos em corpos aquáticos continentais (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; HOLGUIN et al., 2001; PRATES; BLANC, 2007). A importância dos ecossistemas marinhos costeiros vai além da abundância de espécies. Os manguezais, por exemplo, são áreas de ampla produtividade, considerados berçários de espécies economicamente importantes, além de serem regiões com grande aporte de nutrientes e de transição entre ecossistemas (HOLGUIN et al., 2001; KOCH; WOLFF, 2002; PULNER, 2007). A zona costeira possibilita, ainda, a exploração de serviços essenciais para a subsistência, como a extração de alimentos por meio da pesca, controle de inundações e proteção costeira, e, dentre outros, o uso recreativo e espiritual (BEAUMONT, et al. 2007; PRATES; BLANC, 2007).

Já as áreas de reserva legal têm importância com relação a manutenção de áreas com vegetação nativa que possibilitem a formação de corredores ecológicos entre outras áreas preservadas (como APPs e UCs) para viabilizar o movimento de espécies da fauna, e a manutenção de zonas de amortecimento em UCs para a redução de efeitos de borda e de fragmentação de *habitats* (RAMBALDI; OLIVEIRA, 2005; VALENI; SENÔ, 2004). Mesmo

que nessas áreas sejam possíveis o corte da vegetação para exploração madeireira (BRASIL, 1965b; 2012a), o limite máximo imposto ao corte mantém a cobertura vegetal (GONÇALVES, 2008). Conseqüentemente, as áreas de RLs mantêm processos ecológicos característicos do bioma que possibilitam a manutenção de nutrientes do solo, essenciais para o desenvolvimento de atividades agrícolas em áreas vizinhas adjacentes (AQUINO; MACHADO; RIBEIRO, 2007; ATALLAH; GÓMEZ; JARAMILLO, 2016; VALENI; SENÔ, 2004).

Além disso a conservação da vegetação nativa em áreas de preservação permanente e em reserva legal condiz com o princípio da precaução dadas as incertezas quanto à estabilidade dos ecossistemas, especialmente frente às mudanças climáticas (BENSUSAN, 2008; GONÇALVES, 2008; LIMA, 2008). A manutenção da heterogeneidade ambiental em áreas com alta probabilidade de risco, portanto, está diretamente relacionada a integridade do ecossistema e sua conseqüente estabilidade (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013).

Dessa forma, a proteção de áreas com vegetação nativa em propriedades particulares podem auxiliar na redução da perda e da degradação de *habitats* e a redução da fragmentação de ecossistemas essenciais para a conservação da biodiversidade e manutenção dos processos ecológicos (LIMA, 2008; INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2014; RAMBALDI; OLIVEIRA, 2005; SOARES-FILHO et al., 2014). A união da conservação das áreas protegidas pelas UCs, áreas indígenas com as áreas de vegetação nativa localizadas dentro de propriedade privadas são, portanto, fundamentais para a gestão ambiental brasileira e para a manutenção dos processos ecológicos fundamentais e para a conservação da biodiversidade (RAMBALDI; OLIVEIRA, 2005).

4.3 O CÓDIGO FLORESTAL E A LEI DE PROTEÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA

O primeiro Código Florestal brasileiro data de 23 de janeiro de 1934, instituído via Decreto nº 23.793/1934. O artigo primeiro deste documento nomeou as florestas existentes em território nacional como bem de interesse comum a todos do país, exceto os direitos de propriedade com as limitações que as leis, inclusive o Código, estabeleciam. Os dispositivos do Código eram aplicados tanto às florestas como às demais formas de vegetação reconhecidas de utilidade (Apêndice B - Quadro B.1; BRASIL, 1934). Neste primeiro Código Florestal, as florestas eram classificadas em quatro categorias: 1) as florestas protetoras; 2) as florestas remanescentes; 3) as florestas modelo; e 4) as florestas de rendimento (Apêndice B - Quadro B.1).

As duas primeiras eram consideradas de conservação perene e inalienáveis. Caso as florestas de propriedade privada fossem declaradas como florestas protetoras, por decreto governamental, os proprietários de terra tinham direito à indenização das perdas e danos comprovados decorrentes do regime especial das florestas em sua propriedade (art. 11, BRASIL, 1934). Da mesma forma, caso as florestas em propriedade privada fossem reconhecidas como uma floresta remanescente, o pedaço de terra correspondente seria desapropriado e tornado público. Se o proprietário não concordasse com a desapropriação pública, teria que assumir a responsabilidade por mantê-la como tal (art. 12, BRASIL, 1934).

Além disso, se terras em propriedade privada tivessem necessidade de serem reflorestadas, total ou parcialmente, conforme julgamento do órgão florestal responsável, as terras poderiam ser desapropriadas. Caso o proprietário não concordasse com a desapropriação, teria que assumir a responsabilidade do reflorestamento da área de interesse público (florestas remanescentes) e teria direito a compensação (art. 13, BRASIL, 1934).

As regras da exploração florestal estavam disponíveis no Capítulo III do Código de 1934, subdivididas em: 1) disposições gerais, em que classificavam os produtos florestais, não florestais e as proibições destinadas aos proprietários de terra; 2) exploração das florestas de domínio público, na qual era permitida exploração industrial somente nas florestas de rendimento, via concorrência pública; 3) exploração intensiva, na qual as árvores derrubadas deveriam ser substituídas; e 4) exploração limitada, que se restringia às autorizadas pelo Ministério da Agricultura, em que as florestas protetoras e remanescentes (não consideradas parques) poderiam ser exploradas (BRASIL, 1934). Ficou, também instituído o Fundo Florestal, destinado às ações de conservação e reflorestamento descritas no Código Florestal de 1934 e orientadas pelo Conselho Florestal, que junto com as compensações e isenções faziam parte dos instrumentos financeiros e econômicos dispostos na Lei (Apêndice B - Quadro B.1) (BRASIL, 1934).

O novo Código Florestal, instituído pela Lei nº 4.771/1965, manteve a definição de florestas e demais vegetações existentes no território brasileiro, como bens de interesse comum e considerou as florestas com finalidades semelhantes às consideradas "florestas protetoras" como florestas e demais vegetações de preservação permanente (Apêndice B - Quadro B.1). Foram consideradas de preservação permanente as florestas e vegetações naturais situadas em áreas específicas, como forma de manter a estabilidade do ecossistema e preservação do solo (Apêndice B - Quadro B.2). Além disso, definiu-se a criação de Unidades de Conservação (UCs) no território brasileiro: a) Parques Nacionais, Estaduais e Municipais e as Reservas Biológicas; e b) Florestas Nacionais, Estaduais e Municipais (BRASIL, 1965a).

O novo Código Florestal (Lei nº 4.771/1965, BRASIL, 1965a) impôs limites à exploração de florestas dentro de propriedades privadas, de acordo com a localização das propriedades no território brasileiro, visando a conservação dos biomas Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica (Floresta de Araucárias) (Apêndice B - Quadro B.2). O novo Código de 1965 também definiu alguns incentivos financeiros, além do previsto no Código de 1934 e acabou com a figura do Fundo Florestal (Apêndice B - Quadro B.1).

Nos anos seguintes ao da aprovação do Código Florestal de 1965 novas leis foram publicadas com o intuito de revogar/regulamentar artigos do código, especialmente àqueles relacionados aos incentivos financeiros, econômicos e de uso do solo dentro da propriedade. Em 1966, o artigo 38, que versava sobre a isenção de qualquer tributação das florestas plantadas ou naturais e da dedução do imposto de renda pelas ações de florestamento ou reflorestamento, foi revogado pela Lei nº 5.106/1966. Esta Lei dispôs sobre os incentivos fiscais concedidos a empreendimentos florestais (BRASIL, 1966). Em 1972, o artigo 39, que dispunha sobre a isenção do imposto territorial e seus limites (Apêndice B - Quadro B.1), foi revogado pela Lei nº 5.868/1972, que também criou o Sistema Nacional de Cadastro Rural (BRASIL, 1972).

Desde a sua criação (1965), portanto, até a sua revogação com a publicação da Lei de Proteção da Vegetação Nativa, o Código Florestal passou por transformações. Os artigos que tiveram maiores modificações foram os artigos 3, 14, 16 e 44 (Apêndice B - Quadro B.3), pelo dispositivo de Medida Provisória. No entanto, o artigo 1º foi modificado quanto às definições do que são: 1) pequena propriedade rural; 2) Área de Preservação Permanente (APP) (Apêndice B - Quadro B.2); 3) Reserva Legal (RL) (Apêndice B - Quadro B.2); 4) Utilidade Pública; 5) Interesse Social; e 6) Amazônia Legal, que se encontravam dispersas ou não detalhadas ao longo do texto original (BRASIL, 1965a). As principais modificações do artigo 3º e do artigo 16, quanto às Áreas de Preservação Permanente e à Reserva Legal, respectivamente, podem ser vistas no quadro B.2 (Apêndice B). O artigo 44 versava sobre as regras de reflorestamento, restauração e de uso das áreas de Reserva Legal e foi o artigo mais modificado ao longo dos anos (Apêndice B - Quadro B.3).

A Lei nº 12.651/2012 estabeleceu "as normas gerais sobre a proteção da vegetação, Áreas de Preservação Permanente e as áreas de Reserva Legal; a exploração florestal, o suprimento de matéria-prima florestal, o controle da origem dos produtos florestais e o controle e prevenção dos incêndios florestais" e previu instrumentos econômicos e financeiros para o alcance dos seus objetivos (artigo 1º, BRASIL, 2012a). Os incisos do artigo 1º da LPVN descrevem os princípios nos quais a Lei atende, com o objetivo principal do

desenvolvimento sustentável. O inciso II do artigo 1º destaca-se por apresentar, pela primeira vez, a importância do papel das florestas no bem-estar humano com a redação: "função estratégica da atividade agropecuária e do papel das florestas e demais formas de vegetação nativa na sustentabilidade, no crescimento econômico, na melhoria da qualidade de vida da população brasileira (...)" (inciso II, artigo 1º, BRASIL, 2012a).

A Lei nº 12.651/2012 está dividida em capítulos, a depender do assunto, similar ao primeiro Código Florestal (BRASIL, 1934, 2012a). As APPs, quanto a sua delimitação e a seu regime são abordadas no Capítulo II; o Capítulo III destina-se para áreas de uso restrito nos pantanais e planícies pantaneiras e em áreas de inclinação entre 25º a 45º; o Capítulo III-A aborda as áreas de uso ecologicamente sustentável de apicuns e salgados e foi inserida pela Lei nº 12.727/2012 (BRASIL, 2012b); o Capítulo IV trata da área de reserva legal, da sua delimitação, do seu regime de proteção e do regime de proteção das áreas verdes urbanas; o Capítulo V trata da supressão de vegetação para uso alternativo do solo; o Capítulo VI do cadastro ambiental rural; o Capítulo VII da exploração florestal; o Capítulo VIII do controle da origem dos produtos florestais; Capítulo IX da proibição do uso de fogo e do controle de incêndios; o Capítulo X que trata do programa de apoio e incentivo à preservação e recuperação do meio ambiente; o Capítulo XI do controle do desmatamento; o Capítulo XII que trata da agricultura familiar; o Capítulo XIII, das disposições transitórias; o Capítulo XIV das disposições complementares e finais (BRASIL, 2012a).

O artigo 3º foi destinado às definições de termos, similares aos da Lei nº 4.771/1965 (BRASIL, 1965b), com a inclusão de: 1) área rural consolidada; 2) uso alternativo do solo; 3) manejo sustentável; 4) atividades eventuais ou de baixo impacto; 5) vereda; 6) manguezal; 7) salgado ou marismas tropicais hipersalinos; 8) apicum; 9) restinga; 10) nascente; 11) olho d'água; 12) leito regular; 13) área verde urbana; 14) várzea de inundação ou planície de inundação; 15) faixa de passagem de inundação; 16) relevo ondulado; 17) pousio; 18) áreas úmidas; 19) área urbana consolidada; 20) crédito de carbono (BRASIL, 2012a). As definições de Amazônia Legal e de Área de Preservação Ambiental se mantiveram as mesmas dispostas na Lei nº 4.771/1965 (BRASIL, 1965b).

A área rural consolidada é definida como uma "área de imóvel rural com ocupação antrópica preexistente a 22 de julho de 2008, com edificações, benfeitorias ou atividades agrossilvipastoris, admitida neste último caso, a adoção de regime de pousio" (inciso IV, art. 3º, BRASIL, 2012a). O Decreto nº 6.514 publicado em 22 de julho de 2008 dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, incluindo em áreas de preservação permanente e de reserva legal (BRASIL, 2008). Com a publicação deste Decreto em 2008,

houve a anistia dos proprietários rurais que mantinham atividades econômicas nas áreas reservadas de APP e de RL em suas propriedades rurais ou ocupadas com infraestrutura ou edificações até o ano de 2008 (BRASIL, 2012a, GARCIA et al., 2016). Dessa forma, a LPVN trouxe a definição de "área rural consolidada" para justificar a isenção de quaisquer infrações ocorridas até a publicação do Decreto nº 6.514/2008 (BRASIL, 2008; BRASIL, 2012a; GARCIA et al., 2016)

4.3.1 Instrumentos de Política da LPVN

A LPVN explicitou novos instrumentos para a regularização dos imóveis rurais quanto à disposição das áreas de preservação permanente, de reserva legal e de uso restrito. O Cadastro Ambiental Rural (CAR), é um desses instrumentos que opera no âmbito do Sistema Nacional de Informação sobre o Meio Ambiente (SINIMA). O CAR é o registro público eletrônico de todos os imóveis rurais para integrar informações ambientais das propriedades rurais e formar um banco de dados para controle, monitoramento, planejamento ambiental e econômico e combate ao desmatamento. Além das informações pessoais do proprietário ou possuidor rural e da comprovação de posse, o CAR exige a identificação do imóvel por meio de planta e memorial descritivo, com a indicação das coordenadas geográficas com pelo menos um ponto de amarração do perímetro do imóvel, com informações dos remanescentes de vegetação nativa, das APPs, das Áreas de Uso Restrito, das áreas consolidadas e da localização das áreas de RL (BRASIL, 2012a). A inscrição no CAR é obrigatória a todos os proprietários e posseiros rurais. O registro da RL no CAR dispensa a obrigação do registro no Cartório de Registro de Imóveis, que era obrigatória no antigo Código Florestal (BRASIL, 1965b, 2012a).

Outro instrumento instituído pela LPVN foi o Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS). Este instrumento é necessário à exploração de florestas nativas e formações sucessoras, de domínio público ou privado. O licenciamento dessas atividades pelo órgão competente do Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA) só é aprovado mediante a aprovação prévia do PMFS, que deve conter técnicas de condução, exploração, reposição florestal e manejo compatíveis com o ecossistema a que se destina a exploração (art. 31, BRASIL, 2012a). A aprovação do PMFS confere a licença ambiental para a prática do manejo florestal sustentável e que será submetido a vistorias técnicas de fiscalização das operações e das atividades. Além disso, empresas e indústrias que exploram recursos florestais em grande quantidade são obrigadas a elaborar um Plano de Suprimento Sustentável (PSS), que também deve ser submetido à aprovação do órgão ambiental competente. O PSS deve assegurar a

produção equivalente ao consumo de matéria-prima florestal pela atividade industrial (BRASIL, 2012a)⁷⁵.

A LPVN criou, também, o Programa de Apoio e Incentivo à Preservação e Recuperação do Meio Ambiente (Capítulo X, BRASIL, 2012a), que dispõe os incentivos econômicos à conservação do meio ambiente (Apêndice B - Quadro B.1). Dentre eles, incluem o pagamento por serviços ambientais, a compensação por medidas de conservação ambiental executada pelos proprietários rurais e incentivos para a comercialização de recursos florestais provenientes do uso sustentável (art. 41, BRASIL, 2012a)⁷⁶. Além desses, é instituída, também dentro do mesmo programa, a Cota de Reserva Ambiental (CRA), que se assemelha e substitui a Cota de Reserva Florestal (CRF, art. 44-B, BRASIL, 1965b)⁷⁷. Uma das novidades da CRA é que ela pode ser instituída em área “existente em propriedade rural localizada no interior de Unidade de Conservação de domínio público que ainda não tenha sido desapropriada.” (inciso IV, art. 44, BRASIL, 2012a).

Houve a implantação do Programa de Regularização Ambiental (PRA) pela União, pelos Estados e pelo Distrito Federal com o objetivo de adequar as posses e propriedades rurais aos termos da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (BRASIL, 2012a). A assinatura do termo de compromisso para a regularização dos imóveis rurais suspende a punibilidade dos crimes previstos nos artigos 38, 39 e 48 da Lei nº 9.605/1998, enquanto o termo estiver em cumprimento (art. 61, BRASIL, 2012a). Estes artigos são da Lei de Crimes ambientais (BRASIL, 1998) e se referem a:

Art. 38. Destruir ou danificar floresta considerada de preservação permanente, mesmo que em formação, ou utilizá-la com infringência das normas de proteção:
Pena - detenção, de um a três anos, ou multa, ou ambas as penas cumulativamente.
Parágrafo único. Se o crime for culposo, a pena será reduzida à metade.

(...)

Art. 39. Cortar árvores em floresta considerada de preservação permanente, sem permissão da autoridade competente:

Pena - detenção, de um a três anos, ou multa, ou ambas as penas cumulativamente.

(...)

Art. 48. Impedir ou dificultar a regeneração natural de florestas e demais formas de vegetação:

Pena - detenção, de seis meses a um ano, e multa. (BRASIL, 1998)

⁷⁵O controle da origem dos produtos florestais, como da madeira, do carvão e outros é feito por sistema nacional, fiscalizado e regulamentado por órgão federal competente do SISNAMA (art. 35, BRASIL, 2012a). Em relação aos incêndios florestais, as regras quanto à proibição do uso de fogo e controle de incêndios em florestas já estavam presentes desde o primeiro código florestal publicado (BRASIL, 1934, 2012a).

⁷⁶Esses instrumentos estão discutidos com mais detalhes nas seções 4.4 e 4.5.

⁷⁷O instrumento de Cota de Reserva Ambiental é discutida na seção 4.3.3.

O Inventário Florestal Nacional foi estabelecido para subsidiar as análises de existência e qualidade das florestas do País. O estabelecimento de critérios e mecanismos para padronizar a coleta é feita pela União (art. 71, BRASIL, 2012a).

Percebe-se, portanto, que a nova Lei de Proteção da Vegetação Nativa estabeleceu instrumentos de política não previstos pelos códigos anteriores (BRASIL, 1934; BRASIL, 1965b; BRASIL, 2012a). A instituição destes instrumentos, no entanto, não é indicativo de que a lei será eficaz em seu cumprimento. Apesar da instituição de novos instrumentos para a gestão dos recursos florestais, os dispositivos encontrados na LPVN ainda baseiam-se em instrumentos de primeira geração, de comando e controle (BAUMOL; OATES, 1988; STERNER; CORIA; 2012), em que os custos de gestão dos recursos ambientais, fiscalização e monitoramento do cumprimento das normas, ainda ficam a encargo do poder público. Experiência com o SNUC⁷⁸ (GELUDA et al., 2015), por exemplo, mostrou baixa efetividade de política baseada em instrumentos de comando e controle e cuja gestão de recursos naturais é, principalmente, estatal.

4.3.2 Área de Preservação Permanente - APP

Desde a publicação do primeiro Código Florestal (Dec. nº 23.793/1934, BRASIL, 1934) até a publicação da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651/2012, BRASIL, 2012a) a finalidade das APPs (quase) não se alterou (Apêndice B - Quadro B.1). As áreas foram instituídas para a proteção de áreas de alto interesse ecológico, visto a importância da sua localização. A delimitação das áreas de preservação permanente, no entanto, passou por um processo de alteração e de inclusão de usos dos recursos em determinadas áreas (Apêndice B - Quadro B.2).

A primeira versão do código de 1965, definiu as áreas de preservação permanente com menor acurácia do que a última versão do código antes da sua revogação (BRASIL, 1965a, 1965b). A alteração e ampliação da proteção das áreas de importante interesse ecológico ocorreu com a publicação da Lei nº 7.511/1986 (Apêndice B - Quadro B.3) e se manteve, parcialmente, na nova Lei (LPVN) (Apêndice B - Quadro B.2) (BRASIL, 1965b, 2012a, 2017; GARCIA et al., 2016).

No entanto, apesar da nova Lei inserir novas áreas com a classificação de APP, antes não determinada pelos códigos anteriores (Apêndice B - Quadro B.2) também excluiu áreas de importância ambiental presentes no antigo Código Florestal (BRANCALION et al., 2016; BRASIL, 2012a). A LPVN suprimiu em seu texto a proteção das nascentes intermitentes,

⁷⁸A relação do Código Florestal e da Lei de Proteção da Vegetação Nativa com o SNUC é avaliada na seção 4.4.

presentes no Código Florestal de 1965 (Apêndice B - Quadro B.2; BRASIL, 1965b, 2012a). Supressão que pode reduzir o aporte de água em nascentes intermitentes, especialmente em regiões do semiárido (MALTCHIK, 1999). Outra modificação foi nos topos de morros, montes e montanhas (Apêndice B - Quadro B.2), que segundo Brancalion e coautores (2016) essa alteração reduziu em 87% a área a ser protegida nessas regiões (BRANCALION et al., 2016).

A LPVN também excluiu a obrigatoriedade da presença da faixa de vegetação nativa protetora em acumulações de água naturais ou artificiais menores que um hectare (§4º, art. 4º, BRASIL, 2012a) e, por último, a faixa ao longo dos cursos d'água a serem restauradas, que antes era definida a partir do nível máximo de água atingido no período de cheias, passou a ser definida pelo nível regular do leito do rio (BRANCALION et al., 2016; GARCIA et al., 2013a). Esta nova medida pode reduzir à metade a área de vegetação nativa a ser mantida em leitos de rios de planície, pois parte da vegetação pode ser deixada submersa na época de cheia (GARCIA et al., 2013a).

Ademais, a LPVN liberou da obrigação de recomposição florestal os casos de supressão vegetal ocorridos até 22 de julho de 2008 (BRASIL, 2012a; GARCIA et al., 2016). Além disso a LPVN autorizou a continuidade das atividades agrossilvipastoris, de ecoturismo e de turismo rural em áreas de preservação permanente nas áreas rurais consolidadas iniciadas antes da publicação do Dec. nº 6.514/2008, mas com novo regime de restauração da vegetação (Tabela 4.1) (art. 61-A, BRASIL 2012a). A recuperação de APP em imóveis rurais com até 10 Módulos Fiscais (MF)⁷⁹ de área que desenvolveram atividades agrossilvipastoris antes de 22 de julho de 2008 não pode ultrapassar os limites indicados na tabela 4.1 (art. 61-B, BRASIL 2012a). O proprietário deve arcar com os custos da adoção de boas práticas agronômicas e de conservação do solo e da água nas áreas de APP (art. 61-A, BRASIL 2012a).

⁷⁹ Módulo Fiscal é uma unidade de medida do tamanho da propriedade rural, instituído pela Lei nº 4.504/1964 (BRASIL, 1964). O tamanho do Módulo Fiscal (MF) é dado em hectares e varia de acordo com o município de referência (INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA, 2017).

Tabela 4.1 - Regras de recomposição de Áreas de Preservação Ambiental em áreas rurais consolidadas.

Atividades em áreas rurais consolidadas	APP ao longo de cursos d'água naturais	APP em torno de nascente e olhos d'água	APP em torno de lagos e lagoas naturais	APP em veredas	Imóveis rurais com atividades agrossilvipastoris em APP
Área (A) do Imóvel rural	Faixa marginal de recomposição	Raio de recomposição	Faixa marginal de recomposição	Faixa de recomposição a partir do espaço brejoso e encharcado	Recomposição não pode ultrapassar:
A > 1 MF*	5 m		5 m		10%
1 ≤ A < 2 MF	8 m	≤ 15 m	8 m	30 m	
2 ≤ A < 4 MF	15 m		15 m		20%
A ≥ 4 MF	20 ≤ A ≤ 100 m		30 m	50 m	

*MF = Módulos Fiscais

Fonte: Elaborada pela autora com base no artigo 61-A da Lei n° 12.651/2012 (BRASIL, 2012a).

Caso a supressão não autorizada da APP foi realizada após 22 de julho de 2008, a concessão e novas autorizações de supressão da vegetação foi proibida enquanto não forem cumpridas as obrigações previstas na Lei. Além disso, a nova Lei insere as regiões costeiras como parte das regiões que devem cumprir restrições de áreas como conter APP, áreas de restrição de uso e de uso sustentável (BRASIL, 2012a). Esta inclusão pode ser considerada um avanço, visto a importância das regiões costeiras e os impactos que estas sofrem (GARCIA et al., 2016).

Além do regime diferenciado de restauração da vegetação em APP em áreas rurais consolidadas, o rol de atividades consideradas de utilidade pública para justificar intervenção nas áreas de APPs foi ampliada na nova Lei (LPVN) (BRASIL, 2012a; GARCIA et al., 2016). Pode-se intervir em APP se houver a necessidade de instalar infraestrutura para a realização de competições esportivas nacionais ou internacionais, por exemplo (inciso VIII, art. 3°, BRASIL, 2012a). Segundo Garcia e coautores (2016) a inclusão dessa atividade não é justificada como obra indispensável de utilidade pública para a intervenção em APP e provavelmente foi adicionada para justificar as novas instalações feitas para a realização da Copa do Mundo e das Olimpíadas (GARCIA et al., 2016).

A regularização fundiária dos assentamentos do Programa de Reforma Agrária que ocuparam áreas de preservação permanente, deve incluir projeto de regularização com estudos técnicos que demonstram melhorias ambientais na região, que deve conter, dentre outros critérios, a recuperação de áreas degradadas e daquelas não passíveis de regularização (art. 64, BRASIL, 2012a). Na regularização fundiária dos assentamentos inseridos na área urbana

consolidada que ocupam APP deve ser mantida faixa não edificável com largura mínima de 15 metros de cada lado ao longo do curso d'água (art. 65, BRASIL, 2012a).

A recomposição florestal de APP, caso tenha sido suprimida, deve ser realizada às custas do proprietário rural, como disposto em todos os códigos florestais publicados (BRASIL, 1934, 1965a, 1965b, 2012a). Para o alcance dessa obrigação estabelecida em Lei (LPVN), os proprietários podem: 1) deduzir as áreas de preservação permanente da base de cálculo do Imposto sobre Propriedade Territorial (ITR); 2) receber recursos arrecadados com a cobrança pelo uso da água para a recuperação ou recomposição de APPs; 3) ter acesso a linhas de financiamento para a preservação voluntária da vegetação nativa em APPs; 4) ser isento de impostos para insumos e equipamentos usados na recomposição florestal em APPs; 5) utilizar fundos públicos para a concessão de créditos reembolsáveis ou não para compensar, recuperar ou recompor APPs que foram desmatadas antes de 22 de julho de 2008; e 6) receber pagamentos ou incentivos por serviços ambientais prestados por APPs (Apêndice B - Quadro B.1; BRASIL, 2012a).

A nova Lei (LPVN) e seu Decreto Regulamentador (Dec. nº 7.830/2012, BRASIL, 2012c) estabeleceu que a recomposição de APPs pode ser feita, de maneira isolada ou combinada, por meio de: 1) condução da regeneração natural de espécies nativas; 2) plantio de espécies nativas; 3) a junção dos dois anteriores; e 4) plantio de espécies nativas com até 50% de espécies exóticas em pequena propriedade ou posse rural familiar (art. 19, BRASIL, 2012c).

A nova Lei instituiu, portanto, novos instrumentos financeiros e econômicos para que os proprietários cumpram com as restrições impostas para o estabelecimento ou conservação de vegetação nativa em áreas de preservação permanente (BRASIL, 2012a). Os incentivos fornecidos para o reflorestamento de APPs e a possibilidade de exploração econômica das APPs em áreas rurais consolidadas podem tornar o cumprimento da Lei viável e eficaz ao longo do tempo, diferente do que ocorreu com o Código Florestal, uma vez que a conservação dessas áreas eram pouco incentivadas e traziam alto custo privado (MACHADO, 2016; NOGUEIRA; SIQUEIRA, 2004; RODRIGUES et al., 2016). A possibilidade de o proprietário desenvolver atividades econômicas sustentáveis em áreas de preservação permanente e de poderem ser compensados pela conservação dessas áreas é um passo para alinhar a proteção de áreas de interesse ecológico com o desenvolvimento econômico.

Em termos ecológicos, no entanto, apesar da Lei trazer algumas novas áreas de interesse ecológico como parte da área de preservação, a supressão de algumas áreas, anteriormente protegidas, pode influenciar no afloramento de água em lençóis freáticos

superficiais (nascentes intermitentes) e na formação de corredores ecológicos e proteção contra deslizamentos de terra em regiões de encostas (GARCIA et al., 2016; MALTCHIK, 1999), o que pode desestabilizar ecossistemas. Além disso, a possibilidade de restauração de APPs com espécies exóticas para exploração econômica, pode ser um risco, caso essa ação não seja monitorada com cautela. Pois a inserção de espécies exóticas, sem um estudo prévio de como será a dinâmica do ecossistema dado a presença da nova espécie, pode trazer instabilidade nas interações ecológicas e, assim, desestabilizar processos ecológicos e o funcionamento do ecossistema (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; BRANCALION et al., 2016; GARCIA et al., 2016).

4.3.2 Reserva Legal - RL

O primeiro Código Florestal, de 1934, não trouxe explícito em seu texto a definição de Reserva Legal (BRASIL, 1934). A primeira versão publicada do Código Florestal de 1965 (versão original) não denominou áreas com restrição de uso como áreas de reserva legal, mas estipulou restrições à exploração de florestas dentro de propriedades privadas (Apêndice B - Quadro B.2, BRASIL, 1965a). A única ressalva, disponível em parágrafo único na versão original do novo Código Florestal (BRASIL, 1965a, art. 16), é que propriedades rurais localizadas nas regiões Centro-Oeste, Leste Meridional e Sul, com áreas entre 20 a 50 hectares poderiam utilizar espécies frutícolas, ornamentais ou industriais para arcar com o limite da "reserva legal" (Apêndice B - Quadro B.2, BRASIL, 1965a).

A versão do Código Florestal de 1965 (BRASIL, 1965b), após as modificações realizadas, principalmente pelas medidas provisórias⁸⁰ (Apêndice B - Quadro B.3, BRASIL, 2017), dispôs, em seu artigo 16, além das porcentagens territoriais destinadas a reservas legais (Apêndice B - Quadro B.2), 11 parágrafos com regras para as áreas de uso restrito. Regras essas de alto custo para o proprietário rural, como: 1) a vegetação da reserva legal não poderia ser suprimida e apenas utilizado o regime de manejo florestal sustentável; 2) para aprovação da localização da área de Reserva Legal deveria se considerar critérios dispostos no plano de bacia hidrográfica, o plano diretor municipal, o zoneamento ecológico-econômico, outras categorias de zoneamento ambiental e a proximidade com outra reserva legal, área de preservação permanente, unidade de conservação ou outra área legalmente protegida; 3) possibilidade de ampliação da área de RL em até 50% em todo o território nacional devido ao zoneamento Ecológico Econômico e/ou Zoneamento Agrícola; 4) averbação da RL à margem

⁸⁰ Medida Provisória é uma norma com força de Lei, adotada em caso de relevância e urgência, pelo Presidente da República, que deve ser submetida de imediato ao Congresso Nacional. Seu prazo de vigência é de 60 dias, prorrogáveis por mais 60, que pode ter transformação definitiva em Lei, caso haja aprovação pelo Congresso Nacional (art. 62, BRASIL, 1988).

da inscrição de matrícula do imóvel, que fica a encargo do proprietário, a não ser que a propriedade se enquadre na definição de "pequena propriedade" (art. 2º, BRASIL, 1965b).

Em áreas passíveis de uso alternativo do solo, seria necessário a adoção de medidas compensatórias, caso a supressão da vegetação abrigasse espécies ameaçadas de extinção, sob encargo dos proprietários rurais (§ 4º, art. 37 -A, BRASIL, 1965b). Se as medidas necessárias para a conservação impossibilitasse a adequada exploração econômica da propriedade, deveria ser proibido ou limitado o corte das espécies vegetais ameaçadas de extinção (§ 5º, art. 37-A, BRASIL, 1965b).

O artigo 44 foi um dos que foram mais modificados ao longo dos anos desde a publicação do Código, em 1965, até a sua revogação em 2012 (Apêndice B - Quadro B.3). Originalmente na versão publicada em 1965, o artigo 44 não continha desdobramentos e tinha a seguinte redação: "Na região Norte e na parte norte da região Centro-Oeste enquanto não for estabelecido o decreto de que trata o art. 15, a exploração a corte raso só é permissível desde que permaneça com cobertura arbórea, de pelo menos 50%". Antes da revogação do Código Florestal, o artigo 44 foi estendido para mais três partes (44-A, 44-B e 44-C) e subdividido em três incisos e seis parágrafos (BRASIL, 1965b), com a seguinte redação: "O proprietário ou possuidor de imóvel rural com área de floresta nativa, natural, primitiva ou regenerada ou outra forma de vegetação nativa em extensão inferior ao estabelecido nos incisos I, II, III e IV do art. 16, ressalvado o disposto no seus parágrafos 5º e 6º, deve adotar as seguintes alternativas, isoladas ou conjuntamente" (art. 44, BRASIL, 1965b).

Os incisos do artigo 44 dispunham sobre a recomposição, a condução da regeneração natural ou a compensação da RL em outra área de mesma importância ecológica (art. 44, BRASIL, 1965b). A compensação poderia ser implementada mediante o arrendamento de área sob regime de servidão florestal ou reserva legal, ou aquisição de cotas (Cota de Reserva Florestal⁸¹, art. 44-B, BRASIL, 1965b). Nessa compensação, o contrato deveria ser firmado entre as partes, por meio de pagamento monetário ou não da área devida de RL. Esse arrendamento poderia ser realizado ao final do contrato (PARTIKA, 2017). A Cota de Reserva Florestal (CRF) era um título representativo de vegetação nativa sobre o regime de servidão florestal, de RPPN ou de RL instituída voluntariamente sobre a vegetação que excedesse os percentuais estabelecidos no artigo 16 (Apêndice B - B.2, BRASIL, 1965b).

O proprietário rural poderia, no entanto, ser desonerado das obrigações constantes no artigo 44, caso realizasse **doação ao órgão ambiental competente para a regularização**

⁸¹As Cotas de Reserva Florestal foram as antecessoras das Cotas de Reserva Ambiental (CRA).

fundiária de área localizada no interior da unidade de conservação de domínio público (BRASIL, 1965b). Ou seja, caso uma UC fosse criada com limites dentro de uma dada propriedade rural privada, o proprietário ou posseiro dessa propriedade poderia doar para o Estado a área correspondente como forma de pagar pela ausência de RL em sua propriedade. Nesse caso, a gestão da área doada ficaria sob gestão de um órgão público ou de alguma organização social de iniciativa privada, por meio de convênio ou parceria com o Estado (PARTIKA, 2017).

A LPVN (BRASIL, 2012a) modificou a escrita das cotas das áreas destinadas para as RLs, mas manteve os percentuais na Amazônia Legal e nas demais regiões brasileiras (Apêndice B - Quadro B.2). Houve, no entanto, flexibilização quanto ao uso das RLs dentro das propriedades. Houve isenção da constituição de áreas de RL em: áreas onde há empreendimentos de abastecimento público de água e de tratamento; áreas desapropriadas para exploração de potencial de energia hidráulica ou em áreas onde sejam instaladas linhas de transmissão e de distribuição de energia elétrica; em áreas desapropriadas para implantação e ampliação da capacidade de rodovias e ferrovias; e em propriedades rurais com áreas menores que quatro Módulos Fiscais (BRASIL, 2012a).

Quando indicada pelo Zoneamento Ecológico-Econômico Estadual, o poder público pode: 1) reduzir a área de RL de imóveis com área rural consolidada em área de floresta na Amazônia Legal para até 50% da propriedade, exceto em áreas prioritárias para conservação da biodiversidade, recursos hídricos e formação de corredores ecológicos; ou 2) ampliar áreas de RL em até 50% de todos os percentuais previstos (Apêndice B - Quadro B.2), para o cumprimento de metas de proteção à biodiversidade ou redução de gases de efeito estufa (BRASIL, 2012a). No primeiro caso, se o proprietário tiver área de RL excedente, pode instituir servidão ambiental e Cota de Reserva Ambiental (BRASIL, 1981, 2012a).

A LPVN substituiu a Cota de Reserva Florestal, presente na Lei nº 4.711/1965 (BRASIL, 1965b) pela Cota de Reserva Ambiental (CRA) (art. 44, BRASIL, 2012a). A CRA é um título nominativo que representa a área com vegetação nativa existente ou em recuperação sob regime de servidão ambiental. Essa área corresponde à parcela de Reserva Legal que **exceda aos percentuais exigidos**, protegida na forma de Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) ou existente em propriedade rural dentro de UC de domínio público ainda não desapropriada. O proprietário rural que deseja a CRA para a sua propriedade deve apresentar documentos pessoais e da propriedade, com coordenadas geográficas relativas ao posicionamento da Reserva Legal, no órgão competente do

SISNAMA. Após aprovado, o vínculo de área à CRA é averbada na matrícula do imóvel (BRASIL, 2012a).

As regras para o uso das Cotas de Reserva Florestal no antigo Código Florestal (BRASIL, 1965b) se mantiveram para as Cotas de Reserva Ambiental (CRA) (BRASIL, 2012a). Ou seja, a CRA pode ser usada para compensação de área de Reserva Legal, desde a área seja equivalente em extensão a ser compensada, esteja localizada no mesmo bioma e, se estiver fora do Estado, que esteja localizada em áreas identificadas como prioritárias para conservação (BRANCALION et al., 2016; BRASIL, 2012a). A cota pode ser emitida sob regime de servidão ambiental (instrumento disposto na Lei nº 6.938/1981, da Política Nacional do Meio Ambiente; BRASIL, 1981); ser correspondente à área de reserva legal instituída voluntariamente sobre a vegetação que exceder os percentuais de proteção para a propriedade; ser protegida na forma de Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN); e existir em propriedade rural localizada no interior de UC de domínio público que ainda não tinha sido desapropriada (BRASIL, 2012a; MACHADO, 2016).

O proprietário de imóvel rural que detinha área de reserva legal inferior aos limites estabelecidos por Lei (Código de 1965, BRASIL, 1965b) até 22 de julho de 2008 (data de publicação do Decreto nº 6.512/2008, BRASIL, 2008), independente da adesão ao Programa de Regularização Ambiental (PRA), pode regularizar a situação por: 1) recomposição da RL; 2) permitir a regeneração natural da vegetação; 3) compensação. A recomposição deve ser feita em até 20 anos, com abrangência, a cada dois anos, de, no mínimo, 1/10 da área total (BRASIL, 2012a).

Para que a compensação seja feita, o imóvel deve estar inscrito no CAR e ela pode ser feita por: 1) aquisição de CRA; 2) arrendamento de área sob regime de servidão ambiental ou RL; 3) doação ao poder público para regularização fundiária dentro de UC de domínio público; 4) cadastramento de outra área equivalente e excedente à RL, em imóvel de mesma titularidade ou adquirida em imóvel de terceiro, com vegetação nativa ou em regeneração ou em recomposição, localizado no mesmo bioma (art. 66, BRASIL, 2012a)

Os critérios estabelecidos no Código Florestal (BRASIL, 1965b) para a localização da área de RL ainda prevalecem na LPVN. Ou seja, as áreas de RL deve estar de acordo com o: 1) plano da bacia hidrográfica, na qual está inserida; 2) Zoneamento Ecológico-Econômico da região; 3) a formação de corredores ecológicos com outras RL, com APP, com UCs ou com outras áreas legalmente protegidas; 4) áreas de maior importância para a conservação da biodiversidade; e 5) áreas de maior fragilidade ambiental (BRASIL, 2012a). A localização da

área destinada a RL deve ser aprovada pelo órgão estadual constituinte do SISNAMA, após a inclusão do imóvel no Cadastro Ambiental Rural (CAR) (BRASIL, 2012a).

É possível computar APPs no cálculo do percentual das áreas de RL, desde que: não implique na conversão de novas áreas para o uso alternativo do solo; a área deve estar conservada ou em processo de recuperação; e o proprietário tenha requerido a inclusão do imóvel no CAR. A possibilidade de instituir RL em regime de condomínio se manteve na LPVN, desde que respeitado os percentuais previstos (Apêndice B - Quadro B.2) em relação a localização de cada imóvel (BRASIL, 2012a).

A RL deve ser conservada com cobertura vegetal nativa (BRASIL 1965b, 2012a). Porém, a LPVN trouxe a possibilidade de exploração econômica da RL, mediante manejo sustentável desde que previamente aprovado pelo órgão do SISNAMA. O manejo sustentável deve ser realizado por práticas de exploração seletiva sem propósito comercial para consumo na propriedade e manejo sustentável para exploração florestal com propósito comercial. Esse manejo é autorizado desde que não descaracterize a cobertura vegetal e não prejudique a conservação da vegetação nativa, e seja realizado de forma a assegurar a manutenção da diversidade das espécies e que conduza ao manejo de espécies exóticas com medidas que favoreçam a restituição de espécies nativas. A coleta de produtos florestais não madeireiros, como frutos, cipós, folhas e sementes em RL é livre, desde que respeitados os períodos de maturação dos frutos e que sejam extraídos por técnicas que não coloquem em risco a sobrevivência dos indivíduos e da espécie em questão (BRASIL, 2012a).

No entanto, as áreas desmatadas em RL após 22 de julho de 2008 não podem ter atividades de manejo sustentável. Adicionalmente, a LPVN instituiu uma porção de RL no perímetro urbano, representada como Área Verde Urbana. Para o estabelecimento dessas áreas o poder público municipal pode adquirir remanescentes florestais relevantes, transformar RL em áreas verdes nas expansões urbanas, exigir o estabelecimento de áreas verdes nos loteamentos, empreendimentos comerciais e na implantação de infraestrutura, e aplicar em áreas verdes recursos provenientes de compensação ambiental (BRASIL, 2012a).

As áreas de RL podem ser recompostas de maneira similar às APPs, por meio de plantio intercalado de espécies nativas e exóticas, em sistema agroflorestal, em que: 1) as espécies exóticas devem ser plantadas em combinação com espécies nativas regionais; e 2) o plantio de espécies exóticas não pode exceder 50% da área a ser recomposta (art. 18, BRASIL, 2012c).

Apesar das áreas de reserva legal serem de relevante interesse ecológico, especialmente aquelas em que é possível a localização próximas de outras áreas de proteção,

como APPs, UCs e reservas indígenas (BRASIL, 1965b, 2012a; LIMA, 2008; RAMBALDI; OLIVEIRA, 2005), em termos econômicos a justificativa da existência de RLs em propriedades privadas não se sustentava (MACHADO, 2016; NOGUEIRA; SIQUEIRA, 2004). O proprietário rural tinha alto custo privado em manter a vegetação nativa em áreas produtivas, cuja a única intervenção deveria ser sob manejo sustentável, sem a possibilidade do corte raso (BRASIL, 1965b).

A LPVN instituiu incentivos financeiros e econômicos (Apêndice B, Quadro B.2) que da mesma forma com as APPs, podem reverter o processo de degradação ambiental verificado em áreas que deveriam ser de reserva legal durante a vigência do código de 1965 (BRANCALION et al., 2016; MACHADO, 2016; NOGUEIRA, SIQUEIRA, 2004). Segundo Rodrigues e coautores (2016), com os novos incentivos é possível a restauração de RLs em áreas da região amazônica sem imputar em alto ônus para os proprietários. Além disso, proprietários rurais que tem vegetação nativa protegida que excedam as áreas de RL e de APPs podem instituir CRA ou servidão ambiental (BRASIL, 1981, 2012a).

Bernasconi (2015) verificou que as cotas que também podem ser usadas como instrumento de servidão ambiental, assim como essas últimas, podem ser utilizadas como licenças negociáveis (BERNASCONI, 2015; STERNER; CORIA, 2012). Dessa forma, os proprietários que instituírem CRA ou servidão podem receber pagamentos monetários, pela área de vegetação nativa excedente, de outro proprietário que necessite compensar áreas de RL. Essa transação pode ser voluntária, desde que o instrumento seja regulamentado (BERNASCONI, 2015). Essa possibilidade, entretanto, ainda é pouco utilizada, justamente pela dúvida quanto a responsabilidade por regulamentar tal instrumento, se federal ou estadual (MACHADO, 2016).

A regulamentação do instrumento de CRA e de servidão ambiental, como licenças negociáveis, por exemplo, ligada ao conhecimento ecológico da região que se pretende implementar, pode possibilitar o manejo de áreas sob a perspectiva da ecologia de paisagens (FERRAZ; VETTORAZZI, 2003; RAMBALDI; OLIVEIRA, 2005) e com possibilidades de ganhos econômicos aos proprietários rurais (BERNASCONI, 2015).

4.4 O CÓDIGO E O SNUC

A relação do Código Florestal com o SNUC é bem anterior à criação deste último. O primeiro Código Florestal (1934) foi o responsável por introduzir na legislação brasileira a figura das Unidades de Conservação (UC), áreas protegidas sob a sanção dos órgãos ambientais brasileiros. Segundo Bensusan (2014) as florestas definidas no Código Florestal de

1934 foram as primeiras UCs, categorizadas conforme disposto no Quadro B.1 (Apêndice B; BRASIL, 1934; BENSUSAN, 2014). Os parques nacionais, estaduais e municipais (primeira categoria de área protegida mundialmente criada, BENSUSAN, 2014) estavam inseridos na categoria de florestas remanescentes (BRASIL, 1934).

A versão de 1965 do Código Florestal definiu as áreas criadas com a finalidade de resguardar atributos excepcionais da natureza, conciliando a proteção integral da flora, fauna e das belezas naturais com finalidade científica, recreativa e educacional como os Parques Nacionais, Estaduais e Municipais e Reservas Biológicas. E definiu as Florestas Nacionais, Estaduais e Municipais como áreas com fins econômicos, técnicos e sociais, incluindo áreas ainda não florestadas e destinadas à mesma finalidade. No Código Florestal de 1965, ficou definido ainda que qualquer atividade de exploração de recursos naturais em Parques Nacionais, Estaduais ou Municipais eram proibidas (arts. 5º e 6º, BRASIL, 1965a).

A mudança do Código de 1934 para 1965 trouxe, portanto, novos critérios para a delimitação de áreas protegidas brasileiras, que na década de 1930 eram baseados principalmente em parâmetros estéticos. O enfoque, com o Código Florestal de 1965, passou a ser a de proteção dos ecossistemas, especialmente aqueles com espécies ameaçadas de extinção (BRASIL, 1965a; BENSUSAN, 2014).

Com a publicação da Lei nº 9.985/2000, que instituiu o SNUC, os artigos 5º e 6º da Lei nº 4.771/1965 foram revogados (Apêndice B - Quadro B.3). O Código Florestal de 1965, com as modificações propostas pelas Medidas Provisórias, Decretos e Leis (Apêndice B - Quadro B.3), tentou aproximar a gestão das áreas protegidas ao SNUC, quando incluiu no parágrafo 4º, do artigo 16 (BRASIL, 1965b) regras para localização da Reserva Legal. A demarcação dessa área na propriedade rural deveria observar critérios dispostos em outros dispositivos ambientais (como plano de bacia hidrográfica, plano diretor e o zoneamento econômico-ecológico) e também a proximidade com outras áreas protegidas, como APPs, UCs e RL vizinhas. O cumprimento desse trecho pelos proprietários rurais poderia proporcionar uma verdadeira gestão integrada de áreas protegidas e a construção de mosaicos de vegetação nativa ao longo dos biomas brasileiros, como disposto no SNUC (BENSUSAN, 2014; BRASIL, 2000; FERRAZ; VETTORAZZI, 2003; RAMBALDI; OLIVEIRA, 2005).

Na nova Lei nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012a) a presença de UCs de domínio público e de terras indígenas homologadas em mais de 50% da área do município pode reduzir a área de RL para recomposição nas propriedades localizadas na Amazônia Legal para até 50%. Além disso, a área de RL na Amazônia Legal pode ser reduzida para 50% caso apresente mais

de 65% do território do Estado ocupado por UCs de domínio público e terras indígenas e quando o Estado tiver o Zoneamento Ecológico-Econômico aprovado (BRASIL, 2012a).

Propriedades privadas que estão dentro de limites de UCs e que não possuem os percentuais de cobertura vegetal para as áreas de APP e de RL, podem utilizar as áreas remanescentes dentro de UCs como forma de compensação (BRASIL, 2012a). Para isso, o proprietário deve abdicar a parcela da área da propriedade a compensar e torná-la de domínio público, como forma de regularização fundiária, a ser gerida pelo poder público (BRASIL, 2012a). Além disso, o instrumento de servidão ambiental que pode ser dado via Cota de Reserva Ambiental, quando instituída de maneira perpétua é equivalente à Reserva do Patrimônio Natural (RPPN) (BRASIL, 1981).

Essas últimas normas, dos últimos dois parágrafos, desoneram o proprietário rural na restauração e manutenção de áreas de RL, ampliam as áreas de UCs no território natural e também desoneram o poder público dos custos da regularização fundiária e de monitoramento. O processo de regularização fundiária é uma das lacunas de gestão de UCs evidenciado por Geluda e coautores (2015) (ver Capítulo 2 desta Tese), que pode, portanto, ser parcialmente resolvido com a implementação da LPVN. Fica evidenciado, então, que os instrumentos disponíveis na LPVN possibilitam a integração com o SNUC para a ampliação de áreas de UCs e podem viabilizar uma gestão integrada entre políticas públicas ambientais, setor governamental e proprietários privados.

Em termos ecológicos, a ampliação das áreas de UCs e sua conexão com as áreas de APP e de RL, caso mantidas a vegetação nativa e o processo natural de regeneração desta, (caso esteja parcialmente degradada), possibilita a redução da perda de *habitats*, a construção de conectores ecológicos para a fauna e a consequente redução da extinção e manutenção de processos ecológicos básicos.

4.5 PSA E O CÓDIGO FLORESTAL

O instrumento de PSA começou a ser utilizado no Brasil, com essa denominação, no ano de 2005, em Extrema, MG, com o “Projeto Conservador de Águas” (ver Capítulo 3 desta Tese). A iniciativa municipal em Extrema e o desenvolvimento de projetos de PSA em outros países do mundo fez com que outros programas locais fossem desenvolvidos no Brasil. Apesar de os programas desenvolvidos localmente terem iniciado a regulamentação via normas municipais e estaduais, ainda não existe regulamentação federal para que programas nacionais sejam implementados.

Por ser um instrumento econômico novo, cujo o primeiro projeto de PSA foi desenvolvido na Costa Rica em 1997 (MÉRAL; PESCHE, 2016), mas os critérios para o uso do instrumento só foi publicado em 2005 (WUNDER, 2005), nenhuma publicação do Código Florestal o continha em sua lista de instrumentos de política (BRASIL, 1934, 1965a, 1965b). Os programas de PSA, no entanto, tornaram-se a ser um incentivo econômico para o cumprimento do Código Florestal (BRASIL, 1965b) antes de ele ser considerado um instrumento de política no texto da Lei. De acordo com as tabelas A.1 a A.4, do Capítulo 3, é possível verificar que a maioria dos programas de PSA brasileiros estão localizados na região da Mata Atlântica, em áreas de preservação permanente ou de reserva legal em propriedades privadas, com o objetivo de reflorestamento ou restauração (Tabelas A.1 a A.4, Apêndice A).

Assim, devido a disseminação de programa de PSA pelo território brasileiro, especialmente como incentivo para que proprietários rurais cumprissem com o reflorestamento de APPs e de RLs (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2017; FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO, 2016; PAGIOLA; VON GLEHN; TAFFARELLO, 2012; ver Capítulo 3), o instrumento de PSA foi incluído na nova Lei de Proteção da Vegetação Nativa (BRASIL, 2012a). Dessa forma, dentre os incentivos econômicos para a efetivação das ações dispostas na LPVN destacam-se o pagamento ou incentivo a serviços ambientais e a compensação pelas medidas de conservação ambiental (Apêndice B - Quadro B.1).

O instrumento de PSA disposto no artigo 41 da Lei nº 12.561/2012 destina-se à recompensa, monetária ou não, aos proprietários pela geração de serviços ambientais, tais como: a) sequestro, manutenção, conservação e 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 do melhoramento do solo; e h) a manutenção das APPs, de RL e de uso restrito (inciso I, art. 41, BRASIL, 2012a).

A lista de serviços ambientais dispostas no inciso I do artigo 41 (BRASIL, 2012a), no entanto, pode gerar dupla contagem na valoração desses serviços para o cálculo da recompensa monetária aos proprietários de terra, além de alguns deles não serem considerados como serviços na literatura. Estudiosos alertam para a determinação de serviços finais, ou seja, definir o objetivo que se deseja atingir com determinado pagamento, para que duplas contagens não sejam realizadas (BOYD; BANZHAF, 2007; FISHER; TURNER, 2008; KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013). Kandziora, Burkhard e Müller (2013) observaram que a conservação da biodiversidade tem relação direta com a conservação da

paisagem e conseqüentemente com a geração de bem-estar pela contemplação da beleza cênica. A beleza cênica por si só também não é considerada um serviço ambiental. Para gerar bem-estar para o ser humano é necessário o uso de infraestrutura e insumos materiais para permitir a contemplação e a geração do benefício (BOYD; BANZHAF, 2007; FISHER; TURNER, 2008).

O sequestro, manutenção, conservação e aumento do estoque e a diminuição do fluxo de carbono está diretamente relacionado também com a conservação da biodiversidade (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013; PAGIOLA; VON GLEHN; TAFFARELLO, 2012). Assim como a conservação do melhoramento do solo está relacionada com a conservação da biodiversidade e com a conservação das águas e dos recursos hídricos, em algumas regiões. Ações de reflorestamento ou restauração florestal podem produzir serviços como a conservação do solo, conservação da biodiversidade e conservação das águas e dos recursos hídricos, dependendo do ecossistema considerado (CHAN et al., 2006; KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008). Por isso é importante determinar a ligação entre o serviço que se deseja ofertar, a remuneração e as ações de conservação, para que a valoração seja feita de maneira coerente e não incorra em dupla contagem (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008).

No parágrafo 4º do artigo 41 (BRASIL, 2012a), ainda sobre o PSA, é dito que as "atividades de manutenção das APPS, de RL e de uso restrito são elegíveis para quaisquer pagamentos ou incentivos por serviços ambientais, configurando **adicionalidade** para fins de mercados nacionais internacionais de redução de emissões certificadas de gases de efeitos estufa" (§ 4º, art. 41, BRASIL, 2012a, grifo desta autora). Além disso, é determinado pela LPVN que os programas de serviços ambientais relacionados a estas áreas devem integrar os sistemas de PSA já existentes no território brasileiro, com a finalidade de criar um mercado de serviços ambientais (§ 5º, art. 41, BRASIL, 2012a). No entanto, o pagamento por serviços ambientais em áreas de preservação permanente e de reserva legal não configuram em adicionalidade de acordo com a teoria econômica do instrumento de PSA (ver Capítulo 3).

O instrumento de compensação visa recompensar proprietários pelas medidas necessárias ao cumprimento da Lei de Proteção da Vegetação Nativa, que dentre a oferta de crédito, isenção de impostos e criação de linhas de financiamento se encontra a destinação de parte dos recursos arrecadados com a cobrança pelo uso da água para a manutenção, recuperação ou recomposição de APPs, RL ou de uso restrito (inciso II, art. 41, BRASIL, 2012a). Este recurso já era (e ainda é) utilizado por alguns programas de PSA com o objetivo

da oferta de água de qualidade (Programa PCJ - SP, Programa de Água e Floresta - RJ - Tabela B.1, Apêndice B).

4.6 CONTRIBUIÇÕES ANALÍTICAS

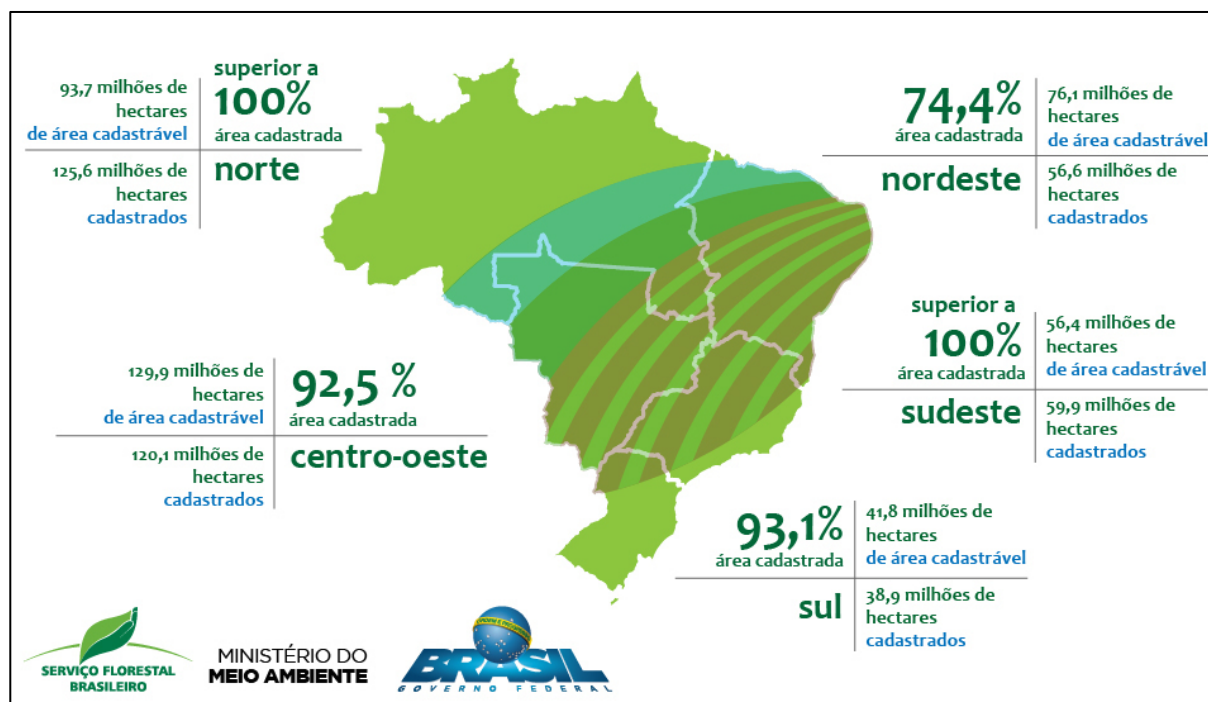
Os instrumentos econômicos utilizados no código florestal se encontraram dispersos ao longo do texto da Lei desde o primeiro código publicado (BRASIL, 1934) até a publicação da última Lei, que substituiu o Código Florestal, a Lei de Proteção de Vegetação Nativa (LPVN) (BRASIL, 2012a). Nesta última, os instrumentos econômicos que auxiliam na implementação da política estão agrupados no Capítulo X, onde é definido o Programa de Apoio e Incentivo à Preservação e Recuperação do Meio Ambiente (BRASIL, 2012a). No entanto, ainda **predomina a falta de objetividade e correlação dos instrumentos econômicos com os objetivos que se espera alcançar.**

Quanto à LPVN, Soares-Filho e coautores (2014), as alterações nos regimes de restauração de APPs e RLs reduziram em 78% as áreas que deveriam ser recuperadas ou restauradas de RL e em 22% as APPs. Para um país em que 53% da vegetação nativa dos biomas ocorrem e propriedades privadas, este número é significativo em termos de conservação da biodiversidade (BRANCALION et al., 2016; SOARES-FILHO et al., 2014).

O primeiro ano de vigência da LPVN (BRASIL, 2012a) foi caracterizado pelo aumento do desmatamento em quase 30% na Amazônia Legal, que representou um retrocesso de uma tendência de quase dez anos de queda. Na Mata Atlântica esse percentual foi de 9%, atingindo seu máximo no estado do Piauí, que teve 150% de aumento da supressão da vegetação nativa neste bioma (BRANCALION et al., 2016; SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2014). Esses dados indicam que ainda existe uma incerteza quanto à eficácia da LPVN, apesar da instituição de novos instrumentos de política (MACHADO, 2016).

O CAR, entretanto, é um exemplo de instrumento que contradiz essa tendência (Figura 4.1). Em algumas regiões, como a região Norte e Sudeste, as áreas cadastradas superaram as expectativas (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2017a). Por isso, o percentual é superior a 100% (Figura 4.1). Apesar do alto custo administrativo do poder público para gerir as informações cadastradas, essas são essenciais para o monitoramento de APPs e a alocação de áreas de RL em regiões que possibilitam a gestão integrada de áreas de relevante interesse ecológico.

Figura 4.1 - Os números de proprietários rurais que aderiram ao Cadastro Ambiental Rural no Brasil em Janeiro de 2017.



Fonte: Ministério do Meio Ambiente, Serviço Florestal Brasileiro, 2017. Disponível em: <<http://www.florestal.gov.br/numeros-do-car>>. Acesso em: 01 abr. 2017.

Algumas modificações com relação a restauração de APPs foram consideradas negativas do ponto de vista ecológico (BRANCALION et al., 2016; GARCIA et al., 2016), apesar de trazerem benefícios econômicos para os proprietários. A possibilidade de restauração e reflorestamento de APPs com até 50% de espécies exóticas pode desestabilizar o ecossistema, caso esse processo não seja monitorado e controlado com precaução (BRANCALION et al., 2016; GARCIA et al., 2013). Apesar de a Lei permitir a exploração econômica em APPs em áreas rurais consolidadas, o que justifica o plantio de espécies nativas, as incertezas associadas à inserção de espécies exóticas em ambientes degradados trazem riscos para a estabilidade do ecossistema e incertezas quanto ao processo de sucessão florestal (GARCIA et al., 2013). Além de imputarem alto custo administrativo ao poder público para a fiscalização do cumprimento dos percentuais limitantes.

Além disso, os limites estipulados para a restauração de APPs em áreas rurais consolidadas, ou seja, aquelas que tiveram anistia dos danos ambientais causados em APPs e áreas de RL até 22 de julho de 2008 (BRASIL, 2012a; 2012b), estão aquém do necessário para a conservação da biodiversidade (BRANCALION et al., 2016; GARCIA et al., 2013). Brancalion e coautores (2016) e Metzger, Bernacci e Goldenberg (1997) indicam que áreas

marginais a cursos d'água, ou seja, regiões de mata ciliares, precisam de uma largura mínima de 50 metros para que muitas espécies de animais consigam usá-las como corredores. No entanto, somente em propriedades com mais de quatro MF que existe a previsão legal de restaurar mais que 50 metros de faixa de APP (Tabela 4.1; BRASIL, 2012a), o que ilustra uma potencial fragilidade ecológica da norma.

As incertezas relacionadas com as novas regras de restauração de APPs e o aumento do desmatamento nos anos consecutivos ao da publicação da Lei, proporcionam a perda de *habitats* em biomas de alta relevância ecológica (como Mata Atlântica, Cerrado e Amazônia). Essa perda pode gerar redução da integridade ecológica, aumentar a extinção de espécies e, conseqüentemente, reduzir a oferta de serviços ambientais (BRANCALION et al., 2016; SOARES-FILHO et al., 2014), cujo pagamento é incentivado por Lei. As mesmas regras e, conseqüentemente, incertezas se aplicam à restauração da vegetação nativa para cumprimento das áreas de Reserva Legal (BRANCALION et al., 2016; GARCIA et al., 2016; SOARES-FILHO et al., 2015).

A anistia das multas dos proprietários de terra que descumpriram o Código Florestal quanto à recomposição da vegetação nativa de APPs e de Reserva Legal também gerou um problema econômico e legal. Os proprietários e posseiros rurais que descumpriram a Lei vigente até 22 de julho de 2008 têm custos privados reduzidos em comparação aos que cumpriram a Lei, pois o tamanho das áreas para restauração de APPs e de RL nas áreas rurais consolidadas são menores e ainda podem ter uso econômico sustentável (BRANCALION et al., 2016; BRASIL, 2012b). Ou seja, os proprietários que deveriam ser punidos, estão sendo beneficiados e os que cumpriram a Lei, de certa forma, estão recebendo punição por não usufruir desse benefício (BRANCALION et al., 2016). Este tratamento diferenciado pela nova Lei, que vai de encontro ao princípio da equidade, foi objeto de uma ADI em trâmite no STF (MACHADO et al., 2016).

Uma opção para reverter esta desigualdade é determinar que os proprietários anistiados instituíam servidão ambiental perpétua ou CRA, sem direito a remuneração, do percentual de área de preservação permanente e de reserva legal que necessitaria para igualar ao percentual que todos que cumpriram a Lei até então devem cumprir. Ou seja, que parte da área restante para igualar às outras APPs e de RL sejam de domínio público e que estejam localizadas em áreas de zonas de amortecimento ou para a criação de corredores ecológicos. Apesar de essa opção oferecer custo ao poder público, para o monitoramento do estabelecimento dessas áreas, poderia restabelecer o princípio de equidade da Lei. Assim, será

possível a integração de políticas públicas ambientais, visando a gestão integrada do território brasileiro e da conservação da biodiversidade.

Outra opção, seria flexibilizar o percentual de áreas de preservação permanente e de reserva legal que proprietários de terra que cumpriram a Lei têm como excedente, permitindo o uso econômico sustentável dessas áreas. Para que isso fosse factível, o poder público teria que mapear os usos econômicos de cada região que não interferissem com os processos ecológicos fundamentais, mas que possibilitassem a exploração econômica. Além disso, seria competência do poder público a criação e o estabelecimento de mercados para produtos e bens florestais não madeireiros caso a região não tenha esses mercados desenvolvidos. Dessa forma, os proprietários poderiam ser remunerados pelos bens e produtos desenvolvidos em áreas “excedente” de APPs e de RL, sem ocasionar alta interferência nos processos ecológicos da região.

As regras relacionadas às áreas de Reserva Legal são as mais polêmicas e as que mais foram flexibilizadas ao longo do tempo, pelas Medidas Provisórias (Apêndice B - Quadro B.3), devido, principalmente, a pressão do setor agrícola brasileiro (GARCIA et al., 2016; MACHADO, 2016). A polêmica se dava por uma questão econômica: os custos imputados aos proprietários rurais, para o cumprimento dos limites de Reserva Legal, eram elevados para poucos benefícios privados, pois os benefícios das áreas de Reserva Legal eram prioritariamente sociais. Devido aos altos custos privados e ao monitoramento ineficaz, os proprietários optavam por desmatar (ou não restaurar) áreas de Reserva Legal e desenvolver atividades agrossilvipastoris, economicamente rentável, em sua propriedade, descumprindo o Código Florestal (BRASIL, 1965b; MACHADO, 2016; RODRIGUES et al., 2016). Ou seja, como os proprietários não tinham compensação econômica que, ao menos, igualassem aos seus custos privados de manutenção da vegetação nativa em áreas economicamente viáveis, e cientes da ineficácia do monitoramento público, optavam por descumprir a Lei.

A LPVN trouxe novos instrumentos de política e econômicos como tentativa de modificar essa realidade, visando o desenvolvimento sustentável (BRASIL, 2012a; MACHADO, 2016). Um desses instrumentos é a Cota de Reserva Ambiental. A CRA é um instrumento compensatório (MACHADO, 2016) com características de uma permissão negociável (BERNASCONI, 2015; STERNER; CORIA, 2012), em que um proprietário rural que tenha um déficit de Reserva Legal pode comprar o excedente de vegetação natural de outra propriedade rural.

Assim, a CRA pode ser vista como um mecanismo de mercado, cujo valor do percentual excedente de RL é calculado com base nos custos de oportunidade da propriedade

rural (BERNASCONI, 2015). Entretanto, a eficácia deste instrumento deve ser associada a instrumentos de comando e controle, como o monitoramento regular, por parte do poder público, de que o percentual da RL da propriedade com excedente está sendo cumprido e que, de fato, exista um excedente para se comercializar. Da mesma forma, se faz necessária a verificação do acordo entre as partes e do déficit de RL do comprador (BERNASCONI, 2015; MACHADO, 2016).

Porém, ainda é baixa a adesão para o uso do CRA (BERNASCONI, 2015; MACHADO, 2016). Bernasconi (2015) avaliou o quão custo-efetivo é o instrumento pela modelagem de cenários diferenciados, em termos de combinação de políticas e restrições ao mercado de compensação, em propriedades rurais de São Paulo. Os resultados mostraram potencial no uso deste instrumento para a redução de custos de oportunidades de conservação em áreas de RL. No entanto, se o único critério de alocação de mercado seja o econômico, as áreas mais prioritárias para a conservação da biodiversidade podem não ser selecionadas. Quando a restrição de mercado foi inserida ao modelo, com priorização de áreas de conservação, os custos de oportunidade também foram reduzidos, quando comparados a um cenário puramente de comando e controle, mas com uma efetividade ecológica muito maior (BERNASCONI, 2015).

Este estudo sugere a importância da combinação de instrumentos de políticas que permitam alguma flexibilização, a fim de garantir a efetividade ecológica e o uso sustentável de propriedades rurais, como definido na nova Lei (BRASIL, 2012a). Apesar deste resultado, Machado (2016) argumenta que há ainda falta de clareza na norma quanto a quem compete a emissão da CRA: se o órgão ambiental estadual ou federal, o que fragiliza o uso do instrumento.

Parte da comunidade científica se preocupa que a aplicação da LPVN aumente a perda da vegetação nativa e reduza a necessidade de recompor áreas muito degradadas, devido a alguns retrocessos, já expostos, contidos na nova Lei (GARCIA et al., 2016; SOARES-FILHO et al., 2014; SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA; ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS, 2015). Em contrapartida, os proprietários rurais temem que o cumprimento da Lei torne suas propriedades rurais economicamente inviáveis (BRANCALION et al., 2016). O receio por parte dos proprietários rurais, entretanto, não é corroborado por estudos de viabilidade econômica e de custo-efetividade do cumprimento da Lei (RODRIGUES et al., 2016; BERNASCONI, 2015).

Rodrigues e coautores (2016) fizeram estudos de viabilidade econômica de restauração dos percentuais de APPs e de RL na região Amazônica, com a identificação das

técnicas de recomposição mais rentáveis economicamente. Os autores concluíram que, dado o período de 20 anos para a recomposição, os custos de recomposição natural, ou seja, com o plantio de algumas sementes e mudas na área e mantendo os processos de sucessão ecológica natural, e de manutenção são os menores e viáveis com o desenvolvimento de atividades agrícolas em paralelo nas propriedades. Assim, o proprietário rural não perde o ganho advindo do desenvolvimento de atividades econômicas, tem o menor custo de manutenção e se beneficia indiretamente dos serviços ambientais pela restauração do ecossistema em sua propriedade (RODRIGUES et al., 2016).

Outro instrumento instituído pela LPVN foi o instrumento de pagamentos por serviços ambientais (BRASIL, 2012a). Este instrumento, no entanto, já era usado por municípios e estados como uma forma de viabilizar o cumprimento das metas estabelecidas pelo Código Florestal. Por esse motivo, a maioria dos programas de PSA brasileiros mais antigos, iniciados no ano de 2005, destinou-se ao pagamento pelas atividades de conservação, reflorestamento ou restauração florestal em APPs ou Reservas Legais, e conseqüentemente, trouxeram baixa adicionalidade ao instrumento.

Entretanto, há conflito entre o uso do instrumento econômico e as regras para restauração de APP e de RL em áreas rurais consolidadas. As faixas de restauração em propriedades anistiadas, onde também é permitido o uso econômico das áreas de preservação, é pequena para que certos serviços sejam oferecidos, como é o caso do mercado de carbono e da conservação da biodiversidade que necessitam de áreas maiores que os limites impostos pela Lei (BRANCALION et al., 2016; GARCIA et al., 2016). Por isso, é importante o estudo prévio e detalhado das áreas antes de se instituir programas de pagamentos por serviços ambientais. Além de se determinar a linha entre a ação de conservação e a oferta dos serviços que se deseja (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008), se faz necessário a análise cautelosa de custo-benefício para verificar a viabilidade econômica dos projetos de PSA.

Os custos dos pagamentos não são os custos primordiais de um programa de PSA. Os maiores custos estão relacionados à manutenção do programa ao longo do tempo e, conseqüentemente, da oferta do serviço (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008). Um exemplo brasileiro é o caso do Programa de PSA na bacia PCJ: cada R\$ 1,00 gasto com pagamento aos proprietários rurais, R\$ 16,00 eram gastos com manutenção do programa (THE NATURE CONSERVANCY, 2015). Apesar desse alto custo, ainda não foi possível avaliar se as ações de conservação implantadas pelo programa refletiram na real oferta do

serviço ambiental desejado, no caso a melhoria da qualidade da oferta de água (MIGUEL, 2016).

4.7 COMENTÁRIOS CONCLUSIVOS

A Lei de Proteção a Vegetação Nativa trouxe novos instrumentos (o CAR, a CRA, a compensação de RL em UC e o PSA) que podem reduzir o desmatamento em propriedades privadas, incentivar os proprietários rurais no cumprimento da Lei e proporcionar a integração com as outras políticas, como o SNUC e as políticas de PSA estaduais e municipais. Porém, a necessidade de monitoramento e regulação dos novos instrumentos, especialmente o CRA, configurou em excesso de atribuições dos órgãos gestores ambientais que fazem parte do SISNAMA.

Apesar das críticas fundamentada quanto a possibilidade de ampliar a redução de *habitat* e o desmatamento em biomas prioritários, a continuidade do Código Florestal, sem uma renovação de seus instrumentos, poderia também ter a mesma influência negativa sobre o meio ambiente, visto que 90% dos proprietários descumpriam as normas do código de 1965 (MACHADO, 2016). A atualização dos instrumentos de política se fazia necessária para adequar a nova realidade ambiental e econômica, para o uso de instrumentos de nova geração, como pagamentos por serviços ambientais e permissões negociáveis (CRA), em busca de maior efetividade ambiental e econômica. Além disso, a instituição do Cadastro Ambiental Rural (CAR) é um ponto inicial para o desenvolvimento da gestão integrada de áreas destinadas a conservação e ao desenvolvimento econômico.

A nova Lei permitiu a desoneração do poder público quanto à regularização fundiária em UC, pelo instrumento de compensação de RL (CRA e servidão ambiental). Para o estado, que pode ter redução nos custos administrativos pela gestão de UCs, essa norma trouxe vantagem, além de possibilitar a integração de áreas e biomas, como disposto no SNUC. Os proprietários de áreas rurais consolidadas também podem se beneficiar com tal instrumento.

A institucionalização do instrumento econômico de pagamento por serviços ambientais, pode ser visto como vantajosa, por ser mais um instrumento de conservação, porém deve ser utilizado com cautela. Caso os custos e benefícios não sejam previamente avaliados antes do seu uso, os custos de manutenção e administrativos podem ser maiores que os esperados, transformando o uso do instrumento oneroso e de baixa eficácia.

A falta de cumprimento por parte dos proprietários rurais das normas estabelecidas pelo Código Florestal de 1965 e a própria construção do código com normas rígidas é um claro exemplo da ineficácia de políticas que tentam priorizar somente “um lado da moeda”

(no caso o ambiental) sem considerar questões econômicas relevantes. Ao mesmo tempo, a nova Lei instituiu instrumentos econômicos, que se não forem utilizados com cautela e com conhecimento de outras áreas, especialmente da ecologia, também poderá incorrer no mesmo erro do Código Florestal de 1965, só que do lado econômico. Essas duas perspectivas e os estudos apresentados na discussão ilustram a necessidade de criação de políticas e regulamentações que integram conhecimentos científicos de diversas áreas de interesse, particularmente da economia e da ecologia. Sem esse conhecimento agregado e aplicado na gestão de recursos ambientais, é possível que a balança pese sempre para um lado e nunca encontre um equilíbrio, o que pode levar a ineficácia de mais uma política ambiental brasileira.

CONCLUSÃO

INTRODUÇÃO

O objetivo principal desta Tese foi o de avaliar conflitos e complementariedades entre conceitos de economia e de ecologia no que diz respeito ao desenvolvimento e aplicação de políticas públicas ambientais brasileiras e no uso de instrumentos econômicos em prol da conservação ambiental.

Os conceitos biológicos e ecológicos apresentados, portanto, estão relacionados diretamente ou indiretamente com a área econômica. Os conceitos e suas implicações de resistência e resiliência, da biodiversidade e seus indicadores e como esses três se relacionam nos processos ecológicos deveriam fomentar e embasar decisões econômicas, especialmente aquelas relacionadas à gestão ambiental, que é onde todas as áreas se relacionam na prática.

Para fins econômicos, é importante a compreensão das relações entre os níveis tróficos dentro de uma comunidade e como esses se relacionam aos componentes abióticos do ecossistema e suas implicações para a estabilidade do ambiente e a continuidade da oferta dos bens e serviços ecossistêmicos. No entanto, nem sempre os recursos naturais foram considerados nas análises econômicas e nas funções de produção.

Os economistas clássicos consideravam o valor da terra (capital natural) em seu valor de existência, e tinham a noção da sua depreciação ao longo do tempo dada a sua exploração e da sua consequente escassez. Com a revolução marginalista, no entanto, o valor não era mais determinado pela produção, e passou a ser determinado pela demanda, ao que fornece utilidade ao consumidor. A visão de escassez e de valor de existência do capital natural foi substituído pelo valor de troca. Portanto, somente o que traz utilidade é possível de ser valorado e, como os processos ecológicos não são visíveis e nem trazem bem-estar imediato ou direto aos seres humanos, eles não detêm valor e são tidos como gratuitos.

Na era moderna e contemporânea, o desenvolvimento econômico embasado por essa teoria neoclássica e aliado ao crescimento populacional aumentou a exploração dos recursos naturais, que eram considerados infinitos e sem custo. Entretanto, a atividade econômica gera produtos que são eliminados no “fora” do sistema produtivo, que é o meio ambiente. Essa externalidade negativa causada pela ação humana (poluição) passou a reduzir a produtividade e aumentar os custos das atividades econômicas e ter implicações para a saúde humana. Por causa do aumento dos custos no sistema produtivo, a atenção voltou para os recursos naturais, mais especificamente nos efeitos da poluição nos recursos naturais e nos impactos sobre as atividades econômicas.

Para entender essa dinâmica é necessário o conhecimento de como a poluição deprecia o capital natural e como isso tem influencia em uma próxima extração ou oferta de bens e serviços dos ecossistemas. A construção de modelos econômicos para tentar prever o funcionamento dos ecossistemas, dado as externalidades negativas geradas, precisa ter como base o entendimento da dinâmica dos ecossistemas em consideração, como ele se comporta frente a perturbações externas e quais são as características do ecossistema que podem ser usados como indicadores para se determinar o máximo que se pode poluir sem adicionar custos futuros. E esse conhecimento deve ser provido pelos ecólogos.

Paralelo a esses fatos, o conceito de serviços ecossistêmicos estava sendo desenvolvido. Originalmente, este conceito foi cunhado para aproximar e para traduzir a complexidade dos processos ecológicos aos seres humanos. A função principal do conceito era fazer todos (não ecólogos) perceberem a importância do funcionamento dos ecossistemas sob o bem-estar humano, mesmo que esta influencia não fosse sentida ou percebida diretamente.

Entretanto, devido a diferenças de visões entre economistas e ecólogos, o conceito, quando usado em funções econômicas, foi desvirtuado para uma visão utilitarista, sem refletir a sua verdadeira intenção. Para adequar as ações humanas sobre o meio ambiente, que ampliam ou mantêm a oferta dos bens e serviços dos ecossistemas que fornecem utilidade aos seres humanos, o conceito foi subdividido em serviços ambientais. Esse termo, portanto, reflete as externalidades positivas das ações humanas sobre o meio ambiente.

Por causa dos avanços do desenvolvimento econômico e dos impactos negativos sobre o meio ambiente, medidas foram adotadas para proteger áreas de relevante interesse ecológico, como uma medida de precaução dadas as incertezas dos impactos das atividades humanas sobre os ecossistemas. Essas medidas resultaram na criação de áreas legalmente protegidas de domínio público (as unidades de conservação) e as de domínio privado (as áreas de preservação permanente e as de reserva legal).

Entretanto, os critérios para a delimitação das unidades de conservação sofreram avanços que não foram incorporados a atualização das normas legais. Da mesma forma, algumas áreas foram delimitadas sem considerar o desenvolvimento local das comunidades envolvidas com a exploração sustentável dos recursos ou sem um estudo prévio das potencialidades econômicas que tal área poderia oferecer e de qual o melhor modelo de unidade de conservação se adequaria a essa característica. Este fato, resultou em pressões externas às UCs, provenientes tanto das populações vizinhas quanto de outros setores da economia, como o agropecuário e o hidrelétrico.

No caso das normas para a proteção de áreas de interesse ecológico dentro de propriedades privadas, o conhecimento ecológico preponderou sobre o conhecimento econômico no desenvolvimento dos códigos florestais e fez com que normas rígidas fossem direcionadas aos proprietários rurais, que se encontraram impedidos de desenvolver economicamente suas áreas. Este desencontro entre as duas áreas, fez com que a Lei não fosse cumprida o que ocasionou na expansão do desmatamento. A nova Lei, no entanto, trouxe mecanismos novos para reduzir essa discrepância de interesses e encontrar um caminho mediano entre interesses ecológicos e econômicos.

Entretanto, ambas políticas falham em determinar seus objetivos e correlacioná-los com instrumentos, um para um. Este fato implica em falhas no desenho de políticas e conseqüentemente em falhas na sua implementação e eficácia. Além disso, poucos instrumentos de nova geração são utilizados, e a maioria das políticas públicas ambientais são embasadas em instrumentos de comando e controle, que tiveram ineficácia comprovada (como é o caso do Código Florestal). O mesmo erro se repete na formulação do Projeto de Lei para a implementação da Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais.

EXISTE DIÁLOGO ENTRE AS ÁREAS?

O diálogo existe, mas ele ainda é repleto de ruídos. Além da complexidade inerente entre os dois sistemas complexos, economia e ecologia, parte desses ruídos é devido as diferentes visões quanto aos recursos naturais. Ecólogos possuem uma visão biocêntrica, cuja importância é centrada nas questões ecológicas, priorizando em seu discurso o que é o melhor para os processos, estabilidade e funcionamento dos ecossistemas. Já os economistas possuem uma visão mais utilitarista, antropocêntrica, voltada para o quanto os objetos, vivos e não vivos, fornecem de bem-estar. Caso algo não dê utilidade, não tem valor e, portanto, não é dado atenção.

Outra fonte de ruído é quanto ao entendimento e compreensão de processos dinâmicos de estabilidade dos ecossistemas e os possíveis indicadores para esses. A falta de conhecimento, por parte dos economistas, e a falta de comunicação entre as áreas, faz com que economistas utilizem indicadores que não refletem a dinâmica de um ecossistema e conseqüentemente a dinâmica da oferta de bens e serviços de interesse.

Outro conflito é com relação aos métodos de valoração de serviços e bens ecossistêmicos. A perpetuação de estudos que utilizam métodos de valoração sem o rigor que o método exige e que geram resultados equivocados, podem embasar e fomentar a discussão de políticas públicas ambientais com temas correlatos. E, assim, perpetuar erros

metodológicos e conceituais para a aplicação e implementação de políticas, levando-as à ineficácia. Este é o caso, por exemplo, da tentativa dos ecólogos ou dos economistas ecológicos de utilizarem de métodos de valoração de recursos naturais sem a devida cautela, tanto do lado econômico quanto do lado ecológico.

Mais um ponto de conflito é a escala temporal utilizada nas análises econômicas. Para os processos ecológicos, a escala econômica é muito pequena. A escala temporal curta da ecologia são de, em média, 100 anos, enquanto a escala longa são de milhões de anos (escala evolutiva e geológica). Os processos ecológicos, portanto, ultrapassam gerações humanas e este fato se torna um problema ao colocar a depreciação do capital natural em funções econômicas com escalas temporais de 30 anos. O mesmo ocorre quando se valoram bens e serviços ecossistêmicos para embasarem análises de custo-benefício de ações de conservação para políticas públicas.

As duas áreas se complementam, entretanto, para a gestão ambiental, em que ambos conhecimentos, inicialmente antagônicos, se completam ao fornecer conhecimento para fomento de políticas públicas ambientais. *Trade-offs* ocorrem quando decisões são tomadas. O conhecimento dos processos inerentes dentro das duas áreas é necessário para que as perdas de um lado sejam reduzidas em tomadas de decisões políticas.

Efeitos sobre a gestão ecológica e econômica do meio ambiente

Dado o que foi abordado nos três capítulos anteriores, é possível perceber a importância do uso de incentivos econômicos para o cumprimento dos objetivos de política ambiental e como as políticas brasileiras, de uma maneira geral, devem estar conectadas. Instrumentos de comando e controle, por si só, não são capazes de manter ecossistemas ou mudar o comportamento relacionada à exploração dos recursos naturais dos seres humanos.

O mal delineamento de políticas, o desalinhamento dos objetivos com seus instrumentos, e a existência de falhas de política e de governo contribuem para a não efetividade de ações de conservação, e conseqüentemente, de perda de *habitats*. As políticas ambientais brasileiras utilizam de poucos instrumentos econômicos para a gestão dos recursos. Existe uma matriz de possibilidades de instrumentos possíveis de serem utilizados (ver Capítulo 1), mas para que isso seja possível, é necessário a integração de outras políticas para que o uso de instrumentos de nova geração não esbarrem em políticas fiscais e orçamentárias antigas. O uso do fundo para a gestão ambiental é um exemplo disso (ver Capítulos 2 e 3). Alguns programas de PSA locais brasileiros utilizam o fundo para financiar os pagamentos, mas estes são geridos por leis fiscais superiores, que dependem de dotação orçamentária e aprovação do governo para o uso e destinação. O instrumento de PSA é um

instrumento de mercado que deveria dar celeridade às ações de conservação via pagamentos diretos ao proprietários, preferencialmente com valores iguais aos benefícios sociais esperados pela população. Os altos custos de implementação e de manutenção do programa podem minar a utilização do fundo e não restar montante para a realização dos pagamentos, que é o objetivo final do recursos para a manutenção da oferta dos serviços ambientais.

Além disso, o instrumento de PSA tem que ser bem delineado para que não incorra em custos adicionais de transação ao longo do tempo e para que traga uma real adicionalidade e eficácia em termos ecológicos. Ou seja, a aplicação em áreas já protegidas e preservadas não gera benefícios ecológicos. A sua aplicação deveria ser em áreas que sofreram degradação severa e que ainda sofrem impactos das ações humanas para trazer adicionalidade e eficácia ecológica.

Além disso, o uso de novos instrumentos deveriam estar associados a atualização de políticas, não só ambientais, mas em todos os setores, pois todos os setores exploram, direta ou indiretamente, os recursos naturais. Ademais, os instrumentos de política ambiental deveriam ser flexibilizados de acordo com a sua eficácia e custo-efetividade. A partir do momento em que os objetivos propostos de política não são alcançados com os instrumentos inicialmente projetados, devido a modificações ambientais que ocorreram ao longo do tempo, esses instrumentos (ou os objetivos de política) deveriam ser atualizados para se adequarem a nova configuração ambiental. Porém, devido a diferenças nas escalas temporais de mudanças ambientais (escala geológica/evolutiva), mudanças de governo (período democrático de 4 a 8 anos) e mudanças econômicas (período médio de 30 anos), as alterações são feitas de maneira distoante, o que geram perdas ambientais e econômicas. As falhas de política são uma das principais causas para a morosidade no processo de adaptação às novas realidades, sejam econômicas ou ambientais.

PARA ONDE VAMOS COM A GESTÃO DE RECURSOS NATURAIS

Apesar de existir falhas nas análises de custo-benefício para políticas ambientais, pela determinação de taxas de desconto para bens e serviços ambientais, especialmente dada a imprevisibilidade das condições ambientais ao longo do tempo, construir políticas sem a realização de tal análise pode ser um risco, principalmente ambiental. O estudo das características ambientais é necessário para verificar a estabilidade do ecossistema. Quanto mais diverso, com maior diversidade de processos e funções ecológicas e com presença de redundância de funções, mais resistente será um ambiente, e conseqüentemente mais estável. Portanto, ambientes estáveis (são também os ambientes em estágios sucessionais mais

antigos) podem servir como base para projeto piloto de estudos analíticos de taxa de desconto ambientais. Fazer modelos de intervenções ambientais, com base em estudos de biomas estáveis e complexos, podem auxiliar na previsão dos custos e benefícios sociais dada alguma alteração, seja ela positiva ou negativa. Apesar de esses estudos envolverem altos custos de início, pois envolve a modelagem de variáveis ambientais com variáveis econômicas em cada bioma, dado um ecossistema estável, ele pode fornecer dados mais precisos quanto a dinâmica ambiental, e assim reduzir os custos de possíveis correções e ajustes futuros.

As três políticas apresentadas nesta tese (considerando a Política de Pagamentos por Serviços Ambientais, caso seja reformulara), têm potencial para constituir o cerne da conservação da biodiversidade. A integração entre elas pode permitir a conexão de diversos biomas pela proteção de áreas de domínio público e privada, formando um mosaico de ecossistemas em todo o território brasileiro.

Em termos ecológicos, a conexão entre ecossistemas é um dos fatores principais para garantir a manutenção da biodiversidade, pois processos geradores e mantenedores da biodiversidade acontecem em escalas que ultrapassam os limites dos espaços protegidos. E a manutenção da biodiversidade está relacionada com a integridade ecológica do ecossistema e com a consequente oferta de bens e serviços ecossistêmicos, que são relevantes na provisão de nutrientes para outras atividades econômicas diretamente dependentes dos recursos naturais.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta tese evidenciou pontos de conflito entre Ecologia e Economia especialmente com relação à gestão do meio ambiente. Muitos dos conflitos se originam na falta de clareza quanto aos principais conceitos e processos ecológicos. Da mesma maneira, a apropriação de métodos econômicos pouco rigorosos por parte dos ecólogos pode resultar em problemas quanto à gestão de recursos naturais.

Em termos ecológicos, instrumentos de comando e controle com restrições rígidas para o território brasileiro possuidor de seis biomas que deveriam ser interligados por corredores de vegetação nativa podem não ser totalmente eficazes para a conservação da biodiversidade e para a manutenção dos processos ecológicos básicos. Cada bioma tem sua peculiaridade, e dentro de cada bioma tem diversas fisionomias que se interconectam com outros biomas. Fornecer padrões ou regras ambientais em nível nacional, sem considerar essas peculiaridades, é ir de encontro à degradação ambiental.

Sugere-se, portanto, estudos futuros em ambas as áreas que forneçam dados empíricos para a correlação entre os efeitos dos instrumentos econômicos e a integridade ecológica dos

ecossistemas que se pretende conservar. A construção de bancos de dados que agreguem informações de monitoramento ecológicos e econômicos dos programas e projetos de pagamentos por serviços ambientais brasileiros também é sugerida para permitir o monitoramento das ações de conservação desse instrumento. Além disso, sugere-se que a divulgação dos resultados de pesquisas com viés interdisciplinar seja realizada de forma acessível, mas com o rigor teórico que as áreas envolvidas exigem.

O diálogo entre Economia e Ecologia, portanto, precisa ser livre, acessível e o conhecimento compartilhado. A economia fornece a dinâmica das escolhas, a gama de instrumentos e os métodos analíticos dos custos e benefícios do uso de cada um em uma determinada situação. E este conhecimento se complementa com a dinâmica dos ecossistemas, pois em cada situação é necessário o uso de uma ou mais ferramentas para assim possibilitar uma gestão ambiental que agregue benefícios de ambos os lados.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Programa Produtor de Água**. Disponível em: <<http://produtordeagua.ana.gov.br/>>. Acesso em: 28 fev.2017.
- ALCOCK, J. **Animal Behavior**. 7th ed. Massachusetts: Sinauer Associates Inc, 2001. 543 p.
- ALMEIDA, J. B. **Wintering Ecology of Buff-Breasted Sandpipers (*Tryngites subruficollis*) in Southern Brazil**. 2009. 219 f. Tese (Doutorado)-University of Nevada, Reno, 2009.
- ANDERSON, S.; FRANCOIS, P. Environmental cleanliness as a public good: welfare and policy implications of nonconvex preferences. **Journal of Environmental Economics and Management**, [S.l.], v. 34, p. 256-274, Nov. 1997.
- ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. **Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano**. Texto para discussão, Instituto de Economia, UNICAMP, Campinas, n.155, fev. 2009. Disponível em: <<http://www3.eco.unicamp.br/publicações>>. Acesso em: 12 fev. 2016.
- ANDRÉS, S. M.; MIR, L. C.; VAN DEN BERGH, J. C. J. M.; RING, I.; VERBURG, P. H. Ineffective biodiversity policy due to five rebound effects. **Ecosystem Services**, [S.l.], v. 1, p. 101-110, Aug. 2012.
- AQUINO, F. G.; WALTER, B. M. T.; RIBEIRO, J. F. Espécies vegetais de uso múltiplo em reservas legais de Cerrado - Balsas, MA. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, s. 1. p. 147-149, jul. 2007.
- ATALLAH, S. S.; GÓMEZ, M. I.; JARAMILLO, J. A Bioeconomic Model of Ecosystem Services Provision: Coffee Berry Borer and Shade-Grown Coffee in Colombia. In: 18th ANNUAL BIODIVERSITY AND ECONOMICS FOR CONSERVATION (BIOECON) CONFERENCE, 2016, Cambridge. **Selected Paper**. Disponível em: <http://www.bioecon-network.org/pages/18th_2016/Atallah.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2017.
- ARMSWORTH, P. R.; CHAN, K. M. A., DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R., KREMEN, C.; RICKETTS, T. H.; SANJAYAN, M. A. Ecosystem-service science and the way forward for conservation. **Conservation Biology**, [S.l.], v. 21, n. 6, p. 1383-1384, Dec. 2007.
- ARTAXO, P. Uma nova era geológica em nosso planeta: o Antropoceno? **Revista USP**, São Paulo, n. 103, p. 13-24, 2014.
- BATEMAN, I.; TURNER, K. Valuation of the environment, methods and techniques: the contingent valuation method. In: TURNER, R. K. (ed.). **Sustainable environment economics and management**. Principles and practice. 1st ed. London: Belhaven, 1992. cap. 5, p. 120-179.
- BATOR, F. M. The anatomy of market failure. **The Quarterly Journal of Economics**, [S.l.], v. 72, n. 3, p. 351-379, Aug. 1958.

BAUMOL, W. J.; OATES, W. E. **The theory of environmental policy**. 2nd ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1988. 299 p.

BEAUMONT, N.J.; AUSTEN, M. C.; ATKINS, J.P.; BURDON, D.; DEGRAER, S.; DENTINHO, T. P.; DEROUS, S.; HOLM, P.; HORTON, T.; VAN IERLAND, E.; MARBOE, A. H.; STARKEY, D. J.; TOWNSEND, M.; ZARZYCKI, T. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach. **Marine Pollution Bulletin**, [S.l.], v. 54, n.3, p. 253-265, Mar. 2007.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecology**: from individuals to ecosystems. 4th ed. Oxford: CPI Bath Press, 2006. 759 p.

BELL, J. F. **História do Pensamento Econômico**. 2 ed. Rio de Janeiro: Zahar Editores, 1976. 581 p.

BÉNASSY, J-P. **Macroeconomic theory**. [1sted.]. Oxford: University Press, 2011. 302 p.

BENSUSAN, N. O desafio das mudanças climáticas. In: BENSUSAN, N. (org.). **Seria melhor mandar ladrilhar?** Biodiversidade: como, para que e por quê. 2^a ed. São Paulo: Peirópolis, Brasília, DF: Editora Universidade de Brasília, 2008. p. 394-413.

BENSUSAN, N. Diversidade e unidade: um dilema constante. Uma breve história da ideia de conservar a natureza em áreas protegidas e seus dilemas. In: BENSUSAN, N.; PRATES, A. P. (Org.). **A Diversidade cabe na Unidade?** Áreas Protegidas no Brasil. Brasília: IEB Mil Folhas, 2014. cap. 1, p. 30-81.

BERNARDO, C. T. da S.; NOGUEIRA, J. M.; CRUZ NETO, C. C. **Valoração de nada e precificação de tudo?** A herança maldita das valorações dos serviços ecossistêmicos de R. Costanza. Araraquara: Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, 2015.

BERNASCONI, P. **Custo-efetividade ecológica da compensação de reserva legal entre propriedades no estado de São Paulo**. Brasília: SFB, Esaf, 2015. 72 p. Disponível em: <<http://www.esaf.fazenda.gov.br/assuntos/premios/premios-1/i-premio-florestal-brasileiro/3o-lugar-010p.pdf/view>>. Acesso em: 20 mar. 2017.

BLICHARSKA, M.; SMITHERS, R. J.; HEDBLUM, M.; HEDENÅS, H.; MIKUSIŃSKI, G.; PEDERSEN, E., SANDSTRÖM, P. Shades of grey challenge practical application of the cultural ecosystem services concept. **Ecosystem services**, [S.l.], v. 23, p. 55-79, Feb. 2017.

BORGES, L. A. C. **Aspectos técnicos e legais que fundamentam o estabelecimento das áreas de preservação permanente (APP)**. 2008. 210 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal)-Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais. 2008.

BORMANN, F. H. Intraspecific root grafting and noncompetitive relationships between forest trees. In: BORMANN, F. H. **Proc. Symp. on Tree Growth**, Arizona: Ronald Press, 1962. p. 237-246.

BORMANN, F. H.; LIKENS, G. E. **Pattern and process in a forested ecosystem**:

disturbance, development, and the steady state based on the Hubbard Brook ecosystem study. [1st ed.]. New York: Springer-Verlag, 1979. 253 p.

BORN, R. H. **Subsídios ao debate sobre tendências, barreiras e oportunidades de uso de instrumentos econômicos para conservação, restauração e uso sustentável de serviços ecossistêmicos– com foco em PSA – Pagamentos por serviços ambientais**. Forest Trends, 2016. 17p. Disponível em: <http://brazil.forest-trends.org/documentos/tendencias_ruben.pdf>. Acesso em: 19 fev. 2017.

BOULDING, K. The economics of the coming spaceship earth. In: JARRETT H. (ed.). **Environmental quality in a growing economy**. Baltimore, MD: Resources for the Future/Johns Hopkins University Press, 1966. p. 3-14.

BOYD, J.; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological Economics**, [S.l.], v. 63, p. 616-626, Feb. 2007.

BRANCALION, P. H. S.; GARCIA, L. C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R. R.; PILLAR, V. D.; LEWINSOHN, T. M. Análise Crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. **Natureza & Conservação**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 1, p. e1-e16, abr. 2016.

BRASIL. Congresso. Câmara dos Deputados. **Projeto de Lei nº 792**, de 19 de abril de 2007. Dispõe sobre a definição de serviços ambientais e dá outras providências. Brasília, DF, 19 abr. 2007. Disponível em: <<http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=348783>>. Acesso em: 27 fev. 2017.

BRASIL. Congresso. Câmara dos Deputados. **Parecer do Relator da Comissão de Finanças e Tributação do PL 792/2007**. Parecer do Relator, Dep. Evair de Melo, pela não implicação da matéria em aumento ou diminuição da receita ou da despesa públicas, não cabendo pronunciamento quanto à adequação financeira e orçamentária do Projeto de Lei nº 792/2007, dos PL's nºs 1.190/2007, 1.667/2007, 6.204/2009, apensados; pela adequação financeira e orçamentária dos PL's nºs 1.920/2007, 5.487/2009, 5.528/2009, 7.061/2010, 1.999/2007, 2.364/2007, 6.005/2009, apensados, do Substitutivo da Comissão de Agricultura, Pecuária, Abastecimento e Desenvolvimento Rural, das Emendas nºs 01/2010, 02/2010, 03/2010 e 04/2010 apresentadas ao Substitutivo da CAPADR, do Substitutivo da Comissão de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável; na forma da subemenda substitutiva; e, no mérito, pela aprovação do PL nº 792/2007, dos PL's nºs 1.190/2007, 1.667/2007, 1.920/2007, 1.999/2007, 2.364/2007, 5.487/2009, 5.528/2009, 6.005/2009, 6.204/2009 e 7.061/2010, apensados, do Substitutivo da CAPADR e do Substitutivo da CMADS, com subemenda substitutiva; e pela rejeição das Emendas nºs 01/2010, 02/2010, 03/2010 e 04/2010 apresentadas ao Substitutivo da CAPADR. Brasília, DF, 14 out. 2015. Disponível em <<http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao;jsessionid=12043F738E2FFF24D14869D983AEEA73.proposicoesWebExterno2?idProposicao=2023936>>. Acesso em: 03 mar. 2017.

BRASIL. Congresso. Câmara dos Deputados. **PL 792/2007**. Árvore de apensados e outros documentos da matéria. Disponível em: <http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/prop_arvore_tramitacoes;jsessionid=FB5574C4>

BBC9B2A6E1900A627769374C.proposicoesWebExterno2?idProposicao=348783>. Acesso em: 23 mar. 2017.

BRASIL. Decreto nº 23.793, de 23 de janeiro de 1934. Aprova o código florestal. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 23 jan. 1934. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1930-1949/D23793impressao.htm>. Acesso em: 05 mar. 2017.

BRASIL. Decreto nº 6.514, de 22 de julho de 2008. Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 22 jul. 2008. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2008/decreto/d6514.htm#art152>. Acesso em: 10 mar. 2017.

BRASIL. Lei nº 4.504, de 30 de novembro de 1964. Dispõe sobre o Estatuto da Terra, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 30 nov. 1964. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L4504.htm>. Acesso em: 12 mar. 2017.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. Proposta Originária. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 15 set. 1965. Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/1960-1969/lei-4771-15-setembro-1965-369026-publicacaooriginal-1-pl.html>>. Acesso em: 09 mar. 2017.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 15 set. 1965. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L4771impressao.htm>. Acesso em: 09 mar. 2017.

BRASIL. Lei nº 5.106, de 02 de setembro de 1966. Dispõe sobre os incentivos fiscais concedidos a empreendimentos florestais. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 02 set. 1966. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/1950-1969/15106.htm>. Acesso em: 09 mar. 2017.

BRASIL. Decreto-Lei nº 289, de 28 de fevereiro de 1967. Cria o Instituto Brasileiro do Desenvolvimento Florestal e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 28 fev. 1967. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto-lei/1965-1988/Del0289.htm>. Acesso em: 05 fev. 2017.

BRASIL. Lei nº 5.868, de 12 de dezembro de 1972. Cria o Sistema Nacional de Cadastro Rural e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 12 dez. 1972. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/15868.htm>. Acesso em: 09 mar. 2017.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 31 ago. 1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm>. Acesso em: 05 mar. 2017.

BRASIL. Decreto nº 93.546, de 06 de novembro de 1986. Cria o Parque Nacional da Lagoa do Peixe. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 06 nov. de 1986. Disponível em:

https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/1985-1987/d93546.htm>. Acesso em: 13 mar. 2017.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil**, de 05 de outubro de 1988. Brasília, DF, 05 out. 1988. Disponível em:

<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicaocompilado.htm>. Acesso em: 10 mar. 2017.

BRASIL. Lei nº 7.732, de 14 de fevereiro de 1989. Dispõe sobre a extinção de autarquias e fundações públicas federais e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 14 fev. 1989. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L7732.htm>. Acesso em: 05 fev. 2017.

BRASIL. Lei nº 7.735, de 22 de fevereiro de 1989. Dispõe sobre a extinção de órgão e de entidade autárquica, cria o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 22 fev. 1989. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L7735.htm>. Acesso em: 05 fev. 2017.

BRASIL, Lei nº 7.804, de 18 de julho de 1989. Altera a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, a Lei nº 7.735, de 22 de fevereiro de 1989, a Lei nº 6.803, de 2 de julho de 1980, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 jul. de 1989. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L7804.htm#art1vi>. Acesso em: 11 mar. 2017.

BRASIL. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 12 fev. 1998. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9605.htm>. Acesso em: 10 mar. 2017.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 08 jan.1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm>. Acesso em: 05 mar. 2017.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, §1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 19 jul. 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm>. Acesso em: 20 jan. 2016.

BRASIL. Decreto nº4.297, de 18 de julho de 2002. Regulamenta o art. 9º, inciso II, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, estabelecendo critérios para o Zoneamento Ecológico-Econômico do Brasil - ZEE, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 jul. 2002. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/D4297.htm>. Acesso em: 11 mar. 2017.

BRASIL. Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002. Regulamenta os artigos da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 23 ago. 2002b. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4340.htm>. Acesso em: 20 jan. 2016.

BRASIL. Lei nº 11.284, de 02 de março de 2006. Dispõe sobre a gestão de florestas públicas para a produção sustentável; institui, na estrutura do Ministério do Meio Ambiente, o Serviço Florestal Brasileiro - SFB; cria o Fundo Nacional de Desenvolvimento Florestal - FNDF; altera as Leis nºs 10.683, de 28 de maio de 2003, 5.868, de 12 de dezembro de 1972, 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, 4.771, de 15 de setembro de 1965, 6.938, de 31 de agosto de 1981, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 02 mar. 2006. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11284.htm#art84>. Acesso em: 12 mar. 2017.

BRASIL. Lei nº 11.516, de 28 de agosto de 2007. Dispõe sobre a criação do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - Instituto Chico Mendes; altera as Leis nºs 7.735, de 22 de fevereiro de 1989, 11.284, de 2 de março de 2006, 9.985, de 18 de julho de 2000, 10.410, de 11 de janeiro de 2002, 11.156, de 29 de julho de 2005, 11.357, de 19 de outubro de 2006, e 7.957, de 20 de dezembro de 1989; revoga dispositivos da Lei nº 8.028, de 12 de abril de 1990, e da Medida Provisória nº 2.216-37, de 31 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 28 ago. 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11516.htm>. Acesso em: 05 mar. 2017.

BRASIL. Supremo Tribunal Federal. **Ação Direta de Inconstitucionalidade**, ADI, 3378. Ementa: Ação Direta de Inconstitucionalidade. art. 36 e seus §§ 1º, 2º E 3º da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Constitucionalidade da Compensação devida pela implantação de empreendimentos de significativo impacto ambiental. Inconstitucionalidade parcial do § 1º do art. 36. Brasília, DF, 09 abr. 2008. Disponível em: <<http://www.agu.gov.br/page/download/index/id/1563213>>. Acesso em: 10 jan. 2017.

BRASIL. Lei nº 12.512, de 14 de outubro de 2011. Institui o Programa de Apoio à Conservação Ambiental e o Programa de Fomento às Atividades Produtivas Rurais; altera as Leis nºs 10.696, de 2 de julho de 2003, 10.836, de 9 de janeiro de 2004, e 11.326, de 24 de julho de 2006. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 14 out. 2011. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2011/lei/l12512.htm>. Acesso em: 24 fev. 2017.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 25 mai. 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12651.htm>. Acesso em: 10 mar. 2017.

BRASIL. Lei nº 12.727, de 17 de outubro de 2012. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e

revoga as Leis n^{os} 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 17 out. 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12727.htm>. Acesso em: 10 mar. 2017.

BRASIL. Decreto nº 7.830, de 18 de outubro de 2012. Dispõe sobre o Sistema de Cadastro Ambiental Rural, o Cadastro Ambiental Rural, estabelece normas de caráter geral aos Programas de Regularização Ambiental, de que trata a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 out. 2012. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/decreto/d7830.htm>. Acesso em: 11 mar. 2017.

BRASIL. Lei nº 13.123, de 20 de maio de 2015. Regulamenta o inciso II do § 1º e o § 4º do art. 225 da Constituição Federal, o Artigo 1, a alínea *j* do Artigo 8, a alínea *c* do Artigo 10, o Artigo 15 e os §§ 3º e 4º do Artigo 16 da Convenção sobre Diversidade Biológica, promulgada pelo Decreto nº 2.519, de 16 de março de 1998; dispõe sobre o acesso ao patrimônio genético, sobre a proteção e o acesso ao conhecimento tradicional associado e sobre a repartição de benefícios para conservação e uso sustentável da biodiversidade; revoga a Medida Provisória nº 2.186-16, de 23 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 20 maio 2015. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2015/Lei/L13123.htm>. Acesso em: 05 mar. 2017.

BRASIL. Tribunal de Contas da União. **Relatório de Auditoria Operacional TC nº 014.293/2012-9**. Solicitação do Congresso Nacional. Auditoria Operacional para avaliar a aplicação e a fiscalização dos recursos da compensação ambiental, criada pela Lei nº 9.985/2000. Determinações e recomendações ao MMA, ao Ibama e ao ICMBio. Comunicação à Comissão de Meio Ambiente, Defesa do Consumidor e Fiscalização e Controle do Senado Federal. Arquivamento. Acórdão TCU nº 1.853/2012 - Plenário. Brasília, DF, 17 jul. 2013. Disponível em: <[http://portal3.tcu.gov.br/portal/page/portal/TCU/imprensa/noticias/noticias_arquivos/014.293-2012-9%20\(Compensacao%20Ambiental\).pdf](http://portal3.tcu.gov.br/portal/page/portal/TCU/imprensa/noticias/noticias_arquivos/014.293-2012-9%20(Compensacao%20Ambiental).pdf)>. Acesso em: 12 fev. 2016.

BRASIL. [Trâmites da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965]. Disponível em: <http://legislacao.planalto.gov.br/legisla/legislacao.nsf/Viw_Identificacao/lei%204.771-1965?OpenDocument>. Acesso em: 09 mar. 2017.

BROCK, W. A.; STARRETT, D. Managing systems with non-convex positive feedback. **Environmental and Resource Economics**, Netherlands, v. 26, n. 4, p. 575-602, Dec. 2003.

BRUINS, R. J. F.; CANFIELD, T. J.; DUKE, C.; KAPUTSKA, L.; NAHLIK, A. M.; SHÄFER, R. B. Using ecological production functions to link ecological processes to ecosystem services. **Integrated Environmental Assessment and Management**, [S.l.], v. 13, n. 1, p. 52-61, Sept. 2016.

BRUNER, A. G.; GULLISON, R. E.; RICE, R. E.; FONSECA, G. A.B. da. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. **Science**, [S.l.], v. 291, n. 5.501, p.125-128, Jan. 2001.

- CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHEV, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, [S.l.], v. 48, n. 5, p. 1079-1087, Oct. 2011.
- CARPENTER, S. R.; DeFRIES, R.; DIETZ, T.; MOONEY, H. A.; POLASKY, S.; REID, W. V.; SCHOLLES, R. J. Millennium ecosystem assessment: research needs. **Science**, [S.l.], v. 314, n. 5797, p. 257-258, Oct. 2006.
- CARSON, R. **Silent Spring**. [1st ed.]. London: Hamish Hamilton, 1963. 104 p.
- CASTRO, J. B. **Usos e Abusos da Valoração Econômica do Meio Ambiente**: ensaios sobre aplicações do método de função demanda no Brasil. 2015. 251 f. Tese (Doutorado em Economia)-Programa de Pós-Graduação do Departamento de Economia, Faculdade de Economia, Universidade de Brasília, Brasília, 2015.
- CHAN, K. M. A.; SHAW, M. R.; CAMERON, D. R.; UNDERWOOD, E. C.; DAILY, G. C. Conservation planning for ecosystem services. **PLoS Biology**, [S.l.], v. 4, n. 11, p. 2138-2152, Oct. 2006.
- COASE, R. H. The problem of social cost. **Journal of Law and Economics**, Chicago, v. 3, p. 1-44, Oct. 1960.
- COMMON INTERNATIONAL CLASSIFICATION OF ECOSYSTEM SERVICES. 2016. **CICES**. Towards a common classification of ecosystem services. Disponível em: <<http://cices.eu/>>. Acesso em: 06 nov. 2016.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G., SUTTON, P.; BELT, M. V. D. The value of world's ecosystem services and capital natural. **Nature**, [S.l.], v. 38, n. 386, p. 253-260, May, 1997.
- COWLES, H. C. The ecological relations of vegetation on the sand dunes of Lake Michigan. **Botanical Gazette**, [S.l.], v. 27, n. 2, p. 95-117, Feb. 1899.
- CUMMING, G.S.; CHILD, M.F. Contrasting spatial patterns of taxonomic and functional richness offer insights into potential loss of ecosystem services. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, [S.l.], v. 364, n. 1524, p. 1683-1692, Jun. 2009.
- DAILY, G. C. Introduction: What are Ecosystem Services? In: _____. **Natures's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems**. [1st ed.]. Washington: Island Press, 1997. cap. 1, p. 1-10.
- DALY, H. E. **Steady State Economics**. 1st ed. Washington: Island Press, 1977. 302 p.
- DASGUPTA, P.; MÄLER, K. **Environmental and Resources Economics: Some Recent Developments**. Working Papers, Katmandu: SANDEE, n. 7, 2004. 61 p. Disponível em: <http://www.beijer.kva.se/PDF/15490807_Disc186.pdf>. Acesso em: 31 mar. 2016.

DE GROOT, R. S. **Evaluation of environmental functions as a tool in planning, management and decision-making**. 1992. Apud: DE GROOT, R.S.; WILSON, M.; BOUMANS, R. A typology for the description, classification and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, [S.l.] v. 41, n. 3, p. 393-408, Jun. 2002.

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

DIAMOND, J. The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. **Biological Conservation**, Grã-Bretanha, v. 7, p. 129-145, 1975.

DIAMOND, J. M.; TERBORGH, J.; WHITCOMB, R. F.; LYNCH, J. F.; OPLER, P. A.; ROBBINS, C. S.; SIMBERLOFF, D. S.; ABELE, L. G. Island biogeography conservation: strategy and limitations. **Science**, [S.l.], v. 193, n. 4257, p. 1027-1032, Sep. 1976.

DÍAZ, S.; FARGIONE, J.; CHAPIN III, F.S.; TILMAN, D. Biodiversity loss threatens human well-being. **PLoS Biology**, [S.l.], v. 4, n. 8, p. 1300-1305, Aug. 2006.

DÍAZ, S.; DEMISSEW, S.; CARABIAS, J.; JOLY, C.; LONDSALE, M.; ASH, N.; LARIGAUDERIE, A.; ADHIKARI, J. R.; ARICO, S.; BÁLDI, A.; BARTUSKA, A.; BASTE, I. A.; BILBIG, A.; BRONDIZIO, E.; CHAN, K. M. A.; FIGUEROSA, V. E.; DURAIAPPAH, A.; FISHCER, M.; HILL, R.; KOETZ, T.; LEADLEY, P.; LYVER, P.; MACE, G. M.; MARTIN-LOPEZ, B.; OKUMURA, M.; PACHECO, D.; PASCUAL, U.; PÉREZ, E. S.; REYERS, B.; ROTH, E.; SAITO, O.; SCHOLLES, R. J.; SHARMA, N.; TALLIS, H.; THAMAN, R.; WATSON, R.; YAHARA, T.; HAMID, Z. A.; AKOSIM, C.; AL-HAFEDH, Y.; ALLAHVERDJIYEV, R.; AMANKWAH, E.; ASAH, S. T.; ASFAW, Z.; BARTUS, G.; BROOKS, L. A.; CAILLAUX, J.; DALLE, G.; DARNAEDI, D.; DRIVER, A.; ERPUL, G.; ESCOBAR-EYZAGUIRRE, P.; FAILLER, P.; FOUUDA, A. M. M.; FU, B.; GUNDIMEDA, H.; HASHIMOTO, S.; HOMER, F.; LAVOREL, S.; LICHTENSTEIN, G.; MALA, W. A.; MANDIVENYI, W.; MATCZAK, P.; MBIZVO, C.; MEHRDABI, M.; METZGER, J. P.; MIKISSA, J. B.; MOLLER, H.; MOONEY, H. A.; MUMBY, P.; NAGENDRA, H.; NESSHOVER, C.; OTENG-YEBOAH, A. A.; PATAKI, G.; ROUÉ, M.; RUBIS, J.; SCHULTZ, M.; SMITH, P.; SUMAILA, R.; TAKEUCHI, K.; THOMAS, S.; VERMA, M.; YEO-CHANG, Y.; ZLATANOVA, D. The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. et al., 2015. **Current opinion in Environmental and Sustainability** [S.l.], v. 14, p. 1-16, Jun. 2015.

DOMINGUES, J. M. O Supremo Tribunal e a Compensação SNUC. A ADI 3.378-DF. **Revista Direito GV**, São Paulo, v. 5, n. 1, p. 125-146, 2009.

DRUPP, M. A.; FREEMAN, M. C.; GROOM, B.; NESJE, F. Discounting Disentangled. **Centre for Climate Change Economics and Policy**, n. 195, 2015. 44p. Disponível em: <<http://www.lse.ac.uk/GranthamInstitute/wp-content/uploads/2015/06/Working-Paper-172-Drupp-et-al.pdf>>. Acesso em: 17 fev. 2017.

DUGATKIN, L. A.; REEVE, H. K. (Ed.). **Game Theory & Animal Behavior**. Oxford, NY: Oxford University Press, 1998. 320p.

ECOLOGICAL ECONOMICS. **Payments for Environmental Services in Developing and Developed Countries**, [S.l.], v. 65, n. 4, p. 663-852, May 2008.

EHRlich, P. R.; EHRlich, A. H. **Extinction**: the causes and consequences of the disappearance of species. [1st ed.]. New York: Ballantine Books, 1981. 305 p.

EHRlich, P. R.; EHRlich, A. H.; HOLDREN, J. P. **Ecociência**: Population, Resources, Environment. 3rd ed. San Francisco: W.H. Freeman & Co., 1977. 1052 p.

EHRlich, P. R.; WILSON, E. O. Biodiversity studies: science and policy. **Science**, [S.l.], v. 253, n. 5021, p. 758-762, Aug. 1991.

EMPRESA MUNICIPAL DE ÁGUA E SANEAMENTO DE BALNEÁRIO CAMBORIÚ (EMASA). **Projeto produtor de água do rio Camboriú**. 2017. Disponível em: <<http://www.emasa.com.br/produtordeagua/index.php/propriedades-contempladas/>>. Acesso em: 20 fev. 2017.

ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. **Ecological Economics**, [S.l.], v. 65, n. 4, p. 663-674, May 2008.

FERRETI, A. **Projeto Oásis**. [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <caroltsbernardo@gmail.com> em 01 mar. 2017.

FISHER, B.; TURNER, R. K. Ecosystem services: classification for valuation. **Biological Conservation**, [S.l.], v. 141, n. 5, p. 1167-1169, May 2008.

FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, [S.l.], v. 68, n. 3, p. 643-653, Jan. 2009.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Paying farmers for environmental services**. 2007. Disponível em: <<http://www.fao.org/publications/sofa/2007/en/>>. Acesso em: 02 jan. 2017.

FORBES, S. The lake as a microcosm. **Bulletin of the Scientific Association**, Peoria, IL, p. 77-87, 1887.

FUNDAÇÃO AMAZÔNIA SUSTENTÁVEL. **Plano de Gestão da Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Juma**. Amazonas: FAS, 2010. 228 p. Disponível em: <http://www.fas-amazonas.org/pt/useruploads/files/plano_gest%C3%A3o-rds_juma_final_vers%C3%A3o_consulta_publica.pdf>. Acesso em: 22 fev. 2017.

FUNDAÇÃO AMAZÔNIA SUSTENTÁVEL. **Relatório de atividades 2015**. 2016. 120 p. Disponível em: <http://fas-amazonas.org/versao/2012/wordpress/wp-content/uploads/2016/05/Destaques-_Relato%CC%81rio-2016-V.9.5.pdf>. Acesso em 22 fev. 2017.

FUNDAÇÃO AMAZÔNIA SUSTENTÁVEL. **Projeto de REDD da RDS do Juma**. 2017. Disponível em: <<http://fas-amazonas.org/projeto-rds-do-juma/projeto-de-redd-da-rds-do-juma/>>. Acesso em: 21 fev. 2017.

FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO. **Relatório Anual 2015**. 2016. 72 p. Disponível em: <<http://www.fundacaogrupoboticario.org.br/pt/quem-somos/pages/relatorio-anual.aspx>>. Acesso em: 19 dez. 2017.

GALLAI, N.; SALLES, J-M.; SETTELE, J.; VAISSIÈRE, B. E. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. **Ecological Economics**, [S.l.], v. 68, n. 3, p. 810-821, Jan. 2009.

GALLAI, N.; VAISSIÈRE, B. E. **Guidelines for the economic valuation of pollination services at a national scale**. Food and Agriculture Organization (FAO), Rome, 2009. 20p.

GARCIA, L. C.; ELLOVITCH, M. F.; RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; MATSUMOTO, M. H.; GARCIA, F. C.; LOYOLA, R.; LEWINSOHN; T. M.. **Análise Crítica e Jurídica das Mudanças no Código Florestal, a Recente Lei de Proteção da Vegetação Nativa**. Rio de Janeiro: ABECO, Mato Grosso do Sul: Editora UFMS, 2016. 43 p.

GARCIA, L. C.; SANTOS, J. S. dos; MATSUMOTO, M.; SILVA, T. S.F.; PADOVEZI, A.; SPAROVEK, G.; HOBBS, R. J. Restoration challenges and opportunities for increasing landscape connectivity under the new Brazilian Forest Act. **Natureza & Conservação**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 2, p. 181-185, dez. 2013.

GARCIA, L. S.; SANTOS, A. M. dos; FOTOPOULOS, I. G.; FURTADO, R. da S. Fragmentação florestal e sua influência sobre a fauna: estudo de caso da Província ocidental da Amazônia, município de Urupá, Estado de Rondônia. In: XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - SBSR, **Anais...**, Foz do Iguaçu: INPE, 2013. p. 3163-3170.

GELUDA, L.; SERRÃO, M. S. A compensação ambiental para as unidades de conservação. In: **Incentivos Econômicos para Serviços Ecosistêmicos no Brasil**. Rio de Janeiro: Forest Trends, 2015. p. 73-82.

GELUDA, L. (ed.). **Desvendando a compensação ambiental: aspectos jurídicos, operacionais e financeiros**. [1ª ed.]. Rio de Janeiro: Funbio, 2015. 270 p.

GEOFFREY, A. J.; PHILIP, J. R. **Advanced microeconomic theory**. 3rd ed. Harlow: Pearson, 2011. 673 p.

GEORGESCU-ROEGEN, N. **The entropy law and the economic process**. [1st ed.]. London: Harward University Press. 1971. 450 p.

GHOSH, B. N. **From Market Failure to Government Failure**. A Handbook of Public Sector Economics. 1st ed. Leeds: Wisdom House Publications Ltd., 2001. 353p.

GIANNINI, T. C.; CORDEIRO, G. D.; FREITAS, B. M.; SARAIVA, A. M.; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L. The Dependence of Crops for Pollinators and the Economic Value of Pollination in Brazil. **Journal of Economic Entomology**, [S.l.], v. 108, n. 3, p. 849-857, May 2015.

GLOBAL ENVIRONMENTAL FACILITY. **Mainstreaming Biodiversity Conservation and Sustainable Use into NTFP and AFS Production Practices in Multiple-Use Forest Landscapes of High Conservation Value**. 2013. Disponível em:<
<https://www.thegef.org/project/mainstreaming-biodiversity-conservation-and-sustainable-use-ntfp-and-afs-production>>. Acesso em: 02 fev. 2017.

GOLLEY, F. B. **A history of the ecosystem concept in Ecology**. More than the sum of the parts. [1st ed.]. New Haven: Yale University Press, 1993. 254 p.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; DE GROOT, R.; LOMAS, P. L.; MONTES, C. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. **Ecological Economics**, [S.l.], v. 69, n. 6, p. 1209-1218, Apr. 2010. 2009

GONÇALVES, M. A. U. **O impacto da reserva legal e da área de preservação permanente sobre pequenas propriedades rurais** (um estudo na agricultura ecológica de Antônio Prado/RS). 2008. 117 f. Dissertação (Mestrado em Direito Ambiental e Biodireito)-Programa de Pós Graduação em Direito, Universidade Caxias do Sul, Caxias do Sul, 2008.

GRAVEL, D.; MASSOL, F.; CANARD, E.; MOUILLOT, D.; MOUQUET, N. Trophic theory of Island Biogeography. **Ecological Letters**, [S.l.], v. 14, n. 10, p. 1010-1016, Oct. 2011.

GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. (Org.). **Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica**. Lições aprendidas e desafios. Brasília: MMA, 2011. 272 p.

HARRIS, J. M.; CODUR, A. M. **Macroeconomics and the Environment**. Tufts University: Global Development And Environment Institute - GDAE, 2004. 37p.

HODGE, I. **The Governance of the Countryside**. Property, Planning and Policy. 1st ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2016. 383 p.

HOLGUIN, G.; VAZQUEZ, P.; BASHAN, Y. The role of sediment microorganisms in the productivity, conservation, and rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. **Biology and Fertility of Soils**, [S.l.], v. 33, n. 4, p. 265-278, Apr. 2001.

HOLDREN, J. P.; EHRLICH, P. R. Human population and the global environment: Population growth, rising per capita material consumption, and disruptive technologies have made civilization a global ecological force. **American Scientist**, [S.l.], v. 62, n. 3, p. 282-292, May/Jun. 1974.

HOOPER, D. U.; CHAPIN III, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J. H.; LODGE, D. M.; LOREAUS, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETÄLÄ, H.; SYMSTAD, A. J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D. A. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, [S.l.], v. 75, n. 1, p. 3-35, Feb. 2005.

HUFSCHMIDT, M. M.; JAMES, D. E.; MEISTER, A. D.; BOWER, B. T.; DIXON, J. A. **Environment, natural systems, and development: an economic valuation guide**. [1st ed.]. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 1983. 338 p.

INSTITUTO BIOATLÂNTICA. **Restauração Florestal do Corredor Ecológico Pau Brasil – Monte Pascoal (BA)**. 2017. Disponível em: <<http://ibio.org.br/pb/projetos/restauracao-florestal-do-corredor-ecologico-pau-brasil-monte-pascoal-ba>>. Acesso em: 21 fev. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Atlas Geográfico das Zonas Costeiras e Oceânicas no Brasil**. 2011. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv55263.pdf>>. Acesso em: 07 fev. 2017.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Lista de espécies ameaçadas: Saiba mais**. 2014. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/2741-lista-de-especies-ameacadas-saiba-mais.html>>. Acesso em: 10 mar. 2017.

INSTITUTO CHICO MENDES DA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE . **Parna Brasília**, Plano de Manejo. 1998. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros/cerrado/unidades-de-conservacao-cerrado/2095>>. Acesso em: 20 jan. 2017.

INSTITUTO CHICO MENDES DA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Parna do Itatiaia**, Plano de Manejo. 2013. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/component/content/article?id=2181:parna-do-itatiaia>>. Acesso em: 10 jan. 2017.

INSTITUTO CHICO MENDES DA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Parna Lagoa do Peixe**, Plano de Manejo. 1999. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros/marinho/unidades-de-conservacao-marinho/2259>>. Acesso em: 20 jan. 2017.

INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA. **Governo do Estado de São Paulo**. 2016. Disponível em: <<http://www.iea.sp.gov.br/out/bancodedados.html>>. Acesso em 05 mar. 2017.

INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA. **Tabela com Módulos Fiscais**. 2017. Disponível em: <<http://www.incra.gov.br/tabela-modulo-fiscal>>. Acesso em: 17 mar. 2017.

INSTITUTO OIKOS. **Programa carbono seguro**. 2011. Disponível em: <<http://www.institutooikos.org.br/carbono-seguro.html>>. Acesso em: 20 fev. 2017.

INSTITUTO TERRA DE PRESERVAÇÃO AMBIENTAL. **Produtores água e floresta**. 2017. Disponível em: <http://www.itpa.org.br/?page_id=497>. Acesso em: 21 fev. 2017.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION FOR NATURE; UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME -WCMC. **The World Database on Protected Areas - WDPA**, 2017. Disponível em: <<https://www.protectedplanet.net>>. Acesso em: 07 mar. 2017.

JACK; B. K.; KOUSKY, C.; SIMS, K. R. E. Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [S.l.], v. 105, n. 28, p. 9465-9470, Jul. 2008.

2008

JØRGENSEN, S. E.; BASTIANONI, S.; MÜLLER, F.; PATTEN, B. C.; FATH, B. D.; MARQUES, J. C.; NIELSEN, S. N.; TIEZZI, E.; ULANOWICZ, R. E. **A new Ecology.** Systems perspective. 1st ed. Oxford: Elsevier, 2007. 275 p.

KANDZIORA, M.; BURKHARD, B.; MÜLLER, F. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators - a theoretical matrix exercise. **Ecological Indicators**, [S.l.], v. 28, p. 54-78, May, 2013.

KAPP, W. Social costs in economic development. In: ULLMANN, J. E. (ed.). **Social costs, economic development, and environmental disruption.** Lanham: University Press of America, 1983. p. 1-38.

KAREIVA, P.; TALLIS, H.; RICKETTS, T. H.; DAILY, G. C.; POLASKY, S. **Natural Capital.** Theory and practice of mapping ecosystem services. 1st ed. Oxford: Oxford University Press, 2011. 365 p.

KILL, J. **A iniciativa carbono, comunidade e biodiversidade no corredor ecológico Monte Pascual Brasil:** outro fracasso da compensação de carbono. 2013. 15 p. Disponível em: <
http://wrm.org.uy/pt/files/2014/01/Iniciativa_Carbono_comunidade_e_biodiversidade.pdf>. Acesso em: 03 fev. 2017.

KLINGBERG, J. **Energy, Water and Sanitation Governance.** A Nexus Policy Assessment of the Universalization of Water Supply and Sanitation Services in Brazil. 2016, 130p. Dissertation (Master's Degree)-Institute of Technology and Resources Management in the Tropics and Subtropics, Cologne University of Applied Sciences, Centro de Estudos sobre Economia, Meio Ambiente e Agricultura (CEEMA), Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

KOCH, V.; WOLFF, M. Energy budget and ecological role of mangrove epibenthos in the Caeté estuary, North Brazil. **Marine Ecology Progress Series**, [S.l.], v. 228, p. 119-130, Mar. 2002.

KREMEN, C. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology?. **Ecology Letters**, [S.l.], v. 8, n. 5, p. 468-479, May 2005.

LAMA, D. **Uma ética para o novo milênio.** Sua santidade, o Dalai Lama. 7^a ed. Rio de Janeiro: Sextante, 2000. 166 p.

LANCTOT, R.B.; ALDABE, J.; ALMEIDA, J.B.; BLANCO, D.; ISACCH, J.P.; JORGENSEN, J.; NORLAND, S.; ROCCA, P.; STRUM, K.M. **Conservation Plan for the Buff-breasted Sandpiper (*Tryngites subruficollis*).** Version 1.1. U. S. Fish and Wildlife Service, Anchorage, Alaska, and Manomet Center for Conservation Sciences, Massachusetts: Manomet, 2010, 119p.

LEOPOLD, A. **A sand county almanac.** And sketches here and there. [1st ed.]. London: Oxford University Press, 1949. 191 p.

LI, X.; LU, H. **Payment for environmental services: an approach to sustainable watershed management**. Yunnan: Regional Development Research Center, Yunnan University, 2006. Disponível em: < <http://lib.icimod.org/record/8501/files/8501.pdf> >. Acesso em: 12 set. 2016.

LIMA, A. Instrumentos para a conservação da diversidade biológica: o zoneamento ecológico-econômico, as unidades de conservação, o Código Florestal e o sistema de recursos hídricos. In: BENSUSAN, N. (org.). **Seria melhor mandar ladrilhar?** Biodiversidade: como, para que e por quê. 2ª ed. São Paulo: Peirópolis, Brasília: Editora Universidade de Brasília, 2008. p. 63-80.

LINDERMANS, R. L. The trophic-dynamic aspect of ecology. **Ecology**, [S.l.], v. 23, n. 4, p. 399-417, Oct. 1942.

LIIRA, J.; JÜRJENDAL, I.; PAAL, J. Do forest plants conform to the theory of island biogeography: the case study of bog islands. **Biodiversity and Conservation**, [S.l.], v. 23, p. 1019-1039, Apr. 2014.

LORENZ, K. **Os Fundamentos da Etologia**. 1ª ed. São Paulo: Editora da UNESP, 1995. 466p.

LUHMANN, N. **Ecological communication**. [1st ed.]. Cambridge: Polity Press, 1989. 187 p.

MACE, G. M.; NORRIS, K.; FITTER, A. H. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. **Trends in Ecology and Evolution**, [S.l.], v. 27, n. 1, p. 19-26, Jan. 2012.

MACHADO, L. A. O Cadastro Ambiental Rural e as Cotas de Reserva Ambiental no Novo Código Florestal: uma análise de aspectos legais essenciais para a sua implementação. In: SILVA, A. P. M.; MARQUES, H. R.; SAMBUICHI, R. H. R. (Org.). **Mudanças no Código Florestal Brasileiro**. Desafios para a Implementação da Nova Lei. Rio de Janeiro: IPEA, 2016. cap. 2, p. 45-77.

MACHADO, P. A. L. **Direito Ambiental Brasileiro**. 18º ed. São Paulo: Malheiros Editores LTDA, 2010. 1177p.

MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G.; PAGLIA, A. P. (Ed.). **Livro vermelho da fauna brasileiras ameaçada de extinção**. 1ª ed. Brasília: MMA, Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, v. I, 2008. 511 p.

MACARTHUR, R., WILSON, E.O. **The theory of island biogeography**. [1st ed.]. Princeton: Princeton University Press, 1967. 203 p.

MALTCHIK, L. Ecologia de rios intermitentes tropicais. In: POMPEO, M. L. M. (ed.). **Perspectivas da limnologia no Brasil**. [1ª ed.]. São Luís: Gráfica e editora União. 1999. cap. 5, p. 77-89.

MANKIW, N. G. **Princípios de Microeconomia**. 3ª ed. São Paulo: Pioneira, Tomson Learning, 2005. 506p.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. *Nature*, [S.l.], v. 405, p. 243-253, May 2000.

MARSH, G. P. **Man and nature:** or, physical geography as modified by human action. [1st ed.]. New York: Charles Scribner, 1864. 560 p.

MARX, K. **Capital.** A critique of political economy. Volume I: The Process of Production of Capital. 1st ed. 1887. Disponível em: <<https://www.marxists.org/archive/marx/works/download/pdf/Capital-Volume-I.pdf>>. Acesso em: 12 dez. 2016.

MEDEIROS, R.; GARAY, I. Singularidades do Sistema de Áreas Protegidas para a Conservação e Uso da Biodiversidade Brasileira. In: BECKER, B. K.; GARAY, I. (Ed.). **Dimensões Humanas da Biodiversidade:** o desafio de novas relações sociedade-natureza no século XXI. Petrópolis: Editora Vozes, 2006. cap. 7, p. 159-18.

MEDEIROS, R.; YOUNG, C. E. F. **Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional.** Relatório final. Brasília: UNEP-WCMC, 2011. 120 p.

MÉRAL, P.; PESCHE, D. (Coord.). **Les services Écosystémiques.** Repenser les Relations Nature et Société. [1st ed.]. Paris: Éditions Quae, 2016. 300 p.

METZGER; J. P.; BERNACCI, L. C.; GOLDENBERG, R. Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments of diferente widths (SE Brazil). *Plant Ecology*, Belgium, v. 133, p. 135-152, May, 1997.

MIDGLEY, G. F. Biodiversity and ecosystem function. *Science*, [S.l.], v. 335, n. 6065, p. 174-175, Jan. 2012.

MIGUEL, S. **PSA ainda traz poucos resultados práticos à conservação em São Paulo.** São Paulo: Instituto de Estudos Avançados da Universidade de São Paulo, 2016. Disponível em: <<http://www.iea.usp.br/noticias/experiencias-de-servicos-ambientais-no-brasil>>. Acesso em: 21 fev. 2017.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being.** Synthesis. A Report of the Millennium Ecosystem Assessment. Washington: Island Press, 2005. 155p.

MINAS GERAIS (Estado). Lei n° 2.100, de 21 de dezembro de 2005. Cria o Projeto Conservador das Águas, autoriza o executivo a prestar apoio financeiro aos proprietários rurais e dá outras providências. Prefeitura Municipal de Extrema, MG, 21 dez. 2005. Disponível em: <http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/Lei-2100-05_Extrema-MG.pdf>. Acesso em: 23 nov. 2016.

MINAS GERAIS (Estado). Lei n° 3.545, de 12 de abril de 2006. Estabelece política e normas para o ECOCRÉDITO no Município de Montes Claros, e dá outras providências. Prefeitura Municipal de Montes Claros, MG, 12 abr. 2006. Disponível em: <http://www.montesclaros.mg.gov.br/publica_legais/leis_pdf/leis_2006/abr-06/lei_3545_06.pdf>. Acesso em: 23 nov. 2016.

MINAS GERAIS (Estado). Lei nº 3.696, de 05 de março de 2007. Altera a redação dos §§ 1º e 2º do art. 2º e acrescenta-se o parágrafo único ao art. 4º, à Lei nº 3.545, de 12 de abril de 2006, e dá outras providências. Prefeitura Municipal de Montes Claros, MG, 05 mar. 2007. Disponível em: <http://www.montesclaros.mg.gov.br/publica_legais/leis_pdf/leis-2007/mar-07/lei_3696_07.pdf>. Acesso em: 23 nov. 2016.

MINAS GERAIS (Estado). Lei nº 2.482, de 13 de fevereiro de 2009. Institui o Fundo Municipal para Pagamentos por Serviços Ambientais e dá outras providências. Prefeitura Municipal de Extrema, MG, 13 fev. 2009. Disponível em: <<http://www.extrema.mg.gov.br/conservadordasaguas/lei-n-2482-fmmpsa.pdf>>. Acesso em: 23 nov. 2016.

MINAS GERAIS (Estado). Decreto nº 2.409, de 29 de dezembro de 2010. 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. Prefeitura Municipal de Extrema, MG, 29 dez. 2010. Disponível em: <<http://extrema.mg.gov.br/conservadordasaguas/Decreto-2409.pdf>>. Acesso em: 23 nov. 2016.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília: MMA/SBF, 2002. 404 p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Cadastro Ambiental Rural - CAR**. Boletim Informativo. Brasília: MMA/SFB, 2017. 38 p. Disponível em: <<http://www.florestal.gov.br/documentos/car/boletim-do-car/2603-boletim-informativo-car-fevereiro-de-2017/file>>. Acesso em: 31 mar. 2017.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Cadastro Nacional de Unidades de Conservação - CNUC**. 2017. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs>>. Acesso em: 20 jan. 2017.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Convenção sobre a Diversidade Biológica, CDB**, Brasília: MMA. 2000. 32 p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_dpg/_arquivos/cdbport.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2016.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Consulta por UC's**. 2017. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/consulta-por-uc>>. Acesso em: 21 fev. 2017.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014. Reconhece como espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da "Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção" - Lista, conforme Anexo I da presente Portaria, em observância aos arts. 6º e 7º, da Portaria nº 43, de 31 de janeiro de 2014. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 17 dez. 2014. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/avaliacao-do-risco/PORTARIA_N%C2%BA_444_DE_17_DE_DEZEMBRO_DE_2014.pdf>. Acesso em: 10 mar. 2017.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Sítios Ramsar**. Sítios Ramsar do Brasil. 2017. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/instrumentos-de-gestao/s%C3%ADtios-ramsar>> . Acesso em: 20 jan. 2017.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Quarto Relatório Nacional para a Convenção Sobre a Diversidade Biológica**. Brasília: MMA, 2011. 248p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf2008_dcbio/_arquivos/quarto_relatorio_147.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2016

MOONEY, H. A.; EHRLICH, P. R. Ecosystem services: a fragmente history. In: DAILY, G. C. **Natures's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems**. [1st ed.]. Washington: Island Press, 1997. cap. 2, p. 11-19.

MONTEIRO, R. A. A. **Pagamentos por Serviços Ambientais: análise do produtor de água no Pipiripau**. 2013. 109 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Ciências Ambientais)-Instituto de Geociências, Ciências Ambientais, Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

MOTTA, R. S. da. **Manual para Valoração Econômica de Recursos Ambientais**. Rio de Janeiro: CEMA/IPEA, 1997. 254 p.

MUANIS, M. M.; SERRÃO, M.; GELUDA, L. **Quanto custa uma UC federal? uma visão estratégica para o financiamento do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC)**. Rio de Janeiro: FUNBIO, 2009. 51 p.

MUELLER, C. C. **Os economistas e as relações entre o sistema econômico e o meio ambiente**. 1^o reimpressão. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 2012. 562p.

MURPHY, D. D.; WILCOX, B. A. On island biogeography and conservation. **Oikos**, [S.l.], v. 47, n. 3, p. 385-387, Nov. 1986.

NAEEM, S. Species redudancy and ecosystem reliability. **Conservation Biology**, [S.l.], v. 12, n. 1, p. 39-45, Feb. 1998

NAEEM, S.; INGRAM, J. C.; VARGA, A.; AGARDY, T.; BARTEN, P.; BENNETT, G.; BLOOMGARDEN, E.; BREMER, L. L.; BURKILL, P.; CATTAN, M.; CHING, C.; COLBY, M.; COOK, D. C.; COSTANZA, R.; DeCLERCK, F.; FREUND, C.; GARTNER, T.; GOLDMAN-BENNER, R.; GUNDERSON, J.; JARRET, D. Get the science right when paying for nature's services. Few projects adequately address design and evaluation. **Science**, [S.l.], v. 347, n. 6227, p. 1206-1207, Mar. 2015.

NELSON, E.; MENDOZA, G.; REGETZ, J.; POLASKY, S.; TALLIS, H.; CAMERON, D.; CHAN, K. M. A.; DAILY, G. C.; GOLDSTEIN, J.; KAREIVA, P. M.; LONSDORF, E.; NAIDOO, R.; RICKETTS, T. H.; SHAW, M. R. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [S.l.], v. 7, n. 1, p. 4-11, Feb. 2009.

NOGUEIRA, J. M.; MEDEIROS, M. A. A. Quanto vale aquilo que não tem valor? Valor de existência, economia e meio ambiente. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 16, n. 3, p. 59-83, set./dez. 1999.

NOGUEIRA, J. M.; MEDEIROS, A. A. A.; ARRUDA, F. S. T. Valoração Econômica do Meio Ambiente: Ciência ou Empiricismo? **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 17, n. 2, p. 81-115, maio/ago. 2000.

NOGUEIRA, J. M.; SIQUEIRA, C. F. A. O novo Código Florestal e a reserva legal: do preservacionismo desumano ao conservacionismo politicamente correto. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE ECONOMIA E SOCIOLOGIA RURAL, 2004, Cuiabá. **Anais do...** Cuiabá: SOBER, 2004. Disponível em: < <http://sober.org.br/palestra/12/08O387.pdf>>. Acesso em: 15 fev. 2017.

NOGUEIRA, J. M.; RODRIGUES, A. A. **Manual de valoração econômica das Florestas Nacionais**. Brasília: FUNTEC, 2007. 46 p.

NOGUEIRA, J. M. **Mercado ou Governo?** O dilema dos esquemas de pagamentos por serviços ambientais no Brasil. Relatório de Inteligência. Brasília: Instituto CNA, 2013. 29 p.

NOLBY, L. E.; ZIMMER, K. D.; HANSON, M. A.; HERWIG, B. R. Is the island biogeography model a poor predictor of biodiversity patterns in shallow lakes? **Freshwater Biology**, [S.l.], v. 60, n. 5, p. 870-880, May 2015.

NORGAARD, R. B. The case for methodological pluralism. **Ecological Economics**, [S.l.], v. 1, n. 1, p. 37-57, Feb. 1989.

NOVAIS, S. M. A.; NUNES, C. A.; SANTOS, N. B.; D'AMICO, A. R.; FERNANDES, G. W.; QUESADA, M.; BRAGA, R. F.; NEVES, A. C. O. Effects of a Possible Pollinator Crisis on Food Crop Production in Brazil. **PLoS One**, [S.l.], Nov. 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0167292>>. Acesso em: 15 mar. 2017.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT. **How's Life? 2015: Measuring Well-being**. Paris: OECD Publishing, 2015. 267 p. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1787/9789264121164-en>>. Acesso em: 12 fev. 2017.

ODUM, H. T. **Fundamentals of Ecology**. Philadelphia: W. B. Saunders Company, 1953. 383 p.

ODUM, H.T. **Environment, Power and Society**. [1st ed.]. New York: John Wiley, 1971. 331 p.

ODUM, H. T. **Ecologia**. 1^a ed. Rio de Janeiro: Discos CBS, 1985. 434 p.

OERTLI, B.; JOYE, D. A.; CASTELLA, E.; JUGE, R.; CAMBIN, D.; LACHAVANNE, J-B. Does size matter? the relationship between pond area and biodiversity. **Biological Conservation**, [S.l.], v. 104, n. 1, p. 59-70, Mar. 2002.

OLSON, M.; BAILEY, M. J. Positive time preference. **Journal of Political Economy**, Chicago, v. 89, n. 1, p. 1-25, Feb. 1981.

OSBORN, F. **Our plundered planet**. [1st ed.]. Boston: Little, Brown and Company, 1948. 217 p.

OSTROM, E. **Governing the commons**. The evolution of institutions for collective action. Canto Classic ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2015. 280 p.

OSTROM, E. BURGER, J.; FIELD, C. B.; NORGAARD, R. B.; POLICANSKY, D. Revisiting the Commons: local lessons, global challenges. **Science**, [S.l.], v. 284, n. 5412, p. 278 - 282, Apr. 1999.

PAGIOLA, S. **Assessing the efficiency of payments for environmental services programs: a framework for analysis**. PES Learning Paper, n. 2005-1. Washington: World Bank, 2005. xp.

PAGIOLA, S.; PLATAIS, G. **Payments for environmental services**. Environmental Strategy Notes, Washington: World Bank, n. 3, May 2002.

PAGIOLA, S.; VON GLEHN, H. C.; TAFFARELLO, D. (Org.). **Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2012. 336 p.

PANAYOTOU, T.; ASHTON, P. S. **Not by timber alone**: economics and ecology for sustaining tropical forests. [1st ed.]. Washington: Island Press, 1992. 282 p.

PAPAVERO, N. (org.). **Fundamentos práticos de taxonomia zoológica**: coleções, bibliografia, nomenclatura. 2^a ed. São Paulo: Editora da Universidade Estadual Paulista, 1994. 285 p.

PARTIKA, C. E. **Código Florestal** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <caroltsbernardo@gmail.com> em 24 mar. 2017.

PEARCE, D. **Economic values and the natural world**. 1st ed. London: Earthscan Publications, 1993. 129 p.

PEARCE, D.; ATKINSON, G.; MOURATO, S. **Cost-Benefit Analysis and the Environment**. Recent Developments. Paris: OECD Publishing, 2006. 318 p.

PEREIRA, P. H.; CORTEZ, B. A.; OMURA, P. A. C.; ARANTES, L. G. C. **Projeto conservador das águas**. Minas Gerais: Prefeitura Municipal de Extrema, 2016. 37 p. Disponível em: < <http://www.extrema.mg.gov.br/conservadordasaguas/Projeto-Conservador-das-aguas-versao-fevereiro-de-2016.pdf>>. Acesso em: 22 dez. 2016.

PERMAN, R.; MA, Y.; MCGILVRAY, J.; COMMON, M. Pollution control: instruments. In: _____. **Natural Resource and Environmental Economics**. 3th ed. Harlow: Pearson Education Limited, 2003. cap. 7, p. 202-246.

PECCATIELLO, A. F. O. Políticas públicas ambientais no Brasil: da administração dos recursos naturais (1930) à criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (2000). **Revista do Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento**, Curitiba, n. 24, p. 71-82, jul./dez. 2011.

PETERSON, M. J.; HALL, D. M.; FELDPAUSCH-PARKER, A. M.; PETERSON, T. R. Obscuring ecosystem function with application of the ecosystem services concept. **Conservation Biology**, [S.l.], v. 24, n. 1, p. 113-119, Feb. 2010.

PICOLI, R. L. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação: Gastos efetivos e gastos necessários para garantir a conservação dos benefícios sociais da biodiversidade brasileira**. 2011. 134 f. Dissertação (Mestrado em Gestão Econômica do Meio Ambiente)-Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade, Universidade de Brasília, Brasília, 2011.

PIGOU, A. C. **The Economics of Welfare**. 1st ed. London: Macmillan and Co., 1920. 877 p.

PILLARISSETTI, J. R.; VAN DEN BERGH, J. C. J. M. Sustainable nations: what do aggregate indexes tell us? **Environment, Development and Sustainability**, [S.l.], v. 12, n.1, p. 49-62, Feb. 2010.

PORRAS, I; NEVES, N. **Brazil-PCJ Consortium**. Markets for Watershed Services - Country Profile, IIED, 2006. Disponível em: <http://www.watershedmarkets.org/documents/Brazil_CPCJ_E.pdf>. Acesso em 21 fev. 2017.

PRATES, A. P.; BLANC, D. (Org.). **Áreas aquáticas protegidas como instrumento de gestão pesqueira**. Brasília: MMA/SBF, 2007. 272 p.

PRESSEY, R. L.; HUMPHRIES, C. J.; MARGULES, C. R.; VANE-WRIGHT, R. I.; WILLIAMS, P. H. Beyond Opportunism: Key Principles for systematic reserve selection. **Trends in Ecology and Evolution**, [S.l.], v. 8, n. 4, p. 124-128, Apr. 1993.

PRIGONINE, I. **O fim das certezas**. Tempo, caos e as leis da natureza. [1^a ed.]. São Paulo: Editora UNESP, 1996. 199 p.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. [1^a ed.]. Londrina: Editora Planta, 2001. 328 p.

PRO-PSA. **Programa de Pagamentos por Serviços Ambientais**. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Guandu, 2015. 33 p. Disponível em: <<http://comiteguandu.org.br/downloads/edital-04-2015-programa-pro-psa-guandu.pdf>>. Acesso em: 15 fev. 2017.

PRINZING, A.; REIFFERS, R.; BRAAKHEKKE, W. G.; HENNEKENS, S. M.; TACKENBERG, O.; OZINGA, W. A.; SCHAMINÉE, J. H.; VAN GROENENDAEL, J. M. Less lineages-more trait variation: phylogenetically clustered plant communities areas functionally more diverse. **Ecological Letters**, [S.l.], v. 11, n. 8, p. 809-819, Aug. 2008.

PULNER, R. C. L. **Análise crítica da cientificidade da Legislação relativa a manguezais**. Curitiba: Imprensa Oficial, 2007. 180 p.

RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. de. (org.) **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. 2^a ed. Brasília: MMA/SFB, 2005. 508p.

RIO DE JANEIRO (Estado). Resolução Comitê Guandu nº 42, de 18 de dezembro de 2009. Define a aplicação de recursos financeiros, arrecadados através da subconta do Comitê Guandu do Fundo Estadual de Recursos Hídricos - FUNDRHI, a serem aplicados no projeto Produtores de Água e Floresta. **Conselho Estadual de Recursos Hídricos**, Rio de Janeiro, RJ, 18 dez. 2009. Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/guandu/Res42.pdf>>. Acesso em: 23 dez. 2016.

RICKLEFS, R. A **Economia da Natureza**. 3ª ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 1996. 470p.

RODRIGUES, R. R.; FARAH, F. T.; LAMONATO, F. H. F.; NAVE, A. G.; GANDOLFI, S.; BARRETO, T. E. Adequação Ambiental e Agrícola: cumprimento da Lei de Proteção da Vegetação Nativa dentro do conceito de paisagens multifuncionais, In: SILVA, A. P. M.; MARQUES, H. R.; SAMBUICHI, R. H. R. (Org.). **Mudanças no Código Florestal Brasileiro**. Desafios para a Implementação da Nova Lei. Rio de Janeiro: IPEA, 2016. cap. 6, p. 159-184

ROSENBERG, R. **Mecanismos Voluntários de Pagamentos por Serviços Ambientais: Por que não ocorrem no Brasil?** Um estudo focado em empresas de geração hidrelétrica e de abastecimento público de água. 2012. 126 f. Dissertação (Mestrado em Economia)-Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade, Departamento de Economia, Universidade de Brasília, Brasília, 2012.

ROSENZWEIG, M. L. **Species diversity in space and time**. [1st ed.]. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 436p.

SACHS, J.D.; REID, W. V. Investments toward sustainable development. **Science**, [S.l.], v. 312, n. 5776, p. 1002, May 2006.

SALZMAN, J. Creating markets for ecosystem services: Notes From the Field. **New York University Law Review**, New York, v. 80, p. 870-961, 2005.

SANTA CATARINA (Estado). Decreto nº 6.121, de 16 de maio de 2011. Regulamenta a Lei nº 3.026, de 26 de novembro de 2009, que versa sobre a criação do projeto produtor de água, autoriza a empresa municipal de água e saneamento - EMASA a prestar apoio financeiro aos proprietários rurais e da outras providências. **Lex: Sistema de Leis Municipais**, Balneário Camboriú, SC, 16 maio 2011. Disponível em: <<https://leismunicipais.com.br/a/sc/b/balneario-camboriu/decreto/2011/612/6121/decreto-n-6121-2011-regulamenta-a-lei-n-3026-de-26-de-novembro-de-2009-que-versa-sobre-a-criacao-do-projeto-produtor-de-agua-autoriza-a-empresa-municipal-de-agua-e-saneamento-emas-a-prestar-apoio-financeiro-aos-proprietarios-rurais-e-da-outras-providencias>>. Acesso em: 21 jan. 2016.

SANTOS, P.; BRITO, B.; MASCHIETTO, F.; OSÓRIO, G.; MONZONI, M. (Org.). **Marco regulatório sobre pagamento por serviços ambientais no Brasil**. Belém: IMAZON, FGV, 2012. 76p.

SEARS, P. B. The Processes of environmental change by man. In: THOMAS, W. L. (ed.). **Man's Role in Changing the Face of the Earth**. [1st ed.]. Chicago: University of Chicago Press, 1955. p. 471-484.

SCHERR, S.; WHITE, A.; KHARE, A. Tropical forests provide the planet with many valuable services. Are beneficiaries prepared to pay for them? **ITTO Tropical Forest Update**, Washington, v. 14, n. 2, p. 11-14, 2004.

SCHOLAR-GOOGLE. **Artigos citados por**. Disponível em: <https://scholar.google.com.br/scholar?q=Economic+valuation+of+the+vulnerability+of+world+agriculture+confronted+with+pollinator+decline&hl=pt-BR&as_sdt=0&as_vis=1&oi=scholart&sa=X&ved=0ahUKEwjEyPODtO7SAhXGqZAKHRcTDxUQgQMIGDAA>. Acesso em: 20 mar. 2017.

SHMELEV, S. E. **Ecological Economics**. Sustainability in Practice. London, New York: Springer Dordrecht Heidelberg, 2012. 261p.

SILVA, C. A. **Comportamento de *Calidris subruficollis* (maçarico-acanelado) durante a temporada não-reprodutiva nos campos do Sul do Brasil**. 2014, 26 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Ciências Biológicas)-Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, 2014.

SILVA, M. S. S. **Subsídio da Borracha e sua Relação com os Moradores da RESEX Chico Mendes: uma Análise das Contribuições Sócioeconômicas e Ambientais**. 2013, 125 f. Dissertação (Mestrado em Gestão de Áreas Protegidas na Amazônia)-Instituto Nacional de Pesquisas na Amazônia, Manaus, 2013.

SIMBERLOFF, D. S.; ABELE, L. G. Island Biogeography Theory and Conservation Practice. **Science**, [S.l.], v. 191, n. 4224, p. 285-286, Jan. 1976.

SCOPUS. **Elsevier**. Disponível em: <<https://www-scopus-com.ez54.periodicos.capes.gov.br/home.uri>> Acesso em: 09 dez 2016.

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, [S.l.], v. 344, n. 6182, p. 363-364, Apr. 2014

SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA; ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS. **Retrocessos da nova lei florestal**: uma carta aberta da SBPC e da ABC para apoiar a análise do STF sobre as ADINs. 2015. Disponível em: <<https://drive.google.com/file/d/0B-h7ieF7jdYXdkJmNENiS0t0M00/view>>. Acesso em: 01 abr. 2017.

SOCIEDADE DE PESQUISA EM VIDA SELVAGEM E EDUCAÇÃO AMBIENTAL. **Relatório Anual de 2015**. 2016. 35 p. Disponível em: <http://www.spvs.org.br/wp-content/uploads/downloads/2016/12/Relatorio2015FINAL_web-1.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2017.

SOLOW, R.M. A contribution to the theory of economic growth. **Quarterly Journal of Economics**, Oxford, v. 70, n. 1, p. 65-94, Feb. 1956.

SOLOW, R.M. Is the end of the World at hand? **Challenge**, [S.l.], v. 16, n.1, p. 39-50, Mar./Apr. 1973.

SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica - Período de 2012 a 2013**. Relatório Técnico. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, INPE, 2014. 61p.

SOUZA, T. V. S. B. **Recreation Classification, Tourism Demand and Economic Impact Analyses of the Federal Protected Areas of Brazil**. 2016, 201 f. Dissertation (Degree of Doctor)-Graduate School of the University of Florida, Florida, 2016.

SPAROVECK, G.; BARRETO, A.; KLUG, I.; PAPP, L.; LINO, J. A revisão do Código Florestal brasileiro. **Novos Estudos**, [S.l.], v. 89, p. 111-135, mar. 2011.

STERNER, T.; CORIA, J. **Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management**. 2nd ed. New York: RFF Press, 2012. 638 p.

STOKER, G. Governance as theory: five propositions. **International Social Science Journal**, [S.l.], v. 50, n. 155, p. 17-28, Mar. 1998.

STRECKER, A. L.; OLDEN, J. D.; WHITTIER, J. B.; PAUKERT, C. P. Defining conservation priorities for freshwater fishes according to taxonomic, functional and phylogenetic diversity. **Ecological Applications**, [S.l.], v. 21, n. 8, p. 3002-3013, Dec. 2011.

STUDY OF CRITICAL ENVIRONMENTAL PROBLEMS. **Man's Impact On The Global Environment**. Assessment recommendation for action. [1st ed.]. Massachusetts: MIT Press, 1970. 319 p.

SWIFT, M. J.; IZAC, A. M. N.; VAN NOORDWIJK, M. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes - are we asking the right questions? **Agriculture, Ecosystem & Environment**, [S.l.], v. 104, n. 1, p. 113-134, Sep. 2004.

TANSLEY, A.G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. **Ecology**, [S.l.], v. 16, n. 3, p. 284-307, Jul. 1935.

THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY. **The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations**. London, Washington: P. Kumar, Earthscan, 2010. 422 p.

THE NATURE CONSERVANCY. **ICMS Ecológico**. A experiência de Apucarana com o projeto Oásis. 2011. Disponível em:
<http://www.icmsecologico.org.br/site/index.php?option=com_content&view=article&id=105:a-experiencia-de-apucarana-com-o-projeto-oasis&catid=53:casos-de-sucesso&Itemid=78>. Acesso em: 20 fev. 2017.

THE NATURE CONSERVANCY. **Produtor de Água no PCJ - Pagamento por Serviços Ambientais, lições aprendidas e próximos passos**. São Paulo: The Nature Conservancy, 2015. 41 p.

TINBERGEN, J. **On the Theory of Economic Policy**. 5th printing. Amsterdam: North-Holland Publishing Company, 1970. 78 p.

TISDEL, C. A. Markets and Government Intervention in Environmental Conservation. In: _____, **Economics of Environmental Conservation**. 2nd ed. Massachusetts: Edward Elgar Publishing, Inc., 2005. cap. 3, p. 52-83.

TITO, M. R.; ORTIZ, R. A. **Projeto Apoio aos Diálogos Setoriais EU-Brasil**. Pagamentos por serviços ambientais: desafios para estimular a demanda. Brasília: MMA, 2013. 52 p.

TURNER, R. K.; VAN DEN BERGH, J. C. J. M.; SÖDERQVIST, T.; BARENDREGT, A.; STRAATEN, J. V. D.; MALTBY, E.; IERLAND, E. C. V. Ecological-Economic Analysis of Wetlands: scientific integration for management and policy. **Ecological Economics**, [S.l.], v. 35, n. 1, p. 7-23, Oct. 2000.

UNITED NATIONS FOR ENVIRONMENT PROTECTION. **Protected Area Country Profile for Brazil from the World Database of Protected Areas**, Mar. 2017. Disponível em: <<http://www.protectedplanet.net>>. Acesso em: 07 mar. 2017.

UNITED NATION EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION. **Ecological Sciences for Sustainable Development**, 2015. Disponível em: <<http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/biosphere-reserves/latin-america-and-the-caribbean/>>. Acesso em 20 jan. 2016.

URA, K.; ALKIRE, S.; ZANGNO, T. **GNH and GNH Index**. The Centre for Bhutan Studies, 2010. 65 p. Disponível em: <<http://www.ophi.org.uk/wp-content/uploads/Ura-et-al-Bhutan-Happiness-Chapter.pdf>>. Acesso em: 12 jan. 2016.

VALE, R. S. T. **Hidrelétricas**. Unidades de Coservação no Brasil. Brasília: ISA, 2010. Disponível em: <<https://uc.socioambiental.org/press%C3%B5es/hidrel%C3%A9tricas>>. Acesso em: 12 mar 2017.

VALERI, S. V.; SENÔ, M. A. A. F. **A importância dos corredores ecológicos para a fauna e a sustentabilidade de remanescentes florestais**. Teses independentes, UNESP, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, São Paulo, 2004. 10 p. Disponível em: <<http://www.saoluis.br/revistajuridica/arquivos/005.pdf>>. Acesso em: 31 mar. 2017.

VAN DEN BERGH, J. C. J. M. The GDP Paradox. **Journal of Economic Psychology**, [S.l.], v. 30, n. 2, p. 117-135, Apr. 2009.

VOGT, W. **The road to survival**. [1st ed.]. New York: W. Sloane Associates, 1948. 335 p.

WESTMAN, W. How much are nature's services worth? **Science**, [S.l.], v. 197, n. 4307, p. 960-964, Sep. 1977.

WORLD BANK. **Five Years after Rio: Innovations in Environmental Policy**. Environmentally Sustainable Development Studies and Monograph Series n° 18. Washington: World Bank, 1997. 64 p.

WORLD WILD FUND -BRASIL. **Procedimentos de Valoração Econômica para Regulamentação do SNUC Artigos 47 e 48**. Brasília: WWF-Brasil, 2012. 106p.

WORLD WILD FUND-BRASIL; INSTITUTO CHICO MENDES DA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Efetividade de gestão das unidades de conservação federais do Brasil: resultados de 2010**. Brasília: WWF-Brasil, 2012. 43p.

WUNDER, S. **Payments for environmental services: some nuts and bolts**. CIFOR, Ocasional Paper, n. 42, 2005. 25p.

WUNDER, S.; ENGEL, S.; PAGIOLA, S. Taking stock: a comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. **Ecological Economics**, [S.l.], v. 65, n. 4, p. 834-852, May 2008.

WÜNSCHER, T.; ENGEL, S.; WUNDER, S. Spatial targeting of payments for environmental services: a tool for boosting conservation benefits. **Ecological Economics**, [S.l.], v. 65, n. 4, p. 822-833, May 2008.

YACHI, S.; LOREAU, M. Biodiversity and Ecosystem productivity in a fluctuating Environment: The Insurance Hypothesis. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [S.l.], v. 96, n. 4, p. 1463-1468, Feb. 1999.

ZERBE Jr., R. O. The failure of market failure. In: _____. **Economic Efficiency in Law and Economics**. Cheltenham, Northampton: Edward Elgar, 2001. cap. 7, p. 164-187.

APÊNDICE A - Tabelas e Quadros referentes ao Capítulo 3

Tabela A.1 - Resumo dos programas de PSA brasileiros.

Programa	Ano de início	Bioma	Serviços Ambientais		Quem compra?	Quem vende?	Quem mais se beneficia?
			Objetivo (principal) do pagamento	Pagamento por			
Programas financiados pelos usuários							
Oásis - SP	2006	Mata Aatlântica	Proteger mananciais da região metropolitana de São Paulo. Armazenamento e qualidade de água, controle da erosão .	Conservação	Fundação Boticário	Proprietários de terra locais	População residente na área urbana de SP e que são abastecidas pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP).
Produtos de água na Bacia Hidrográfica Piracicaba/Capivari/Jundiá (PCJ) - SP	2008	Mata Aatlântica	Priorizar os serviços ambientais relacionados aos recursos hídricos.	Conservação do solo e floresta e reflorestamento	The Nature Conservancy (TNC) via recursos oriundos da cobrança pelo uso da água, gerenciados pela Caixa Econômica Federal (CEF) e executados pela Agência de Água PCJ	Proprietários de terra locais	Usuários local de água, população próxima das áreas verdes, população à jusante das propriedades.
Programa Carbono Seguro - SP	2009	Mata Aatlântica	Fixação de Carbono	Preservação	Grupo Caixa Seguros e The Green Initiative (TGI)	Proprietários de terra locais	Comunidade e proprietários locais
Corredor Ecológico Pau Brasil - Monte Pascoal - BA	2005	Mata Atlântica	Sequestro de Carbono e mitigação do clima na bacia do Rio de Caraíva	Restauração florestal	Kraft Foods, Coelba-NeoEnergia e Natura	Proprietários de terra locais	População do estado da BA e dos estados vizinhos.
RDS Juma - AM	2008	Amazônia	Sequestro de Carbono	Produtos florestais não madeireiros e agroflorestais sustentáveis.	Marriot International	Proprietários de terra locais	Comunidade próxima à Floresta; Região Norte e há vazamento para outras regiões e países vizinhos.
Programas financiados pelo governo ou mistos							
Conservador das Águas-Extrema - MG	2005	Mata Aatlântica	Melhorias na qualidade e quantidade de água do Município de Extrema	Reflorestamento	Município de Extrema - MG	Proprietários de terra locais	Usuários local de água, população próxima das áreas verdes, população à jusante das propriedades
Ecocrédito - MG	2006	Cerrado	Promover a conservação da biodiversidade.	Reflorestamento	Município de Montes Claros	Proprietários de terra locais	População próxima das propriedades
Oásis - PR	2009	Mata Aatlântica	Aumento da quantidade e qualidade da água dos rios que correm no município	Conservação	Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR)	Proprietários de terra locais	Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) e população atendida pela companhia.
Produtores de Água e Floresta - RJ	2009	Mata Aatlântica	Melhoria da qualidade e quantidade de água produzida nas áreas rurais	Conservação de floresta ou Reflorestamento	Agência da Bacia do Rio Paraíba do Sul (AGEVAP) - vai para Fundo	Proprietários de terra locais	População do município de Rio Claro, RJ
Produto de Água do Rio Camboriú - SC	2009	Mata Aatlântica	Promoção da qualidade, quantidade e regulação do fluxo de água na bacia hidrográfica do rio Camboriú.	Conservação e Restauração	Empresa Municipal de Água e Saneamento do Balneário Camboriú (EMASA)	Proprietários de terra locais	Empresa de abastecimento de água; usuários local de água, população próxima das áreas verdes, população à jusante das propriedades
Programa Manancial Vivo - MT	2010	Cerrado	Conservação e melhoria da qualidade e disponibilidade hídrica;	Conservação do solo e floresta e Reflorestamento	Concessionárias de serviços públicos (água e energia) recursos provenientes de convênios, contratos e compensações e multas ambientais, via Fundo Municipal do Meio Ambiente - FMMA.	Proprietários de terra locais	Empresas de abastecimento de água e de energia; usuários local de água, população próxima das áreas verdes, população à jusante das propriedades
Projeto Florestas para a Vida - ES	2009	Mata Aatlântica	Conservação e recuperação dos serviços prestados pela natureza, denominados serviços ambientais de suporte, provisão e regulação das funções hídricas, ambientais e/ou ecossistêmicas.	Conservação e Restauração florestal	Banco de Desenvolvimento do Espírito Santo, BANDES, via Fundo Estadual de Recursos Hídricos e Florestais do Espírito Santo - FUNDÁGUA;	Proprietários de terra locais	Empresa de abastecimento de água; usuários local de água, população próxima das áreas verdes, população à jusante das propriedades

Programa	Ano de início	Bioma	Serviços Ambientais		Quem compra?	Quem vende?	Quem mais se beneficia?
			Objetivo (principal) do pagamento	Pagamento por			
Produtor de Água de Guaratinguetá - SP	2011	Mata Atlântica	Conservação e melhoria da disponibilidade hídrica	Conservação do solo e floresta e reflorestamento	Prefeitura Municipal de Guaratinguetá via Fundo Municipal do Meio Ambiente de Guaratinguetá - FMMA	Proprietários de terra locais	Usuários local de água, população próxima das áreas verdes, população à jusante das propriedades
RESEX Chico Mendes - AC 1999		Amazônia	Conservação da biodiversidade	Extração sustentável da borracha	Governo do Acre e Empresas privadas	Extrativistas de borracha	Comunidade local e população próxima da UC
Integração da Conservação da Biodiversidade e do Uso Sustentável nas Práticas de Produção de Produtos Florestais não Madeiros e Sistemas Agro-Florestais em Paisagens Florestais de Uso Múltiplo de Alto Valor de Conservação	2013	Amazônia, Caatinga e Cerrado	Conservação da Biodiversidade e seu uso sustentável	Produtos da biodiversidade (Ex. pequi, baru, caju-do-cerrado, castanha de caju, açai, andiroba, copaiba, etc)	Empresas privadas e Governo Federal.	Extrativistas de produtos florestais não madeiros e agricultores familiares florestais	Comunidade local
APA Guaraqueçaba - PR	2010	Mata Atlântica	Conservação da Biodiversidade e Sequestro de Carbono	Conservação e Restauração florestal	American Electric Power, General Motors e Chevron-Texaco e Governo do Paraná (ICMS Ecológico)	Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem (SPVS) - proprietária da RPPN e proprietários de terra próximos de mananciais.	População próxima da UC e das propriedades; empresas beneficiárias com o crédito de carbono.

Programa	Quem iniciou?	Escala Espacial		Obstáculos de implementação
		Abrangência (ha)	Tamanho atual (ha)	
Programas financiados pelos usuários				
Oásis - SP	Fundação Boticário	Municípios de São Paulo, Itapeverica da Serra, Embu, São Lourenço da Serra, Cotia e Jujutiba. Total de 82 mil ha	747,7	Estabelecer os cálculos de valoração dos serviços ambientais e a premiação dos proprietários. Disponibilidade de recursos financeiros para a continuidade e ampliação do programa de PSA
Produtos de água na Bacia Hidrográfica Piracicaba/Capivari/Jundiá (PCJ) - SP	Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA), a Secretaria da Agricultura e Abastecimento (SAA), a ONG The Nature Conservancy (TNC), a Agência Nacional de Águas (ANA), a Prefeitura de Extrema – MG, e os Comitês das Bacias Hidrográficas (CBHs) dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ)	Microbacias do PCJ. Total 18.006 ha	489	O primeiro e constante desafio do projeto foi manter a articulação institucional dada pela formação da Unidade Gestora do Projeto. Outro desafio do projeto tem sido conquistar a confiança do produtor rural e provar que esta iniciativa vem ao encontro de suas necessidades.
Programa Carbono Seguro - SP	The Green Initiative (TGI)	Microbacia do ribeirão de Macacos. Total 42.805 ha.	17	O principal problema encontrado é o estado atual da regularização fundiária no que concerne a documentação relativa à propriedade das terras, bem como os custos de averbação de RL, o que dificulta bastante o trâmite e aumenta os custos transacionais do programa. Além disso, a sensibilização dos proprietários rurais exigiu um grande esforço durante todo o processo.
Corredor Ecológico Pau Brasil Monte Pascoal - BA	Instituto Cidade, Grupo Ambiental Natureza Bela, ANAC e ASCBENC	Bacia Hidrográfica do Rio Caraíva. Total de 127.800 ha	84,2	Dificuldade de convencer proprietários de terra suficientes a realmente se inscrever no projeto; mudanças no Código Florestal desorientou proprietários rurais, pela redução das suas obrigações legais; conciliar interesses das instituições parceiras e dificuldade de investidores apostarem em projetos de carbono mais onerosos que outros existentes no mercado
RDS Juma - AM	Fundação Amazônia Sustentável	Área da RDS: 580.784 ha	N/A	N/A
Programas financiados pelo governo ou mistos				
Conservador das Águas-Extrema - MG	Município de Extrema - MG	Bacia Hidrográfica do Rio Jaguari e suas sub-bacias. Total de 421.300 ha	6.135	Continuidade de parcerias (com Ongs e empresas privadas) para o atendimento da fila de espera para ingresso de novas propriedades no projeto e aumento da cobertura e da proteção florestal das sub-bacias.
Ecocrédito - MG	Município de Montes Claros	Local - Município. Total de 347.000 ha	1.479	N/A
Oásis - PR	Secretaria de Meio Ambiente e Turismo do município de Apucarana (SEMATUR)	Bacia hidrográfica dos rios Pirapó, Tabaji e Ivaí. Total de 3.199 ha.	800	Credibilidade por parte dos proprietários de terra com relação aos pagamentos realizados pela Prefeitura.
Produtores de Água e Floresta RJ	Agência da Bacia do Rio Paraíba do Sul (AGEVAP) e Prefeitura Municipal de Rio Claro	Bacia hidrográfica do Rio Guandu. Total de 190.000 ha	5.126	Déficit na produção de sementes de espécies nativas da Mata Atlântica. Altos custos prévios, na fase de estudo e de implementação do projeto.
Produto de Água do Rio Camboriú - SC	Empresa Municipal de Água e Saneamento do Balneário Camboriú (EMASA)	Bacia hidrográfica do rio Camboriú. Total 13.100 ha.	558,55	N/A
Programa Manancial Vivo - MT	Produtores, Sindicato Rural de Campo Grande - MT e Prefeitura Municipal de Campo Grande (PMCG) por meio da Secretaria Municipal de Meio Ambiente	APA da Guariroba. Total de 36.200 ha.	2.463	N/A
Projeto Florestas para a Vida - ES	Governo do Estado do Espírito Santo, por intermédio da Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEAMA) e do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA)	Bacias dos rios Jucu e do Santa Maria da Vitória. Total de 401.000 ha.	3.772	Um dos desafios é evitar gargalos de implementação que atualmente têm limitado o desenvolvimento do projeto ProdutorES de Água) e que se referem ao número reduzido da equipe técnica para o desenvolvimento dos trabalhos de campo.

Programa	Quem iniciou?	Escala Espacial		Obstáculos de implementação
		Abrangência (ha)	Tamanho atual (ha)	
Produtor de Água de Guaratinguetá - SP	Prefeitura Municipal de Guaratinguetá via Secretaria Municipal de Agricultura e Meio Ambiente	Bacia do ribeirão Guaratinguetá. Total de 16.503 ha.	253 ha	N/A
RESEX Chico Mendes - AC	Governo Federal	1.200.000 ha de Floresta amazônica	N/A	Manutenção da atividade extrativista seringueira e impedimento da entrada da pecuária na RESEX.
Integração da Conservação da Biodiversidade e do Uso Sustentável nas Práticas de Produção de Produtos Florestais não Madeiros e Sistemas Agro-Florestais em Paisagens Florestais de Uso Múltiplo de Alto Valor de Conservação	PNUD (ONU) e GEF	Biomás Amazônia, Caatinga e Cerrado	N/A	Insuficiência do aparato legal em políticas que integrem a conservação da biodiversidade e a oferta de produtos florestais não madeiros e práticas agroflorestais, limitação de capacidades institucionais e técnicas para promover práticas de produção sustentável da biodiversidade; barreiras financeiras e de mercado que dificultam a ampliação da produção desses produtos em paisagens florestais de alto valor de conservação.
APA Guaraqueçaba - PR	Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem (SPVS)	APA Guaraqueçaba. Total de 18.700 ha.	1.588 ha	N/A

Fonte: Elaborada pela autora, com base no livro de Pagiola, Von Glehn e Taffarello (2012) e de Guedes e Seehusen (2011), em Kill (2013) e Silva (2013) e nos relatórios e informativos técnicos da Agência Nacional de Águas (2017), Pereira e coautores (2016), Empresa Municipal de Água de Balneário Camburiú (2017), Fundação Grupo Boticário (2016), Fundação Amazônia Sustentável (2010, 2016, 2017), *Global Environmental Facility* (2013), Instituto BioAtlântica (2017), Instituto Oikos (2011), Instituto Terra de Proteção Ambiental (2017), Ministério do Meio Ambiente (2017c), Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (2016), *The Nature Conservancy* (2011, 2015).

Tabela A.2 - Desenho dos programas de PSA brasileiros.

Programa	Intermediários*	Apoio de doadores externos**	Seleção do vendedor
Programas financiados pelos usuários			
Oásis - SP	Secretaria do Verde e do Meio Ambiente da prefeitura de São Paulo	Empresas privadas: Mitsubishi Corporation Foundation for the Americas (até 2010), Instituto Hedging-Griffo (a partir de 2011) e Losso, Tomasetti & Leonardo Sociedade de Advogados	Proprietários de terra com localização na área de abrangência do projeto, dentro das sub-bacias prioritárias e com áreas = ou > 2ha com características naturais.
Produtos de água na Bacia Hidrográfica Piracicaba/Capivari/Jundiá (PCJ) - SP	Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA), a Coordenadoria de Assistência Técnica Integral (CATI), a ONG The Nature Conservancy (TNC), as Prefeituras Municipais de Nazaré Paulista e de Joanópolis (SP)	Agência Nacional de Águas (ANA), o World Wild Fund (WWF), a Fundação Banco do Brasil, The Green Initiative.	Todos os proprietários rurais (pessoas físicas ou jurídicas) cujas propriedades estejam inseridas total ou parcialmente dentro dos limites das microbacias hidrográficas do Ribeirão Moinho e do Ribeirão Cancan, dentro da Bacia PCJ, com a proteção de no mínimo 15% da APP (APP conservada somada à área a restaurar pelo projeto) e a concordância com pelo menos 25% do proposto pelos técnicos no projeto, e que já participavam do Programa de Recuperação de Matas Ciliares (PRMC) e o PRograma Estadual de Microbacias Hidrográficas (Microbacias).
Programa Carbono Seguro - SP	N/A	Instituto Oikos de Agroecologia.	Propriedade estar localizada dentro da microbacia do ribeirão dos Macacos e possuir vegetação excedente à de RL (20% da área da propriedade, excluídas as APPs), que deveria também ser averbada no Cartório de Imóveis, conforme a legislação (Lei nº 4.771/1965). Além disso, a área de vegetação excedente não poderia estar averbada ou comprometida para outra finalidade.
Corredor Ecológico Pau Brasil - Monte Pascoal - BA	Instituto BioAtlântica (IBio)	The Nature Conservancy (TNC), Conservation International (CI), Instituto Cidade, Grupo Ambiental Naturezabela, Associação dos Nativos de Caraíva (ANAC), Associação Comunitária Beneficente de Nova Caraíva (ASCBENC) e Cooperativa de Reflorestadores de Mata Atlântica do Extremo Sul da Bahia – CooPlantar; Natura Cosméticos	Proprietários rurais e comunidades com propriedades localizadas na Bacia do Rio Caraíva entre o Parque Nacional do Pau Brasil e o Parque Nacional Monte Pascoal, com APPs e RLs desmatadas de antes de 1990 e que continuam sem cobertura de mata nativa.
RDS Juma - AM	Secretaria do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Governo do Estado do Amazonas (SDS/AM)	Marriot International; Instituto de Conservação e Desenvolvimento Sustentável da Amazônia (Idesam); Imazon	Todas as comunidades dentro da RDS Juma
Programas financiados pelo governo ou mistos			
Conservador das Águas-Extrema - MG	Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD) / Instituto Estadual de Florestas MG	Fundação de Apoio à Pesquisa Agrícola, Green Initiative, The Nature Conservancy (TNC), SOS Mata Atlântica e World Resources Institute (WRI); Autopista Fernão Dias, Bauduco Indústria de Alimentos, Indústria Dalka do Brasil, Laticínio Serra Dourada, Panasonic do Brasil.	Proprietários de terras com área = ou > 2 ha nas sub-bacias hidrográficas de interesse do projeto.
Ecocrédito - MG	Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SEMMA)	N/A	Proprietários de terra que tenham áreas para serem declaradas como APP ou RL de acordo com interesse do município (dentro da área de ZEE) e produtores que reflorestarem as margens das estradas vicinais, após aprovação de projeto técnico pela Secretaria Municipal de Meio de Ambiente - SEMMA, numa faixa mínima de 10 metros adentro de suas propriedades, priorizando o uso de espécies nativas do cerrado, plantas frutíferas, fitoterápicas e paisagísticas, garantindo a diversidade das espécies.
Oásis - PR	Prefeitura Municipal de Apucarana e Secretaria de Meio Ambiente e Turismo do município de Apucarana (SEMATUR)	Fundação Boticário, Agência Nacional de Águas (ANA)	Proprietários de terra com áreas = ou > 2 ha, com propriedade inserida na bacia hidrográfica de interesse, que desenvolva atividade agrícola com finalidade econômica e que tenha Área de Preservação Permanente (APP) florestada ou com projeto de recuperação elaborado; Reserva Legal (RL) averbada ou em processo de averbação; plantio direto (quando cabível); carreador com caixa de contenção; áreas de pastagem cercadas (quando houver) e curva de nível nos 50 metros da APP das nascentes para evitar erosão. Todos devem estar em dia com os cumprimentos da legislação ambiental.
Produtores de Água e Floresta - RJ	Prefeitura Municipal de Rio Claro - RJ	The Nature Conservancy (TNC) e do Instituto Terra de Preservação Ambiental (ITPA). The Nature Conservancy (TNC), Agência Nacional de Águas (ANA); comitê de Bacia do Rio Camboriú; Prefeituras Municipais do Balneário Camboriú e de Camboriú; Instituto de Desenvolvimento e Integração Ambiental (IDEIA); Instituto Federal Catarinense; Programa Bunge Natureza; Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina e Agência Reguladora de Serviços de Saneamento Básico de Santa Catarina. (Formam o Grupo Gestor)	Proprietários de terra com do total de área sem cobertura florestal em áreas prioritárias ao projeto o proprietário disponibilize no mínimo 25% para restauração
Produto de Água do Rio Camboriú - SC	Prefeitura de Camboriú	The Nature Conservancy (TNC) e do Instituto Terra de Preservação Ambiental (ITPA). The Nature Conservancy (TNC), Agência Nacional de Águas (ANA); comitê de Bacia do Rio Camboriú; Prefeituras Municipais do Balneário Camboriú e de Camboriú; Instituto de Desenvolvimento e Integração Ambiental (IDEIA); Instituto Federal Catarinense; Programa Bunge Natureza; Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina e Agência Reguladora de Serviços de Saneamento Básico de Santa Catarina. (Formam o Grupo Gestor)	Proprietários com terras em áreas que preencham os requisitos formais estabelecidos no regulamento do contrato, estejam localizadas dentro da bacia hidrográfica de interesse, dentro de áreas de importância estratégica definidas para cada sub-bacia hidrográfica e sejam caracterizadas como formação de cobertura vegetal nativa do ecossistema regional passível de restauração.

Programa	Intermediários*	Apoio de doadores externos**	Seleção do vendedor
Programa Manancial Vivo - MT	Prefeitura Municipal de Campo Grande (PMCG) por meio da Secretaria Municipal de Meio Ambiente	Agência Nacional de Águas (ANA), The Nature Conservancy (TNC)	Proprietários rurais com propriedade localizada na sub-bacia do córrego Guarairoba
Projeto Florestas para a Vida - ES	Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, SEAMA, ou com o Banco de Desenvolvimento do Espírito Santo, BANDES	Banco Mundial, Fundo Global do Meio Ambiente (GEF), Governo do Estado, por meio do IEMA, da CESAN e do Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (INCAPER)	Proprietários rurais com propriedade localizada na área de trabalho do Projeto Corredores Ecológicos, pertencer a áreas indicadas como de extrema prioridade para conservação, coincidir com pontos críticos de sedimentação e estar localizada dentro da bacia de interesse do projeto.
Produtor de Água de Guaratinguetá - SP	Secretaria Municipal de Agricultura e Meio Ambiente, SEAMA, e Coordenadoria de Assistência Técnica Integrada, CATI	Companhia de Serviço de Água, Esgoto e Resíduos de Guaratinguetá (SAEG), Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, Associação Corredor Ecológico do Vale do Paraíba, BASF e Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP), Agência Nacional de Água (ANA)	Proprietários rurais com propriedade localizada na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Guaratinguetá, que comprove posse do imóvel; que faça parte de áreas prioritárias para o incremento da conectividade entre remanescentes de vegetação nativa; áreas prioritárias para proteção ou recuperação da bacia hidrográfica; áreas com maior potencial de sequestro de carbono.
RESEX Chico Mendes - AC	Secretaria de Estado e Extensão Agroflorestal e Produção Familiar - SEAPROF	N/A	Extrativistas associados em Cooperativas registradas
Integração da Conservação da Biodiversidade e do Uso Sustentável nas Práticas de Produção de Produtos Florestais não Madeiros e Sistemas Agro-Florestais em Paisagens Florestais de Uso Múltiplo de Alto Valor de Conservação	EMBRAPA	Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas (IPEA), Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA), Ministério do Desenvolvimento Agrário (MDA), Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB), Ministério do Meio Ambiente (MMA), Instituto Chico Mendes de Biologia (ICMBio), Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Empresa de Assistência Técnica e de Extensão Rural (EMATER), Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas (SEBRAE), Institute for Society, Population and Nature (ISPN), Natura, Boticário, Carrefour, Pão de Açúcar.	Extrativistas de produtos florestais não madeiros e agricultores familiares florestais localizados em áreas com alto valor de conservação nos três biomas do projeto (Amazônia, Caatinga e Cerrado).
APA Guaraqueçaba - PR	TNC	Fundação Boticário	Proprietária das RPPNs (SPVS) e proprietários de terras com propriedade na bacia hidrográfica, próximas de mananciais e com APPs a serem restauradas.

Programa	Monitoramento	Sanções	Condicionalidade	Ligado a outras ferramentas de política?
Programas financiados pelos usuários				
Oásis - SP	Semestral, pela Fundação Boticário	Interrupção do pagamento	Alta em princípio.	Lei Municipal nº 14.933/2009; Lei Estadual nº 12.183/2005; Decreto Estadual nº 51.150/2006.
Produtos de água na Bacia Hidrográfica Piracicaba/Capivari/Jundiá (PCJ) - SP	Semestralmente pela equipe técnica do projeto e pros representantes da Câmara Técnica Rura dos Comitês PCJ.	Interrupção do pagamento	Baixa	Lei Federal nº 9.433/ 1997; Lei Estadual nº 7.663/1991.
Programa Carbono Seguro - SP	Anual para monitorar cumprimento do contrato. O monitoramento da linha de base será feito de cinco em cinco anos para acompanhar a evolução estrutural das florestas e o seu incremento de biomassa.	O pagamento é suspenso até que medidas de adequação sejam tomadas pelo proprietário e em casos nos quais tais medidas não sejam cabíveis o contrato é cancelado automaticamente.	Alta em princípio.	Lei Federal nº 4.771/ 1965; Lei Federal nº 12.651/2012
Corredor Ecológico Pau Brasil - Monte Pascoal - BA	A cada cinco anos.	N/A	Média	Lei Federal nº 4.771/ 1965; Lei Federal nº 12.651/2012
RDS Juma - AM	Periodicidade não informada. Dados físicos feitos pelo Imazon.	N/A	Média	Lei Ordinária nº 3.135/2007; Lei Complementar nº 53/2007; Decreto Estadual nº 26.581/2007.
Programas financiados pelo governo ou mistos				
Conservador das Águas-Extrema - MG	Mensal pelo Departamento de Serviços Urbanos e Meio Ambiente e semestral pelo Conselho Municipal de Desenvolvimento Ambiental	Interrupção do pagamento	Baixa.	Leis Municipais nº 2.100/2005; nº 2.482/2009. Decreto Municipal nº 2.409/2010.
Ecocrédito - MG	Semestral, via relatório enviado pelo proprietário de terra à SEMMA, sem prévio monitoramento por parte da Secretaria.	Restituir ao Município em moeda corrente, o equivalente aos valores dos incentivos fiscais recebidos, com um acréscimo de 12% de juros/ano.	Baixa.	Lei Municipal nº 3.545/2006
Oásis - PR	Semestral, pela SEMATUR.	Interrupção do pagamento	Baixa	Leis Municipais nº 058/2009 e nº 241/2009 Decretos Municipais nº 107/2009 e nº 076/2010; Instrução Técnica nº 01/2009.
Produtores de Água e Floresta - RJ	Mensalmente (vazão) e Bimestralmente (parâmetros de qualidade de água e ambientais)	Interrupção do pagamento	Média	Resolução nº 42/2009 do Comitê de Bacia; Resolução nº 43/2010 do Conselho Estadual de Recursos Hídricos.
Produto de Água do Rio Camboriú - SC	Trimestral, pela EMASA e pelo Grupo Gestor	Suspensão do pagamento e ressarcimento à EMASA os valores das parcelas recebidas caso da não observância das ações de preservação e recuperação.	Média	Lei Municipal nº 3.026/2009; Decretos Municipais nº 6.121/ 2011; nº 7.031/2013 e nº 7312/2014.

Programa	Monitoramento	Sanções	Condicionabilidade	Ligado a outras ferramentas de política?
Programa Manancial Vivo - MT	Não informado.	Suspensão do pagamento e exclusão da propriedade no rol dos beneficiários	Média	Lei Municipal nº 5.025/2011; Decreto Municipal nº 11.303/2010; Resolução da SEMADUR nº 004 a nº 008/2010.
Projeto Florestas para a Vida - ES	Não Informado.	Suspensão do pagamento do benefício; exclusão temporária ou definitiva da propriedade do rol de Baixa. beneficiários		Leis Estaduais nº 9.864/2012; nº 9.866/2012; nº 10.557/2016; e nº 10.853/2016. Decretos Estaduais nº 2.529-R/2010; nº 3.179/2012 e nº 3.182/2012.
Produtor de Água de Guaratinguetá - SP	Trimestral pela SEAMA.	Suspensão do pagamento do benefício; exclusão temporária ou definitiva da propriedade do rol de Baixa. beneficiários		Lei Municipal nº 4.252/2010; e nº 4.304/2011; Decreto Municipal nº 7.484/2011.
RESEX Chico Mendes - AC	N/A	N/A	Baixa.	Leis Estaduais nº 1.277/1999; e nº 2.308/2010; Decreto Estadual nº 99.144/1990.
Integração da Conservação da Biodiversidade e do Uso Sustentável nas Práticas de Produção de Produtos Florestais não Madeiros e Sistemas Agro-Florestais em Paisagens Florestais de Uso Múltiplo de Alto Valor de Conservação	Previsto, mas não determinado	N/A	Média	Estratégias e Plano de Ação Nacionais para a Biodiversidade e Metas Nacionais da Biodiversidade para 2020; Programas Nacionais de Conservação e Uso Sustentável dos Biomas (Cerrado, Caatinga e Amazônia); Planos de Ação para a Prevenção e Controle do Desmatamento e Queima da Amazônia Legal, dos Biomas Cerrado e Caatinga; Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável de Povos e Comunidades Tradicionais.
APA Guaraqueçaba - PR	Não informado	Não informado	Média	Decreto Federal nº 90.883/1985

*Intermediários são quem fazem a conexão entre quem compra e quem vende os serviços ambientais.

**Apoio de doadores contempla não somente apoio financeiro, mas também apoio técnico e institucional assim como doação de equipamentos técnicos.

Fonte: Elaborada pela autora, com base no livro de Pagiola, Von Glehn e Taffarello (2012) e de Guedes e Seehusen (2011), em Kill (2013) e Silva (2013) e nos relatórios e informativos técnicos da Agência Nacional de Águas (2017), Pereira e coautores (2016), Empresa Municipal de Água de Balneário Camburiú (2017), Fundação Grupo Boticário (2016), Fundação Amazônia Sustentável (2010, 2016, 2017), *Global Environmental Facility* (2013), Instituto BioAtlântica (2017), Instituto Oikos (2011), Instituto Terra de Proteção Ambiental (2017), Ministério do Meio Ambiente (2017c), Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (2016), *The Nature Conservancy* (2011, 2015). nas Leis e Decretos dispostas da tabela e na classificação de condicionabilidade apresentada no Quadro 3.9.

Tabela A.3 - Pagamentos dos programas de PSA brasileiros.

Programa	Modo de pagamento	Pagamentos		Período de pagamento	Duração do contrato
		Na concepção do projeto	Atualizados* (R\$/ha/ano)		
Programas financiados pelos usuários					
Oásis - SP	Depósitos bancários após o monitoramento	Armazenamento de água: R\$99/ha/ano; manutenção da qualidade da água: R\$75/ha/ano; e controle de erosão R\$196/ha/ano, totalizando o valor de R\$370/ha/ano (em 2011)	Total: 527,44	Semestral	Mínimo de 5 anos
Produtos de água na Bacia Hidrográfica Piracicaba/Capivari/Jundiá (PCJ) - SP	Depósito em conta corrente	Conservação do solo: até R\$ 75 ha / ano; restauração ecológica de APP: até R\$ 125 / ha / ano; conservação de florestas: até R\$ 125 /ha / ano; Total de até R\$ 325 / ha / ano (em 2013).	Total: 426,01**	Semestral	Mínimo de 3 anos
Programa Carbono Seguro - SP	Transferência oriunda de um fundo (renda fixa) criado pela The Green Initiative	Valor anual de R\$ 350,8/ha/ano ou R\$ 29,23/ha/mês (fev. 2017, câmbio a R\$ 3,08)	Total: 350,8	Anual	30 anos
Corredor Ecológico Pau Brasil - Monte Pascoal - BA	Benefício de adequação à legislação ambiental	Benefício não monetário: de adequação da propriedade à legislação ambiental	N/A	Quinquenal	30 anos
RDS Juma - AM	Repasse de recursos para as associações e quando individual, via cartão específico do programa.	Variável. Pago até 2015: R\$ 473.135,43	N/A	Mensal	N/A
Programas financiados pelo governo ou mistos					
Conservador das Águas- Extrema - MG	Depósitos Bancários ou cheques nominais (após o monitoramento) + Mudanças + Assistência Técnica	100 UFEX (Unidade Fiscal de Extrema) = R\$ 262 /ha / ano (em 2016)	Total: 280,41	Mensal	Mínimo de 4 anos
Ecocrédito - MG	Crédito para pagamento dos tributos municipais, IPTU, ISS, ITBI e Taxas, pagamento de lance em leilões de bens do Município ou pagamento por serviços que poderão ser prestados pela Prefeitura de Montes Claros em sua propriedade.	5 UPF (Unidade Padrão Fiscal) / ha / ano (1 UPF = R\$ 32,79 em jan 2017)	Total: 163,95	Semestral	Mínimo de 5 anos
Oásis - PR	Pagamento direto ao proprietário	Variam de 2 UFM a 10,41 UFM (de R\$ 110,92 a R\$ 577,34 / ha / ano - em 04/2013)	Total: 755,53	Mensal	Mínimo de 4 anos
Produtores de Água e Floresta - RJ	Depósitos em conta ou em espécie, cheques nominais.	De R\$ 10 a R\$ 60 / ha / ano (em 2010)	Total: 96,11	Semestral	1 ano, prorrogável por mais 1.
Produto de Água do Rio Camboriú - SC	Pagamento direto ao proprietário	Recuperação de mata ciliar: até 15 UFM (R\$ 4.012,95 / ha / ano); Para áreas em nascentes: até 23 UFM (R\$ 6.153,17 / ha / ano) (1 UFM = R\$ 267, 53 em jan/2017)	Total: 6.153,17	Trimestral	Mínimo 4 anos
Programa Manancial Vivo - MT	Pagamento direto ao proprietário	até 52,53 UAM (Unidades de Atualização Monetária) / ha / ano (1 UAM = R\$ 3,5425 em jan/2017)	Total: 186,09	Semestral	Mínimo de 5 anos - Máximo 10 anos
Projeto Florestas para a Vida - ES	Repasse direto do valor para conta bancária do proprietário da área rural	Floresta em pé: 450 VRTEs; Recuperação de plantio: até 400 VRTEs; Regeneração Natural até 380 VRTEs (Valores de Referência do Tesouro Estadual) / ha (1 VRTE = R\$ 3,1865 em jan 2017). Total 1.230 VRTEs em 5 anos = 20% / ano.	Total: 783,88	Não informado	Mínimo 1 ano e máximo de 10 anos para compensação financeira e máximo de 5 anos para apoio financeiro para as ações relacionadas à manutenção e recuperação dos serviços ambientais.
Produtor de Água de Guaratinguetá - SP	Pagamento direto ao proprietário	Controle da erosão: de 2,3 a 6,9 UFESP (Unidades Fiscais do Estado de São Paulo) / ha / ano (= R\$ 172,98); Restauração: 10 ou 20 UFESP / ha / ano (= R\$ 501,40); Conservação: 10 UFESP / ha /ano (= R\$ 250,70) (1 UFESP = R\$ 25,07 em jan/2017).	Total: 925,08	Trimestral	Mínimo de 3 anos e máximo de 10 anos.
RESEX Chico Mendes - AC	Pagamento direto ao proprietário	Em 2000 houve diversificação do produto em 4 tipos, cujo subsídio variou de R\$ 0,70 (CVP Nativo e FDL) a R\$ 4,20 (Látex). Somando a esse valor o preço de mercado, o extrativista recebe de R\$ 4,20 (CVP Nativo) a R\$ 7,80 (Látex) / Kg (em 2012).	Subsídio: de 0,99 a 5,96 / Kg	N/A	N/A

Programa	Modo de pagamento	Pagamentos		Período de pagamento	Duração do contrato
		Na concepção do projeto	Atualizados* (R\$/ha/ano)		
Integração da Conservação da Biodiversidade e do Uso Sustentável nas Práticas de Produção de Produtos Florestais não Madeiros e Sistemas Agro-florestais em Paisagens Florestais de Uso Múltiplo de Alto Valor de Conservação	Pagamento direto aos produtores e extrativistas	N/A	N/A	N/A	N/A
APA Guaraqueçaba - PR	Pagamento direto ao proprietário	Variável	N/A	N/A	N/A

*Quando não utilizados as unidades fiscais monetárias dos municípios ou estados, os valores foram atualizados pelo índice do INPC-IBGE (BANCO CENTRAL DO BRASIL, 2017).

**Valor do PCJ corrigido a 7% ao ano a partir de 2013 (THE NATURE CONSERVANCY, 2015).

Fonte: Elaborada pela autora com base nas mesmas referências da Tabela A.2.

Tabela A.4 - Adicionalidade e eficiência dos programas de PSA brasileiros.

Programa	Linha de base e cenários	Cálculo de base para o pagamento	Adicionalidade	Ligação do uso da terra/SA
Programas financiados pelos usuários				
Oásis - SP	Explícito - Estudos realizados anteriormente para a composição de indicadores e priorização de áreas	Custos de Reposição	Média, pois algumas áreas contempladas são de APP.	Explícito
Produtos de água na Bacia Hidrográfica Piracicaba/Capivari/Jundiá (PCJ) - SP	Estudo prévio de cobertura florestal nas áreas das microbacias.	Custo de oportunidade dos usos alternativos do solo, considerando especialmente as pastagens, principal uso agrícola do solo na região. O pagamento para conservação e restauração de florestas é próximo a 100% do custo de oportunidade do uso do solo e o pagamento para conservação do solo foi estimado em cerca de 50% do custo de oportunidade.	Baixa, dado que a maioria das áreas do programa são de APP	Assumido, sem provas
Programa Carbono Seguro - SP	Mapeamento do uso da terra na microbacia e inventário de estoque de carbono e caracterização fitossociológica das florestas em questão.	Estipulou-se um valor arbitrário de US\$ 10/tCO ₂ . Assumiu-se que o estoque potencial máximo de CO ₂ nas florestas da região seria de 320 ton/ha.	Alta	Explícito, características ambientais estudadas previamente
Corredor Ecológico Pau Brasil - Monte Pascoal - BA	Estudos prévios de biodiversidade e uso do solo foram realizados	Custo de restauração florestal varia entre R\$ 5.000 e R\$ 18.000/ ha/ano. Mas, não foi estipulado o valor dos pagamentos aos proprietários.	Baixa, dado que a maioria da área é de APPs.	Pouco estudado a relação, mas características ambientais estudadas previamente indicam ligação.
RDS Juma - AM	Estudos georreferenciados de hidrografia, de geomorfologia do solo, do clima e de estimativas de estoques de carbono.	N/A	Baixa, dado que a área é uma UC de uso sustentável.	Pouco estudado a relação, mas características ambientais estudadas previamente indicam ligação.
Programas financiados pelo governo ou mistos				
Conservador das Águas-Extrema - MG	Estudo planimétrico	Custos de oportunidade da terra	Baixa, dado que a maioria das áreas do programa são de APP	Assumido, sem provas
Ecocrédito - MG	Sem estudos prévios	N/A	Baixa, dado que a maioria das áreas do programa são de APP	Assumido, sem provas
Oásis - PR	Sem estudos prévios	Custos de Reposição	Baixa, dado que a maioria das áreas do programa são de APP e RL	Assumido, sem provas
Produtores de Água e Floresta - RJ	Estudos realizados anteriormente para a priorização de áreas, determinação de cobertura vegetal e potencial hídrico.	Custo de oportunidade local	Média, pois algumas áreas contempladas são de APP.	Pouco estudado a relação, mas características ambientais estudadas previamente indicam ligação.

Programa	Linha de base e cenários	Cálculo de base para o pagamento	Adicionalidade	Ligação do uso da terra/SA
Produto de Água do Rio Camboriú - SC	Estudos georreferenciados de hidrografia, malha viária e uso do solo. E estudos ecologicamente importantes que contemplem os processos dinâmicos e a diversidade de condições ecológicas típicas dos regimes hidrológicos naturais.	Custo de produção do leite / ha / ano, retirando os custos de mão-de-obra, manutenção e de depreciação de infraestrutura.	Baixa, dado que a maioria das áreas do programa são de APP	Pouco estudado a relação, mas características ambientais estudadas previamente indicam ligação.
Programa Manancial Vivo - MT	Estudo prévio sobre erosão, assoreamento e capacidade de reserva de água da bacia hidrográfica do córrego Guariroba	Custo de oportunidade de um animal/ha/ano = R\$ 186,09 (em jan. 2017)	Baixa, dado que a maioria das áreas do programa são de APP	Pouco estudado a relação, mas características ambientais estudadas previamente indicam ligação.
Projeto Florestas para a Vida ES	Estudos de categorização de práticas amigáveis de uso do solo para conservação de florestas e proteção hídrica	Perda de oportunidade de uso do solo para os usos praticados na região, a adicionalidade de serviços ambientais gerados a com base na prática adotada	Baixa, dado que a maioria das áreas do programa são de APP	Assumido, sem provas
Produtor de Água de Guaratinguetá - SP	Estudos prévios de uso do solo	Custo oportunidade da terra e conforme os serviços ambientais prestados.	Baixa, dado que a maioria das áreas do programa são de APP	Assumido, sem provas
RESEX Chico Mendes - AC	N/A	N/A	Baixa, dado que a área é uma UC	Assumido, sem provas
Integração da Conservação da Biodiversidade e do Uso Sustentável nas Práticas de Produção de Produtos Florestais não Madeiros e Sistemas Agroflorestais em Paisagens Florestais de Uso Múltiplo de Alto Valor de Conservação	Estudos de base baseado na literatura de cada bioma e avaliação de riscos.	N/A	Média, pois algumas áreas contempladas são de APP e de Ucs	Pouco estudado a relação, mas características ambientais estudadas previamente indicam ligação.
APA Guaraqueçaba - PR	Estudos prévios de cobertura floretal foram realizados.	N/A	Baixa, dado que as áreas são de UC ou APPs.	Pouco estudado a relação, mas características ambientais estudadas previamente indicam ligação.

Programa	Permanência	Custos de transação	
		Iniciais (R\$/ha)	Recorrentes (R\$/ha)
Programas financiados pelos usuários			
Oásis - SP	Não garantido além do período do contrato	Não informado	Não informado
Produtos de água na Bacia Hidrográfica Piracicaba/Capivari/Jundiá (PCJ) - SP	Não garantido além do período do contrato	R\$ 137.945,00 (2008) = 25% do total do projeto. (Atualizado em R\$ 229.235,77 em jan/2017)	As instituições envolvidas no projeto arcam com os custos dos insumos, mudas e mão de obra para a restauração florestal, com os custos para o manejo visando à conservação dos fragmentos florestais (construção de cercas e aceiros, manejo de espécies exóticas etc.) e com os custos da implantação e manutenção por dois anos das bacias de contenção (barra- ginhas) nos projetos de conservação de solo.
Programa Carbono Seguro - SP	Não garantido além do período do contrato	Não informado.	Não informado.
Corredor Ecológico Pau Brasil - Monte Pascoal - BA	Não garantido além do período do contrato	Não informado.	75% dos recursos são investidos diretamente nas atividades de restauração florestal, 15% nos monitoramentos e 10% em despesas gerenciais e de administração dos contratos.
RDS Juma - AM	Conservação da Biodiversidade e oferta de carbono: alta.	Não informado.	US\$ 500 mil / ano
Programas financiados pelo governo ou mistos			
Conservador das Águas-Extrema - MG	Não garantido além do período do contrato	R\$ 305.000,00 (em 2007)	R\$ 4.188.965,00 (até 2010)
Ecocrédito - MG	Não garantido além do período do contrato	Não informado.	Às custas do proprietário de terra
Oásis - PR	Não garantido além do período do contrato	Às custas da SEMATUR	Às custas da SEMATUR
Produtores de Água e Floresta - RJ	Não garantido além do período do contrato	R\$ 33.000 / ha em 2009 para o Reflorestamento.	16 a 31% de impostos como Imposto de Renda e Recolhimentos ao Instituto Nacional do Seguro Social (INSS) - Para contratação de prestadores de serviços ambientais como autônomos gera a emissão de nota (pessoas jurídicas) ou recibos de pagamento (pessoas físicas).Fundo Estadual de Recursos Hídricos (FUNDRHI): R\$70.104,06 para pagamentos em 2009; R\$ 350.520,32, para pagamentos entre 2010 - 2014

Programa	Permanência	Custos de transação	
		Iniciais (R\$/ha)	Recorrentes (R\$/ha)
Produto de Água do Rio Camboriú - SC	Não garantido além do período do contrato	Não informado.	Contrapartidas de parceiros do projeto também apoiarão as ações de restauração e de conservação como é o caso da equipe do Instituto Federal Catarinense, do Projeto Bunge Natureza na produção de mudas para ações de restauração. Essas ações também contarão com apoio da TNC enquanto houver disponibilidade de recursos para tal. As ações de adequação, conservação e manutenção de estradas estão sendo negociadas com o Governo Federal por meio da ANA
Programa Manancial Vivo - MT	Não garantido além do período do contrato	R\$ 800.000,00 em 2010 (= R\$ 1.210.834,80 em jan/2017) destinados pela ANA e R\$ 88.000,00 em 2010 (= R\$ 133.191,83 em jan/2017) pela Prefeitura Municipal de Campo Grande para execução de obras e serviços para efetivação de PSA	40% dos custos de reponsabilidade do Programa Manancial Vivo e os 60% restantes dos proprietários rurais. R\$ 200.00,00 em 2010 (= R\$ 302.708,70 em jan/2017) disponibilizados pelo CNPq para monitoramento.
Projeto Florestas para a Vida ES	Não garantido além do período do contrato	Não informado.	Custos de compras de mudas, custeio da mão-de-obra necessária para implementação de ações de plantio e manutenção das áreas e para aquisição de outros insumos necessários a implementação das práticas estimuladas são pagas pelo PSA
Produtor de Água de Guaratinguetá - SP	Não garantido além do período do contrato	Não informado.	Não informado.
RESEX Chico Mendes - AC	Baixa, devido à queda do preço da borracha e expansão da atividade pecuária na região.	Não informado.	Custo de manutenção de manter 1ha de floresta amazônia em pé para exploração de borracha é menos que R\$1,00 (2013)
Integração da Conservação da Biodiversidade e do Uso Sustentável nas Práticas de Produção de Produtos Florestais não Madeiros e Sistemas Agroflorestais em Paisagens Florestais de Uso Múltiplo de Alto Valor de Conservação	Possibilidade de permanência por construção de ferramentas políticas governamentais e junto à comunidade.	Investimento de US\$ 25,5 milhões da EMBRAPA. Investimento de US\$ 6 milhões do MMA Investimento de US\$ 327 milhões do MDR; US\$ 1,25 bilhão do MAPA; Investimento de US\$ 27,8 milhões do PNUD.	Não informado.
APA Guaraqueçaba - PR	Conservação da Biodiversidade e oferta de carbono: alta.	Ação contra aquecimento global: US\$ 230/ha; Restauração da Mata Atlântica: US\$ 250/ha; Piloto de Reflorestamento: US\$ 300/ha	Aquecimento: US\$ 45/ha/ano; Restauração: US\$65/ha/ano; Reflorestamento: US\$60/ha/ano.

Fonte: Elaborada pela autora com base nas mesmas referências da Tabela A.2.

Quadro A.1 - Objetivos paralelos dos programas de PSA brasileiros.

Caso	Objetivos paralelos
Oásis - SP	N/A
Produtos de água na Bacia Hidrográfica Piracicaba/Capivari/Jundiá (PCJ) - SP	Conservação e recuperação da diversidade biológica e fixação do carbono atmosférico
Programa Carbono Seguro - SP	N/A
Corredor Ecológico Pau Brasil - Monte Pascoal - BA	Melhoria da qualidade da oferta da água
RDS Juma - AM	Fortalecimento da fiscalização e controle ambiental; Geração de renda através de negócios sustentáveis; Desenvolvimento comunitário, pesquisa científica e educação; Pagamento direto por Serviços Ambientais – Programa Bolsa Floresta
Conservador das Águas-Extrema - MG	Aumentar a cobertura florestal nas sub-bacias hidrográficas e implantar microcorredores ecológicos; reduzir os níveis de poluição difusa rural decorrentes dos processos de sedimentação e eutrofização, e de falta de saneamento ambiental; difundir o conceito de manejo integrado de vegetação, solo e água, na bacia hidrográfica do Rio Jaguari; garantir sustentabilidade socioeconômica e ambiental dos manejos e práticas implantadas, por meio de incentivo financeiro aos proprietários rurais.
Oásis - PR	Implantar ações para a melhoria da qualidade de vida
Produtores de Água e Floresta - RJ	Melhoria dos índices de utilização de tecnologias para saneamento em áreas rurais
Produto de Água do Rio Camboriú - SC	N/A
Programa Manancial Vivo - MT	Conservação e incremento da biodiversidade; redução dos processos erosivos; conservação e manutenção da beleza cênica e fixação e sequestro de carbono para fins de minimização dos efeitos das mudanças climáticas
Projeto Florestas para a Vida - ES	N/A
Produtor de Água de Guaratinguetá - SP	Conservação e incremento da biodiversidade; redução dos processos erosivos; aumento da infiltração; restauração de APP
RESEX Chico Mendes - AC	Conservação dos estoques de carbono
Integração da Conservação da Biodiversidade e do Uso Sustentável nas Práticas de Produção de Produtos Florestais não Madeiros e Sistemas Agro-Florestais em Paisagens Florestais de Uso Múltiplo de Alto Valor de Conservação	Melhoria de vida (meios de subsistência)
APA Guaraqueçaba - PR	Proteção de mananciais e Aumento da oferta e qualidade da água

Fonte: Elaborada pela autora com base nas mesmas referências da Tabela A.2.

APÊNDICE B - Quadros referente ao Capítulo 4

Quadro B.1 - Comparativo entre os códigos florestais do Brasil, inclusive a LPVN, com relação à definição de florestas, tipos, finalidade e instrumentos financeiros e econômicos relacionados.

Norma	Definição (art. 1º e 2º)*	Florestas	Finalidade (art. 3º)	Instrumento Econômico e Financeiro
Decreto nº 23.793/1934	As florestas existentes no território nacional, consideradas em conjunto, constituem bem de interesse comum a todos os habitantes do país, excetuando-se os direitos de propriedade com as limitações que as leis em geral, e especialmente este código, estabelecem.	Protetoras	Conservar o regime das águas	Fundo Florestal
			Evitar a erosão das terras pela ação dos agentes naturais	
			Fixar dunas	
			Auxiliar a defesa das fronteiras	Compensação ao proprietário que que fizer o florestamento em sua propriedade
			Assegurar as condições de salubridade pública	
			Asilar espécies raras da fauna indígena	
	As regras do código aplicam-se às flores e às demais formas de vegetação	Remanescentes	As que formam parques nacionais, estaduais e municipais	Florestas plantadas ou naturais imunes de tributação na propriedade.
As que abundam ou se cultivam espécimes preciosos, cuja preservação se considerar necessária por motivo de interesse biológico ou estético;				
		As que o poder público reservar para pequenos parques ou bosques, de gozo público		
Modelo		Florestas artificiais, construídas apenas por uma, ou por limitado número de espécies florestais, indígenas ou exóticas, cuja disseminação convenha fazer-se na região		
	de Rendimento	As demais florestas		
Lei nº 4.771/1965 (Original)	As florestas existentes no território e as demais formas de vegetação reconhecidas de utilidade às terras que revestem são bens de interesse comum a todos os habitantes do País, exercendo-se os direitos de propriedade, com as limitações que a legislação em geral e especialmente esta Lei estabelecem.	Florestas e demais vegetação natural são de preservação permanente destinadas a:	Atenuar a erosão das terras;	Florestas plantadas ou naturais são declaradas imunes a qualquer tributação e não podem determinar, para efeito tributário, aumento do valor das terras em que se encontram.
			Fixar as dunas;	O montante empregado em reflorestamento ou em florestamento será deduzido do imposto de renda.
			Formar faixas de proteção ao longo de rodovias e ferrovias;	
			Auxiliar a defesa do território nacional;	Áreas com florestas sob regime de APP e áreas plantadas para exploração madeireira ficam isentas de imposto territorial. Em floresta nativa, isenção até 50% do valor do imposto.
			Proteger sítios de excepcional beleza ou de valor científico ou histórico;	
			Asilar exemplares da fauna ou flora ameaçados de extinção;	Concessão de crédito para atividades de florestamento, reflorestamento ou aquisição de equipamentos para esses fins.
			Manter o ambiente necessário à vida das populações silvícolas;	
Assegurar as condições de bem-estar público.				

Norma	Definição (art. 1º e 2º)*	Florestas	Finalidade (art. 3º)	Instrumento Econômico e Financeiro
Lei nº 4.771/1965 (versão final)	As florestas existentes no território nacional e as demais formas de vegetação, reconhecidas de utilidade às terras que revestem, são bens de interesse comum a todos os habitantes do País, exercendo-se os direitos de propriedade, com as limitações que a legislação em geral e especialmente esta Lei estabelecem.	Florestas e demais formas de vegetação natural são de preservação permanente destinadas a:	Atenuar a erosão das terras;	Indenização do proprietário pelas culturas perdidas em áreas que devem ser destinadas à Reserva Legal;
			Fixar dunas;	
			Formas faixas de proteção ao longo de rodovias e ferrovias;	Isenção de tributação das áreas utilizadas pelo Poder Público Federal (RL e APP)
			Auxiliar a defesa do território nacional;	
			Proteger sítios de excepcional beleza ou de valor científico ou histórico;	Concessão de crédito para atividades de florestamento, reflorestamento ou aquisição de equipamentos para esses fins.
			Asilar exemplares da fauna ou flora ameaçados de extinção;	
			Manter o ambiente necessário à vida das populações silvícolas;	Servidão Ambiental
			Assegurar as condições de bem-estar público.	
Lei nº 12.651/2012	As florestas existentes no território nacional e as demais formas de vegetação nativa, reconhecidas de utilidade às terras que revestem, são bens de interesse comuns a todos os habitantes do País, exercendo-se os direitos de propriedade, com as limitações que a legislação em geral e especialmente esta Lei estabelecem.	Florestas e outras formas de vegetação são de preservação permanente destinadas a:	Conter a erosão do solo e mitigar os riscos de enchentes e deslizamentos de terra e de rocha;	Pagamento ou incentivo a serviços ambientais como retribuição, monetária ou não, às atividades de conservação e melhoria dos ecossistemas que gerem serviços ambientais
			Proteger as restingas ou veredas;	Compensação pelas amenidades de conservação ambiental necessárias para o cumprimento dos objetivos desta Lei, como:
			Proteger as várzeas;	1. obtenção de crédito agrícola a taxas de juros menores e com limites de prazos maiores;
			Abrigar exemplares da fauna e da flora ameaçados de extinção;	2. contratação de seguro agrícola em condições melhores que às disponíveis no mercado;
			Proteger sítios de excepcional beleza ou de valor científico ou histórico;	3. dedução das APPs, de RL e de uso restrito na base de cálculo do Imposto sobre a Propriedade Territorial Rural, gerando créditos tributários;
				4. destinação de parte dos recursos arrecadados com a cobrança pelo uso da água para a manutenção, recuperação ou recomposição das APPs, de RL e de uso restrito na bacia de geração da receita;
			Formar faixas de proteção ao longo de rodovias e ferrovias;	5. linhas de financiamento para atender iniciativas de preservação voluntária de vegetação nativa, proteção de espécies da flora nativa ameaçadas de extinção, manejo florestal e agroflorestal sustentável ou recuperação de áreas degradadas;
	6. isenção de imposto para insumos e equipamentos usados nos processos de recuperação e manutenção das APPs, de RL			

			e de uso restrito;
			Incentivos para a comercialização, inovação e aceleração de ações de recuperação, conservação e uso sustentável das florestas e demais formas de vegetação nativas
		Assegurar condições de bem-estar público;	Financiamento das atividades necessárias à regularização ambiental das propriedades rurais, pode haver:
			1. destinação de recursos para pesquisa científica e tecnológica e a extensão rural relacionada à melhoria da qualidade ambiental;
		Proteger áreas úmidas, especialmente as de importância internacional.	2. dedução da base de cálculo do imposto de renda do proprietário ou possuidor de imóvel rural, pessoa física ou jurídica, da parte dos gastos efetuados com a recomposição das APPs, de RL e de uso restrito cujo desmatamento foi anterior a 22 de julho de 2008;
			3. utilização de fundos públicos para a concessão de créditos reembolsáveis e não reembolsáveis destinados à compensação, recuperação ou recomposição de APP, de RL e de uso restrito cujo desmatamento foi antes de 22 de julho de 2008.

*artigo 1º no Decreto nº 23.793/1934 e na Leis nº 4.771/1965 (BRASIL, 1934, 1965, 1965b) e art. 2º na Lei nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012a).

Fonte: Elaborado pela autora com base no Decreto nº 23.793/1934 e nas Leis nº 4.771/1965, nº 12.651/2012 (BRASIL, 1934, 1965a, 1965b, 2012a)

Quadro B.2 - Comparativo entre as definições e limitações de APP e de RL nas versões do código Florestal de 1965 e da Lei de Proteção da Vegetação Nativa.

Lei	Definição APP	Áreas	Definição RL	Áreas	
Lei nº 4.771/1965 (Original)	Florestas e demais vegetações naturais são consideradas de preservação permanente se situadas em:	Ao longo dos rios ou de outro qualquer curso d'água, em faixa marginal cuja largura mínima será:	As florestas de domínio privado, ressalvadas às de preservação permanente, são suscetíveis de exploração, obedecendo as restrições (reserva legal) (artigo 16)	Nas regiões Leste Meridional, Sul e no sul do Centro-Oeste só serão permitidos cortes se respeitados o mínimo de 20% da área da propriedade com cobertura arbórea.	
		1. de cinco metros para rio com largura inferior a 10 metros;		Na região Norte e na parte norte do Centro-Oeste só permitida a exploração a corte raso desde que permaneça, no mínimo, 50% da área de cada propriedade com cobertura arbórea.	
		2. igual a metade da largura dos cursos que meçam de 10 a 200 metros de distância entre as margens;		Na região Sul é proibida o desflorestamento de áreas onde ocorrem o pinheiro brasileiro " <i>Araucaria angustifolia</i> ".	
		3. de 100 metros para todos os cursos cuja largura seja superior a 200 metros.			
		Ao redor de lagoas, lagos ou reservatórios d'água naturais ou artificiais;			Nas Regiões Nordeste e Leste Setentrional do Brasil, inclusive nos estados do Maranhão e Piauí, o corte de árvores e a exploração florestal só é permitido por norma técnica estabelecida pelo poder público.
		Nas nascentes, inclusive nos "olhos d'água", em qualquer situação topográfica			
		No topo de morros, montes, montanhas e serras;			
		Nas encostas ou partes destas, com declividade superior a 45°, equivalente a 100% da linha de maior declive;			
		Nas restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues;			
		Nas bordas dos tabuleiros ou chapadas;			
Em altitude superior a 1.800 m, nos campos naturais ou artificiais, as florestas nativas e as vegetações campestres.					
Lei nº 4.771/1965 (versão final)	Área de Preservação Permanente são áreas cobertas ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem e a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger e assegurar o solo e o bem-estar das	Ao longo dos rios ou de qualquer curso d'água desde o seu nível mais alto em faixa marginal cuja largura mínima seja:	Reserva Legal é uma 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	Mínimo de 80% na propriedade rural situada em área de floresta na Amazônia Legal;	
		1. de 30 metros para os cursos d'água de menos de 10 metros de largura;		Mínimo de 35% na propriedade rural situada em área de cerrado na Amazônia Legal, onde mínimo de 20% na propriedade e 15% na forma de compensação em outra área da mesma microbacia;	
		2. de 50 metros para os cursos d'água que tenham de 10 a 50 metros de largura;			
		3. de 100 metros para os cursos d'água que tenham de 50 a 200 metros de largura;		Mínimo de 20% na propriedade rural situada em área de floresta ou outras formas de vegetação nativa localizada nas demais regiões do país;	
		4. de 200 metros para os cursos d'água que tenham de 200 a 600 metros de largura;			
		5. de 500 metros para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 metros;			
		Ao redor de lagoas, lagos ou reservatórios de água naturais ou artificiais;		Mínimo de 20% na propriedade rural situada	
		Nas nascentes, ainda que intermitentes e nos olhos d'água, qualquer que seja sua situação topográfica, num raio mínimo de 50 metros de largura;			
		No topo de morros, montes, montanhas e serras;			
		Nas encostas ou parte destas, com declividades superior a 45°, equivalente a 100% da linha de maior declive;			
Nas restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues;					

	populações humanas	Nas bordas dos tabuleiros ou chapadas, a partir da linha de ruptura do relevo, em faixa nunca inferior a 100 metros em projeções horizontais; Em altitude superior a 1.800 metros, qualquer que seja a vegetação.	ao abrigo e proteção de fauna e flora nativas.	em área de campos gerais localizada em qualquer região do país.
Lei nº 12.651/2012	Área de Preservação Permanente é uma área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e de flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas	Faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene ou intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de:	Reserva Legal é uma área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, delimitada nos termos do art. 12, com a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção da fauna e da flora nativa	Na Amazônia Legal:
		1. 30 metros, para cursos d'água de menos de 10 metros de largura;		
		2. 50 metros, para cursos d'água que tenham de 10 a 50 metros de largura;		
		3. 100 metros, para os cursos d'água que tenham de 50 a 200 metros de largura;		
		4. 200 metros, para cursos d'água que tenham de 200 a 600 metros de largura;		
		5. 500 metros, para cursos d'água que tenham largura superior a 600 metros.		
		Áreas no entorno de lagos e lagoas naturais, em faixa com largura mínima de:		1. Mínimo de 80% no imóvel situad em área de florestas;
		1. 100 metros, em zonas rurais, exceto para corpo d'água com até 20ha de superfície, cuja faixa marginal será de 50 metros;		
		2. 30 metros, em zonas urbanas;		
		Áreas no entorno de reservatórios d'água artificiais, decorrentes de barramento ou represamento de cursos d'água naturais, na faixa definida na licença ambiental do empreendimento;		2. Mínimo de 35% no imóvel situado em área de cerrado;
		Áreas entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes, qualquer que seja a situação topográfica, no raio mínimo de 50 metros;		
		As encostas ou parte destas com declividade superior a 45°, equivalente a 100% na linha de maior declive;		3. Mínimo de 20% no imóvel situado em área de campos gerais
		As restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues;		
		Os manguezais, em toda a sua extensão;		
		As bordas dos tabuleiros ou chapadas, até a linha de ruptura do relevo, em faixa nunca inferior a 100 metros em projeções horizontais;		Nas demais regiões do país, mínimo de 20%.
No topo de morros, montes, montanhas e serras, com altura mínima de 100 metros e inclinação média maior que 25°, as áreas delimitadas a partir da curva de nível correspondente a 2/3 da altura mínima da elevação sempre em relação à base, sendo esta definida pelo plano horizontal determinado por planície ou espelho d'água;				
As áreas em altitude superior a 1.800 metros, qualquer que seja a vegetação;				
Em veredas, a faixa marginal, em projeção horizontal, com largura mínima de 50 metros a partir do espaço permanentemente brejoso e encharcado.				

Fonte: Elaborado pela autora, com base na Lei nº 4.771/1965 versão original publicada em 1965 e na versão final antes da sua revogação (BRASIL, 1965a, 1965b) e na Lei nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012a).

Quadro B.3 - Trâmites do Código Florestal, Lei nº 4.771/1965, desde a sua publicação (1965) até a sua revogação (2012).

Tipo*	Número/Ano	Ementa/Ação
Lei	5.106/1966	Revoga o art. 38 e seus §§ 1 e 2. Dispõe sobre os incentivos fiscais concedidos a empreendimentos florestais.
Lei	5.106/1972	Revoga o art. 39. Cria o Sistema Nacional de Cadastro Rural, e dá outras providências.
Lei	5.870/1973	Acrescenta alínea "Q" ao artigo 26 da Lei nº 4.771, de 15 de setembro 1965, que institui o novo Código Florestal.
Lei	6.535/1978	Acrescenta dispositivo ao art. 2º da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o novo Código Florestal.
Lei	7.511/1986	Altera dispositivos dos arts. 2º e 19 da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o novo Código Florestal.
Decreto	97.628/1989	Regulamenta art. 21
Decreto	97.635/1989	Regulamenta art. 27
Lei	7.083/1989	Altera os arts. 2º, 16, 19, 22 e 44; acresce arts. 45 e 46 e renumera os atuais 45 a 47, para 47 a 50 da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e revoga as Leis nºs 6.535, de 15 de junho de 1978, e 7.511, de 7 de julho de 1986.
Lei	7.875/1989	Altera parágrafo único do art. 5º da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, para dar destinação específica a parte da receita obtida com a cobrança de ingressos aos visitantes de parques nacionais.
Decreto	98.914/1990	Institui e Reconhece as Reservas Particulares do Patrimônio Natural (art. 6)
Decreto	1.282/1994	Regulamenta arts. 15, 19, 20 e 21
Decreto	1.298/1994	Aprova o regulamento das Florestas Nacionais
Decreto	1.922/1996	Reconhecimento das Reservas Particulares do Patrimônio Natural (art. 6). Revoga o Dec. nº98.914/1990
Decreto	1.963/1996	Suspende autorização e concessão para exploração de mogno e virola, na região amazônica, por dois anos (Ref. art. 14, letras "A" e "B").
Medida Provisória	1.511 - 25/07/1996	Altera o art. 44 da Lei 4.771, de 15/09/1965, e dispõe sobre a proibição do incremento da conversão de áreas florestais em áreas agrícolas na região Norte e na parte norte da região Centro-Oeste, e dá outras providências.
	1.511-1 - 22/08/1996	
	1.511-2 - 19/09/1996	
	1.511-3 - 17/10/1996	
	1.511-4 - 13/11/1996	
	1.511-5 - 12/12/1996	
	1.511-6 - 09/09/1997	
	1.511-7 - 05/02/1997	
	1.511-8 - 06/03/1997	
	1.511-9 - 03/04/1997	
	1.511-10 - 30/04/1997	
	1.511-11 - 28/05/1997	
	1.511-12 - 27/06/1997	
	1.511-13 - 25/07/1997	
	1.511-14 - 26/08/1997	
	1.511-15 - 25/09/1997	
	1.511-16 - 23/10/1997	
	1.511-17 - 20/11/1997	
1.605-18 - 11/12/1997		

Tipo*	Número/Ano	Ementa/Ação
Medida Provisória	1.605-19 - 08/01/1998	Altera o art. 44 da Lei 4.771, de 15/09/1965, e dispõe sobre a proibição do incremento da conversão de áreas florestais em áreas agrícolas na região Norte e na parte norte da região Centro-Oeste, e dá outras providências.
	1.605-20 - 05/02/1998	
	1.605-21 - 05/03/1998	
	1.605-22 - 02/04/1998	
	1.605-23 - 29/04/1998	
	1.605-24 - 28/05/1998	
	1.605-25 - 26/06/1998	
Decreto	2.661/1998	Regulamenta § único do art. 27, mediante o estabelecimento de normas de precaução relativas ao emprego do fogo em práticas agropastoris e florestais.
Medida Provisória	1.605-26 - 27/07/1998	Altera o art. 44 da Lei 4.771, de 15/09/1965, e dispõe sobre a proibição do incremento da conversão de áreas florestais em áreas agrícolas na região Norte e na parte norte da região Centro-Oeste, e dá outras providências.
	1.605-27 - 25/08/1998	
	1.605-28 - 24/09/1998	
	1.605-29 - 22/10/1998	
	1.605-30 - 19/11/1998	Altera arts. 3º e 44 da Lei 4.771, de 15/09/1965, e dispõe sobre a proibição do incremento da conversão de áreas florestais em áreas agrícolas na região Norte e na parte norte da região Centro-Oeste, e dá outras providências.
	1.736-31 - 14/12/1998	Altera os arts. 3º, 16 e 44 da Lei n. 4.771, de 15/09/1965 e dispõe sobre a proibição do incremento da conversão de áreas florestais em áreas agrícolas na região Norte e na parte norte da região Centro-Oeste, e dá outras providências.
	1.736-32 - 13/01/1999	
	1.736-33 - 11/02/1999	
	1.736-34 - 11/03/1999	
	1.736-35 - 08/04/1999	
	1.736-36 - 06/05/1999	Altera os arts. 3º, 16 §4º e 44 da Lei n.º 4.771, de 15/09/1965 e dispõe sobre a proibição do incremento da conversão de áreas florestais em áreas agrícolas na região Norte e na parte norte da região Centro-Oeste, e dá outras providências.
	1.736-37 - 02/06/1999	
	1.885-38 - 20/06/1999	Altera os arts. 3º §§1º a 3º, 16 §4º e 44 da Lei n.º 4.771, de 15/09/1965 e dispõe sobre a proibição do incremento da conversão de áreas florestais em áreas agrícolas na região Norte e na parte norte da região Centro-Oeste, e dá outras providências.
1.885-39 - 28/07/1999		
1.885-40 - 26/08/1999		
Decreto	3.179/1999	Dispõe sobre a especificação das sanções aplicáveis às condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, presente nos §§ 2º e 3º do art. 16, nos arts.19 e 27 e nos §§ 1º e 2º do art. 44 da Lei n.º 4.771 e dá outras providências.
Medida Provisória	1.885-41 - 24/09/1999	Altera os arts. 3º, 16 e 44 da Lei n. 4.771, de 15/09/1965 e dispõe sobre a proibição do incremento da conversão de áreas florestais em áreas agrícolas na região Norte e na parte norte da região Centro-Oeste, e dá outras providências.
	1.885-42 - 22/10/1999	
	1.885-43 - 23/11/1999	
	1.956-44 - 09/12/1999	
	1.956-45 - 06/01/2000	
	1.956-46 - 03/02/2000	
	1.956-47 - 02/03/2000	
	1.956-48 - 30/03/2000	
	1.956-49 - 27/04/2000	
	1.956-50 - 26/05/2000	Altera os arts. 3º §§1º e 2º, art. 4º, art. 14, alínea "B", art. 16 e 44 da Lei n.º 4.771, de 15/09/1965 e acresce arts. 3º-A, 37-A, 44-A, 44-B e 44-C
1.956-51 - 26/06/2000		
Lei	9.985/2000	Revoga os arts. 5º e 6º

Tipo*	Número/Ano	Ementa/Ação
Medida Provisória	1.956-52 - 26/07/2000	Altera os arts. 1º, 4º, 14, 16 e 44 e acresce dispositivos a Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o Código Florestal, bem como altera o art. 10º da Lei nº 9.393, de 19 de dezembro de 1996, que dispõe sobre o Imposto sobre a propriedade territorial rural - ITR e dá outras providências.
	1.956-53 - 23/08/2000	Altera arts. 3º §§1º e 2º, art. 4º, art. 14, alínea "B", art. 16 e 44; acresce arts. 3º-A, 37-A, 44-A, 44-B e 44-C
	1.956-54 - 21/09/2000	
	1.956-55 - 19/10/2000	
	1.956-56 - 16/11/2000	
	1.956-57 - 14/12/2000	
	2.080-58 - 27/12/2000	
	2.080-59 - 25/01/2001	
	2.080-60 - 22/02/2001	
	2.080-61 - 22/03/2001	
	2.080-62 - 19/04/2001	
	2.080-63 - 17/05/2001	
	2.080-64 - 13/06/2001	
	2.166-65 - 28/06/2001	
	2.166-66 - 26/07/2001	
2.166-67 - 24/08/2001		
Lei	11.284/2006	Altera o art. 19
Lei	11.428/2006	Altera o §6º do art. 44
Decreto	5.975/2006	Regulamenta os arts. 12, Parte Final, 15, 16, 19, 20 e 21.
Decreto	6.512/2008	Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências.
Lei	11.934/2009	Altera a alínea "B" do inciso IV do §2º do art. 1º.

Fonte: Elaborado pela autora, com base nos Trâmites da Lei nº 4.771/1965 (BRASIL, 2017b).

APÊNDICE C - Relatório Técnico “Procedimentos de Valoração Econômica Para Regulamentação do SNUC Artigos 47 E 48”. Elaboradores: Marcos Amend, Jorge Madeira Nogueira e Carolina Tavares da Silva Bernardo. WWF, Setembro, 2012.

**PROCEDIMENTOS DE VALORAÇÃO
ECONÔMICA PARA REGULAMENTAÇÃO DO
SNUC**

ARTIGOS 47 E 48

RELATÓRIO FINAL

Setembro de 2012

1

Elaboradores:

Marcos Amend

Jorge Madeira Nogueira
Carolina Tavares da Silva Bernardo

APÊNDICE D - Apresentação de Trabalho na forma de pôster/oral: “A Critical View on Valuing Ecosystem Services Provided By Protected Areas: The Case Of Water Resources In Brazil”, na 7th ESP Conference ‘Local action for the common good’, de 8 a 12 de Setembro, San José, Costa Rica, 2014.



UnB



A critical view on valuing ecosystem services provided by protected areas: the case of water resources in Brazil

Carolina Tavares da Silva Bernardo and Jorge Madeira Nogueira
caroltsbernardo@gmail.com, jmn0702@unb.br.

1. Introduction

This paper has the purpose to identify and to analyze economic estimative procedures of the contributions of Brazilian Protected Areas (PA) for the protection of water resources. We focus on water resources used by water and power utilities and upon the requirements stated by current legal apparatus in Brazil. In the Brazilian reality, the biggest supplier of ecosystem services is the central government through its system of PA. This monopsony position hinders significantly the formation of a competitive market between of ecosystem services in order to guarantee water with desired quality and quantity. Therefore, usual necessary factors to establish and operate an efficient system of payments for environmental services are not always present in the current Brazilian scenario.

Besides market imperfection, we believe that other factors influence the value to be paid for environmental services. Valuing raw water is not a trivial task. Neither is valuing services to preserve water resources quality and quantity, many of these offered by PAs. Practical attempts actually performed are summarized in the following sections of this study, highlighting the methodological procedures used to calculate the charge for the use of raw water and the financial compensation paid by power companies.

2. Value of Financial Contribution by the use of raw water

We develop an extensive review of actual experiences of charging for environmental services related - direct or indirectly - with water resources. In so doing, it is our understanding that six (6) variables should be considered in calculating the value of annual financial contribution to be paid by the user of water resources. In formal terms, we can present the relations among these variables:

$$\text{Financial Contribution} = \frac{Q_{\text{abs}} \times \text{PUP} \times D_{\text{relative}} \times K_{\text{class}}}{\text{Coef}_{\text{Importance}}} \times [1 + \text{Coef}_{\text{Distance}}]$$

Where:

- **Financial Contribution** = the value of annual contribution to be paid for the user expressed by R\$/year;
- **Q_{abs}** = water annual volume abstracted by the user, measured in m³/year;
- **PUP** = Public Unit Price per m³ of abstracted water, expressed by R\$/m³;
- **D_{relative}** = coefficient of water availability on water body protected by PA that can be calculate by ratio between flow captured and natural water availability on water body;
- **K_{class}** = class coefficient that reflects quality of water captured;
- **Coef_{Distance}** = coefficient that contemplates the distance of capitation until the main consumer Center - the values that reflect a inverse relation between distance and value of financial contribution,;
- **Coef_{Importance}** = coefficient that contemplates an effective protection of water quality and quantity captured in a given PA.

¹R\$ = Brazilian real

3. Value of Financial Contribution Pay for Power Plants

Based on equivalent procedures, we believe that four (4) variables should be considered to regulate the amount of financial contribution for water use power generation. In formal terms, we can present the relations among these variables:

$$\text{Financial Contribution} = [\text{Perc} \times \text{EnGer} \times \text{URr}] \times [1 + \text{Coef}_{\text{Importance}}]$$

Where:

- **Financial Contribution** = amount of the annual contribution to be paid / applied by "agency or company, public or private, responsible for generation and distribution of power energy, beneficiary of protection offered by a PA", expressed in R\$/year;
- **Perc** = percentage over value of generated energy, given in %;
- **EnGer** = total annual energy actually generated by "agency or company, public or private, responsible for generation and distribution of power energy, beneficiary of protection offered by a PA", expressed in MWh/year;
- **URr** = Updated Reference Rate, set annually by resolution of the National Electric Energy Agency (ANEEL), expressed in R\$/MWh;
- **Coef_{Importance}** = coefficient that contemplates an effective protection of water quality and quantity captured in a given PA.

¹R\$ = Brazilian real

4. Final Considerations

The procedures proposed for calculating the financial compensation of water use are not directly related to the environmental services provided by protected areas: protection to water spring and water flows inside protected areas in a way to guarantee adequate quality and quantity for water used. The proposal procedures are related with product itself (volume and water quantity), with water scarcity, with their geographic importance or with water as a product (distributed water for consume and electric power produced). We are aware of this limitation and we justify their existence because of practical and operational necessities of charging.

The Brazilian experience seems to indicate that the "operational practicality of charging" is significantly more important than "conceptual rigor in estimating the value to be charged." It is evident that there is a proliferation of "methodologies", "procedures", "formulas" and "equations" to estimate values of charges for the use (or degradation) of the natural capital components by Brazilian productive activities. This proliferation of "practical procedures" seeks to give a (pseudo) objectivity of charging. In this study, we sought to maintain the conceptual rigor of economic valuation, but we had to propose a procedure that approximates the maximum of what was currently being practiced in terms of valuating water resources and financial compensation of water use in Brazilian reality.

5. Acknowledgement

This study was supported by research grants from CAPES, FAP-DF and Pós-graduação em Economia (UnB).

APÊNDICE E - Apresentação de Trabalho na forma de palestra: “Valoração de Nada e Precificação de Tudo? A Herança Maldita das Valorações dos Serviços Ecossistêmicos de R. Costanza”, no XI Encontro Nacional da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica e VII Congresso Iberoamericano de Desarrollo y Ambiente, de 8 a 11 de Setembro, Unesp, Araraquara, São Paulo, 2015.

Valoração de nada e precificação de tudo? A herança maldita das valorações dos serviços ecossistêmicos de R. Costanza.

Carolina Tavares da Silva Bernardo,
Jorge Madeira Nogueira
e
Claudiano Carneiro da Cruz Neto

Resumo

Aplicações de métodos de valoração econômica de bens públicos (ambientais) parecem “precificar tudo e valorar nada”. Elas desconsideram pressupostos teóricos e as exigências metodológicas de tais métodos, transformando os resultados obtidos em meras estimações monetárias, vazias de significado econômico. Evidências desse uso pouco rigoroso dos métodos são os exercícios de Costanza e seus colaboradores em dois artigos publicados com quinze anos (1997 e 2014) de intervalo. Nosso objetivo ao analisá-los é mostrar as evidentes limitações e erros grosseiros de medida em ambos. A popularidade do primeiro artigo (e a crescente popularidade do segundo) entre não economistas ambientais explica a percepção distorcida, por parte de muitos, do que é valoração econômica ambiental.

Palavras-chave:

valoração econômica; métodos de valoração; aspectos teóricos da valoração; aspectos operacionais de valoração.

Abstract

Applications of methods of economic valuation of public (environmental) goods seem to "pricing everything and valuing nothing." They disregard theoretical assumptions and methodological requirements of such methods, transforming the results in mere monetary estimates, empty of any economic significance. Evidences of such lack of rigorousness in using these methods are two exercises by Costanza and his collaborators published within fifteen years (1997 and 2014) from one and to the other. Our goal in analyzing them is to show the obvious limitations and gross errors of measurement in both. The popularity of the first article (and the growing popularity of second) among non-environmental economists explains the distorted perception, on the part of many, of what is environmental economic valuation.

Key words:

economic valuation; valuation methods; theoretical aspects of valuation; operational aspects of valuation.

APÊNDICE F - Submissão do artigo: “¿No se Valora Nada y se le Pone Precio a Todo? La Herencia Maldita de las Valoraciones de los Servicios Ecosistémicos de R. Costanza”, na revista Investigación Económica - Facultad de Economía de la Universidad Nacional Autónoma de México, Janeiro, 2016.

¿No se valora nada y se le pone precio a todo? La herencia maldita de las valoraciones de los servicios ecosistémicos de R. Costanza.

Carolina Tavares da Silva Bernardo,
Jorge Madeira Nogueira y
Claudio Carneiro da Cruz Neto

Resumen

Las aplicaciones de los métodos de valoración económica de bienes públicos (ambientales) parecen “ponerle precio a todo y no darle valor a nada”. Ellas no consideran los presupuestos teóricos y las exigencias metodológicas de tales métodos, transformando los resultados obtenidos en meras estimaciones monetarias, que carecen de significado económico. Evidencias del uso poco riguroso de esos métodos son los ejercicios de Costanza y sus colaboradores, en la publicación de dos artículos en un periodo de 15 años, uno del otro (1997 y 2014). Nuestro objetivo, al analizarlos, es mostrar las evidentes limitaciones y errores garrafales de medida, en ambos. La popularidad del primer artículo (y la creciente popularidad del segundo) entre economistas que no son del área ambiental, explica la percepción distorsionada, por parte de muchos, de lo que es la valoración económica ambiental.

Palabras clave: valoración económica; métodos de valoración; aspectos teóricos de la valoración; aspectos operacionales de valoración.

Abstract

Applications of methods of economic valuation of public (environmental) goods seem to "pricing everything and valuing nothing." They disregard theoretical assumptions and methodological requirements of such methods, transforming the results in mere monetary estimates, empty of any economic significance. Evidences of such lack of rigorousness in using these methods are two exercises by Costanza and his collaborators published within fifteen years (1997 and 2014) from one and to the other. Our goal in analyzing them is to show the obvious limitations and gross errors of measurement in both. The popularity of the first article (and the growing popularity of second) among non-environmental economists explains the distorted perception, on the part of many, of what is environmental economic valuation.

Key words:

economic valuation; valuation methods; theoretical aspects of valuation; operational aspects of valuation.

APÊNDICE G - Artigo “Os 15 anos de SNUC: uma análise à luz da Economia Ambiental”, publicado na
Revista Espacios, Abril 2016.

12/4/2016

Revista ESPACIOS

Espacios. Vol. 37 (Nº 21) Año 2016. Pág. 22

Os 15 anos de SNUC: uma análise à luz da Economia Ambiental

The 15 years of SNUC: an analysis in the light of environmental economics

Carolina Tavares da Silva BERNARDO 1; Jorge Madeira NOGUEIRA 2

Recibido: 21/03/16 • Aprobado: 25/04/2016

Conteúdo

1. Introdução
 2. O que são instrumentos de política?
 3. Falhas de mercado e de política
 4. Biodiversidade
 5. A lei do SNUC e os 15 anos de gestão
 6. Contribuições analíticas
 7. Considerações finais
- Referências Bibliográficas

RESUMO:

Políticas ambientais podem falhar em objetividade e eficácia por falta de informação e pouco entendimento sobre as relações ecológicas e técnicas econômicas. Por isso, o objetivo principal deste artigo foi de avaliar os 15 anos de existência da Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), quanto ao alcance de seus objetivos. A análise da gestão concluiu que o SNUC falhou no cumprimento dos seus objetivos, por entraves jurídicos, regulatórios e falhas de governo. Além disso, a existência de muitos objetivos para poucos instrumentos geram falhas na execução de políticas ambientais e, conseqüentemente, perdas de biodiversidade. **Palavras-chave:** instrumentos econômicos, política ambiental, gestão brasileira de UCs.

ABSTRACT:

Environmental policies could fail in achieve objectiveness and effectiveness by lack of information and understanding about ecological relations and economic techniques. Therefore, this essay aimed to evaluate 15 years of existence of the National System of Conservation Units Law regarding accomplishment of its goals. The analysis of management concluded that the System has failed to achieve its purposes by legal, regulatory and government failures. Besides the existence of many goals for a few instruments lead to failures on execution of environmental policies and, consequently, biodiversity losses. **key-words:** economic instruments, environmental policy, brazilian management of protected areas.

1. Introdução

Apesar de o conceito de problemas ambientais parecer simples, ele é bem mais profundo, pois envolve a forma como o ser humano se relaciona com a natureza. Gestores e políticos ambientais devem ter conhecimento sobre ecologia, tecnologia, sociologia, economia, e política de direitos de propriedade para um amplo entendimento do que são problemas ambientais e, assim, manejá-los de maneira mais eficiente.

A falta de comunicação entre as áreas do conhecimento é transmitida à gestão governamental. A inexistência de integração entre assuntos como gestão territorial, ecologia de paisagens e gestão das Unidades de Conservação, por exemplo, pode levar à ineficiência na implantação de políticas públicas ambientais e, conseqüentemente, no aumento das ameaças aos ecossistemas. Outros fatores, como as falhas de mercado e as falhas de governo também podem ter efeito negativo sobre a execução de políticas ambientais. Portanto, as falhas de mercado não são os únicos fatores que podem ameaçar os ecossistemas. As instituições também são imperfeitas (STERNER;CORIA, 2012).

Dessa forma, as falhas, que estão inseridas no processo de construção e de execução de políticas, são uma real ameaça para o uso sustentável dos recursos naturais e ecossistemas. A falta de informação ou o pouco entendimento sobre as relações ecológicas e técnicas econômicas que são usadas para escolher e desenhar instrumentos de política são explicações possíveis para o mal uso de políticas públicas ambientais. Além disso, é importante salientar que a política não é feita somente por pessoas altruístas com a intenção de maximizar o bem-estar social, mas sim por pessoas com interesses políticos e econômicos por trás de suas decisões, o que tornam os instrumentos governamentais fracos e, conseqüentemente, aumentam a degradação do meio ambiente (STERNER;CORIA, 2012).

Por isso, este artigo se propõe a analisar o alinhamento do objetivo de políticas ambientais e seus respectivos instrumentos, numa visão econômica, assim como avaliar os 15 anos de existência da Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), Lei nº 9.985/2000, com relação ao alcance dos objetivos desta política.

O texto está subdividido em sete seções, a contar com esta introdução. A primeira seção, após a introdutória, visa revisar o conceito de instrumentos de política, sua categorização e o objetivo de políticas ambientais. O segundo item tem como objetivo citar e explicar sucintamente as principais falhas de mercado, pelas quais se justificam a criação de políticas públicas, e também apresentar algumas falhas de governo. Em seguida, dá-se uma visão geral sobre o status de biodiversidade no Brasil, assim como conceitua-se o que é a diversidade biológica e a sua importância na oferta de serviços ambientais e manutenção da vida, para situar o leitor para os próximos e principais tópicos da discussão. A próxima sessão, então, apresenta a Lei do SNUC e os 15 anos de gestão das Unidades de Conservação brasileiras, com foco na eficácia dos objetivos e dos instrumentos econômicos e financeiros dispostos na norma. Para finalizar este ensaio, analisa-se sobre a efetividade da política do SNUC à luz dos preceitos da biologia da conservação e da economia ambiental e dispõe as considerações finais.

APÊNDICE H - Apresentação de Trabalho na forma de pôster/oral: “Payment for ecosystem services in Brazil: an ecological and economic perspective” no 5th International EcoSummit ‘Ecological Sustainability Engeneering Change’, de 29 de agosto a 1º de Setembro, Montpellier, França, 2016.



Payment for ecosystem services in Brazil: an ecological and economic perspective

Carolina Tavares da Silva Bernardo and Jorge Madeira Nogueira
caroltsbernardo@gmail.com, jmn0702@unb.br.

1. Introduction

This paper identifies and evaluates Brazilian initiatives of PES programs. We focus on ecological and economic issues and the responses on biodiversity conservation.

On the literature there is more than one definition of ecosystem services (Daily, 1997; Turner et al., 2000; DeGroot et al., 2002; MEA, 2003; Wunder, 2005; Boyd and Banzhaf, 2007; TEEB, 2010). Besides many classifications were made by different authors and institutions, there is not agreement on the conceptualization of biodiversity and its relationship with ecosystem functioning and services. In Brazil, aside from this disagreement on conceptualization, there is another problem: to use ecosystem and environmental services as synonyms to value services provided by nature.

This fact could lead to a mismeasurement of environmental services and/or a mischaracterization of the instrument. Therefore, usual necessary factors to establish and operate an efficient system of payments for environmental services are not always present in the current Brazilian scenario.

Despite Payment for Environmental Services (PES) are not regulated on Brazilian legal apparatus, there are some local initiatives. Most Brazilian PSE programs use the definition of ecosystem services provided by Wunder (2005). We analyzed some practical attempts of PES in Brazil that are summarized in the following sections of this study.

3. Conclusions and final considerations

The basic objective of any economic valuation is to get the Total Economic Value (TEV) of a change in the quality and/or quantity of a good, service or environmental asset. TEV is usually subdivided into: TEV = use value (direct or indirect) + option value + value of quasi-option + existence value.

Not all values assigned to TEV can be effectively revealed by market transactions. Therefore, one of the practical problems with the economic valuation is to obtain plausible estimates for these values. Considering this practical problem inside the method, it is possible to realize that not all biodiversity values were considered into environmental services calculation of Brazilian programs and projects analyzed. Consequently, **we can conclude that using only opportunity costs of land use to evaluate ecosystem services underestimates the actual value of ecosystem services provided by the ecosystems preserved.** Besides, these programs have rather compensation nature than market schemes accordingly to Wunder (2005).

As the most programs paid for reforestation, in order to increase the quality of water supply, the monitoring of the program is done by scanning the size of the area covered by forest and the flow of water related bodies. If there is an increase on flow and on forest area, those responsible for programs assume that payments for environmental services projects are reaching their goals and promoting increased on biodiversity. However, there is uncertainty about the positive relationship and causality causes by increases in forest area, increases flow and increased biodiversity for all biomes. Moreover, the effects of reforestation on the water cycle and increased biodiversity can be perceived after 30 years, when the forest becomes stable. None of the evaluated programs lasts for over 7 years and, therefore, the findings of increased biodiversity and water flow may not match the local reality.

2. Some PSE Programs in Brazil

We analyzed PES programs developed on the Brazilian Atlantic Forest. The main objective of these programs is to guarantee water supply and their maintenance by reforestation. We observed a disconnection between what goods and services they want to pay and what was actually paid (Table 1).

Table 1. Summary of some PES in Brazil

Programs	Calculation base of ES	Founding Sources	Program Objectives	State	Period	What are we should paying for?	What are we really paying for?
"Conservador das Águas"	Opportunity costs	Municipal and international funding	Soil conservation; vegetation covering; environmental sanitation of rural properties; Improving water supply and quality.	MG/SP	2007 - 2014	Water filtration, water supply, flood control, polination, climate stabilization, and sustenance of plants and animals.	Reforestation
"Ecocrédito"	Opportunity costs	Municipal funding	Reforestation of degraded areas in rural properties by financial incentives and Improving water supply and quality	MG	2006-2012	Water filtration, water supply, sustenance of plants and animals, erosion control	Reforestation
"Oásis"	Replacement costs	International and private funding	Conservation of natural areas in particular properties and water remaining	SP	2003 - 2012	Water filtration, water supply, sustenance of plants and animals	Reforestation and conservation
"Oásis - Apucarana"	Replacement costs	Private and municipal funding	Conservation of natural areas in particular properties and water remaining	PR	2009-2012	Water filtration, water supply, sustenance of plants and animals	Reforestation and conservation
"Produtores de água"	Opportunity costs	Municipal funding	Water supply, forest conservation and maintaining water quantity	RJ	2009 - 2012	Water filtration, water supply, sustenance of plants and animals	Reforestation and conservation

4. Acknowledgement

This study was supported by research grants from CAPES, FAP-DF and Pós-graduação em Economia (UnB).

APÊNDICE I - Oral presentation “Ecosystem or Environmental Services? What are we demanding and offering after all?” e organizadora da mesa “O1 - Ecosystem services and the goals of sustainable development (ODS): ¿antagonisms or synergies?” no 2016 Latin American & Caribbean ESP Conference ‘Healthy Ecosystem for Resilient Societies’, de 18 a 21 de outubro de 2016, Cali, Colômbia.

Ecosystem or Environmental Services? What are we demanding and offering after all?

Carolina T. S. Bernardo, Jorge M. Nogueira

Universidade de Brasília, Departamento de Economia, Centro de Estudos em Economia, Meio Ambiente e Agricultura - CEEMA.

Abstract

Ecosystem services could be defined as the processes and conditions through which natural ecosystems maintain and support human life and biodiversity, producing ecosystem goods and services, on economic point of view. In Brazil, the concepts of environment and ecosystem are used as a synonym to value services provided by nature. Payments for Environmental Services (PES) is an economic tool signalized as one way to capture the value positive externalities of environmental nature and to evaluate tradeoffs currently facing society. PES are not regulated on Brazilian legal apparatus, but there are some local initiatives. The aim of this paper is to evaluate Brazilian initiatives of PES programs. We pay special attention to ecological and economic issues and the responses on biodiversity conservation. We analyzed cases and data summarized at institutional publications. In most cases, the value paid for environmental services were valued by opportunity costs of land use and for services provided to protect water resources by reforestation. Only a few cases did not contain strong state intervention, although there were a number of economic opportunities for the instrument to be used voluntarily by private agents. There were no strong evidences of any significant correlation between PES and improvement of biodiversity conservation. We show that to use only opportunity costs of land use to evaluate ecosystem services underestimates the actual value of ecosystem services provided by the ecosystems preserved. Economic and institutional barriers, such as environmental laws focused on command and control, inhibit the adoption of the mechanism by users and providers of environmental services. Moreover, misleading concepts about ecological and economic mechanisms could lead to misapplication of such instrument, disconnection with ODS and an increased on loss of biodiversity.

Keywords: biodiversity conservation, payments for ecosystem services, Brazilian conservation, economic mechanisms for conservation.

**ANEXO A - Metodologia de cálculo dos serviços ambientais do programa oásis - SP
(PAGIOLA, VON GLEHN; TAFFARELLO, 2012)**

1) Cálculo do valor pago pelo armazenamento de água:

Componentes do cálculo de valoração:

Δ Infiltração: diferença de infiltração entre floresta e uso urbano (m³/ha/ano)

Vcca: Valor do m³ de água: valor indicado para cobrança de captação de água bruta por São Paulo, 2006: R\$0,01/m³

Valor total da água produzida = (Δ Infiltração x Vcca) = R\$/ha/ano

Dados de entrada:

Precipitação anual média (Prec) = m³/ha/ano

Bacias com florestas: Infiltração = 70% da precipitação

Bacias urbanizadas: Infiltração = 15% da precipitação

Valor de pagamento por m = R\$0,01/m³

Cálculo:

Δ Infiltração = Volume Infiltrado Floresta – Volume Infiltrado Urbano (m³/ha/ano)

Valor total da água produzida = (Prod x Vcca) – R\$/ha/ano

Precipitação anual média (Prec): 1.800 mm/ano = 18.000 m³/ha/ano

Infiltração em floresta = 18.000 x 70% = 12.600 m³/ha/ano

Infiltração em área urbana = 18.000 x 15% = 2.700 m³/ha/ano

Valor de cobrança de captação de água bruta para a bacia (Vcca) = 0,01 R\$/m³

Ganho de infiltração = 12.600 – 2.700 = 9.900 m³/ha/ano

Valor total da água produzida = (Prod x Vcca) = 9.900 m³/ha/ano x 0,01 R\$/m³ = **R\$ 99/ha/ano**

2) Cálculo do valor a ser pago pelo controle de erosão

O Programa Mata Ciliar da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo, junto com a Coordenadoria de Assistência Técnica e Integral de SP e a Agência Nacional de Águas, estimou com base nos custos médios de práticas de conservação do solo que o valor para o serviço ecossistêmico controle de erosão é de até **R\$75/ha/ano**.

3) Cálculo do valor pago pela manutenção da qualidade de água

Estimativa de produção de “poluentes” no grupo de sub-bacias prioritárias e no restante das sub-bacias

Indicador: Fósforo total (kg/ha/ano)

- Sub-bacias prioritárias

38,2 mil hectares (62,8% da área total): 200.000 habitantes

51% de vegetação natural; 10,6% de área urbana

Carga: 138,99 kg/dia (Ptotal) = 50.732,11 kg de fósforo total/ano

- Outras Sub-bacias

22,6 mil hectares (37,2% da área total) - 635.000 habitantes

33% de vegetação natural; 29,3% de área urbana

Carga: 373,62 kg/dia (Ptotal) = 136.369,96 kg de fósforo total/ano

Estimativa da participação (%) de carga de poluentes de cada grupo no aporte total de poluentes na represa**Dados de entrada:**

- Sub-bacias Prioritárias

50.732,11 kg/ano (Ptotal)

27% da carga total

Carga/ha = 1,33 kg/ha/ano (18% de participação na carga total de poluentes)

- Outras Sub-bacias

136.369,96 kg/ano (Ptot)

73% da carga total

Carga/ha = 6,02 kg/ha/ano (82% de participação na carga total de poluentes)

Cálculo do custo de tratamento para cada grupo de sub-bacias (proporcional à participação na carga total de poluentes).**Dados para o cálculo:**Produção total de água = $11\text{m}^3/\text{s} = 346,9$ milhões m^3/ano Produção/área = $5.699,1$ $\text{m}^3/\text{ha/ano}$ Custo de tratamento = R\$ 54/1.000 m^3

Custo/área = R\$ 307,75/ha/ano

- Sub-bacias Prioritárias

18% de participação = $\text{R}\$307,75 \times 18\% = \text{R}\$ 55,58$

- Outras sub-bacias

82% de participação = $\text{R}\$307,75 \times 82\% = \text{R}\$252,17$

- Diferença de Custo de Tratamento

R\$252,17 - R\$ 55,58 = **R\$196,59/ha/ano.**