



UNIVERSIDADE D
COIMBRA



Alexandre Altmann

**INSTRUMENTOS JURÍDICOS PARA A TUTELA DOS
SERVIÇOS ECOSISTÉMICOS**

Tese no âmbito do doutoramento em Direito, Justiça e Cidadania no Século XXI,
orientada pela Professora Doutora Maria Alexandra de Sousa Aragão e pelo
Professor Doutor Eduardo Barata e apresentada à Faculdade de Direito da
Universidade de Coimbra.

Fevereiro de 2019

Faculdade de Direito da Universidade de Coimbra

INSTRUMENTOS JURÍDICOS PARA A TUTELA DOS SERVIÇOS ECOSISTÉMICOS

Alexandre Altmann

Tese no âmbito do Curso de Doutoramento Direito, Justiça e Cidadania no Século XXI orientada pela Professora Doutora Maria Alexandra Sousa Aragão e pelo Professor Doutor Eduardo Barata e apresentada à Faculdade de Direito da Universidade de Coimbra.

Fevereiro de 2019



UNIVERSIDADE D
COIMBRA



“That which seems to be wealth may in verity be only the gilded index of far-reaching ruin (...)”
(John Ruskin, 1862).

Agradecimentos

A presente tese é fruto de muitos esforços e privações. Estar além-mar, longe, ora dos familiares, ora dos professores e colegas, tornou a tarefa penosa, mas nunca solitária. A ajuda de todos foi essencial para viabilizar esse trabalho. Minha amada filha, Flora, merece um agradecimento especial, tanto pelo tempo que passamos juntos como pelos dias que ficamos afastados. Também minha esposa Karine, por quem tenho grande admiração, me amparou nos momentos mais difíceis. Aos pais, Anelise e Günter, que sempre me incentivaram nos estudos, reservo um agradecimento particular, não apenas pelo doutorado, mas por acreditarem no “conjunto da obra.” Aos colegas do doutoramento, com quem compartilhei ideias e sonhos durante esse percurso, muito obrigado. Ao colega Professor Airton Berger Filho, por ter me apresentado o tema dos serviços ecossistêmicos em 2006 e pela amizade. Agradeço à Escola de Estudos Avançados pelo inestimável auxílio em todas as minhas demandas. Devo um agradecimento ao Professor Adir Ubaldo Rech, quem sempre me incentivou. Quero agradecer a paciência e a ajuda inestimável do Doutor Eduardo Barata, tanto na tese quanto nos demais trabalhos acadêmicos. Por fim, um agradecimento especial à Doutora Alexandra Aragão, quem admiro profundamente em virtude da sua dedicação aos serviços ecossistêmicos, da sua orientação sempre objetiva, da sua paciência e por responder prontamente meus questionamentos.

Dedicatória

Dedico este trabalho para minha filha, pelo que representas.

Dedico também à minha esposa Karine, pelo amor, pela compreensão e por compartilhar o sonho de um mundo melhor.

Dedico aos meus pais, Anelise e Gunter, com respeito e gratidão.

Quero também dedicar esta tese aos meus Professores Orientadores: Doutora Maria Beatriz da Silva (Bia), Doutor Eládio Lecey, Doutor Alindo Butzke, Doutor Eduardo Barata e Doutora Alexandra Aragão. Os senhores e as senhoras são parte permanente e indelével dessa trajetória.

Resumo

Os serviços ecossistêmicos, enquanto os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas, são fundamentais à sobrevivência e ao bem-estar humano. No entanto, eles não são suficientemente considerados nas decisões sobre a conservação ou degradação dos ecossistemas, motivo pelo qual se encontram em declínio. Cabe ao Direito dar uma resposta efetiva para tornar os serviços ecossistêmicos *visíveis* perante a sociedade, instituições e economia. Algumas iniciativas já estão sendo implementadas, mas a maior parte consta apenas na letra fria da lei (“law in the books”). Nesse contexto, o presente trabalho visa a compreender o que são os serviços ecossistêmicos, como eles emergiram enquanto uma nova racionalidade nas ciências ambientais e na economia, bem como a forma como o Direito está recepcionando esse novo conceito. O primeiro objetivo desta tese é verificar como o Direito pode contribuir para garantir a preservação e o acesso justo e equânime a esses serviços. Outrossim, com o objetivo de sistematizar e operacionalizar as normas, institutos, instrumentos e políticas voltadas para a tutela e valorização dos serviços ecossistêmicos, propõe-se uma *teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos*. Por fim, a presente tese apresenta uma *tipologia de institutos, instrumentos e políticas* voltadas para a tutela e promoção dos serviços ecossistêmicos.

PALAVRAS-CHAVE: serviços ecossistêmicos; biodiversidade; ecossistemas; teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos; tipologia.

Abstract

Ecosystem services, as benefits which people derive from ecosystems, are critical to human survival and well-being. However, they are not considered in decisions regarding the conservation or degradation of ecosystems, which is why they are in decline. It is up to the law to have an effective response to make ecosystem services visible to society, institutions and the economy. Some initiatives have already been implemented, but many are listed only in the letter of the law ("law in the books"). In this context, this paper aims at understanding what ecosystem services are, how they emerged as a new rationality in the environmental sciences and economics as well as the way in which the law is receiving this new concept. The first objective of this thesis is to verify how the Law can contribute to guarantee the preservation and the fair and equitable access to these services. Also, in order to systematize and operationalize the norms, institutes, instruments and policies aimed at protecting and valuing ecosystem services, a general legal theory of ecosystem services is proposed. Finally, this thesis presents a typology of institutes, instruments and policies aimed at the protection and promotion of ecosystem services.

KEYWORDS: *ecosystem services; biodiversity; ecosystems; general legal theory of ecosystem services; typology.*

Lista de tabelas

Tabela 01: Funções e serviços ecossistêmicos relacionados aos diversos ambientes naturais.

Tabela 02: Referências bibliográficas mais citadas na AEM.

Tabela 03: Bens rivais e não-rivais, excludentes e não-excludentes.

Tabela 04: O processo de *comodificação*: de serviços ecossistêmicos para *commodities ecossistêmicas*.

Tabela 05: Montantes e taxas de apoio das Medidas Agroambientais e Climáticas.

Lista de quadros

Quadro 01: Principais conclusões da Avaliação Ecosistêmica do Milênio.

Quadro 02: Serviços ecossistêmicos e suas implicações para o bem-estar humano.

Quadro 03: Ecossistemas e respectivos serviços ecossistêmicos.

Quadro 04: Os diferentes períodos da noção de serviços ecossistêmicos.

Quadro 05: Valor Econômico Total – VET.

Quadro 06: Metas da Estratégia para a Biodiversidade 2020.

Quadro 07: Projetos de Lei que tramitam no Congresso Nacional Brasileiro.

Quadro 08: Normas estaduais que tratam de serviços ecossistêmicos no Brasil.

Quadro 09: Normas que tratam de serviços ecossistêmicos em Portugal.

Quadro 10: Normas que tratam dos serviços ecossistêmicos no âmbito da União Europeia.

Quadro 11: Parâmetros indicadores do processo de densificação normativa.

Quadro 12: Campos do Direito com potencial para a aplicação do conceito de serviços ecossistêmicos.

Quadro 13: Exemplos de contratos públicos que exigiram critérios relativos à saúde humana e ao ambiente.

Quadro 14: Principais críticas ao sistema de Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos.

Quadro 15: Períodos da PAC relacionados com o contexto histórico e discurso dominante.

Quadro 16: Períodos da PAC relacionados com os instrumentos, mecanismos de ação, medidas e programas introduzidos.

Quadro 17: Ações e medidas relacionadas ao ambiente no período 2014-2020 da PAC.

Quadro 18: Comparação entre infraestrutura verde e infraestrutura cinza.

Lista de figuras

Figura 01: Taxa de extinção por período, por espécies.

Figura 02: Níveis de organização de um ecossistema.

Figura 03: Publicações sobre serviços ecossistêmicos, por ano e por fonte.

Figura 04: Linha do tempo do conceito de serviços ecossistêmicos.

Figura 05: Diagrama do fluxo circular da produção, circulação e consumo de bens.

Figura 06: Biocapacidade *per capita* (média mundial) relacionada com a pegada ecológica *per capita* média em diferentes países conforme dados de 2010 (por setor da economia).

Figura 07: Exemplo de um diagrama de fluxo de energia solar utilizado pelo método de análise emergética.

Figura 08: Estimativa da evolução quantitativa das variáveis de controle para sete fronteiras planetárias, dos níveis pré-industriais até o presente.

Figura 09: Da inflação legislativa à densificação normativa.

Figura 10: Processo de densificação normativa do princípio da precaução.

Figura 11: Objetos de densificação normativa.

Figura 12: Os marcos de densificação normativa.

Lista de abreviaturas

AEM – Avaliação Ecológica do Milênio

CDB – Convenção sobre Diversidade Biodiversidade

CCX – Chicago Climate Exchange

CICES – Common International Classification of Ecosystem Services

CITES - Comércio Internacional das Espécies da Flora e da Fauna Selvagens em

Perigo de Extinção

CV – Contingent Valuation

DAC – Disposição a aceitar

DAP – Disposição a pagar

EBA – Ecosystem-Based Adaption

EEA - Embodied Energy Analysis

EF – Ecological Footprint

EFA – Energy Flows Accounting

EMPI – Energy Performance Index

EPA – Environmental Protection Agency

ES – Ecosystem Services

ESP – Ecosystem Services Partnership

EUA – Estados Unidos da América

FSC – Forest Stewardship Council

GDP – Gross Domestic Product

GI – Green Infrastructure

GNI – Green Net National Income

Direito e Serviços Ecológicos

HANPP – Human Appropriation of Net Primary Production

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IDH – Índice de Desenvolvimento Humano

IISD - International Institute for Sustainable Development

IPBES – Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services

IPCC – International Panel on Climate Change

MBI – Market-Based Instruments

MCA – Multi-Criteria Analysis

MEA – Millennium Ecosystem Assessment

MEF – Material and Energy Flow

MEFA – Material and Energy Flow Accounting

MES – Mercado de Serviços Ecológicos

MFA – Material Flow Analysis

MMA – Ministério do Meio Ambiente do Brasil

MPH – Método de Preços Hedônicos

MP/RS – Ministério Público do Estado do Rio Grande do Sul

NCA – Natural Capital Accounting

ONU – Organização das Nações Unidas

PAC – Política Agrícola Comum

PES – Payment for Ecosystem Services

PSA – Pagamento por Serviços Ambientais

PSE – Pagamento por Serviços Ecológicos

PNUD – Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento

PNUMA – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente

REDD – Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation

SCN – Sistema de Contas Nacionais

SE – Serviços Ecossistêmicos

SEEA-EEA – System of Environmental-Economic Accounting – Experimental Ecosystem Accounting

SNA – System of National Accounting

TJ/RS – Tribunal de Justiça do Estado do Rio Grande do Sul

UNFCCC – United Nations Framework Convention on Climate Change

VET – Valor Econômico Total

WAVES – Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services

WRI – World Resources Institute

Índice

Agradecimentos.....	4
Dedicatória.....	5
Resumo.....	6
Abstract.....	7
Lista de tabelas.....	8
Lista de quadros.....	9
Lista de figuras.....	10
Lista de abreviaturas.....	11
NOTAS INTRODUTÓRIAS.....	19
Considerações iniciais.....	19
Delimitação e metodologia.....	22
Nota metodológica.....	24
Estrutura e divisão sistemática.....	25
CAPÍTULO 1. BIODIVERSIDADE, ECOSSISTEMAS E A GÊNESE DA NOÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS.....	27
1.1 Os significados da <i>natureza</i> para o Homem e a crise ambiental.....	28
1.2 Biodiversidade, ecossistemas, suas funções e serviços.....	36
1.2.1 Biodiversidade e ecossistemas.....	37
1.2.2 Funções dos ecossistemas.....	45
1.2.3 Serviços dos ecossistemas (serviços ecossistêmicos).....	50
1.3 <i>Political Ecology</i> e a gênese da noção de serviços ecossistêmicos.....	56
1.3.1 As três ‘dimensões’ da noção de serviços ecossistêmicos.....	61
1.3.1.1 Primeira dimensão: serviços ecossistêmicos enquanto metáfora.....	63
1.3.1.2 Segunda dimensão: serviços ecossistêmicos enquanto conceito que liga a economia e a ecologia.....	65
1.3.1.3 Terceira dimensão: a institucionalização da noção de serviços ecossistêmicos.....	67
1.3.1.3.1 The Economics of Ecosystems and Biodiversity – TEEB.....	72
1.3.1.3.2 Ecosystem Services Partnership – ESP.....	76
1.3.1.3.3 Common International Classification of Ecosystem Services - CICES... ..	77
1.3.1.3.4 Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES).....	78
1.4 Resultados e discussão.....	80

CAPÍTULO 2. ECONOMIA E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS.....	82
2.1 Considerações iniciais	82
2.2 O problema das <i>externalidades</i>	83
2.3 Bens públicos	86
2.4 Valor Econômico Total (VET)	87
2.5 A economia ambiental e a economia ecológica.....	89
2.5.1 Economia ecológica.....	93
2.5.1.1 O contraste dos “pontos de partida” da economia ecológica e da economia ambiental neoclássica	94
2.5.1.2 A relevância da noção de metabolismo	95
2.5.1.3 A oposição cognitiva das duas teorias sobre o “processo produtivo”	98
2.5.1.4 O desdobramento otimista da teoria convencional versus o desdobramento “cético” da economia ecológica.....	100
2.6 Capital Natural	103
2.7 Contabilidade ambiental e contabilidade dos ecossistemas.....	111
2.7.1 Sistema de Contas Nacionais (System of National Account – SNA).....	112
2.7.2 Contabilidade ambiental e o System of Environmental-Economic Accounting (SEEA)	115
2.7.3 Contabilidade ecossistêmica (<i>Ecosystem accounting</i>).....	118
2.7.4 Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services – WAVES.....	123
2.8 Métodos de valoração dos serviços ecossistêmicos.....	126
2.8.1 Preferência declarada	128
2.8.1.1 Valoração contingente.....	128
2.8.1.2 Método Conjoint Analysis.....	130
2.8.2 Abordagens de preferência revelada.....	131
2.8.2.1 Método de custo de viagem.....	131
2.8.2.2 Método de preços hedônicos	133
2.8.3 Abordagens fundadas no mercado de bens substitutos	137
2.8.3.1 Método do custo de reposição ou de recuperação (Replacement cost method)	137
2.8.3.2 Método de custo de controle ou custo evitado	138
2.8.4 Método do custo de oportunidade	140
2.8.5 Método de produtividade marginal	144
2.8.6 Métodos de análise multicritério (Multi-Criteria Analysis – MCA)	145
2.8.7 Métodos de valoração do balanço dos fluxos de matéria e energia.....	151
2.8.7.1 Material and Energy Flows Analysis (MEFA)	155

2.8.7.2 Método de análise de energia incorporada (Embodied Energy Analysis – EEA)	156
2.8.7.3 Ecological Footprint.....	157
2.8.7.4 Análise Emergética (Emergy Analysis)	162
2.9 Resultados e discussão	169
CAPÍTULO 3. DIREITO E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS.....	171
3.1 Introdução à teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos	171
3.1.1 Principais questões a fundamentar a adoção de uma teoria jurídica geral para os serviços ecossistêmicos	173
3.1.1.1 Questões de ordem técnica-científica	175
3.1.1.1.1 A acelerada perda da biodiversidade e de ecossistemas com conseqüente redução ou colapso nas funções ecossistêmicas e declínio no fornecimento de serviços ecossistêmicos.....	175
3.1.1.1.2 As perdas econômicas e para o bem-estar humano com o declínio dos serviços ecossistêmicos.....	178
3.1.1.1.3 A necessidade de não ultrapassar os limites do Planeta (<i>planetary boundaries</i>), os pontos de inflexão (<i>tipping points ou thresholds</i>) e da manutenção da resiliência dos ecossistemas	181
3.1.1.2 Motivos de ordem teórico-jurídico.....	185
3.1.1.2.1 Valorizar os serviços ecossistêmicos, tornando-os ‘visíveis’ perante a sociedade em geral, para as instituições e para a economia.....	185
3.1.1.2.2 A necessidade de estabelecer os conceitos, objetivos, princípios e diretrizes necessárias para a adoção da abordagem dos serviços ecossistêmicos nas decisões judiciais, administrativas, políticas públicas e de planejamento, bem como compatibilizar essa abordagem com os outros institutos jurídicos.....	188
3.1.1.2.3 Criar uma base teórico-jurídica coerente e capaz de fundamentar a produção legislativa, bem como apta a subsidiar a criação ou revisão de políticas públicas com base no conceito de serviços ecossistêmicos.	190
3.1.1.2.4 Subsidiar as decisões dos tribunais/administrativas com critérios e parâmetros cientificamente fiáveis.....	191
3.1.1.2.5 O estabelecimento de critérios de justiça ambiental no acesso e distribuição do bem-estar proporcionado pelos serviços ecossistêmicos.	195
3.1.1.2.6 A necessidade de recepção das novas descobertas científicas no Direito.	198
3.2 Conceito Jurídico de Serviços Ecossistêmicos	199
3.2.1 Conceito de serviços ecossistêmicos nos ordenamentos jurídicos Brasileiro, Português e Comunitário.....	201
3.2.1.1 Projetos de Lei Federal no Brasil.....	201
3.2.1.2 Legislação Estadual Brasileira	209

3.2.1.3 Conceito de Serviços Ecosistêmicos na Legislação Portuguesa.....	220
3.2.1.4 Conceito de Serviços Ecosistêmicos no Direito Europeu.....	225
3.2.2 Conceito jurídico de serviços ecosistêmicos: sentido, alcance e implementação	228
3.2.3 Densificação Normativa e o conceito de serviços ecosistêmicos.....	232
3.2.3.1 Densificação Normativa.....	233
3.2.3.2 O processo de Densificação Normativa do conceito de serviços ecosistêmicos	238
3.2.3.3 Contribuições da Densificação Normativa para a construção de um conceito jurídico de serviços ecosistêmicos.....	245
3.2.4 Delineamentos para a construção de um conceito jurídico de serviços ecosistêmicos.....	247
3.3 Tipologia para aplicação do conceito de serviços ecosistêmicos no Direito.....	252
3.3.1 Direito Tributário.....	256
3.3.2 Contratação Pública Sustentável.....	266
3.3.3 O licenciamento (autorização) ambiental de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras e o Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental (EIA- RIMA).....	273
3.3.4 Direito de propriedade.....	279
3.3.5 Contratos.....	290
3.3.5.1 Contratos Agrários.....	291
3.3.5.2 Contratos bancários.....	293
3.3.6 Responsabilidade Civil Ambiental.....	295
3.3.7 Direito Internacional.....	301
3.3.8 Novos instrumentos baseados no conceito de serviços ecosistêmicos.....	304
3.3.8.1 Pagamento por Serviços Ecosistêmicos – PSE.....	305
3.3.8.1.1 Conceito, características e natureza jurídica do sistema de PSE.....	306
3.3.8.1.2 O princípio do Protetor-Recebedor.....	312
3.3.8.1.3 PSE no Brasil.....	314
3.3.8.1.4 Críticas ao sistema de Pagamento por Serviços Ecosistêmicos.....	317
3.3.8.2 As medidas agroambientais e climáticas enquanto instrumento de valorização, restauração e proteção dos serviços ecosistêmicos na União Europeia.....	324
3.3.8.2.1 A Política Agrícola Comum Europeia – PAC.....	325
3.3.8.2.2 Medidas Agroambientais na PAC.....	332
3.3.8.2.3 Medidas agroambientais e climáticas e a proteção dos serviços ecosistêmicos.....	339
3.3.8.2.4 Medidas agroambientais e climáticas como instrumento de valorização, restauração e preservação dos serviços ecosistêmicos na União Europeia.....	344

3.3.8.3 Infraestrutura Verde na União Europeia.....	351
3.3.8.3.1 Conceito de Infraestrutura Verde	352
3.3.8.3.2 Resolução do Parlamento Europeu sobre Infraestrutura Verde	355
3.3.8.3.3 Infraestrutura Verde enquanto novo instrumento baseado no conceito de serviços ecossistêmicos.....	363
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	366
Bibliografia	373

NOTAS INTRODUTÓRIAS

Considerações iniciais

A biodiversidade e os ecossistemas, suas funções, seus bens e serviços suportam a vida no Planeta. As complexas inter-relações entre os seres vivos e o ambiente – ecossistemas – sustentam o bem-estar humano. Não obstante a relevância dos ecossistemas e de seus serviços, os esforços para a sua preservação ainda são incipientes nas agendas política, econômica e jurídicas nos alvares do Século XXI. Em 2005 uma avaliação mundial do estado dos ecossistemas, encomendada pela ONU, revelou que 60% dos ecossistemas que sustentam a vida no Planeta estão degradados ou utilizados de forma não sustentável (AEM, 2005). Recorrendo a uma metáfora, *estamos operando no vermelho*, excedendo os limites do *sistema Terra*. Além disso, estas alterações nos ecossistemas podem desencadear *mudanças não-lineares* na maneira como eles funcionam, a exemplo de uma queda abrupta no fornecimento de serviços ecossistêmicos. A atual crise da polinização e o colapso dos cardumes de algumas espécies são duas demonstrações contundentes disso.

As consequências das intervenções nos ecossistemas vão além das ecológicas, pois atingem também a sociedade e a economia. Na década de 1990, Costanza et al. (1997) estimaram o valor dos serviços ecossistêmicos de todo mundo entre 16 e 54 trilhões de Dólares Americanos por ano, sendo que o GDP mundial naquele ano foi de 18 trilhões. Mais tarde, esse estudo foi atualizado e a estimativa foi de US\$ 145 bilhões para o ano de 2011, enquanto o GDP foi de US\$ 75,2 trilhões (Costanza et al., 2014). A biodiversidade e os ecossistemas constituem, portanto, um *patrimônio* (fundo) que presta os serviços (fluxos) essenciais para o bem-estar humano. Os ecossistemas integram, de acordo com Daily (1997), nosso *Capital Natural*. São tão importantes quanto a infraestrutura construída (capital artificial ou financeiro), pois não podem ser substituídos por essa. Daí o extremado valor da biodiversidade, dos ecossistemas e dos seus serviços.

A manutenção da integridade dos ecossistemas – ao lado das mudanças climáticas – constitui os maiores desafios do *Direito do Antropoceno*. De fato, os instrumentos de Direito Ambiental têm se demonstrado falhos para fazer frente ao declínio da biodiversidade e da destruição e alteração dos ecossistemas. Nesse contexto, o conceito de *serviços ecossistêmicos*, cunhado em 1981 pelos ecólogos Anne e Paul Erlich, surge como um norte para orientar a criação de novos institutos, instrumentos e políticas na seara ambiental, bem como para pautar a revisão dos existentes. Mas essa mudança não se limita ao *Direito do Ambiente*: ao modificar a forma como enxergamos o *ambiente natural*, esse conceito traz um novo paradigma para o próprio Direito. De fato, o conceito de serviços ecossistêmicos tem o condão de transformar os mais diversos institutos jurídicos ao introduzir uma inovadora abordagem.

A Economia Ecológica trabalha desde os anos 1990 com os conceitos de *serviços ecossistêmicos* e *Capital Natural*. Ao identificar esses serviços enquanto *externalidades positivas* (ao contrário da poluição, que é uma *externalidade negativa*), a Economia Ecológica começa a propor que sejam *internalizados* pelos agentes econômicos. Não obstante, estes agentes percebem os serviços ecossistêmicos enquanto “bens públicos”, ou seja, não-rivais e não-exclusivos. Da mesma forma, o mercado não considera a possibilidade de esgotamento dos bens e serviços dos ecossistemas. A invisibilidade dos serviços ecossistêmicos, portanto, se traduz em uma falha de mercado que não lhes atribui valor algum. Daí o conflito entre a Economia Neoclássica (neoliberal) – que percebe a natureza enquanto “recurso” e “receptora de resíduos” – e a Economia Ecológica, a qual entende o sistema econômico enquanto *dependente* dos ecossistemas e seus serviços. Para a Economia Neoclássica a natureza é alheia à economia: eventuais limites impostos pelo ambiente à economia seriam superados pela evolução da *técnica*. Logo, a Economia Neoclássica entende que o Capital Natural sempre pode ser substituído por capital financeiro. Em resumo, para esse ramo do pensamento econômico, a expansão econômica sem limites é possível com o avanço da tecnociência.

A Economia Ecológica rebate esses argumentos afirmando que determinados ecossistemas, seus produtos e serviços, não são substituíveis por meios artificiais e, mesmo que isso fosse possível, o alto custo tornaria essa substituição inviável economicamente. Essa parte do Capital Natural que não pode ser substituído por meios artificiais ou capital financeiro é denominada de *Capital Natural crítico*. Para a Economia Ecológica, portanto, a capacidade dos ecossistemas em prover os serviços ecossistêmicos impõe limites à expansão econômica. Em decorrência disso, o declínio desses serviços impacta diretamente a economia. Georgescu-Roegen (1971) observou que as próprias leis da física, em particular a 2ª Lei da Termodinâmica, impõem limites à expansão econômica. A *entropia* informa que, ao utilizar determinados recursos, estar-se-á dispendendo uma energia que não poderá mais ser recuperada.¹ Ou seja, para a física, o processo produtivo (econômico) é entrópico ao transformar recursos de baixa entropia em recursos de alta entropia. Ora, enquanto o capital artificial utiliza recursos de baixa entropia e os transforma em recursos de alta entropia, o Capital Natural opera com recursos de baixa entropia – a exemplo dos ecossistemas e seus serviços. A forma encontrada pelos economistas ecológicos para solucionar a falha de mercado que considera os serviços ecossistêmicos como *livres* é valorá-los e desenvolver mecanismos para internalizá-los na economia.

O problema é que os agentes econômicos ainda entendem a natureza enquanto uma coadjuvante substituível do processo produtivo: maioritariamente eles ainda não percebem os ecossistemas enquanto fornecedor de serviços essenciais ao bem-estar humano – e, em última análise, como o próprio suporte da economia. Em resumo: atualmente os serviços ecossistêmicos

¹ A 2ª Lei da Termodinâmica diz que trabalho pode ser totalmente convertido em calor e calor em energia térmica. No entanto, energia térmica não poderá ser totalmente convertida em trabalho. A *entropia* é a mensuração da parcela de energia que foi perdida, ou seja, que não mais poderá ser convertida em trabalho.

são *invisíveis* para a sociedade e para a economia. Para mudar essa percepção, é necessário chamar a atenção da sociedade para o valor da biodiversidade, dos ecossistemas e de seus serviços para o bem-estar humano. Em outras palavras: *tornar os serviços ecossistêmicos visíveis* à sociedade, à economia e às instituições. E essa tarefa de articulação incumbe primordialmente ao Direito. O desafio do Direito, portanto, reside em garantir a preservação e o acesso justo e equânime a esses serviços. Mas como alertar a sociedade e os agentes econômicos para o valor dos serviços ecossistêmicos?

Os métodos de valoração dos serviços ecossistêmicos constituem um importante instrumento para demonstrar a importância desses serviços para o bem-estar humano. Ao evidenciar o valor desses serviços, espera-se que eles sejam *internalizados* na economia e considerados nos processos de tomada de decisão. Ferramentas de valoração podem identificar os diversos fatores que compõe o *valor* dos serviços ecossistêmicos e que normalmente não são considerados pelo mercado. Assim, mesmo critérios de *justiça ambiental* relacionados aos serviços ecossistêmicos (que raramente são observados pelo mercado) podem compor uma *avaliação multicritério* desses serviços (Aragão et al., 2016). Não obstante a importância da valoração econômica, o primeiro passo para internalizar os serviços ecossistêmicos é ressaltar a sua essencialidade para o bem-estar humano.

A partir da AEM (2005) observa-se uma *institucionalização* do conceito de serviços ecossistêmicos em políticas públicas e normas jurídicas. Isso configuraria, segundo Thibierge et al. (2013), o *germe* de um processo de *densificação normativa* desse conceito. Desde então, com base nesse conceito, foram criadas instituições, realizados estudos jurídicos, sancionadas normas, firmados contratos, criadas políticas públicas, emanadas decisões administrativas e judiciais. Também se observa que cada vez mais Estados, governos e empresas têm adotado normas e políticas relacionadas com os serviços ecossistêmicos, atingindo um número crescente de pessoas e instituições. Tudo isso aponta para uma *densificação normativa* do conceito de serviços ecossistêmicos. Apesar da crescente normatividade, em muitos casos (a exemplo do que ocorre atualmente no Brasil) esse processo ocorre sem qualquer sistematização. Isso pode resultar em insegurança jurídica, desarticulação dos atores, desperdício de esforços e recursos, além de uma incompatibilidade entre as normas e políticas que porventura venham a ser criadas com base nesse conceito.

Considerando que a relevância e a complexidade do tema demandarão, nos próximos anos, uma abordagem jurídica sistemática, a presente tese busca evidenciar a necessidade de uma *teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos*. Imperioso se ressaltar que o Direito tem o condão de organizar os conceitos, mobilizar esforços, articular os atores – função de direção –, assim como regulamentar a matéria e julgar os litígios dela decorrentes – função normativa e jurisdicional. Nesse sentido, o Direito pode – e deve! – promover e valorizar os serviços ecossistêmicos, garantindo a sua preservação e o acesso equânime a esses serviços.

Mas de que forma o Direito pode contribuir para tornar os serviços ecossistêmicos “visíveis” para a sociedade, instituições e para a economia? E mais: quais os institutos, instrumentos e políticas que o Direito pode direcionar para “valorizar” tais serviços? Tornar visível aqui significa internalizar os serviços ecossistêmicos nas políticas, normas jurídicas, institutos jurídicos, instituições, tomada de decisões, enfim, em todos os aspectos jurídicos que devem levar em consideração o valor desses serviços. Em outros termos, ao dar “visibilidade” aos serviços ecossistêmicos, o Direito estará contribuindo para a preservação desses serviços. Antes de qualquer medida, no entanto, é necessário que o próprio Direito recepcione o conceito de serviços ecossistêmicos.

Como forma de sistematizar o Direito diante do processo de densificação normativa que se observa em relação a esse conceito, o presente trabalho propõe a adoção de uma *teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos*. Essa teoria pode orientar a concepção, a criação, a estruturação e a implementação das normas, institutos, instrumentos e políticas voltadas à tutela e promoção desses serviços. Além disso, uma teoria jurídica geral seria útil para a adequação dos institutos, instrumentos e políticas já existentes, bem como na elaboração de novos com base na abordagem dos serviços ecossistêmicos.

As perguntas que norteiam a presente tese são:

- i) O Direito pode colaborar para tornar os serviços ecossistêmicos “visíveis” perante a sociedade, instituições e economia – e, a partir disso, contribuir para garantir a preservação e o acesso justo e equânime a esses serviços?
- ii) De que forma o Direito pode sistematizar e operacionalizar as normas, instituições e políticas voltadas para a tutela e valorização dos serviços ecossistêmicos necessários para garantir a dignidade e bem-estar das pessoas?
- iii) A fim de assegurar *o acesso justo e equânime aos serviços dos ecossistemas*, quais os institutos, instrumentos e políticas que poderiam ser utilizados para operacionalizar o conceito de serviços ecossistêmicos?

Delimitação e metodologia

Diante da complexidade e interdisciplinaridade do tema, bem como da escassez de fontes jurídicas, utilizou-se um quadro teórico para abordar as diversas vertentes relacionadas aos serviços ecossistêmicos. Desta forma, recorreremos à biologia da conservação, à ecologia política, à economia ecológica, à teoria da resiliência, ao Direito da Conservação e da Biodiversidade, bem como à densificação normativa para descrever, estruturar, analisar e construir os conceitos e ideias fundamentais para o presente estudo. A biologia da conservação foi utilizada para analisar a importância da biodiversidade e dos ecossistemas, bem como as causas e consequências da sua

perda e degradação. A ecologia política auxiliou na descrição e compreensão da gênese e profusão do conceito de serviços ecossistêmicos. Já a economia ecológica, ramo que mais tem contribuído para a promoção e valorização dos serviços ecossistêmicos, foi fundamental para a análise das bases econômicas desses serviços. Sob as premissas da economia ecológica foram analisados, de forma crítica, os diferentes métodos de valoração utilizados pelos economistas para “tornar visíveis os serviços da natureza.” (TEEB, 2010a) Já a teoria da resiliência foi utilizada para sustentar que a ação antrópica foi – e é – a responsável pelas recentes extinções, o que marca o início de uma nova era geológica: o Antropoceno. Com base nessa teoria também foram analisados os limites do Planeta (Planetary Boundaries), os pontos de inflexão (tipping points) e as mudanças não-lineares resultantes da degradação dos ecossistemas e da perda da biodiversidade. A teoria da resiliência evidencia, ainda, a urgente necessidade “de uma (re)conexão do Homem com a natureza” (Stockholm Resilience Centre, 2018). Uma breve nota histórica no início da argumentação ilustra como se deu a passagem das crenças ancestrais (relacionadas a um sentimento de pertença e dependência do ambiente) para as religiões teístas (que exaltavam a dominação do ambiente) e, mais tarde, uma ruptura ainda maior inaugurada pela a tecnociência, com a idealização de um mundo totalmente antropizado, artificial e autômato. Nesse contexto, a tarefa do Direito é, também, promover a reconexão do ser humano com a natureza – e os serviços ecossistêmicos constituem um forte elo de ligação entre os dois. Por isso, nas palavras de Sands (2007), a questão ambiental é o “imperativo categórico kantiano de nosso tempo.”

A análise sistemática das normas que adotam o conceito de serviços ecossistêmicos no Brasil, em Portugal e na União Europeia foi essencial para desvelar como esse conceito está sendo empregado na legislação vigente e em projetos de lei. Uma vez delimitado o tema e a problemática a ser enfrentada, com base nas teorias aludidas acima, utiliza-se a ideia de *densificação normativa* para a análise e compreensão do processo de aumento da normatividade do conceito de serviços ecossistêmicos. A partir dessa análise, foram esboçados delineamentos para a proposta de um conceito jurídico de serviços ecossistêmicos.

Por fim, com o objetivo de sistematizar os institutos, instrumentos e políticas que podem ser utilizados para aplicar o conceito de serviços ecossistêmicos, foi elaborada uma tipologia. Para tanto, foram utilizados dois critérios: (i) institutos, instrumentos e políticas existentes que podem ser remodelados para trabalhar com o conceito de SE; (ii) novos institutos, instrumentos e políticas que já operam dentro da estrutura dos SE. Os institutos, instrumentos e políticas selecionadas já existem no ordenamento jurídico do Brasil, de Portugal ou da União Europeia. No entanto, alguns não operam com a abordagem dos serviços ecossistêmicos. Outros, a exemplo do PSE e da estratégia da União Europeia para a Infraestrutura Verde, já foram criados a partir dessa abordagem, mas estão em fase de inicial de implementação. Em ambos os casos, todos os instrumentos selecionados para compor a tipologia tem potencial para operacionalizar o conceito de serviços ecossistêmicos na prática, como é detalhado de forma crítica em cada um deles. A tipologia é, portanto, exemplificativa, podendo ser ampliada em estudos posteriores. Futuras

investigações acerca de outros instrumentos capazes de operacionalizar esse conceito poderão dar continuidade ao estudo aqui iniciado.

Da mesma forma, a proposta de uma *teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos* também está em aberto, carecendo de mais estudos e desenvolvimento. A intenção aqui é propor, justificar, e lançar as bases dessa *teoria geral*. Esse é o ponto *especulativo e propositivo* da presente tese: diante da nova racionalidade inaugurada pelos serviços ecossistêmicos, busca-se justificar uma sistematização da crescente normatividade que surge a partir da adoção desse conceito. No entanto, detalhamentos dessa teoria não são o foco desta tese, pendendo novas investigações a respeito. O objetivo da tese, portanto, é o de analisar, de forma crítica, *como o Direito pode contribuir para promover e tutelar os serviços ecossistêmicos*. Importante observar que a preservação desses serviços é vital para assegurar o acesso equânime ao Capital Natural, evitar conflitos relacionados com os recursos naturais e serviços ecossistêmicos, bem como garantir *justiça ecológica*. Em suma, a tutela dos serviços ecossistêmicos está diretamente relacionada com a dignidade da pessoa humana, das presentes e futuras gerações.

Nota metodológica

O presente trabalho, em diversas ocasiões, faz menção às normas, políticas, jurisprudência, projetos e exemplos oriundos do Brasil, da União Europeia ou de Portugal. É importante destacar, *ab initio*, que não se pretende aqui realizar um estudo de Direito comparado. Buscou-se, destarte, analisar as diversas experiências normativas a respeito do tema: existem contribuições do Brasil que não encontram paralelo na Europa; há políticas europeias sem similitude na América Latina; Portugal, por sua vez, traz inovações normativas que podem servir de base para o ordenamento brasileiro. Um estudo publicado em 2012 foi a referência para esta abordagem: o Diálogos Setoriais Brasil-União Europeia sobre o sistema de PSE (Santos, 2012). Nesse estudo são analisadas as políticas de ambos acerca dos incentivos à proteção ambiental sem, contudo, estabelecer comparações diretas, quantitativas ou qualitativas. De pronto esse estudo serviu de base para o projeto de tese apresentado em julho de 2014 e demonstrou que Portugal é um *locus* privilegiado para o desenvolvimento de uma tese versando sobre Direito e serviços ecossistêmicos. E, nesse sentido, o programa de Doutorado em Direito, Justiça e Cidadania no Século XXI da Universidade de Coimbra é um campo fértil para fazer frutificar um trabalho com estes anseios. A transdisciplinaridade do programa tornou o necessário diálogo entre as ciências mais fluído. Além disso, o fato de investigadores² da Universidade de Coimbra já terem se debruçado sobre o tema dos serviços ecossistêmicos contribuiu decisivamente e qualificou sobremodo os debates que orientaram esta tese. Ainda que Portugal, Brasil e a União Europeia

² Merecem destaque os trabalhos da Doutora Maria Alexandra de Sousa Aragão (FDUC), do Doutor Eduardo Barata (FEUC) e do Doutor João Carlos Marques (FCTUC-DCV e IMAR).

tenham sido mais estudados, menções a outros países são feitas sempre que alguma experiência seja elucidativa para a argumentação. Importante, ainda, destacar que a relação entre Direito e serviços ecossistêmicos é o aspecto menos desenvolvido na literatura científica, motivo pelo qual não abundam fontes que tratam especificamente do tema. Diante disso, utilizou-se em profusão textos de outras áreas do conhecimento que tem trabalhado o tema com mais profundidade, a exemplo da ecologia, economia e ecologia política. Na medida do possível, foram utilizados a doutrina, a jurisprudência e o Direito positivo relacionado aos serviços ecossistêmicos. Mas, reiterando, são poucas as normas e os textos jurídicos a tratar dessa matéria. Na jurisprudência não é diferente.³

Estrutura e divisão sistemática

A tese divide-se em três capítulos. O primeiro capítulo explora os aspectos técnicos relacionados aos serviços ecossistêmicos. Aborda, ainda, sob o prisma da ecologia política, a atuação e contribuição das correntes teóricas, instituições e cientistas na construção do conceito de serviços ecossistêmicos. O segundo capítulo trata da relação entre economia e serviços ecossistêmicos, partindo das divergências entre a economia neoclássica (*mainstream*) e a economia ecológica. Este capítulo analisa também os métodos que são utilizados para valorar os serviços ecossistêmicos. O terceiro capítulo analisa a interface entre o Direito e os serviços ecossistêmicos.

O primeiro capítulo inicia com uma análise histórica-antropológica que busca evidenciar as diferentes concepções da natureza ao longo da história da humanidade (subtítulo 1.1). Essa discussão é fulcral, vez que o conceito de SE visa a reconectar o Homem à natureza, ao destacar a importância dos ecossistemas, da biodiversidade, seus bens e serviços para o bem-estar humano. O subtítulo 1.2 trata dos principais conceitos técnicos ligados aos ES: biodiversidade, ecossistemas, funções dos ecossistemas e, por fim, serviços dos ecossistemas. Nesse tópico é, ainda, destacada a importância da biodiversidade e dos ecossistemas para o bem-estar humano, assim como as principais ameaças a sua conservação. O subtítulo 1.3 aborda, a partir da perspectiva da ecologia política, a gênese do conceito de serviços ecossistêmicos. Assim, a análise recai sobre os atores (cientistas, teóricos, instituições e principais publicações) que contribuíram para a criação e difusão desse conceito.

O segundo capítulo aprofunda a relação entre a economia e os SE. Como destacado na análise de ecologia política (1.3), a economia ecológica teve um papel fundamental na promoção

³ Por exemplo, em pesquisa realizada em 2016 no Tribunal de Justiça do Estado de São Paulo – TJ/SP, apenas 22 acórdãos reportavam-se ao termo “serviços ecológicos” e apenas um acórdão tratava do termo “serviços ecossistêmicos”. O TJ/SP é a maior Corte do Brasil e do mundo, tendo sob sua jurisdição mais de 44 milhões de habitantes e 248.222,362 Km² de território³ (2,5 vezes maior que Portugal), com cerca de 100 milhões de processos ativos (estoque + casos novos), o equivalente a 26% de todos os processos ativos do país (dados de 2014, TJ/SP, 2016). O resultado de uma análise das primeiras decisões a utilizarem o termo no Brasil foi publicada em fevereiro de 2018 na edição especial sobre Direito e Serviços Ecossistêmicos da *Ecosystem Services Journal* (Altmann e Stanton, 2018).

dos serviços ecossistêmicos ao realçar a importância desses serviços para o bem-estar humano e, em última consequência, também para a economia. No subtítulo 2.1 são abordadas as diferentes perspectivas – da economia neoclássica e da economia ecológica – sobre as questões ambientais em geral e sobre os serviços ecossistêmicos e o Capital Natural em particular. No subtítulo 2.2 é abordada a contribuição de Georgescu-Roegen para a economia ecológica, especialmente no tocante aos limites do crescimento econômico. No subtítulo 2.3 é detalhada a teoria que fundamenta a ligação dos serviços ecossistêmicos e a economia, ressaltando a importância do conceito de externalidades e do Valor Econômico Total (VET). Os métodos de valoração econômica do ambiente são analisados em destaque no subtítulo 2.4 em virtude de sua relevância para o debate acerca dos serviços ecossistêmicos.

O terceiro capítulo trata da relação entre Direito e os serviços ecossistêmicos, esboçando as respostas para a questão central desta tese. O subtítulo 3.1 aborda questões de ordem técnica e de ordem jurídica que justificam a relevância e a necessidade de uma *teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos*. O conceito jurídico de serviços ecossistêmicos é abordado no subtítulo 3.2. Inicialmente (3.2.1) é realizada uma análise crítica de como o tema é abordado na legislação brasileira (3.2.1.1 e 3.2.1.2), na portuguesa (3.2.1.3) e da União Europeia (3.2.1.4). O sentido, o alcance e a implementação do conceito jurídico de serviços ecossistêmicos é tratado no subtítulo 3.2.2. O processo de densificação normativa, o qual auxilia na compreensão do fenômeno do aumento de normatividade ligada ao conceito é analisado no subtítulo 3.2.2. Já no subtítulo 3.3 procura-se estabelecer uma tipologia de institutos, instrumentos e políticas que podem ser utilizados para operacionalizar a tutela e a promoção dos serviços ecossistêmicos. A tipologia é composta por institutos, instrumentos e políticas existentes (3.3.1-3.3.7) e que podem ser utilizados com os devidos ajustes, bem como pelos novos institutos, instrumentos e políticas (3.3.8). Nos primeiros, são abordados os tributos ambientais (3.3.1), as contratações públicas sustentáveis (3.3.2), o licenciamento ambiental (3.3.3), o Direito de propriedade (3.3.4), os contratos (3.3.5), a responsabilidade civil ambiental (3.3.6) e o Direito internacional (3.3.7). Dentre os novos instrumentos está o sistema de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos – PSE (3.3.8.1), as Medidas agroambientais e climáticas na União Europeia (3.3.8.2) e a Infraestrutura Verde na União Europeia (3.3.8.3).

Importante destacar que, tanto no Brasil como na União Europeia e em Portugal, os instrumentos, políticas, ações e normas baseadas no conceito de serviços ecossistêmicos são recentes ou estão em estágio inicial de implementação. Em virtude disso, é necessário e urgente que o Direito recepcione a abordagem dos serviços ecossistêmicos e sistematize os institutos, instrumentos e políticas de tutela e promoção desses serviços, a exemplo do que ocorreu com o Direito das Mudanças Climáticas ou o Direito dos Desastres.

CAPÍTULO I. BIODIVERSIDADE, ECOSSISTEMAS E A GÊNESE DA NOÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Ao longo da história, a humanidade tem percebido na natureza diferentes significados. Entidade sagrada e provedora para o Homem primitivo, atualmente a natureza é maioritariamente vista como uma fonte inesgotável de recursos a serem explorados. A noção e o entendimento do que vem a ser a natureza, portanto, tem vindo a ser alterada com o passar do tempo. O entendimento do que é e o que significa a natureza para o ser humano – condicionará a sua atitude para com esta. A forma como a natureza era percebida nos Séculos XVIII e XIX influenciou sobretudo a fase de apropriação e exploração dos recursos naturais durante a era industrial, a qual foi o estopim da hodierna crise ecológica. Para um estudo dos serviços ecossistêmicos e sua relação com o Direito, inicialmente se faz necessária uma breve análise do significado da natureza para o Homem. Pretende-se, assim, compreender as implicações das diferentes concepções da natureza para os serviços ecossistêmicos, que, por ora, permanecem *invisíveis* para a economia e para o Direito.

O estudo do significado da natureza para o Homem ao longo da história fornece pistas para a compreensão da crise ecológica, isto é, dos impactes das atividades antrópicas no ambiente. O Planeta vive atualmente um momento de grande *diversidade biológica* – estima-se que existam cerca de 5 a 30 milhões de espécies. Os sistemas ecológicos ou *ecossistemas* são a conexão da biodiversidade com o meio abiótico. No entanto, as *funções dos ecossistemas* que dão suporte à vida na Terra estão severamente ameaçadas: cerca de 60% dos ecossistemas estão sendo utilizados além de sua capacidade. A segunda parte desse capítulo é dedicada ao estudo da biodiversidade, dos ecossistemas, de suas funções e de seus serviços. A compreensão desses conceitos é fundamental para o entendimento dos serviços ecossistêmicos, ou seja, as funções dos ecossistemas que são essenciais para o bem-estar humano. A abordagem é técnica, mas trata dos aspectos jurídicos ou econômicos, quando necessário.

A noção de *serviços ecossistêmicos* é uma construção técnica-científica que demandou o esforço de diversos atores e instituições desde que foi cunhada, nos anos 1980. Essa noção passou por três fases principais: uma primeira na qual servia como *metáfora*, depois passou a congrega economia e ecologia e, a mais recente que institucionalizou o conceito de serviços ecossistêmicos. A última parte desse capítulo se dedica ao estudo da *Political Ecology* dos serviços ecossistêmicos a partir das análises de Sartre e Castro (2014), Costanza et al. (2017) e Gomez-Baggethum et al. (2010). Estes autores sistematizaram a evolução histórica, científica/acadêmica, econômica e institucional da noção de serviços ecossistêmicos. A análise da gênese e construção

da noção de serviços ecossistêmicos através do prisma da Political Ecology dá suporte à estrutura de todo o trabalho. A identificação e a localização dos atores, teorias, ideias e instituições que contribuíram o desenvolvimento da noção de serviços ecossistêmicos possibilitará, nos próximos capítulos, a análise das implicações dessa noção para a economia e para o Direito. Além disso, conhecer das teorias que fundamentam tal noção é essencial para a proposta de uma *teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos*.

1.1 Os significados da *natureza* para o Homem e a crise ambiental

Para os povos caçadores-coletores da pré-história⁴ existia uma relação de dependência e veneração pelo ambiente natural, eis que o Homem vivia de acordo com os ciclos da natureza. Nesse período, que compreende 2 milhões de anos até há cerca de 10 mil anos, a subsistência da espécie humana consistia na caça, pesca e coleta de frutos, raízes e cereais. Para que pudesse caçar e coletar alimentos, o Homem necessitava realizar grandes deslocamentos, seguindo as manadas ou buscando locais com disponibilidade de frutos e cereais. O nomadismo era a única forma de obtenção das calorias necessárias à sobrevivência. Para suprir suas necessidades alimentares e de abrigo, o ser humano dependia da disponibilidade dos recursos oferecidos pelo ambiente.

Diante dos limitados poderes físicos e sensoriais (olfato, visão, audição e força física limitadas se comparados com outros animais), a espécie humana estava condicionada à incessante busca de recursos e serviços disponíveis na natureza e ao alcance de sua capacidade. Não obstante tais limitações, Miller (2007) chama a atenção para o fato de que o ser humano sobreviveu e prosperou em vista de três adaptações principais: *polegares fortes que se opõe aos outros dedos, permitindo manejar ferramentas; a capacidade de andar eretos que lhe permite percorrer grandes distâncias e; um cérebro complexo*. Essas capacidades permitiram ao ser humano desenvolver tecnologias que o auxiliaram a “dominar a maior parte dos sistemas que sustentam a vida na Terra e a produtividade primária líquida, a fim de atender nossas necessidades básicas e desejos crescentes.” (Miller, 2007).

Nesse contexto de dependência do ambiente e modos de vida estritamente conformados com ciclos da natureza, o Homem interpreta os fenômenos naturais como místicos. Nas crenças do Homem pré-histórico existe um sentimento de dependência e de pertença à natureza. Em virtude disso, nesse período o Homem diviniza e cultua os elementos da natureza. Outra questão

⁴ A pré-história é dividida em *idade da pedra* (que compreende o *paleolítico*, o *mesolítico* e o *neolítico*) e a *idade dos metais* (dividida em idade do cobre, idade do bronze e idade do ferro). A agricultura tem início no neolítico, há cerca de 10 mil anos atrás.

fundamental é o fato de que os povos pré-históricos caçadores-coletores não tinham a noção de propriedade privada, se utilizando do sistema de exploração coletiva dos recursos naturais e dos serviços ecossistêmicos. Isso, somado ao fato de que esses povos não possuíam tecnologia suficiente, fez com que a degradação do ambiente fosse quase nula se comparada com a era industrial. Também a baixa densidade demográfica contribuiu para que o ambiente no qual vivia o Homem pré-histórico caçador-coletor fosse preservado quase intacto. Em outros termos, a capacidade do Homem nesse período de intervir no meio em que vivia era muito limitada e existia uma noção de pertença e de dependência da natureza.

A dependência do ambiente fez com que a noção de natureza do Homem caçador-coletor fosse mística, de uma natureza-mãe-provedora. Isso é evidenciado pela noção dos povos Yanomamis da Amazônia brasileira acerca do solo e da floresta que o recobre: a palavra yanomami *urihi* designa a floresta e seu chão; *ipa urihi* significa “minha terra”, referindo o território, a região do nascimento ou à região de moradia atual; *yanomae thepe urihepe*, ‘a floresta dos seres humanos’, é a mata que o deus Omama concedeu aos Yanomamis para que vivessem de geração em geração. Essa noção intergeracional da terra-floresta é curiosa na medida em que a palavra que a designa, *urihi*, também é entendida como o próprio nome do mundo – *urihi prae*: a grande terra-floresta. (Instituto Socioambiental, 2018)

Ao tentar definir *natureza*, Prieur (2004) chama a atenção para o caráter metafísico de uma natureza idílica, o que conduz à sua dimensão sagrada, na qual o ser humano tende a buscar/prejetar suas raízes (muito embora uma *natureza intocada* praticamente já não exista no planeta). Nas palavras de Prieur, "la nature vue dans sa globalité regroupe les sites et paysages et les écosystèmes" e, portanto, "tout ce qui n'a pas fait directement l'objet d'une intervention humaine serait nature." Ainda que ecossistemas e paisagens prístinas sejam raras, eles constituem uma referência para a definição do ‘natural’ e do ‘artificial’. Prieur (2004) destaca a importância dessa referência para a própria conservação da natureza:

S'il n'y a plus de nature en soi, l'idée de nature reste très fortement ancrée dans les mentalités et correspond toujours à une aspiration profonde de l'homme de retrouver ses sources. Il y a quelque chose de métaphysique dans la idée de nature qui préserve son caractère sacré et qui a fortement contribué au développement de l'environnement à travers la protection ou la conservation de la nature.

A ideia ou noção que projetamos sobre a natureza, portanto, pode se traduzir nos esforços que empreendemos para assegurar a conservação das espécies, dos ecossistemas e das paisagens naturais. Se não valorizamos o ambiente natural, ele não será preservado e, provavelmente, será “artificializado”. Se, por outro lado, o valorizarmos, a conservação será uma consequência. A dependência da natureza, destarte, levou o Homem primitivo a valorizar sobremodo o ambiente. Essa valorização da natureza-provedora teve reflexos nas suas crenças religiosas. Kiss e Beurier (2004) destacam que nos cultos ameríndios e africanos, a Terra é a deusa-

mãe da humanidade e, por isso, “la Terre est sacrée et les animaux comme les plantes sont dignes de respect.”⁵ Essa ligação mítica do Homem caçador-coletor com o ambiente foi esquecida, mas a dependência dos ecossistemas está sendo evidenciada pela ciência, como se verá a seguir.

As crenças e ritos dos povos caçadores-coletores do paleolítico superior estavam intimamente ligados à ideia de respeito à natureza e à noção da pertença ao meio. Eliade (1996) observa que “por cerca de dois milhões de anos, os paleantropídeos viveram principalmente da caça, da pesca e da coleta (...) mas as primeiras indicações arqueológicas referentes ao universo religioso do caçador paleolítico remontam à arte rupestre franco-cantábrica (~30.000).” Essas indicações arqueológicas apontam que os povos ancestrais acreditavam em uma simbiose entre homens, animais e plantas e, em consequência, somente caçavam e coletavam o necessário à subsistência. Como exemplo, Eliade (1996) cita um comportamento religioso particular das civilizações dos caçadores: “a matança do animal constitui um ritual, o que implica a crença de que o senhor das feras zela para que o caçador só mate aquilo de que necessita para se alimentar e para que o alimento não seja desperdiçado.” Esse respeito que os caçadores-coletores tinham com a natureza (no exemplo acima, caçar apenas o necessário à subsistência), pode ser relacionado com a ideia de *um sistema de baixa entropia*, proposta de Georgescu-Roegen que será aprofundada no Capítulo 2.

Muito embora na arte poucos resquícios tenham chegado ao tempo presente, pinturas encontradas nas cavernas de Lascaux (França) e Altamira (Espanha), as quais retratam os animais que eram caçados pelo Homem, atestam a relação de dependência com a biodiversidade. Essas pinturas não se prestavam apenas para simples decoração, mas para um objetivo mais sério, como, por exemplo, assegurar uma caça abundante e bem-sucedida. Curioso notar que tais pinturas transmitem uma sensação de vida, de movimento. Isso levou Janson e Janson (1996) a questionarem se o ato mágico de “matar” não poderia ter sido praticado com a mesma eficácia em imagens menos realistas. No entanto, observam os autores, essas pinturas talvez “sejam a fase final de um desenvolvimento que começou como simples magia para matar, mas que mudou de significado quando os animais começaram a escassear.” De fato, as manadas migraram para o norte quando a temperatura aumentou na Europa central no final da última glaciação. E, concluem que, “se foi assim, o objetivo principal de Lascaux e Altamira pode não ter sido o de ‘matar’, mas sim o de criar animais – aumentar o seu número.” (Janson e Janson, 1996) Interessante perceber como essa noção lembra, ainda que remotamente, o conceito de *Emergy* (o qual será detalhado no Capítulo 2), na exata medida em que os povos pré-históricos valorizavam cada ser existente. Cada espécie no ecossistema é relevante e sagrada para os caçadores-coletores.

⁵ De acordo com Kiss e Beurier (2004): “muitas outras civilizações têm mantido a sua ligação mítica original com a natureza; cosmogonias começam com um casamento entre a Terra e o Céu. Nas culturas asiáticas, africanas e americanas, a Terra é a deusa mãe da humanidade. A natureza é, assim, tanto a matriz do Homem e de sua mãe adotiva.” [tradução livre]

Importante anotar que algumas dessas noções de natureza-provedora-protetora chegaram aos nossos dias. Muito embora de origem ancestral, as tradições e costumes, bem como os mitos e as crenças foram transmitidas de forma oral e orientaram a organização social dos povos que desconheciam a escrita. Por exemplo, os povos pré-colombianos tinham uma noção de íntima ligação com a terra, noção essa que chegou ao presente com a ideia de *Pacha Mama* e o *buen vivir* dos indígenas andinos (Santamaría, 2010). Mas essa concepção de dependência da natureza poderia orientar novos rumos para o Direito?

A noção da Natureza enquanto sujeito de direito – a “Terra-mãe” – orienta a Constituição do Equador de 2008. Acosta (2010) explica que a Constituição do Equador, “al reconocer los Derechos de la Naturaleza, es decir entender a la Naturaleza como sujeto de derechos, y sumarle el derecho a ser restaurada cuando ha sido destruida, se estableció un hito en la humanidad.” De fato, ao resgatar a noção ancestral de pertencimento e dependência da natureza no conceito de *Pacha Mama*, a Constituição do Equador de 2008 está a reconhecer o imenso valor desta para o Homem. Acosta (2010) lembra que a recepção na magna carta do termo “*Pacha Mama*” como sinônimo de natureza foi transcendente, “en tanto reconocimiento de plurinacionalidad e interculturalidad.” (Santamaría, 2010)

Considerar o Homem alheio à natureza trouxe, segundo Acosta (2010), sérias consequências:

Se llegó a definir la Naturaleza sin considerar a la humanidad como parte integral de la misma. Y con esto quedó expedita la vía para dominarla y manipularla, sobre todo en la civilización capitalista. Frente a esta añeja visión de dominación y explotación, sostenida en el divorcio profundo de la economía y la Naturaleza, causante de crecientes problemas globales, han surgido varias voces de alerta. El punto es claro, la Naturaleza no es infinita, tiene límites y estos límites son superados.

Com o advento da agricultura, o Homem passa a ter relativa autonomia em relação ao ambiente, notadamente em relação ao período de coletor-caçador, o qual lhe demandava a constante migração (nomadismo). A agricultura permite ao Homem se estabelecer em determinado local. Persiste, entretanto, a sua sujeição aos ciclos naturais para a produção agrícola. O sedentarismo faz com que apareçam as primeiras cidades e, nessa esteira, as primeiras civilizações. No neolítico a caça se torna menos abundante, o que levou as primeiras civilizações a desenvolver a criação de animais (ovinos, suínos, caprinos e bovinos). Como lembram Flandrin e Montanari (1998) “foi no Oriente Médio que o Homem, pela primeira vez, começou a desenvolver a agricultura e a criação de animais”, sendo que essas atividades “estenderam-se rapidamente para outras regiões mediterrâneas.” A agricultura e a criação de animais são, portanto, “formas de garantia contra os azares climáticos” – mas não garantias muito efetivas, como se pode perceber pela história das sete vacas magras do Egito.” (Flandrin e Montanari, 1998) Havia ali um início de

emancipação da natureza, ainda que não total (em virtude das efemérides climáticas). No entanto, a dependência do ambiente do Homem sedentário já era muito diferente da verificada no paleolítico.

Os primeiros assentamentos humanos surgem em locais que oferecem *serviços ecossistêmicos* que tornam possível a agricultura e a criação de animais (pastagens, ciclagem de nutrientes e consequente fertilização do solo, biodiversidade de cultivares, polinização e disponibilidade hídrica). O advento e a expansão da agricultura somente foram possíveis, portanto, em virtude dos recursos e dos serviços providos pelos ecossistemas.⁶ Esses serviços eram encontrados nos locais onde o Homem agricultor se instalou por volta de cerca de 8.500 anos atrás, como, por exemplo, na Síria e na Palestina. (Mazoyer e Roudart, 2010) Nesses locais eram cultivados o *Triticum monococcum*, o trigo, a cevada, a lentilha, a ervilha e o linho. Cabras, porcos, ovelhas e bois já haviam sido domesticados. A partir desses centros, as populações de cultivadores e de criadores neolíticos migraram nos milênios seguintes, colonizando as áreas mais aptas para a agricultura e criação de animais. Somente mais tarde, “no próprio centro próximo-oriental ou na sua área de extensão vieram unir-se a elas novas espécies domesticadas (o asno, no Oriente Próximo, aveia e centeio na Europa, sorgo, milho africano, ervilha bambara, inhame, arroz... na África Tropical etc.)” (Mazoyer e Roudart, 2010) A biodiversidade de cultivares, assim como as diferentes espécies de animais, somadas aos recursos naturais e serviços ecossistêmicos, foram vitais para o estabelecimento das civilizações.

Não obstante tenha se emancipado das contingências enfrentadas no paleolítico, o Homem agropastoril dependia dos serviços prestados pelos ecossistemas. A civilização egípcia, que floresce às margens do Rio Nilo no norte da África, é um exemplo da dependência do Homem agricultor aos ecossistemas e aos ciclos da natureza. As inundações sazonais do Rio Nilo permitem a fertilização de suas margens e, em consequência, colheitas abundantes. Importante se assinalar que o sistema de irrigação somente será desenvolvido em um momento posterior, quando a civilização egípcia já havia se desenvolvido sobremodo. Isso atesta a dependência da produção agrícola egípcia às cheias periódicas do Nilo.

⁶ De acordo com Mazoyer e Roudart (2010), são seis os centros de origem da agricultura Neolítica:
– “o centro do oriente-próximo, que se constituiu na Síria-Palestina, e talvez mais amplamente no conjunto do Crescente fértil, entre 10.000 e 9.000 anos antes do presente;
– o centro centro-americano, que se estabeleceu no sul do México entre 9.000 e 4.000 anos antes da presente Era;
– o centro chinês, que se construiu, em princípio, há 8.500 anos, no norte da China, nos terraços de solos siltosos (*loess*) do médio rio Amarelo, e depois completou-se estendendo-se para nordeste e sudeste, entre 8.000 e 6.000 anos antes da presente Era;
– o centro neo-guineense, que provavelmente teria emergido no coração da Papuásia-Nova Guiné há 10.000 anos antes da presente Era.
– o centro sul-americano, que deve ter se desenvolvido nos Andes peruanos ou equatorianos há mais de 6.000 anos antes da presente Era.
– o centro norte-americano, que se instalou na bacia do médio Mississipi entre 4.000 e 1.800 anos antes da presente Era.”

A descoberta da agricultura pôs em curso a *antropomorfização* da natureza: a alteração sistemática dos ecossistemas e paisagens. A partir das primeiras civilizações, consciente ou ignorando isso, o Homem decide “pela via de uma dupla transformação da natureza: transformação simbólica pelo sentido que impõe à sua aliança com o mundo, mutação ecológica resultante da sua maneira tão específica de ordenar os ecossistemas que habita.” (Ost, 1995) A *transformação simbólica* da natureza é desencadeada pelo novo estilo de vida, fora dos ecossistemas, em ambiente com grande intervenção antrópica. A natureza passa a ser vista, ao mesmo tempo, como uma fonte de recursos e uma fronteira a ser vencida. A *mutação ecológica* se dá com a intervenção direta nos ecossistemas, a modificação da paisagem e a sobre exploração dos recursos naturais. Como observa Ost (1995) “é pois, desde há milênios, que o Homem polui o seu ambiente e o submete ao dízimo.” De fato, “o desenvolvimento da agricultura, da criação de animais, da silvicultura, do artesanato pré-industrial, implicam na secagem das zonas húmidas, a deflorestação das zonas florestadas, a rarefação de numerosas espécies selvagens e a redução da variedade das espécies vegetais.” (Ost, 1995) Progressivamente, o Homem valoriza o ambiente artificial, a paisagem antropizada e civilizada, ao passo que abomina o selvagem, o natural. É instaurada a fronteira, o limite, entre o natural e o civilizado.

Essa mudança de paradigma e de atitude em relação à natureza produziu – e continua a produzir – efeitos devastadores sobre os ecossistemas. Como forma de conter a sobre-exploração dos recursos naturais, as antigas civilizações criaram normas protetivas do ambiente: o Direito florestal surgido por volta de 1900 a.C., na Babilônia; a disposição relativa à poluição da água contida no código Hitita (redigido por volta de 1380 a.C.); a primeira reserva natural, estabelecida pelo faraó Akhenaton por volta de 1370 a.C.; o edito do imperador indiano Asoka, do século III a.C., que protegia diferentes espécies de animais selvagens. (Ost, 1995)

Importante considerar que a partir do momento que a humanidade se torna *sedentária*, nascem as grandes religiões *teístas*. Essas religiões surgidas com a Revolução Agrícola, explica Harari (2016), “sustentam que o Universo não é um parlamento de seres, e sim uma teocracia governada por um grupo de deuses grandiosos – ou talvez por um único e maiúsculo Deus.”⁷ Enquanto as religiões teístas afastam as antigas crenças de pertencimento e diálogo com a natureza ao justificar a economia agrícola com novos mitos cosmológicos, as religiões *animistas* “descreviam o Universo como uma grande ópera chinesa com um elenco ilimitado de atores de todas as matizes.” Assim, “elefantes e carvalhos, crocodilos e rios, montanhas e rãs, fantasmas e fadas, anjos e demônios – cada um desempenhava um papel na ópera cósmica.” (Harari, 2016) As religiões teístas ignoraram isso e instituíram uma sacralidade com base apenas na relação Homem-Deus. O Homem, que até então era apenas um ser entre outros tantos, agora passa a ter um papel

⁷ “Normalmente não associamos essa ideia à agricultura, mas ao menos no início as religiões eram um empreendimento agrícola. A teologia, a mitologia, e a liturgia de religiões como o judaísmo, o hinduísmo e o cristianismo giravam a princípio em torno das relações entre humanos, plantas domesticadas e animais em fazendas de criação.” (Harari, 2016)

central nas religiões teístas, é o “herói principal em torno do qual girava todo o Universo.” (Harari, 2016) Se nas religiões animistas os humanos se reportavam diretamente aos elementos da natureza (falando com os animais e árvores), nas religiões teístas, para conseguir melhores colheitas, as pessoas se reportavam aos deuses: estes “salvaguardavam e multiplicavam a produção agrícola e, em troca, os humanos tinham de compartilhar sua produção com os deuses (...)” sendo que esse acordo “servia a ambas as partes, à custa do restante do ecossistema.” (Harari, 2016)

Considerando que os serviços ecossistêmicos davam o suporte para a agricultura e pecuária, como pôde o Homem agricultor-sedentário ignorar as consequências da sobre-exploração da biodiversidade e dos ecossistemas? A imigração ítalo-germânica no Estado Rio Grande do Sul é um exemplo (moderno) do total descaso em relação aos ecossistemas e à biodiversidade. Ao chegar no território brasileiro, esses imigrantes se depararam com densas florestas, no caso, a Floresta Atlântica (a segunda mais biodiversa do Planeta). Para historiografia oficial que narra a chegada dos imigrantes italianos e alemães não havia nada nas grandes extensões territoriais florestadas do Rio Grande do Sul: era o “sertão”. A narrativa oficial diz que o industrial imigrante chega com o machado “civilizador” e, através do sistema de corte-e-queima, “civiliza” a paisagem. Nessa paisagem civilizada é possível cultivar o trigo, a batata, a uva. O sertão, assim, se transforma, se “desenvolve”. É clara a *fronteira* entre o civilizado e o selvagem. Martins (1979) reproduz o discurso oficial – e vigente! – sobre a imigração alemã na região de Santa Cruz do Sul, no Rio Grande do Sul:

*Chegaram os colonos de olhos azuis e cabelos loiros; com o suor e lágrimas umedeceram a terra fértil e generosa que lhes haveria de retribuir com colheitas fartas as mil vicissitudes. Lá no alto da serra e depois nos vales, nos minifúndios, nasceram os filhos de alemães, brasileiros já, que edificaram Santa Cruz do Sul. Isolados do mundo? Tinham Deus sempre presente; e a verdade, a honra, a lealdade, a amizade como amigos inseparáveis. Se não compreendiam nem falavam, de início, a língua portuguesa, entendiam o “falar” do trabalho com que fizeram progredir essa terra.*⁸

Caso os imigrantes italianos e alemães tivessem se defrontado com o árido nordeste brasileiro, experimentaríamos eles o mesmo “progresso”? Ou a disponibilidade de serviços ecossistêmicos lhes auxiliara nesse propalado *progresso* (a exemplo dos solos férteis, farta disponibilidade hídrica, madeira de várias espécies, caça e pesca abundantes)? E se não bastasse todos esses recursos, os imigrantes receberam uma grande herança cultural dos habitantes

⁸ Ainda nesse sentido, o discurso oficial de Instalação do Simpósio de História da Imigração e Colonização Alemã no Rio Grande do Sul, realizado em São Leopoldo em 1974 (alusivo aos 150 anos da imigração alemã no RS): “Nunca se agradecerá suficientemente a esses pioneiros, beneméritos iniciadores da grande saga que hoje estamos reverenciando. Seus sofrimentos, de início, foram enormes. *Enfrentando a natureza exuberante, mas para eles inóspita*, porque bem diferente da sua já cultivada terra natal, muitos sucumbiram. Outros foram abatidos por animais ferozes, que desconheciam, e até por índios selvagens. Mas não se entregaram ao desânimo, nem desistiram: estavam na terra que representava a felicidade, talvez não a deles, mas de seus filhos ou netos. É de um deles a admirável filosofia contida numa frase: ‘Aos primeiros (nós), a morte; aos segundos (filhos), a necessidade; aos terceiros (netos), finalmente o pão.’” (Müller, 1974 - grifou-se)

autóctones, na forma do *conhecimento tradicional sobre a biodiversidade e os ecossistemas*. Assim, os descendentes dos imigrantes cultivam até hoje o hábito diário de beber *mate* (*Ilex Paraguaiensis*), usar ervas medicinais e consumir alimentos como, por exemplo, a mandioca. Bublitz (2014) relata o avanço da imigração sobre a fronteira verde:

Ano após ano, ao longo de um século, núcleos de povoamento surgiram e empurraram para mais longe a linha entre o mundo “civilizado” e o “selvagem”, onde milhares de imigrantes, em um processo contínuo que só teria fim na primeira metade do século XX, se depararam com densas, vicejantes e aparentemente intermináveis florestas subtropicais. Foi ao longo dessa fronteira verde, de contornos dinâmicos e nem sempre nítidos, que esses homens e mulheres (...) aprenderam a desmatar. Ergueram casas, semearam lavouras e fundaram cidades, imprimindo sua marca na paisagem. Reinventaram-se e alteraram de forma decisiva os ecossistemas regionais.

Mesmo utilizando-se de instrumentos e processos agrícolas simples, graças ao clima e ao solo, os imigrantes colhiam duas a três vezes por ano, como se lê no relato de um viajante da época: “(...) apenas se pode atribuir ao magnífico clima, bem como à fertilidade inesgotável do solo o fato de que possam ser colhidos duas até três vezes por ano, por exemplo, milho, feijão e batata, numa mesma roça.” (Joseph Hörmeyer, 1854 – *apud* Bublitz, 2014). Isso demonstra a dependência desses imigrantes aos serviços ecossistêmicos encontrados no sul do Brasil, a qual era relativamente conhecida, mas nunca *valorizada*.⁹ Hoje a região é conhecida pela produção de tabaco, pela degradação dos rios, pelo esgotamento do solo e pela ausência de florestas.

Não obstante as alterações que o Homem agropastoril submetia os ecossistemas, é limitado o alcance da degradação desses. Como salienta Ost (1995), “é claro, no entanto, que a densidade ainda fraca da população humana, assim como a relativa discrição das suas actividades transformativas, explicam que a pressão exercida sobre os meios naturais seja ainda moderada e parcelar.” Além disso, o ritmo extremamente lento das pressões exercidas pelo Homem sobre o ambiente são outro fator que permite a regeneração das espécies e ecossistemas.

Mas apesar da relativa independência que goza em relação ao ambiente, ao conseguir produzir e estocar seu alimento, o Homem logo percebe a necessidade dos recursos e serviços prestados pela natureza. A escassez de determinados recursos dá azo a conflitos entre os grupos, a exemplo da disputa por terras férteis. Um exemplo é a disputa por recursos hídricos em regiões áridas, nas quais a água é utilizada na irrigação das lavouras. Tempelhorff et al. (2009)

⁹ Bublitz (2014) lembra que a história de devastação não se restringiu ao Estado do Rio Grande do Sul: “Nessa história de luta [contra a floresta – n. a.] e devastação, muitos ‘fazedores de terra’ deram continuidade à sina dos seus antepassados. A tentativa de reprodução do sistema movido à custa das florestas ultrapassou os limites políticos do Rio Grande e seguiu rumo ao noroeste, a começar por Santa Catarina, Paraná e Mato Grosso do Sul, onde se multiplicaram as fazendas encabeçadas por migrantes gaúchos (...) A busca por novas terras foi ainda mais longe e, desde a década de 1970, acompanha a última fronteira agrícola brasileira. São principalmente descendentes de italianos e alemães os homens e mulheres que hoje desbastam a floresta amazônica para plantar soja, criar gado, abrir madeiras e estabelecer vida nova nos confins do Brasil.”

lembram que um dos primeiros conflitos bélicos documentados, entre as cidades-estado de Lagash e Umma da Mesopotâmia, teve como objetivo assegurar o domínio sobre determinados canais utilizados para irrigação e seus respectivos campos.

Com a revolução industrial no século XVIII, esse paradigma de *vencer e explorar* a natureza é potencializado. A ideia de *emancipação* das contingências impostas pela natureza se acentua com a perspectiva cartesiana. Já o liberalismo econômico exacerba a visão de uma natureza-fornecedora, fonte inesgotável de recursos naturais. Um mundo civilizado e artificial é desejado. Um mundo selvagem, natural, é abominado. Logo, a noção do *vínculo* com a natureza é abandonada em favor da ideia de *progresso da civilização*. Foi justamente essa visão que desencadeou a crise ecológica que se observa atualmente. Mesmo a tomada de consciência ecológica no quartel final do século XX não foi capaz de reconectar o Homem à natureza. Nas palavras de Ost (1995), vivemos a crise do *limite*, por não mais saber o que nos une e o que nos separa da natureza.

O presente capítulo pretende, portanto, especular acerca da percepção da natureza pelo Homem através da história. A importância dessa digressão é gizar as fases de dominação da natureza que conduziram à atual crise ecológica, numa tentativa de elucidar que o Homem, cada vez mais, depende dos ecossistemas e dos serviços por eles prestados. A teoria da resiliência, como se verá adiante, destaca a necessidade de reconectar o Homem à biosfera, destacando a importância da natureza para a sobrevivência e bem-estar humano. E o conceito de serviços ecossistêmicos sublinha a dependência do bem-estar humano aos ecossistemas e à biodiversidade. Se faz necessário, portanto, o estudo da biodiversidade, dos ecossistemas e da problemática relacionada a sua degradação.

1.2 Biodiversidade, ecossistemas, suas funções e serviços

Desde o século XIX o ambiente tem sido analisado pela biologia através de seus componentes. O ramo que melhor exemplifica isso é a *taxonomia*, a qual se dedica a identificar as diferentes espécies de animais e plantas. Com o surgimento da *ecologia*, as pesquisas voltam-se também aos *habitats* e às estruturas que suportam a vida das diferentes espécies e a interação destas com o meio. Com o avanço do conhecimento científico a respeito das interações entre as espécies e entre espécies e o meio, evidenciou-se a importância das *funções* dos ecossistemas. Por conseguinte, a ciência percebe que os ecossistemas não apenas fornecem ao Homem recursos naturais, como também *serviços*, tais como purificação da água, prevenção contra catástrofes, ciclagem de nutrientes, controle de pragas, polinização, o ciclo do carbono, dentre outras. Esses serviços prestados pelos ecossistemas ao Homem são denominados *serviços ecossistêmicos*. Por definição, serviços ecossistêmicos são os benefícios que o Homem obtém dos ecossistemas.

1.2.1 Biodiversidade e ecossistemas

Considerando as eras geológicas passadas, o planeta vive um momento de grande variedade de espécies, conforme se depreende do quadro abaixo:

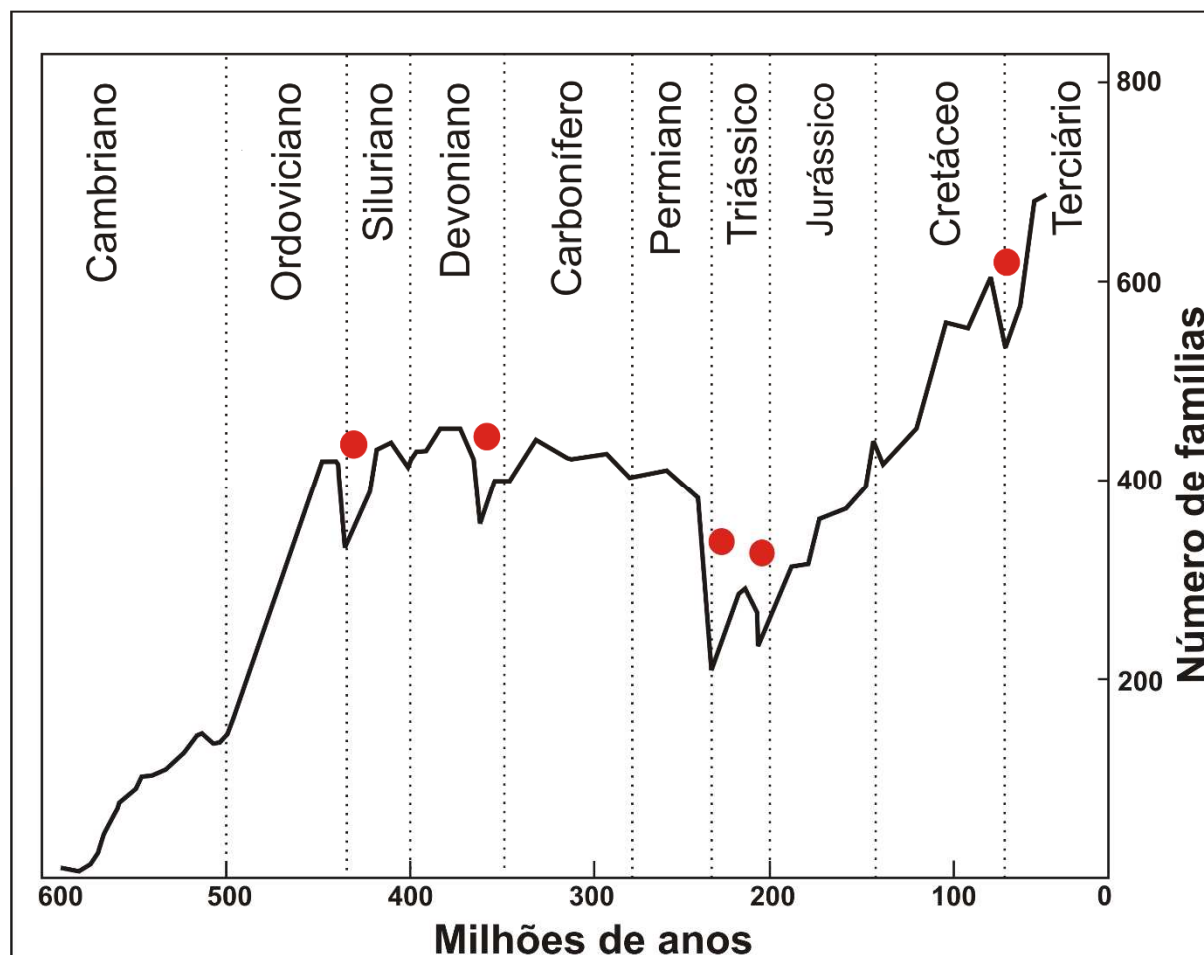


Gráfico 01: As grandes extinções, por número de famílias. (Adaptado de Fent, 2007)

Não obstante a grande diversidade de espécies existentes hoje, muitas correm o risco de extinção em virtude da ação antrópica. Dentre as principais ameaças estão a fragmentação ou destruição dos habitats, a introdução de espécies exóticas invasoras, a exploração de determinadas espécies e a mudança no clima. Importante salientar que muitas espécies já foram extintas por ação do Homem e que o número tende a crescer caso medidas urgentes não sejam adotadas. Não obstante o crescimento do número de espécies nos períodos geológicos recentes, desde a era industrial verifica-se uma tendência de estagnação no aumento de espécies e, conforme algumas previsões, corre-se o risco de um evento de extinção em massa provocado pelo Homem.

As ameaças à biodiversidade ocorrem nos mais diferentes ecossistemas e biomas. Sands (2007) aponta que o desmatamento das florestas tropicais “é prontamente citado como a questão principal, mas ameaças sérias também são impostas pela destruição de florestas temperadas, áreas húmidas e recifes de corais.” De fato, a atividade humana contribui para a erosão da biodiversidade “por meio de atividades diretas (caça, coleta e perseguição) e atividades indiretas (destruição e modificação de habitats de atividades industriais, agrícolas e outras).” (Sands, 2007)

Importante se destacar que a proteção das espécies deve acontecer no âmbito internacional, considerando que os ecossistemas e biomas, no mais das vezes, se estendem por mais de um país. Com vistas a isso, em 1992 foi firmada durante a Conferência da ONU sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento do Rio De Janeiro a *Convenção sobre Diversidade Biológica* – CDB. A CDB define *diversidade biológica* como “a variabilidade de organismos vivos de todas as origens, compreendendo, dentre outros, os ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos de que fazem parte; compreendendo ainda a diversidade dentro de espécies, ente espécies e de ecossistemas.” (Ministério do Meio Ambiente, 2018) O objetivo da CDB é, destarte, a conservação da diversidade biológica, a utilização sustentável de seus componentes e a repartição justa e equitativa dos benefícios derivados da utilização dos recursos genéticos, mediante, inclusive, o acesso adequado aos recursos genéticos e a transferência adequada de tecnologias pertinentes, levando em conta todos os Direitos sobre tais recursos e tecnologias, e mediante financiamento adequado.

Apesar dos avanços trazidos pela CDB em termos de estratégias e políticas para a preservação e uso sustentável da biodiversidade, observa-se uma erosão crescente de espécies. Depois de apenas algumas dezenas de milhares de anos de uso humano, a biodiversidade está passando hoje por uma crise sem precedentes. Para Sadeleer (2009), tanto os países pobres como os ricos são responsáveis, pois, “impulsionadas pelo crescimento populacional e novas necessidades de expansão econômica, as pressões sobre a biodiversidade, apesar das louváveis intenções da CDB, continuam a se intensificar. Segundo ainda Sadeleer (2009):

À l'aube du XXI siècle, un cercle vicieux s'est installé dans la plupart des pays pauvres: alors que les ressources naturelles se raréfient, les hommes se trouvent acculés, pour assurer leur subsistance, à les exploiter encore davantage, ce qui les appauvrira d'autant plus rapidement. (...) À l'inverse, pour les pays développés, la diversité biologique se trouve sacrifiée sur l'autel de l'opulence, la vie sauvage devant toujours céder le pas devant un développement économique boulimique.

A velocidade de extinções naturais é de, em média, uma a cada mil anos. A ação antrópica dos últimos duzentos anos tem acelerado esse processo: a taxa de extinção atual é mil vezes maior do que a média natural. A taxa estimada para o futuro, no entanto, é dez vezes maior que a verificada atualmente, como demonstra o gráfico abaixo:

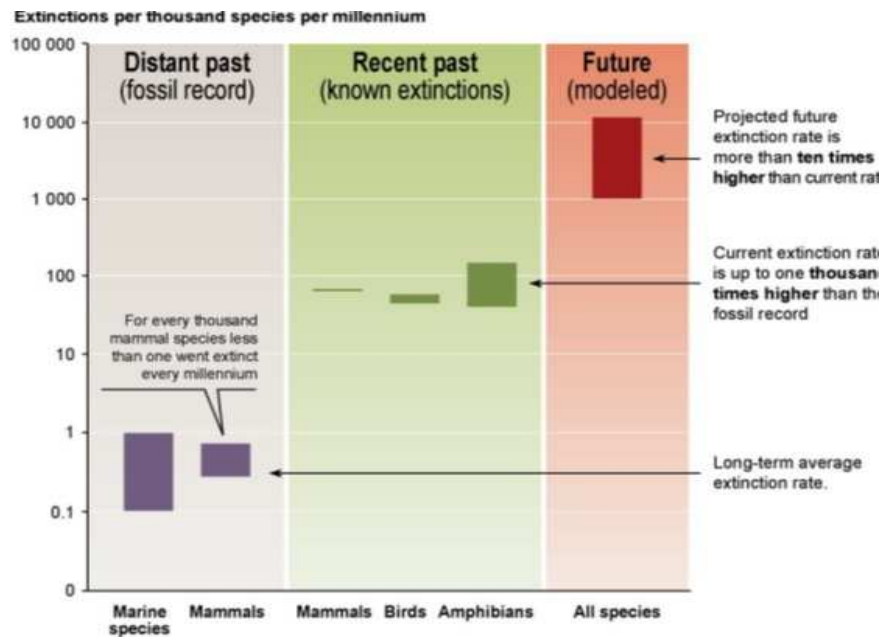


Figura 01: Taxa de extinção por período, por espécies. (adaptado de MEA, 2005)

Mas, como lembra Robinson (2008), “nosso trabalho está apenas começando” pois, a despeito dos avanços trazidos pelo Direito internacional do ambiente desde a Conferência de Estocolmo em 1972, existem ainda muitos desafios e medidas urgentes devem ser tomadas para conter a perda da biodiversidade. Grande parte da sociedade global “does not yet embrace the imperatives of environmental law, which are the Kantian *moral imperative* for our time.” (Robinson, 2008) Não obstante os acordos internacionais para proteger a biodiversidade e os ecossistemas, muitas empresas, governos e sociedade civil não tratam esse encargo como um imperativo:

Regrettably, fifteen years after Rio’s UN Conference on Environment and Development and the adoption of Agenda 21, scientists tell us we are falling even further below the 1992 levels of crisis for biodiversity and for climate. (...) all existing pristine lands and forests and wetlands need to be aside, and any new development should focus on restoring our cities and previously developed spaces. (Robinson, 2008)

Importante observar que a CDB justifica, em seu preâmbulo, a necessidade de preservação da diversidade biológica pelo seu valor intrínseco, ecológico, genético, econômico, social, científico, educacional, cultural, recreativo e estético. A destruição e perda de habitats constituem a maior ameaça à biodiversidade, mas, como lembra Sands (2007), ameaçam também “a capacidade dos ecossistemas para purificar a água, regenerar o solo, proteger as bacias hidrográficas, regular a temperatura, reciclar nutrientes e resíduos, e manter a atmosfera.” Os custos disso não são apenas ecológicos, senão também econômicos e sociais, pesando sobre o bem-estar

humano. E essas perdas tem “profundas implicações morais e estéticas.” (Sands, 2007) Para Sands (2007), a justificativa para a conservação da biodiversidade pode ser resumida em três aspectos.

1. Primeiro, a biodiversidade proporciona uma fonte real e potencial dos recursos biológicos (alimentos, produtos farmacêuticos, pesca, condições do solo, áreas naturais).
2. Em segundo lugar, a biodiversidade contribui para a manutenção da biosfera em uma condição que suporta a vida humana e não humana.
3. Em terceiro lugar, vale a pena manter a biodiversidade por razões não-científicas, por seu valor ético e estético.

Para promover a preservação e a conservação da biodiversidade, Sands (2007) aponta as seguintes técnicas regulatórias:

- O estabelecimento de áreas protegidas;
- O estabelecimento de períodos nos quais é permitido a captura de espécies;
- Regulação do comércio internacional de espécies;
- O estabelecimento de quotas de captura;
- Gerenciamento de habitats;
- Gerenciamento de ecossistemas;
- Proibição de métodos ou meios de captura; e
- Proibição de introdução de novas espécies exóticas.

A conservação *in situ*, isto é, a manutenção dos habitats que abrigam as espécies, é a melhor estratégia para evitar a perda da biodiversidade. A manutenção das espécies e dos ecossistemas é a única forma de garantir o fluxo de serviços ecossistêmicos, como se verá a seguir. Ecossistemas, por definição da CDB, é “um complexo dinâmico de comunidades vegetais, animais e de microrganismos e o seu meio inorgânico que interagem como uma unidade funcional.” Hábitat, de acordo com o art. 2º da CDB, é “o lugar ou tipo de local onde um organismo ou população ocorre naturalmente”. Os ecossistemas estão ameaçados especialmente pela conversão de terras para agricultura, pecuária e pela urbanização. Por dependerem de um meio físico contínuo (áreas húmidas, florestas, recifes, etc.), a fragmentação dos ecossistemas interfere nas suas funções, comprometendo sua capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos.

A ecologia é o ramo da ciência que se dedica ao estudo da interação entre os seres vivos e o meio abiótico. O termo foi cunhado por Ernest Haeckel em 1866, com a junção dos radicais gregos *Oikos* (casa) e *Logos* (estudo). Douvigneaud (1974) explica o funcionamento dos ecossistemas:

As paisagens do globo terrestre são formadas por um mosaico diversificado de biocenoses das quais cada uma pertence a um determinado bioma, e é reconhecível pela fisionomia

particular da sua fitocenose (formação vegetal). Os inumeráveis seres vivos que compõem uma biocenose estão ligados por laços de todos os tipos, dos quais os principais são de natureza alimentar e corológica, ou seja, situam-se no seio de uma luta constante por alimentação e espaço. (...) A biocenose depende dos factores abióticos do meio no qual vive. Está-lhe ligada pelos diversos laços, em que intervêm a luz, a temperatura, a periodicidade, a humidade sob todas as formas, factores químicos, etc. O conjunto de todos os organismos que constituem uma biocenose, as diversas relações tróficas ou corológicas que os unem entre si, e todas as interações com o meio, constituem o ecossistema. O ecossistema forma, portanto, um sistema funcional que inclui uma comunidade de seres vivos e seu ambiente.

A figura abaixo representa os níveis de funcionamento de um ecossistema:

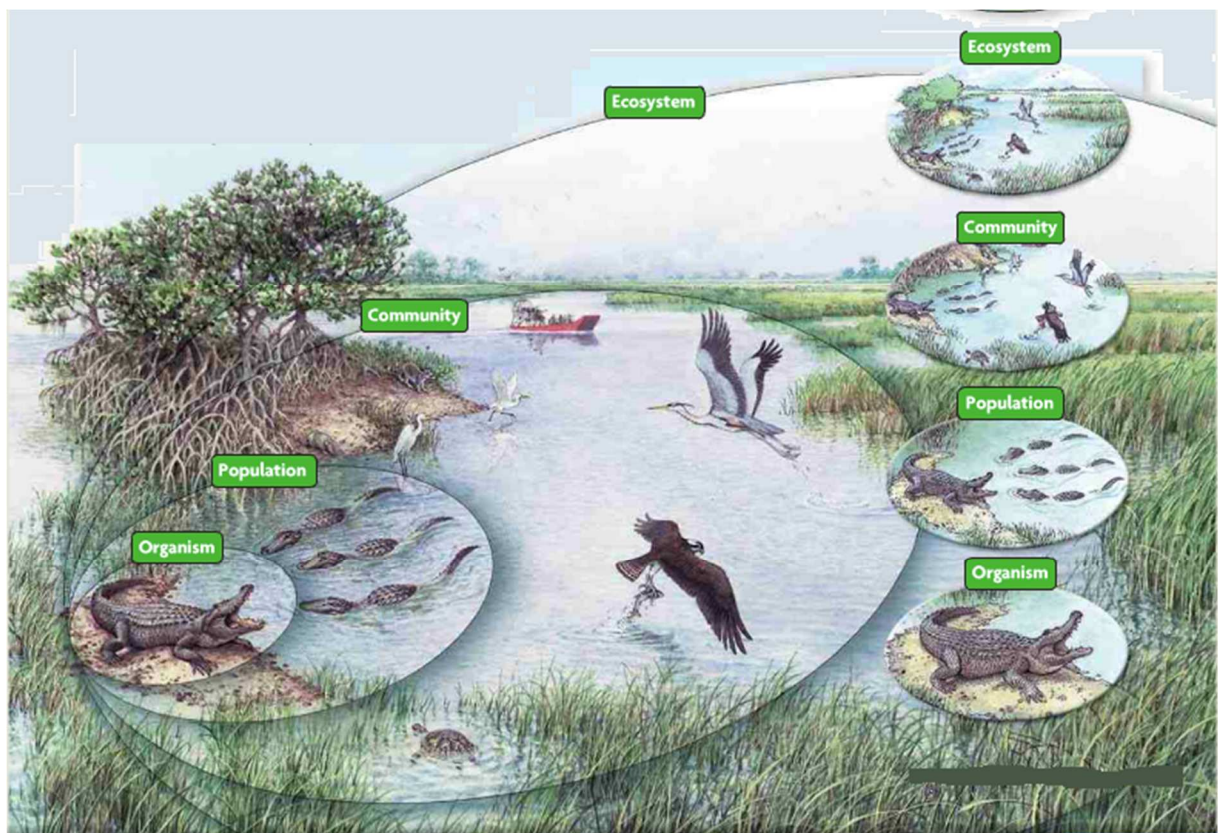


Figura 02: Níveis de organização de um ecossistema. (Adaptado de Kis Ecology, 2018)

Convém destacar que alguns ecossistemas são mais suscetíveis às intervenções humanas do que outros, mais resilientes a essas intervenções. Com as alterações provocadas pelo Homem, os ecossistemas podem perder sua capacidade de dar suporte às espécies. Anglada (1997) explica que a biodiversidade é a variedade de elementos vivos que existem na biosfera e, essa variedade é o resultado de um processo de evolução tanto de espécies individuais como de grupos de espécies ou de ecossistemas. Logo, os ecossistemas “son el sumatorio de todos los seres vivos

(*biocenosis*) y de todos los elementos físicos no vivos (*biotopo*).” (Anglada, 1997) Acerca das ameaças aos ecossistemas, esclarece Anglada (1997) que “la situación es especialmente grave en sistemas ricos en especies en peligro de extinción, como las franjas de coral em los trópicos y los humedales de la costa, que son muy susceptibles de perder su biodiversidad a causa de la acción humana.” A destruição ou a alteração adversa dos ecossistemas pode atingir apenas alguns indivíduos ou até mesmo extinguir espécies. Um fator crítico apontado por Anglada (1997) “es la dimensión del ecosistema tal como se queda después del cambio de uso de los suelos, ya que afecta directamente a la cantidad de especies que sobreviven em un area.” Em virtude disso, é imperioso manter a integridade e a continuidade dos ecossistemas.

Atualmente a ciência possui o registro de cerca de 1,5 milhões de espécies (Grotzinger e Jordan, 2010). No entanto, muitas espécies são extintas antes mesmo de serem descobertas pela ciência. Wilson (1997), ao estimar o número absoluto de espécies entre 5 e 30 milhões, sinaliza que será difícil estimar a exata taxa de extinções pois muitas espécies desaparecem antes de serem conhecidas pela ciência. Wilson (1997) aponta ainda que degradação das florestas tropicais é hoje a principal preocupação dos biólogos evolucionistas e conservacionistas porque esses habitats abrigam metade das espécies existentes no Planeta, apesar de recobrirem apenas 7% da superfície terrestre. Além disso, na velocidade com que as florestas têm sido destruídas, elas provavelmente desaparecerão com sua imensa biodiversidade ainda no Século XXI. Outros biomas também estão ameaçados, a exemplo dos recifes tropicais, dos lagos geologicamente antigos e as terras húmidas costeiras, “cada qual merecendo especial atenção” (...), entretanto, atualmente “as florestas tropicais servem como paradigma ideal da crise maior, de nível global.” (Wilson, 1997)¹⁰

Moran e Ostrom (2009) sinaliza que, dentre as mais drásticas mudanças ambientais, está a *mudança na cobertura do solo*, a qual “parece ter a maior consequência, tanto para o ser humano quanto para outras espécies. Com efeito, a conversão de florestas e zonas húmidas para agricultura ou pecuária tem sido um dos maiores vetores de perda de ecossistemas que prestam serviços ecossistêmicos. Segundo ainda Moran e Ostrom (2009), as florestas que fornecem serviços ecossistêmicos estão sendo afetadas em ritmo acelerado em virtude da “(...) crescente capacidade humana para transformar vastas áreas de paisagem florestal por meio da agricultura, da construção de represas e estradas e do processo de urbanização.” O percentual desmatado nos séculos passados é atualmente alcançável em poucas décadas, “devido à maior capacidade tecnológica, políticas favoráveis de governo e populações maiores agindo simultaneamente para converter florestas em áreas agrícolas e urbanas.” (Moran e Ostrom, 2009) O BPBES (2018) alerta para o fato de que “até

¹⁰ Wilson (1997) lembra que “há ainda uma outra razão para se acreditar que os números de remoção da cobertura da floresta apresentam uma imagem muito otimista da ameaça à diversidade biológica. Em muitos locais com altos níveis de endemidade, o desmatamento aconteceu muito mais rápido do que a média. Madagascar, que possui fauna e flora das mais distintas do mundo, já perdeu 93% da cobertura de sua floresta. A cobertura da floresta atlântica do Brasil, que tanto encantou o jovem Darwin quando de sua chegada em 1832 (“maravilha, admiração e devoção sublime, preenche e eleva a mente”), já se foi em 99%. Em condição ainda pior – perdida, na verdade – estão as florestas de muitas ilhas menores da Polinésia e do Caribe.”

2030, a mudança no uso da terra seguirá sendo o principal vetor de perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos, e continuará a ser um fator-chave ao longo de boa parte do século 21.”

As taxas de perda da diversidade biológica no atual ritmo só encontraram similaridade com as taxas das grandes extinções de eras geológicas passadas, ao ponto de Wilson (1997) classificá-la como a “sexta grande extinção em massa”. Tal o grau de alterações que o Homem está a provocar no planeta que, em 2003, Paul Crutzen propôs o reconhecimento de uma nova era geológica – o Antropoceno ou Era do Homem –, a qual teria iniciado em 1780 (ano que marca o início da Revolução Industrial pelo lançamento da máquina a carvão de James Watt). De acordo com Grotzinger e Jordan (2010) de modo que as mudanças globais que marcam a divisão entre o Holoceno e o Antropoceno estão apenas começando, um cientista no futuro, com o registro completo dos próximos mil anos terá mais condições de perceber essas alterações com clareza. Tal como ocorreu em outras divisões geológicas, o limite entre o Holoceno e o Antropoceno será marcado por uma extinção em massa. Muito embora não existam números exatos a respeito das taxas de extinção, “(...) os cientistas mais experientes acreditam que até um quinto de todas as espécies vão desaparecer durante os próximos 30 anos, e que até a metade podem ser extintas durante o século XXI.” (Grotzinger e Jordan, 2010) No entanto, os ecossistemas estão sendo rapidamente degradados e as espécies que abrigam são extintas antes que os taxonomistas sejam capazes de catalogá-las.

No Brasil, um dos melhores exemplos de degradação por fragmentação dos habitats é o do Bioma Mata Atlântica, no Brasil. Originalmente, esse Bioma cobria 1.300.000 Km², se estendendo por praticamente toda a costa brasileira, abrangendo 17 estados brasileiros. Em alguns trechos, a floresta avançava ao interior do continente por centenas de quilômetros, como no Estado do Paraná, onde chegava a atingir a fronteira com a Argentina e o Paraguai, a mais de mil quilômetros da costa. Com o desmatamento, o Bioma foi reduzido a menos de 22% de cobertura vegetal original e apenas cerca de 7% estão bem conservados em fragmentos acima de 100 hectares. (MMA, 2014)¹¹ A fragmentação coloca em risco de extinção as espécies que vivem em seus *biótopos*. Importante se salientar que grandes cidades, a exemplo de São Paulo, Rio de Janeiro, Curitiba, Fortaleza, Salvador, dentre outras, dependem dos recursos e serviços ecossistêmicos prestados por esses ecossistemas que compõem o Bioma Mata Atlântica.

Só mais recentemente, na década de 1980, a dependência do Homem para com os serviços prestados pelos ecossistemas foi evidenciada pela ciência. O termo “serviços ecossistêmicos” foi cunhado em 1981 pelos biólogos Anne Ehrlich e Paul Ralph Ehrlich na obra

¹¹ “Mesmo reduzida e muito fragmentada, estima-se que na Mata Atlântica existam cerca de 20.000 espécies vegetais (cerca de 35% das espécies existentes no Brasil), incluindo diversas espécies endêmicas e ameaçadas de extinção. Essa riqueza é maior que a de alguns continentes (17.000 espécies na América do Norte e 12.500 na Europa) e por isso a região da Mata Atlântica é altamente prioritária para a conservação da biodiversidade mundial. (...) Além de ser uma das regiões mais ricas do mundo em biodiversidade, tem importância vital para aproximadamente 120 milhões de brasileiros que vivem em seu domínio, onde são gerados aproximadamente 70% do PIB brasileiro, prestando importantíssimos serviços ambientais.” (MMA, 2014)

‘Extinction’ como uma metáfora para destacar a importância da conservação da natureza (o casal Ehrlich colaborou para fundar a biologia da conservação). Na década de 1990, com os trabalhos de Daily (1997) e Costanza et al. (1997), como se verá a seguir (subcapítulo 1.3), a *economia ecológica* desvelou a dependência da economia para com os serviços ecossistêmicos. Com base nesses primeiros argumentos acerca da essencialidade dos serviços ecossistêmicos para o bem-estar humano, em 2005 a ONU divulgou um amplo estudo sobre o estado dos ecossistemas no Planeta. A Avaliação Ecossistêmica do Milênio (2005), que contou com o esforço de 1.395 especialistas de 95 países, concentra a análise nas “ligações entre os ecossistemas e o bem-estar humano e, em particular, nos ‘serviços dos ecossistemas’.” Interessante se ressaltar que a AEM (2005) “aborda todo o leque de ecossistemas – desde ecossistemas pouco perturbados como florestas naturais, até regiões com padrões mistos de uso humano ou mesmo ecossistemas intensamente administrados e modificados pelo Homem, como regiões agrícolas e urbanas.”

Sobre o funcionamento dos *ecossistemas*, esclarece Odum (2004) que “os organismos vivos e seu ambiente inerte (abiótico) estão inseparavelmente ligados e interagem entre si.” Portanto, continua Odum (2004), “qualquer unidade que inclua a totalidade dos organismos (isto é, a ‘comunidade’) de uma área determinada interagindo com o ambiente físico de modo que uma corrente de energia conduza a uma estrutura trófica, a uma diversidade biótica e a ciclos de materiais (isto é, troca de materiais entre as partes vivas e não vivas) claramente definidos dentro do sistema é um sistema ecológico ou *ecossistema*.” Com essa explicação, o autor evidencia a relação de dependência dos seres vivos com o meio físico, que lhes prove abrigo e alimento. A cadeia trófica demonstra isso claramente:

Do ponto de vista trófico (de trophe = alimento), um ecossistema tem dois componentes (que como regra costumam estar separados no espaço e no tempo), um componente autotrófico (autotrófico = que se alimenta a si mesmo), no qual predomina a fixação de energia da luz, a utilização de substâncias inorgânicas simples e a elaboração de substâncias complexas, e um componente heterotrófico (heterotrófico = que é alimentado por outro), no qual predominam o uso, a nova preparação e a decomposição de materiais complexos. (Odum, 2004)

Analisando a cadeia trófica de cada ecossistema, destarte, é possível observar como as plantas (componentes autotróficos) tem uma relação direta com o meio físico e como os demais seres vivos heterotróficos (mamíferos, por exemplo) dependem da produção autotrófica. O meio físico abriga e rege as mais diversas formas de vida, as quais dependem inteiramente dele. Para a ecologia, portanto, o ecossistema é a “unidade funcional básica, uma vez que inclui tanto organismos (comunidades bióticas) como o ambiente abiótico, cada um deles influenciando as propriedades do outro, sendo ambos necessários para a conservação da vida tal como existe na Terra.” (Odum, 2004)

O termo *ecossistema* abrange as comunidades de organismos vivos, o meio físico e os fluxos e processos físico-químicos resultantes das interações entre eles. Nas mais diversas regiões do Planeta a “composição (espécies), a estrutura (níveis tróficos e nichos) e a intensidade dos processos variam e condicionam a existência da diversidade de ecossistemas que conhecemos.” (Souza, 2015) Souza (2015) observa, ainda, que “os serviços ecossistêmicos derivam tanto dos processos que ocorrem nos ecossistemas (as funções ecossistêmicas) como dos seus constituintes (organismos e substâncias orgânicas e inorgânicas).” As alterações desses componentes, processos e fluxos de energia, portanto, trazem consequências diretas para as funções e para os serviços dos ecossistemas.

1.2.2 Funções dos ecossistemas

Importante distinguir entre ‘funções dos ecossistemas’ e ‘serviços dos ecossistemas’. Em ecologia, função é considerado um sinônimo de propriedade ou processo. Logo, as funções ecossistêmicas são a capacidade dos processos e fluxos dos ecossistemas em prover serviços. Nos termos da AEM (2003), função do ecossistema é “uma característica intrínseca do ecossistema relacionada ao conjunto de condições e processos pelos quais um ecossistema mantém sua integridade (como produtividade primária, cadeia alimentar, ciclos biogeoquímicos).” Essas funções incluem processos como, por exemplo, decomposição, produção, ciclagem de nutrientes e fluxos de nutrientes e energia. (AEM, 2003) Essas funções não necessariamente estão ligadas ao bem-estar humano. Já os serviços que, direta ou indiretamente, contribuem para o bem-estar humano são denominados serviços ecossistêmicos. De acordo com Daily (1997) os serviços ecossistêmicos são “as condições e os processos pelos quais os ecossistemas naturais e as espécies que os compõem, sustentam e satisfazem a vida humana.” Em outros termos, serviços ecossistêmicos são as funções dos ecossistemas relevantes para o bem-estar humano. (Sekercioglu, 2010)

A tabela abaixo relaciona os diversos ambientes naturais com as suas funções e aos respectivos serviços ecossistêmicos:

Ambientes naturais	Funções Ecossistêmicas	Serviços Ecossistêmicos
Marinhos	Manutenção da qualidade das águas	Tratamento/dispersão de efluentes
	Habitat para plantas e animais	Produção de alimentos
	Regulação da composição atmosférica	Sequestro de carbono
	Regulação da temperatura e precipitação	Regulação do Clima

	Ambiente natural	Turismo e recreação
Florestas	Retenção de sedimentos	Controle da erosão
	Regulação das águas	Controle de enchentes
	Alimentação das águas subterrâneas	Suprimento de água
	Habitat para plantas e animais	Produção de alimentos; produção de madeira; produção de fibras; polinização
	Regulação da temperatura e precipitação	Regulação do clima
	Ambiente natural	Turismo e recreação
Campos	Retenção de sedimentos	Controle da erosão
	Habitat para plantas e animais	Produção de alimentos; polinização
	Regulação da composição atmosférica	Sequestro de carbono
	Regulação da temperatura e precipitação	Regulação do clima
	Ambiente natural	Turismo e recreação
Áreas Húmidas (veredas, banhados, estuários, marismas, mangues, pântanos, etc.)	Manutenção da qualidade das águas	Tratamento/dispersão de efluentes
	Regulação das águas	Controle de enchentes
	Alimentação/descarga das águas subterrâneas	Suprimento de água
	Habitat para plantas e animais	Produção de alimentos
	Regulação da composição atmosférica	Sequestro de carbono
	Regulação da temperatura e precipitação	Regulação do clima
	Ambiente natural	Turismo e recreação
Lagos e Rios	Manutenção da qualidade das águas	Tratamento/dispersão de efluentes
	Alimentação/descarga das águas subterrâneas	Suprimento de água
	Habitat para plantas e animais	Produção de alimentos
	Regulação da temperatura e precipitação	Regulação do clima
	Ambiente natural	Turismo e recreação

Tabela 01: Funções e serviços ecossistêmicos relacionados aos diversos ambientes naturais.

(adaptado de Souza, 2015)

O ecossistema possui uma forma ótima de aproveitamento de energia (baixa entropia), que tem origem na energia do sol e se traduz em formas mais complexas ao longo da cadeia trófica. Alterações nesse equilíbrio dinâmico das espécies e seu meio físico trazem consequências para as funções dos ecossistemas e seus serviços. As alterações dos ecossistemas para a obtenção de matéria-prima, agropecuária, deposição de dejetos e outras formas de degradação, trouxeram importantes ganhos econômicos, mas com *alta entropia*. Essas alterações nos ecossistemas desencadearam o declínio na biodiversidade e nos serviços prestados por esses ecossistemas – e esses prejuízos não foram contabilizados no balanço final. A AEM (2005) adverte, entretanto, que “a população do planeta é totalmente dependente dos seus ecossistemas e dos serviços que eles oferecem, incluindo alimentos, água, gestão de doenças, regulação climática, satisfação espiritual e apreciação estética.”

Não obstante essa dependência dos serviços ecossistêmicos, nos últimos 50 anos o Homem modificou os ecossistemas mais rápido e de forma mais extensiva que em qualquer outra época da história da humanidade. (AEM, 2005) Ainda que essas intervenções nos ecossistemas tenham resultado em melhoria substancial para o bem-estar humano e para a economia, elas se basearam na utilização de recursos de alta entropia e no comprometimento de muitos desses ecossistemas, como se verá no Cap. 2. Importante se ressaltar que o resultado dessa exploração dos ecossistemas foi desigual, pois, “nem todas as regiões e populações se beneficiaram nesse processo—na verdade, muitos foram prejudicados.” (AEM, 2005) Outra questão que veio à tona com a AEM (2005) foi que os prejuízos associados com a degradação dos ecossistemas só agora está se tornando aparente, pois somente agora o valor dos serviços ecossistêmicos está sendo evidenciado.

Conforme os prejuízos associados à perda da capacidade dos ecossistemas de proverem os serviços ecossistêmicos se acentuam, mais alarmante a situação se torna para o próprio bem-estar das pessoas. Um exemplo é a estiagem prolongada que afetou o abastecimento da cidade de São Paulo em meados de 2014, em virtude da qual seus mais de dez milhões de habitantes foram obrigados a racionar água potável. Importante se ressaltar que os mananciais hídricos que cortam a cidade estão severamente poluídos, como no caso do Rio Tiete, um dos rios mais poluídos do mundo. Em virtude disso, São Paulo depende da captação de água de regiões distantes da cidade. O seu abastecimento está condicionado, portanto, à implantação de novos sistemas com captação em mananciais superficiais ou ampliação dos existentes, o que demandará investimentos estimados em bilhões de reais. (ANA, 2014)

Muitos ecossistemas têm sido degradados pelas atividades humanas, comprometendo suas funções e, conseqüentemente, a capacidade de proverem serviços

ecossistêmicos. Begon, Townsend e Harper (2007) descrevem os ecossistemas como ‘doentes’ “se a estrutura de suas comunidades (riqueza em espécies, composição de espécies e arquitetura da teia alimentar) ou o funcionamento do ecossistema (produtividade, dinâmica de nutrientes, decomposição) tiverem sido muito modificados pelas pressões humanas.” Nesse sentido, é importante a manutenção da biodiversidade para que os processos ecológicos ocorram. A interrupção desses processos tem impacto direto nas funções dos ecossistemas. Para Begon, Townsend e Harper (2007), a ‘saúde’ dos ecossistemas tem efeito direto sobre “os processos naturais (serviços do ecossistema) que as pessoas valorizam, como o controle de enchentes, a disponibilidade de alimentos silvestres (incluindo os animais caçados e os fungos e as plantas colhidas) e as oportunidades recreativas.”

A AEM (2005) foi o mais abrangente estudo do estado dos ecossistemas do Planeta já realizado. Os dados apurados sobre a saúde dos ecossistemas e a sua capacidade de prover os serviços ecossistêmicos são alarmantes:

1. Cerca de 60% dos serviços ecossistêmicos analisados pela AEM – 15 entre 24 – tem sido utilizado de forma não sustentável ou simplesmente degradado. Dentre esses serviços estão: *água pura, pesca de captura, purificação do ar e da água, regulação climática local e regional, ameaças naturais e epidemias*. Não obstante seja difícil de mensurar os custos oriundos da perda desses serviços, a AEM aponta que tais custos são vultosos e crescentes e terão impacto nas presentes e futuras gerações.
2. A AEM aponta evidências de que “as mudanças em curso nos ecossistemas tem feito crescer a probabilidade de mudanças não lineares nos ecossistemas (incluindo mudanças aceleradas, abruptas, e potencialmente irreversíveis) que acarretam importantes consequências para o bem-estar humano.” (AEM, 2005) Pode-se citar como exemplo disso o aparecimento de doenças, reflexos na qualidade da água, colapso na pesca, dentre outros.
3. A parcela mais pobre da população arca com os efeitos negativos da degradação dos serviços ecossistêmicos (constante diminuição da capacidade que um ecossistema tem de fornecer serviços). Esse fato tem contribuído para a desigualdade social, agravamento da pobreza e dos conflitos sociais. No entanto, assinala a AEM que “em todas as regiões, particularmente na África Subsaariana, a condição e a gestão dos serviços dos ecossistemas são fatores dominantes que influenciam as perspectivas de redução da pobreza.” (AEM, 2005)

As mensagens-chave da AEM (2005) estão sintetizadas no quadro abaixo:

Todos, no mundo, dependem da natureza e dos serviços providos pelos ecossistemas para terem condições a uma vida decente, saudável e segura.
--

Os seres humanos causaram alterações sem precedentes nos ecossistemas nas últimas décadas para atender a crescentes demandas por alimentos, água, fibras e energia.
Estas alterações ajudaram a melhorar a vida de bilhões de pessoas, mas ao mesmo tempo, enfraqueceram a capacidade da natureza de prover outros serviços fundamentais, como a purificação do ar e da água, proteção contra catástrofes naturais e remédios naturais.
Dentre os problemas mais sérios identificados por esta avaliação estão: as condições drásticas de várias espécies de peixes; a alta vulnerabilidade de dois bilhões de pessoas vivendo em regiões secas de perder serviços providos pelos ecossistemas, como o acesso à água; e a crescente ameaça aos ecossistemas das mudanças climáticas e poluição de seus nutrientes.
As atividades humanas levaram o planeta à beira de uma onda maciça de extinção de várias espécies, ameaçando ainda mais nosso bem-estar.
A perda dos serviços providos pelos ecossistemas constitui uma grande barreira às Metas de Desenvolvimento do Milênio de reduzir a pobreza, a fome e as doenças.
As pressões sobre os ecossistemas aumentarão em uma escala global nas próximas décadas se a atitude e as ações humanas não mudarem.
Medidas de preservação de recursos naturais têm maior chance de sucesso se tomadas sob a responsabilidade das comunidades, que compartilhariam os benefícios de suas decisões.
A tecnologia e conhecimento de que dispomos hoje podem reduzir consideravelmente o impacto humano nos ecossistemas, mas sua utilização em todo o seu potencial permanecerá reduzida enquanto os serviços oferecidos pelos ecossistemas continuarem a ser percebidos como 'grátis' e ilimitados e não receberem seu devido valor.
Esforços coordenados de todos os setores governamentais, empresariais e institucionais serão necessários para uma melhor proteção do Capital Natural. A produtividade dos ecossistemas depende das escolhas corretas no tocante a políticas de investimentos, comércio, subsídios, impostos e regulamentação.

Quadro 01: Principais conclusões da Avaliação Ecosistêmica do Milênio. (Adaptado de AEM, 2005)

A AEM (2005) lembra que a conversão do solo para a agricultura, silvicultura e pecuária é a principal causa das mudanças nos ecossistemas e na biodiversidade, mas não o único. Em algumas regiões, outros fatores serão a principal causa de degradação nas próximas décadas, a exemplo da concentração de nitrogênio nos rios e águas costeiras. Nos países em desenvolvimento a concentração de nitrogênio nas águas tem aumentado drasticamente, afetando a saúde humana, a pesca e determinados ecossistemas, como os recifes de coral. (AEM, 2005)

Com vistas a isso, a AEM (2005) alerta que as “atividades humanas estão exaurindo as funções naturais da Terra de tal modo que a capacidade dos ecossistemas de sustentar as gerações futuras já não é mais uma certeza.” Nosso modo de vida contemporâneo, utilizando intensivamente

os recursos e serviços fornecidos pelos ecossistemas, “impõe um alto custo aos complexos sistemas de processos vegetais, animais e biológicos que tornam este planeta habitável.” (AEM, 2005) Se a demanda por esses recursos e serviços aumentar na próxima década, a pressão sobre os ecossistemas aumentará e a ‘infraestrutura natural’ da qual todos no Planeta dependem corre o risco de colapsar.

A AEM (2005) foi o mais importante estudo sobre a saúde dos ecossistemas do mundo, passando a influenciar os tomadores de decisão acerca dos serviços ecossistêmicos, como se verá a seguir (Item 1.2.3). Nos anos seguintes, vários estudos sobre o estado dos ecossistemas foram realizados. O GEO-5, estudo do estado do ambiente global realizado pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) divulgado em 2012 na Conferência Rio+20, aponta que os esforços para conter o ritmo ou a escala das alterações no sistema da Terra “tiveram resultados modestos, mas não lograram reverter as mudanças ambientais adversas”, sendo que nem a velocidade e nem o escopo dessas mudanças diminuíram nos últimos cinco anos. As pressões humanas sobre os ecossistemas, salienta o estudo, cresceram e chegaram a “diversos limiares críticos globais, regionais e locais, os quais estão próximos de serem ultrapassados, ou até já o foram.” (PNUMA, 2012) De acordo com o GEO-5, se ultrapassados esses limites, é “provável que ocorram mudanças abruptas e possivelmente irreversíveis às funções que sustentam a vida do planeta, com implicações adversas significativas para o bem-estar humano.” (PNUMA, 2012) O GEO-5 sinaliza que mudanças complexas não-lineares no sistema da Terra já estão ocorrendo, com sérias consequências para o bem-estar humano. Dentre os impactos que o GEO-5 identifica como causa dessas mudanças está a perda biodiversidade, a qual afeta a provisão de serviços ecossistêmicos. (PNUMA, 2012)

Os ecossistemas provêm importantes recursos e serviços ao Homem e são essenciais para a manutenção da vida no planeta. A degradação dos ecossistemas, portanto, afeta diretamente a provisão dos serviços ecossistêmicos, com consequências diretas ao bem-estar humano. Cumpre agora analisar os aspectos relevantes desses serviços para, a seguir, estruturar uma teoria jurídica geral para a sua proteção.

1.2.3 Serviços dos ecossistemas (serviços ecossistêmicos)

A revolução industrial e o liberalismo econômico se basearam na ideia de infinitude dos recursos naturais seriam inesgotáveis. E, assim, o desenvolvimento e a expansão econômica não encontrariam limites. Essa tônica marcou a relação de exploração do Homem sobre a natureza até a metade do século XX. Quando o esgotamento das possibilidades da natureza em prover bens e serviços ficou evidente, o Homem passa a perceber que a expansão das suas atividades está condicionada a esses limites. Ou seja, os limites impostos pelo ambiente impedem uma expansão econômica infinita. Mais recentemente a ciência demonstrou que o bem-estar humano depende dos bens e serviços fornecidos pelos ecossistemas. A literatura demonstra que se chegou a limiares

críticos para a continuidade do fornecimento desses serviços, o que poderia colocar em risco o suporte da vida no planeta. Seria possível, entretanto, reconhecer o valor dos serviços ecossistêmicos para o bem-estar humano e alterar a percepção atual de que tais serviços são livres e inesgotáveis?

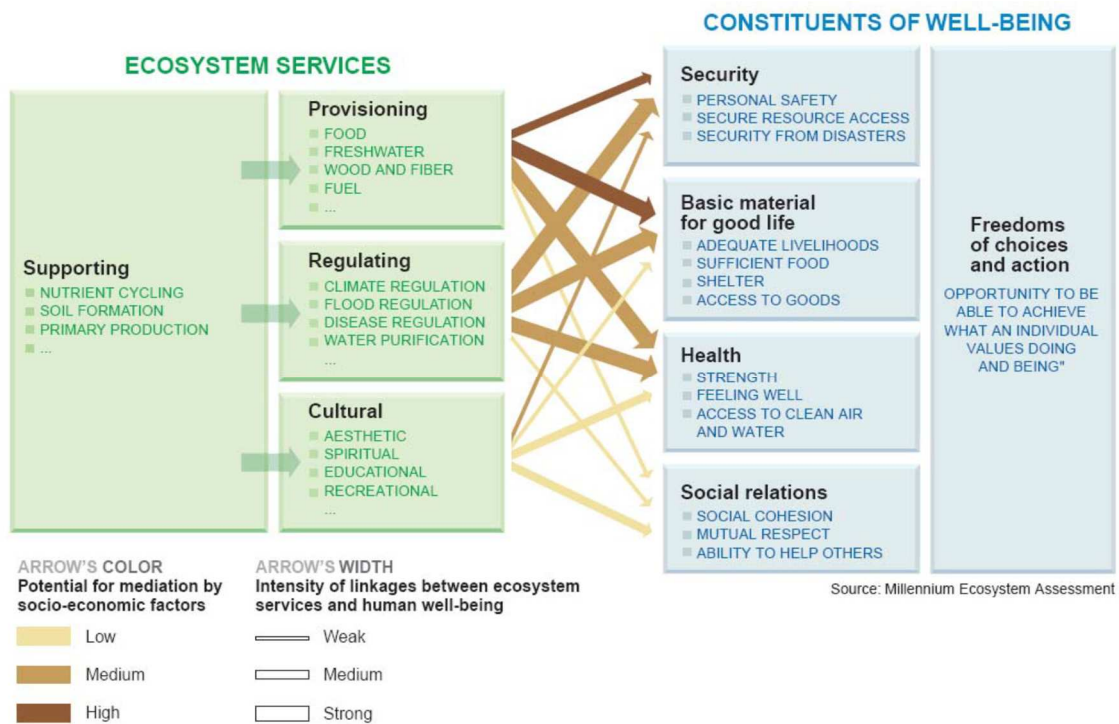
Serviços dos ecossistemas ou *serviços ecossistêmicos* são os benefícios que o Homem obtém dos ecossistemas (AEM, 2005). Ou seja, “tanto os atributos relativos à quantidade quanto à qualidade da biodiversidade são importantes quando se consideram as relações entre natureza, a atividade econômica e o bem-estar humano” (TEEB, 2010). A biodiversidade e os ecossistemas são, portanto, “componente críticos do *Capital Natural*” e determinantes dos benefícios por ele fornecidos”. Esses dois conceitos – de serviços ecossistêmicos e de Capital Natural – sinalizam os muitos benefícios fornecidos pela natureza ao Homem. E, de acordo com o TEEB (2010b), “a manutenção dos estoques de Capital Natural permite o fornecimento sustentável de fluxos futuros de serviços ecossistêmicos, e, portanto, contribui para assegurar um bem-estar humano permanente.”

A AEM (2005) os divide em quatro grandes grupos:

1. Provisão: são os serviços que contribuem para o fornecimento de bens, tais como água, alimentos, madeira e fibras, combustível, etc.
2. Regulação: são serviços que promovem a regulação dos processos de ecossistemas, como, por exemplo, a regulação do clima, a regulação de cheias, a regulação de doenças, a purificação da água, etc.
3. Cultural: são os benefícios imateriais obtidos dos ecossistemas, tais como os benefícios estéticos, espirituais, educacionais e de recreação.
4. Suporte: são os serviços necessários para a produção de todos os outros serviços, como, por exemplo, a ciclagem de nutrientes, a formação de solos, a produção primária, etc.

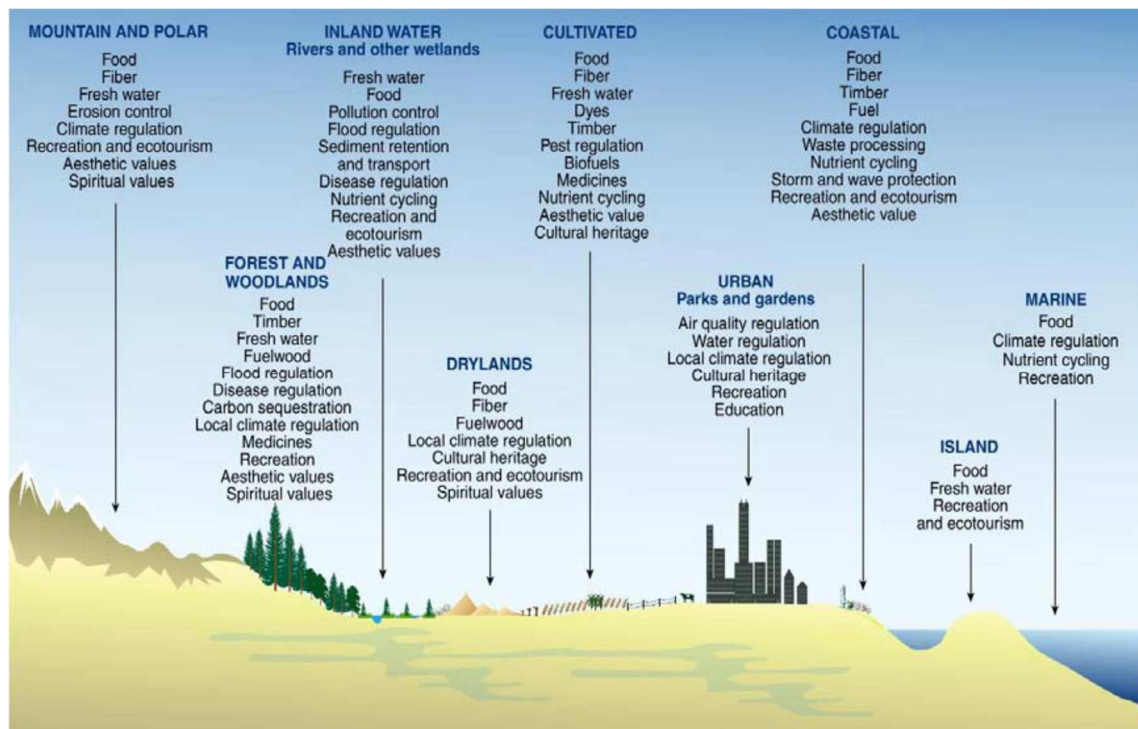
Sobre o grau de conhecimento científico sobre os serviços ecossistêmicos, o TEEB (2010c) esclarece que existe atualmente “(...) a good understanding of the intricacies and outcomes of ecological dynamics as well as the expressions of these processes in the provision of goods and services to human society.” Apesar de existir lacunas no conhecimento sobre os serviços ecossistêmicos, o TEEB (2010c) salienta que “there is an emerging scientific consensus on the need to sustain biological diversity to protect the delivery of ecosystem services.” Existem, portanto, limites naturais para que a atividade humana não interfira no fluxo dos serviços ecossistêmicos. Ultrapassar esse limite pode significar o declínio na provisão desses serviços ou até mesmo o seu colapso.

O quadro abaixo sintetiza os serviços ecossistêmicos e as respectivas implicações desses para o bem-estar humano:



Quadro 02: Serviços ecossistêmicos e suas implicações para o bem-estar humano. (Adaptado de AEM, 2005)

Já o quadro abaixo relaciona alguns ecossistemas e os respectivos serviços ecossistêmicos que prestam:



Quadro 03: Ecossistemas e respectivos serviços ecossistêmicos. (Adaptado de AEM, 2005)

Serviços ecossistêmicos podem ser definidos como sendo “os serviços prestados pelos ecossistemas naturais e as espécies que os compõe, para a sustentação das condições para a permanência da vida humana na Terra.” (Daily, 1997) Veiga Neto (2008) complementa afirmando que, “o que o conceito traz de novo é a relevância que assumem os serviços que efetivamente dão sustentação à vida no planeta; considerados mais importantes (porque de maior dificuldade de substituição) do que os produtos gerados”, sendo que o melhor termo para caracterizar os serviços ecossistêmicos “seria dizer que são os responsáveis pela infraestrutura necessária para o estabelecimento das sociedades humanas.” (Veiga Neto, 2008) O conjunto de ecossistemas que prestam os serviços ecossistêmicos compõe, destarte, o Capital Natural das sociedades humanas. Costanza et al. (1997) esclarece que “os serviços ecossistêmicos consistem em fluxos de materiais, energia e informações originadas dos estoques de Capital Natural, os quais combinam com serviços do capital humano e do capital manufaturado para produzir bem-estar humano.”¹² E, muito embora seja possível proporcionar bem-estar sem o Capital Natural e serviços ecossistêmicos, de modo totalmente artificial “em ‘colônias espaciais’ artificiais, essa possibilidade é remota demais e é pouco provável que seja de interesse atual.” (Costanza et al., 1997) Ou seja, substituir os serviços ecossistêmicos por meios artificiais seria muito dispendioso ou mesmo impossível. Portanto, os serviços ecossistêmicos demonstram que a natureza não pode mais ser tratada como simples fornecedora de recursos materiais e receptora de resíduos.

Observa-se, pois, que os serviços prestados pelos ecossistemas beneficiam sobretudo o bem-estar humano. Como se afirmou anteriormente, o conceito de serviços ecossistêmicos traz uma nova racionalidade para questão ambiental, ou seja, o entendimento de que o bem-estar humano depende da biodiversidade e dos ecossistemas. Em outros termos, o entendimento de que a “*natureza preservada fornece benefícios ao Homem* possui implicações econômicas, jurídicas e sociais que permite a concepção de novos instrumentos de políticas ambientais.” (Altmann, 2008)

Um dos ecossistemas que presta diversos serviços ecossistêmicos é a floresta. De acordo com a Forest Trends (2010), “estudos científicos recentes tem demonstrado que florestas e sistemas produtivos ambientalmente sustentáveis (com a presença de árvores) geram serviços ambientais (...) que são os benefícios prestados pelas florestas e sistemas produtivos ao Homem” (...), sendo como um “trabalho voluntário que as florestas realizam e que favorecem o Homem e o funcionamento de todo o planeta.” A deflorestação, por outro lado, interrompe o fornecimento desses serviços, trazendo sérias implicações em escala local e global.

¹² Ecosystem services consist of flows of materials, energy, and information from natural capital stocks which combine with manufactured and human capital services to produce human welfare. (Costanza et al., 1997)

Nos últimos dez anos foram publicados diversos estudos locais e regionais sobre o estado dos ecossistêmicos. A Avaliação Ecosistêmica Nacional, publicada em 2011 pelo governo do Reino Unido, aponta que os serviços ecossistêmicos daquele país encontram-se em declínio, apesar das medidas de salvaguarda do ambiente tomadas a partir dos anos 1980. O UK-NEA (2011) indica que cerca de 30% dos serviços ecossistêmicos pesquisados estão em declínio e muitos outros estão degradados ou reduzidos. A condição de muitos solos no Reino Unido é considerada degradada em decorrência do manejo inadequado e de condições atmosféricas. Em relação aos níveis históricos, a captura de peixes marinhos permanece baixa. Os polinizadores “que fornecem serviços ecossistêmicos estimados em centenas de milhões de libras por ano, continuam a declinar.” (NEA, 2011)

No Brasil, a Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos (BPBES, na sigla em inglês) lançou em 08 de novembro de 2018 o Sumário para Tomadores de Decisão do 1º Diagnóstico sobre a Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos do País. Nesse documento, o BPBES (2018) chama a atenção para a dependência dos serviços ecossistêmicos:

A segurança alimentar, hídrica, climática, energética, bem como da saúde humana, dependem dos serviços ecossistêmicos, como aqueles associados à polinização, à manutenção dos recursos hídricos, à regulação do clima e ao controle de vetores de doenças. Das 141 culturas agrícolas analisadas no país, 85 dependem de polinização por animais. Cerca de 80 famílias e 469 espécies de plantas são cultivadas em sistemas agroflorestais. Mais de 245 espécies da flora brasileira são base de produtos cosméticos e farmacêuticos e ao menos 36 espécies botânicas nativas possuem registro de fitoterápicos. Mais de 40% da produção de energia primária no país é proveniente de fontes renováveis, assim como 2/3 da energia elétrica consumida provém de usinas hidrelétricas que dependem da integridade de ecossistemas, especialmente os florestais, para continuar funcionando.

Distúrbios nos ecossistemas podem ocasionar o declínio ou até mesmo o total colapso dos serviços ecossistêmicos. Em alguns casos, a alteração da população de uma única espécie-chave pode traduzir-se no desequilíbrio do fluxo de serviços ecossistêmicos. Considerando sua biomassa e abundância, determinadas espécies influenciam de forma desproporcional no funcionamento do ecossistema. Logo, o desaparecimento dessas espécies-chave pode desencadear um efeito cascata na dinâmica das comunidades e no funcionamento do ecossistema. O TEEB (2010c) traz alguns exemplos disso:

- a remoção da lontra do Pacífico (*Enhydra lutris*) dos ecossistemas costeiros da Califórnia levou à perda da comunidade de algas e de muitas espécies de peixes;
- a eliminação de jacarés que se alimentavam de peixe resultou em um declínio na população de peixes de algumas áreas da Amazônia por causa da redução do ciclo de nutrientes na cadeia alimentar;

- grandes mudanças nos números de elefantes africanos (*Loxodonta africana*) têm efeitos substanciais sobre a produtividade das plantas, os ciclos de nutrientes do solo e a diversidade da vegetação em florestas de savana e florestas;

A perda da biodiversidade e a alteração dos ecossistemas são apontados pela ciência como a principal causa do declínio dos serviços ecossistêmicos. Segundo Ehrlich (1997), “o extermínio de populações e espécies de organismos exerce seu primeiro impacto na sociedade através da deterioração dos serviços do ecossistema.” O autor que cunhou a expressão ‘serviços ecossistêmicos’ traz diversos exemplos de como a perda de espécies ou alterações nos ecossistemas impactam a economia e o bem-estar humano:

- Todas as plantas, animais e microrganismos trocam gases com seus meios ambientes e estão, assim, direta ou indiretamente, envolvidos na composição dos gases na atmosfera.
- A destruição das florestas priva as pessoas não apenas da madeira, mas também dos reservatórios confiáveis de água doce; mais ainda, aumenta o risco de inundações.
- A destruição de insetos pode levar a quebras de safras que dependam da polinização desses insetos.
- O extermínio dos inimigos das pestes de insetos (um resultado comum quando se usa pesticida) pode terminar com os serviços de controle de pestes de um ecossistema, e frequentemente leva a uma grande deflagração de pestes.
- A extinção dos organismos subterrâneos pode destruir a fertilidade do solo.
- Os ecossistemas naturais mantêm uma vasta coleção genética, que já forneceu incontáveis benefícios às pessoas e que tem o potencial de fornecer muito, muito mais. (Ehrlich, 1997)

Ehrlich (1997) adverte, porém, que esses exemplos “podem ser multiplicados muitas vezes – e o ponto básico é que os organismos, cuja maioria é obscura para os que não são biólogos, desempenham papéis em sistemas ecológicos que são essenciais para a civilização.” No entanto, para que a biodiversidade seja preservada, Primack e Rodrigues (2001) afirmam que é necessário demonstrar o seu real valor, o que “exigirá uma reversão total do pensamento político e social atual; governos e comunidades em todo o mundo devem perceber que a diversidade biológica é de extremo valor – na verdade, essencial, para a existência humana.” Essa a mudança, no entanto, “ocorrerá somente se as pessoas sentirem que elas estão realmente perdendo algo de valor ao continuar a danificar as comunidades biológicas. (Primack e Rodrigues, 2001)

Não obstante a sistemática destruição dos ecossistemas que fornecem os serviços ecossistêmicos, lembra Leff (2009) que “hoje a humanidade começa a revalorizar a natureza e os aportes das populações indígenas e camponesas para a humanidade, tanto em termos de condições de sobrevivência – os serviços ambientais que proporcionam a todos e sem os quais nenhuma

sociedade pode viver: água, oxigênio, diversidade biológica – como em termos de seus valores culturais e estéticos.” É, portanto, justificado o receio de que os serviços que prestam os ecossistemas entrem em declínio ou desapareçam. Isso traria sérias implicações para o bem-estar humano. A escassez de alguns bens e serviços ecossistêmicos é a realidade em muitas regiões do planeta, afetando sobretudo as populações mais pobres. (AEM, 2005) A escassez dos serviços ecossistêmicos, por outro lado, teve o condão de evidenciar a importância desses serviços na economia de muitos países e regiões.

Importa agora uma breve análise da gênese da noção de *serviços ecossistêmicos*, a fim de evidenciar quais os atores e em qual contexto foi criado. Essa análise é de grande importância para a compreensão do tema e, a partir disso, estabelecer ligações com o Direito.

1.3 *Political Ecology* e a gênese da noção de serviços ecossistêmicos

A Ecologia Política é o ramo da ciência que analisa a questão ecológica a partir dos fenômenos políticos e relações de sociais de poder.¹³ Para Muniz (2009), a ecologia política é “uma abordagem teórica metodológica que tem se consolidado nas ciências sociais” ao evidenciar o “confronto entre atores sociais que defendem diferentes lógicas para a gestão dos bens coletivos de uso comum.” Daugeard (2016) explica que a “political ecology é uma corrente científica, de origem principalmente anglo-saxã, que analisa as relações de poderes em relação à gestão do espaço e do meio ambiente.” E, nesse sentido, considera os “fenômenos políticos, econômicos e ecológicos que entram na compreensão de uma problemática ambiental, analisando os posicionamentos, discursos e interesses dos atores envolvidos.” (Daugeard, 2016)

Desde os anos 1970 o termo *Political Ecology* é utilizado, segundo Sartre et al. (2014), “por investigadores anglófilos em referência aos estudos que tratam da relação entre ciências ecológicas e política ambiental”, num campo de pesquisa que combina a “ecologia cultural, que estuda a multiplicidade de relações entre sociedades humanas e seus ambientes biofísicos respectivos, juntamente com a economia política, a qual estuda as relações de poder entre os atores e as sociedades.” Busca-se aqui uma análise mais aprofundada do surgimento da noção de serviços ecossistêmicos a partir da *Political Ecology*, a fim de evidenciar quais os atores e instituições envolvidas no seu desenvolvimento, bem como em qual contexto e para qual finalidade esse termo foi cunhado. Sartre et al. (2014) ressalta que os serviços ecossistêmicos são “fruto da modernidade

¹³ Para Leff (2015), o “traço específico da ecologia política são as relações de poder que tendem e atravessam processos bio-culturais, socioambientais e tecnoeconômicos, onde está definindo sua própria identidade, emprestando metáforas conceituais de outras disciplinas para descrever os conflitos socioambientais derivado da distribuição ecológica desigual e das estratégias de apropriação de recursos ecológicos, bens naturais e serviços ambientais.”

ecológica”, constituindo atualmente um tema “incontornável na gestão ambiental”. Advertem os autores que “la notion de service écosystémique reste pourtant particulièrement complexe et controversée.” Para compreender a trajetória da noção de serviços ecossistêmicos, é necessário identificar os atores, as instituições e as relações que contribuíram para a emergência desse dispositivo.

Interessa aqui o trabalho de Sartre et. tal. (2014), o qual explica de forma clara e detalhada o surgimento e ascensão da noção de serviços ecossistêmicos dentro da ciência e da política.¹⁴ Para os autores, a apropriação da noção de serviços ecossistêmicos pelos cientistas passa por um intenso debate, “ao ponto de ser difícil de falar em uma singularidade desta noção.” (Sartre, 2014) Observa-se, inclusive, tensões muito fortes decorrentes das diferentes concepções do termo. Para analisar criticamente a noção de serviços ecossistêmicos, Sartre et al. (2014), abordam quatro esferas: a ecológica, a econômica, a política e a social. Analisar a evolução histórica da noção de serviços ecossistêmicos é de importância central para o presente trabalho. Em vista disso e acompanhando a análise crítica realizada por Sartre et al. (2014), far-se-á uma digressão desde a concepção da noção de serviços ecossistêmicos, na década de 1970, até os seus desdobramentos atuais.

Mas, afinal, qual a mudança engendrada pela noção de serviços ecossistêmicos? Quem são os atores que cunharam a expressão? Em qual contexto? Quais são as organizações e as redes envolvidas na sua institucionalização? Sartre et al. afirmam que as respostas dessas perguntas dependem dos atores e do contexto no qual essa noção é utilizada:

La notion de services écosystémiques est fortement marquée par les réseaux scientifiques qui l’ont portée, par le contexte qui l’a vue naître et s’affirmer et les acteurs qui l’utilisent. (...) Dès lors, il nous apparaît nécessaire de qualifier les enjeux et les limites de cette notion en fonction des acteurs qui ont participé à sa formulation et en fonction des échelles auxquelles ces acteurs parlent. Qui parle de services écosystémiques ? D’où viennent ces locuteurs ? Quels débats entretiennent-ils ? Quelles voix se font-elles le plus entendre ? Lesquelle perdent en audience ?

Um exemplo envolvendo a influência dos atores é a publicação do artigo Costanza et al. (1997) na revista Nature e o livro de Daily (1997), os quais fomentaram a discussão a respeito dos serviços ecossistêmicos. Braat e De Groot (2012) lembram que “these publications kicked off an explosion of research, policy, and applications of the idea, including the establishment of the

¹⁴ “Les savoirs, les techniques, et les relations de pouvoir des acteurs impliqués se trouvent interrogés par la mise en place de nouveaux dispositifs en créant un dialogue qui mène à la réinterprétation, voire à la reconstruction, de l’expression même et de sa place comme promotrice d’une nouvelle vision de la nature. Si un tel processus ne se met pas en place, si les services écosystémiques en restant au stade de mot-clef, c’est le signe de l’échec d’un projet. À travers l’étude de l’itinéraire de la notion de services écosystémiques, nous voulons comprendre comment les cadres politiques et sociaux participent à la formulation de nouvelles explications à l’interface entre sciences et politique des problèmes environnementaux.” (Sartre et al., 2014)

journal Ecosystem Services.” Outro exemplo, envolvendo instituições, é a elaboração - sob os auspícios da ONU – da Avaliação Ecológica do Milênio (2005). A AEM influenciou tomadores de decisão de todo o mundo, colocando os serviços ecossistêmicos na agenda global sobre meio ambiente. O estudo dessa trajetória é essencial para compreender a densificação normativa do conceito de serviços ecossistêmicos, como se verá adiante (Capítulo 3, item 3.1).

Acompanhando a sistematização do tema proposta por Sartre et al. (2014), é possível dividir a trajetória da noção de serviços ecossistêmicos em três períodos: serviços ecossistêmicos enquanto *metáfora* ou período *pedagógico* do conceito; período *econômico* ou conceitual e; período *político-institucional*. Cada período é caracterizado por atores, instituições e publicações que contribuíram para a emergência da noção de serviços ecossistêmicos. Em decorrência disso, essa noção passou de metáfora desconhecida a tema incontornável na agenda ambiental global em pouco mais de 30 anos.

O quadro abaixo esquematiza os três períodos da noção de serviços ecossistêmicos:

Período	Ano	Autor/ Instituição	Principais publicações/d ocumentos	• Contexto e avanços
Período metafórico/pedagógico	1977	Walter Westman	‘How Much Are Nature’s Services Worth?’	• Primeiro artigo mencionando o termo nature’s service”
	1981	Paul e Anne Ehrlich.	“Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species.”	• Os autores cunharam o termo “serviço ecossistêmicos” neste livro.
	1983	Ehrlich, P.R., Mooney, H.A.	“Extinction, substitution, and ecosystem services.”	• A noção de serviços ecossistêmicos é abordada de forma mais sistemática.
Período conceitual/econômico	1987	Rudolf De Groot	Environmental function as a Unifying concept for Ecology and Economics	<ul style="list-style-type: none"> • Princípios ecológicos devem fazer parte do planejamento econômico e decisões políticas para encontrar o ponto de equilíbrio entre Homem e Natureza... • Funções ambientais é o conceito unificador entre economistas e conservacionistas...

Período político/institucional	1997	Costanza et al.	The value of the world's ecosystem services and natural capital	<ul style="list-style-type: none"> • Resumo: Estimaram o valor econômico de 17 SE para 16 biomas O produto nacional bruto total é cerca de 1,8 vezes menor que o valor dos SE (Capital Natural) • Os serviços dos ecossistemas consistem em fluxos de materiais, energia e informações de estoques de Capital Natural, ... para produzir bem-estar humano . [benefícios]
	1997	Daily, Gretchen.		<ul style="list-style-type: none"> • SE: são <u>condições</u> e processos que fornecem real suporte à vida... através dos quais ecossistemas naturais e as espécies que os compõem, sustentam e atendem a vida humana • Capital Natural: estoque de sistemas ecológicos que produz ou garante um fluxo de bens e serviços destinados ao Homem
	2005	AEM (Reid et al.)	Avaliação Ecosistêmica do Milênio (Millenium Ecosystem Assesment)	<ul style="list-style-type: none"> • <i>SE são os <u>benefícios</u> que as pessoas obtêm direta ou indiretamente dos ecossistemas.</i> • Respaldaado pela ONU, o conceito serve de referência para <i>as <u>políticas públicas e para os tomadores de decisão.</u></i> • Estudo mais influente sobre o tema: reúne mais de 1.300 cientista de 100 países. • O escopo da AEM é verificar o estado dos ecossistemas em todo mundo e os reflexos disso para o bem-estar humano. • Na prática, o conceito de SE sai do meio científico e ingressa na agenda política.
	2007	TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity (UNEP)	(Diversas publicações a partir de 2007, com as principais a partir de 2010 – Relatório Síntese do TEEB, p. ex.)	<ul style="list-style-type: none"> • O TEEB é uma iniciativa global focada em ‘tornar visíveis os valores da natureza’. • O principal objetivo é integrar os valores da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos na tomada de decisões em todos os níveis. • Utiliza metodologias de valoração que auxiliam os tomadores de decisão a reconhecer a ampla gama de benefícios proporcionados pelos ecossistemas e a biodiversidade, demonstrando seus valores em termos econômicos.

2008	ESP – Ecosystem Services Partnership.	“Ecosystem Services Journal” – lançado pelo ESP em 2012 é um dos mais influentes periódicos sobre o tema na atualidade.	<ul style="list-style-type: none"> • Rede mundial para melhorar a ciência, a política e a prática dos serviços ecossistêmicos para a conservação e o desenvolvimento sustentável; • Dentre os membros há institutos de pesquisa, departamentos governamentais, consultorias, ONGs e grupos comunitários. • O “ESP conecta mais de 3000 cientistas, formuladores de políticas e praticantes de serviços ecossistêmicos que trabalham em conjunto em mais de 40 grupos de trabalho e um número crescente de redes nacionais em todos os continentes.” (ESP, 2018) • Em 2012 lança o Ecosystem Services Journal.
2009	CICES – Classificação Internacional Comum para os Serviços Ecossistêmicos. (em parceria com a Agência Europeia do Ambiente – EEA)	CICES (V4, 2012; V4.3, 2013; V5.1, 2017)	<ul style="list-style-type: none"> • O objetivo do CICES é lançar as bases para a contabilidade dos serviços ecossistêmicos no System of Environmental Accounting e no Ecological Accounting Assessment). • “A CICES foi desenvolvida como uma ferramenta para ajudar a negociar os diferentes tipos de perspectiva que se desenvolveram em torno do conceito de serviço do ecossistema e auxiliar no intercâmbio de informações sobre eles.” (Haines-Young e Potschin, 2012) • “The aim of CICES is not to replace other classifications of ecosystem services but to enable people to move more easily between them and to understand more clearly how people are measuring and analyzing information.” (CICES, 2018)
2012	IPBES - Plataforma Intergovernamental Ciência-Política sobre Biodiversidade e Serviços de Ecossistemas	Diversos relatórios; “A Rosetta Stone for Nature’s Benefits to People.” (Díaz et al., 2015); “The IPBES Conceptual Framework —	<ul style="list-style-type: none"> • A IPBES foi criada em 2012 por mais de 100 governos, e a sua adesão continuou a crescer à medida que o impacto da IPBES aumentou. • “é o órgão intergovernamental que avalia o estado da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos que essa presta à sociedade, em resposta aos pedidos dos tomadores de decisão.” (IPBES, 2018) • “O IPBES foi estabelecido para fortalecer a interface ciência-política para a conservação da biodiversidade, serviços ecossistêmicos, bem-estar

			connecting nature and people.” (Diaz et al., 2015).	humano no longo prazo, bem como para o desenvolvimento sustentável. É semelhante ao IPCC na medida em que realiza avaliações dos conhecimentos existentes em resposta às demandas dos governos e outros interessados.” (Diaz, 2015)
--	--	--	---	---

Quadro 04: Os diferentes períodos da noção de serviços ecossistêmicos.

1.3.1 As três ‘dimensões’ da noção de serviços ecossistêmicos

Sartre (2014) aponta três dimensões distintas relacionadas ao termo “serviços ecossistêmicos”:

- Primeira dimensão: a noção possui uma finalidade pedagógica, na qual o termo é utilizado como uma *metáfora* para sublinhar a importância da biodiversidade e dos ecossistemas para o bem-estar humano. “D’un point de vue pédagogique, elle souligne la dépendance de l’homme à l’égard de son environnement, mais se fonde sur un constat selon lequel cet environnement est en train d’être détruit à une échelle alarmante – d’où des questions qui se posent pour le bien-être de l’homme.”¹⁵ (Sartre et al., 2014) Reporta-se ao período inicial (1981-1997)
- Segunda dimensão: termo adquire *status* de conceito e, a partir disso, orienta aplicações em outras ciências, a exemplo da economia ecológica. “D’un point de vue notionnel, le fait de parler de services écosystémiques est à la fois le produit et le vecteur de certaines conceptions des rapports hommes/milieus.” (Sartre et al., 2014)¹⁶ Nesta dimensão, o conceito de serviços ecossistêmicos é assimilado pela economia, superando a fase pedagógica, de simples metáfora. O conceito é utilizado então ligar a economia (utilidade ao bem-estar humano) e ecologia (funções dos ecossistemas e da biodiversidade) em uma linguagem em comum.
- Terceira dimensão: "En termes de politiques publiques, cette notion est apparue dans le contexte d’une gouvernance environnementale profondément marquée par les

¹⁵ “Do ponto de vista educacional, enfatiza a dependência do Homem em seu ambiente, mas se baseia em descobrir que esse ambiente está sendo destruído em uma escala alarmante - daí Perguntas que surgem para o bem-estar do Homem.”

¹⁶ “Do ponto de vista nocional, o fato de falar de serviços ecossistêmicos é tanto o produto quanto o vetor de certas concepções de relações homens / meio ambiente.”

reports de force des groupes qui portent ces notions."¹⁷ A AEM em 2005 inaugura a dimensão política/institucional, na qual o conceito de serviços ecossistêmicos passa a orientar os tomadores de decisão, alertando para o real valor da perda dos ecossistemas e da biodiversidade. O conceito inicia sua fase normativa, ao orientar políticas públicas, decisões administrativas e judiciais.

Castro e Sartre (2014) entendem que é possível observar-se a trajetória desse conceito e entender sua história através da análise das citações na literatura científica. O gráfico abaixo mostra as publicações relacionadas aos principais termos relacionados à noção de serviços ecossistêmicos:

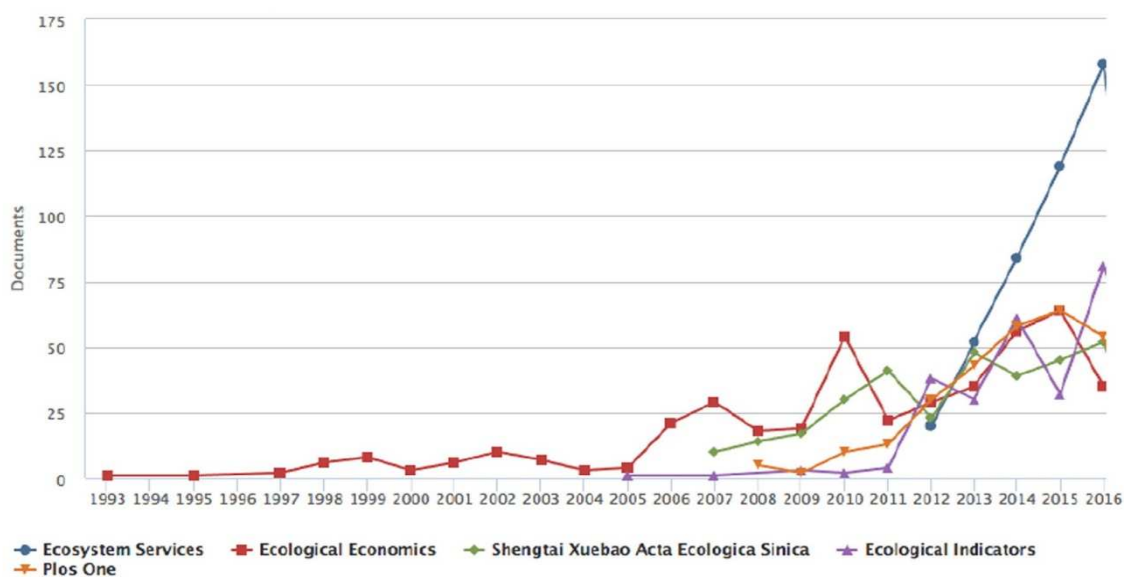


Figura 03: Publicações sobre serviços ecossistêmicos, por ano e por fonte. (Adaptado de Costanza et al., 2017)

Na perspectiva de Castro e Sartre (2014), esse gráfico permite observar três períodos distintos na trajetória do conceito de serviços ecossistêmicos: anterior a 1997; entre 1997 e 2005 e; posterior a 2005. Note-se que, desde o advento do termo em 1981, poucas foram as publicações. No entanto, a partir das duas obras seminais, de Costanza et al. (1997) e de Daily (1997), o número de publicações sobre o tema aumentou. No entanto, é a partir da publicação da Avaliação Ecosistêmica do Milênio (2005) que o número de artigos científicos cresce exponencialmente. Na primeira dimensão, o caráter pedagógico dos serviços ecossistêmicos é destacado; na segunda fase, inaugurada com as obras publicadas em 1997, observa-se a afirmação do conceito ligando ecologia e economia e; a partir da publicação da Avaliação Ecosistêmica do

¹⁷ “Em termos de políticas públicas, essa noção surgiu no contexto da governança ambiental profundamente marcada pelos fortes relatórios dos grupos que carregam essas noções.”

Milênio, sob os auspícios da ONU, abre-se um período *institucional*, onde esse conceito passa a subsidiar os tomadores de decisão e as políticas públicas.

1.3.1.1 Primeira dimensão: serviços ecossistêmicos enquanto metáfora

Desde o final do século XIX, com os trabalhos de John Muir nos EUA, cresce uma consciência preservacionista acerca dos *recursos naturais*. Nessa época são criados os parques nacionais norte-americanos (Yosemite e Yellowstone, por exemplo). Mais tarde, se cristaliza uma comunidade internacional voltada para a conservação das áreas naturais, mais precisamente em 1923 com o 1º Congresso Internacional para a Proteção da Natureza e, mais tarde, com a criação da UICN em 1948. A comunidade *conservacionista* era formada por naturalistas, cientistas, artistas e à elite cultural dos países ocidentais. O foco então era a preservação da natureza selvagem, os sítios de notável beleza cênica, assim como o uso racional dos recursos naturais. (Maris, 2013)

Já nos anos 1980 surge uma nova disciplina científica: a Biologia da Conservação. A concepção “tradicional” de conservação da natureza é então reestruturada a partir do conceito de *biodiversidade* e em torno da perda dessa biodiversidade. Como destaca Maris (2013), a raíz de la publicación por Edward O. Wilson de “Biodiversidad” de las Actas del Foro Nacional sobre la Diversidad Biológica (Wilson, 1988), celebrado en Washington en 1986, el neologismo ‘biodiversidad’ empieza a reemplazar gradualmente a todas las referencias a la naturaleza en las esferas científicas, políticas y de activistas.” A partir disso, tem início o debate acerca da *conservação da biodiversidade*. Esse debate desencadeia um grande interesse científico a respeito dos aspectos relacionados à biodiversidade, a exemplo dos ecossistemas, suas funções e serviços. (Maris, 2013)

Nesse contexto surgem os termos “*serviços da natureza*”, “*serviços dos ecossistemas*”, “*serviços ecossistêmicos*”, os quais inicialmente foram empregados pela Biologia da Conservação como uma metáfora para chamar a atenção sobre a dependência do ser humano em relação à biodiversidade e aos ecossistemas. De acordo com Gómez-Baggethun et al. (2010), as origens da história moderna dos serviços ecossistêmicos podem ser encontradas no final dos anos 1970, quando tem início uma estruturação *utilitarista* das funções dos ecossistemas enquanto *serviços*, a fim de despertar o interesse público na conservação da biodiversidade. A primeira publicação científica a utilizar o termo “nature’s services” foi o artigo ‘How Much Are Nature’s Services Worth?’, de Westman (1977). No entanto, o termo “ecosystem services” – o qual mais tarde viria a se consolidar na literatura científica – foi publicado em 1981 por Anne e Paul Ehrlich no livro intitulado “Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species.” (Ehrlich e Ehrlich, 1981). A sistematização do termo, entretanto, será feita no artigo de Ehrlich e

Mooney em 1983, no qual os autores apontam quais são os serviços dos ecossistemas. No entanto, para Costanza et al. (2017), noções relacionadas com as até então publicadas “foram maturadas na literatura acadêmica por décadas, permitindo se argumentar que a ideia de que os sistemas naturais provêm benefícios que dão suporte ao bem-estar humano é tão antiga quanto os próprios humanos.” O artigo de Rudolf De Groot (1987), por sua vez, contribuiu enormemente para o debate ao sugerir que o conceito de serviços ecossistêmicos poderia estreitar a ligação entre a conservação da natureza e a economia.

Sartre et al. (2014) aponta cinco pontos críticos sobre a perda da diversidade biológica, elencados no livro “BioDiversity” organizado por Wilson em 1988:

1. A perda das espécies não se limita às espécies *emblemáticas* em perigo. “Os homens precisam mais de insetos e microrganismos do que de leopardos”;
2. Os ecossistemas fornecem os serviços essenciais para a vida do Homem na Terra;
3. A perda da diversidade genética é agora mais alarmante do que a perda de espécies;
4. A biodiversidade também pode ser definida como valor de mercado sujeito às forças do mercado;
5. A perda de biodiversidade deve-se principalmente ao crescimento da população mundial.

O aspecto econômico dos serviços ecossistêmicos se fez sentir por um motivo prático: na segunda metade do século XX a perda desses serviços “se tornou mais evidentes à medida que o Capital Natural foi sendo rapidamente depauperado.” (Costanza et al., 2017) Além disso, no período de 1960 a 1980, houve uma melhor compreensão do funcionamento dos ecossistemas por parte dos cientistas, a exemplo dos trabalhos de Daly e Odum.¹⁸ Gómez-Baggethun et al. (2010) destacam que, inicialmente a ecologia fazia referência às funções dos ecossistemas - independentemente da sua utilidade para o Homem. Entretanto, nos anos 1980 essa aceção *utilitarista* ganha força com a introdução do termo “serviços ecossistêmicos”:

The concept of ecosystem services, introduced in 1981 (Ehrlich and Ehrlich, 1981) builds on earlier literature highlighting the societal value of nature's functions. In ecology, the term ecosystem function has traditionally been used to refer to the set of ecosystem processes operating within an ecological system (Loreau et al., 2002; Hector et al., 2007), irrespective of whether or not such processes are useful for humans. However, in the late 1960s and 1970s, a series of contributions started referring to the way particular

¹⁸ Costanza et al. (2017) chamam a atenção para este aspecto: “There was also a growing understanding of ecology, especially the ecology of whole ecosystems, and of the non-market value of natural amenities. Seminal publications in the 1960–1980 period include: Boulding (1966), Daly (1968), Ayres and Kneese (1969), Odum (1971), and Freeman et al. (1973).”

“functions of nature” served human societies (King, 1966; Helliwell, 1969; Hueting, 1970; Odum and Odum, 1972; Braat et al., 1979).

Essas preocupações marcam o período no qual o termo “serviços ecossistêmicos” é utilizado enquanto uma metáfora para destacar o valor da biodiversidade e dos ecossistemas para o bem-estar humano. Ou, nas palavras de Gómez-Baggethun et al. (2010), “a racionalidade por detrás do uso do conceito de serviços ecossistêmicos era predominantemente pedagógica e buscava demonstrar como o desaparecimento da biodiversidade afetava diretamente as funções dos ecossistemas que geravam serviços fundamentais para o bem-estar humano.”

1.3.1.2 Segunda dimensão: serviços ecossistêmicos enquanto conceito que liga a economia e a ecologia

Até à década de 1990, a ecologia e economia eram consideradas antagônicas. Coube ao conceito de serviços ecossistêmicos estabelecer uma ponte entre elas. Duas publicações representam o ponto de partida para essa nova dimensão: o artigo de Costanza et al. (1997) publicado na revista *Nature* e o livro de Daily (1997). Leon Braatt e Rudolf De Groot (2012) lembram que na década de 1990 os serviços ecossistêmicos foram integrados na literatura profissional com as obras de Costanza e Daly (1992) e de Daily (1997). Nesse momento, o interesse científico se voltou para os métodos de valoração econômica dos serviços ecossistêmicos. O artigo de Costanza et al. (1997), destarte, constitui um divisor de águas. A ideia era criar metodologias ligando os ecossistemas, os sistemas econômicos e os serviços, “como a ponte entre o mundo humano e o mundo natural, com os humanos apenas virtualmente separados desse mundo natural.” (Braat e De Groot, 2012) Ou seja, o termo “serviços ecossistêmicos” foi cunhado em 1981 por Anne e Paul Ehrlich, mas “(...) the process of bridging the gaps between ecology and economics, and between the domains of nature conservation and economic development, and the landing in the political arenas took a few decades.” (Braat e Groot, 2012)

Em recentemente publicação intitulada “Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go?”, Costanza et al. (2017) avaliaram os impactos dos pioneiros trabalhos que buscaram estimar o valor dos serviços ecossistêmicos:

It has been 20 years since two seminal publications about ecosystem services came out: an edited book by Gretchen Daily and an article in Nature by a group of ecologists and economists on the value of the world’s ecosystem services. Both of these have been very highly cited and kicked off an explosion of research, policy, and applications of the idea [...] It concludes that the substantial contributions of ecosystem services to the sustainable wellbeing of humans and the rest of nature should be at the core of the fundamental change needed in economic theory and practice if we are to achieve a societal transformation to a sustainable and desirable future.

Ao estabelecer uma ponte entre economia e ecologia, o grupo de autores inaugura uma nova fase para os serviços ecossistêmicos. Costanza et al. (2017) explicam como o grupo se organizou, salientando que por algum tempo a comunidade científica da ecologia ecossistêmica praticamente não tinha contato com a comunidade da economia ambiental e de recursos naturais. No entanto, com a criação da *economia ecológica* nos anos 1980¹⁹, essas comunidades científicas criaram laços – e “os serviços ecossistêmicos eram uma parte explícita da agenda de pesquisa da economia ecológica desde o início.” (Costanza et al., 2017)

Um evento que marcou a história da noção de serviços ecossistêmicos foi uma reunião na Pew Scholars in Conservation and the Environment, realizada em 1995 em New Hampshire, USA. Nessa oportunidade, o grupo formado por Jane Lubchenco, Stephen Carpenter, Paul Ehrlich, Gretchen Daily, Hal Mooney e Robert Costanza lançou a ideia de editar um livro sobre serviços ecossistêmicos, sendo Daily o responsável por organizar os vinte e um capítulos assinados por diversos autores. (Costanza et al., 2017) O livro intitulado “Nature’s Services: societal dependence on natural ecosystems” foi publicado em 1997 trata de temas como história, valoração, economia, assim como o estudo de biomas e ecossistemas específicos. Na mesma reunião em 1995, Robert Costanza propõe de sintetizar em um artigo toda a informação até então trazida ao debate, com a finalidade de estimar o valor dos serviços ecossistêmicos em escala global. Esse artigo foi publicado em 1997 na revista Nature e desencadeou um imenso debate sobre a pertinência da valoração dos serviços ecossistêmicos. Nesse trabalho, Costanza et al. (1997), estimaram em 33 trilhões de dólares americanos o valor dos serviços ecossistêmicos da biosfera – um valor muito superior ao PIB mundial da época.

Os artigos publicados a partir de 1997 revelam a preocupação em desenvolver metodologias para a valoração dos serviços ecossistêmicos e sua inserção na tomada de decisões. Recebem destaque nesses artigos temas ligados aos serviços ecossistêmicos (REDD, Capital Natural, Pagamento por Serviços Ambientais). No entanto, Castro e Sartre (2014) apontam uma diferença fundamental entre os autores das publicações pioneiras:

Mais si ces textes en dessinent les contours, leurs histoires et leur enchevêtrement font aussi apparaître des différences fondamentales entre les auteurs. Le livre coordonné par Gretchen Daily s’inscrit dans la tradition d’une certaine biologie de la conservation. G. Daily a été formée à l’université de Floride, où elle l’élève de Paul Ehrlich [...] Robert Costanza a une formation d’écologie systémique, sous la tutelle de H.T. Odum. Il s’intéresse par ailleurs à l’économie, et finit par devenir un des fondateurs de l’école

¹⁹ O seminário “Integrating ecology and economics”, realizado em 1982 em Wallemborg deu início aos debates que culminariam na *economia ecológica*. Já em 1989 é criada a *Ecological Economics Journal* e a *International Society of Ecological Economics* – ISEE. Merece destaque também a criação do *Beijer International Institute on Ecological Economics* em 1991. Robert Costanza, Herman Daly e H. T. Odum foram autores que impulsionaram a criação da economia ecológica.

d'écologie économique. Il cherche dans son article à estimer la valeur des écosystèmes dans le monde.

A gênese da noção de serviços ecossistêmicos surge a partir desse encontro entre a ecologia e a economia: enquanto Daily e Ehrlich sustentam a utilidade desses serviços para o bem-estar humano, Costanza argumenta acerca da necessidade de proteger os ecossistemas em virtude do seu valor econômico. E os serviços ecossistêmicos são o ponto em comum dentre essas duas visões. No entanto, para o próximo passo seria necessária uma terceira corrente de pensamento: a *teoria da resiliência*.

1.3.1.3 Terceira dimensão: a institucionalização da noção de serviços ecossistêmicos

A institucionalização da noção de serviços ecossistêmicos, de forma mais ampla, se deu a partir da publicação da Avaliação Ecosistêmica do Milênio pela ONU, em 2005. Antes disso, notam-se poucas iniciativas para aplicação dessa noção fora do meio acadêmico ou científico. Um exemplo de iniciativa institucional para operacionalização dessa noção é o programa da Costa Rica de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos. Não entanto, iniciativas como essa são pontuais e isoladas. A AEM, sob os auspícios da ONU, é o grande difusor da noção de serviços ecossistêmicos em escala global e com repercussão em instituições, governos, programas, projetos e normas voltadas para o tema. Duas escolas teóricas desenvolvidas nas décadas de 1990 foram as propulsoras da AEM: a Aliança da Resiliência e a Economia Ecológica.

A Aliança da Resiliência teve origem na teoria dos sistemas socioecológicos de Crawford S. Holling, um dos alunos de H.T. Odum. Esse autor lança as bases da *gestão adaptativa dos sistemas socioecológicos complexos*²⁰ no livro “Panarchy: understanding transformations in systems of humans and nature” (Gunderson e Holling, 2002). A ideia de sistemas socioecológicos busca superar a delimitação artificial entre sistema social e sistema ecológico, tendo como mote *reconectar o Homem à biosfera*.²¹ Duas características se impõem: (i) o ser humano enquanto parte da natureza e (ii) a incerteza como premissa de ação. Nesse cenário – de necessidade de agir em um contexto de incerteza – os autores preconizam o estabelecimento de instituições e procedimentos capazes de buscar uma abordagem experimental da regulamentação e da ciência. Holling fundou a revista *Ecology and Society* e reuniu, em 1999, os departamentos de ciência do ambiente de diversas universidades e institutos de pesquisa na *Resilience Alliance*, uma organização voltada ao estudo dos sistemas socioecológicos. Hoje, a iniciativa está centralizada no

²⁰ A *gestão adaptativa* foi desenvolvida por Holling em 1978 e tem como base a incerteza como premissa de ação na gestão dos processos complexos.

²¹ Berkes e Folke, que criam o conceito de *sistema socioecológico* em 1998, o definem como “um sistema complexo e evolutivo no qual os humanos são parte da natureza.” (Castro e Sartre, 2014)

Stockholm Resilience Centre.²² Na visão desse centro de pesquisa, “precisamos deixar de considerar a natureza como algo separado da sociedade, porque as pessoas e a natureza estão verdadeiramente entrelaçadas no que chamamos de sistemas socioecológicos.” Assim, a importância da natureza para a sobrevivência e bem-estar humano deve pautar o desenvolvimento da sociedade. O objetivo desta escola de pensamento “é um mundo onde os sistemas socioecológicos são compreendidos, governados e gerenciados, para melhorar o bem-estar humano (...)” Outro objetivo é a incrementar a capacidade de lidar com a complexidade e a mudança, a fim de viabilizar a “co-evolução sustentável das civilizações humanas com a biosfera.” (Stockholm Resilience Centre, 2018) Fica bastante clara – na própria abordagem adotada pela AEM – a influência das ideias da teoria da resiliência sobre a ligação entre os ecossistemas e o bem-estar humano. E, além disso, é evidente a o incentivo ao desenvolvimento de instituições e programas capazes de fazer a ligação entre ciência e regulamentação, ou seja, colocar a noção de serviços ecossistêmicos *on the ground*.

Sobre a influência da Aliança da Resiliência, esclarecem Castro e Sartre (2014):

On peut voir comme signe de l'influence croissante de la perspective de la résilience au-delà du domaine spécialisé de la gestion des ressources naturelles le nombre de projets de développement internationaux qui, implicitement ou explicitement, adoptent les préceptes de la gestion adaptative et de la gouvernance socioécologique.

A Economia Ecológica, escola teórica que se desenvolve a partir dos anos 1990, preconiza que “the notion of ecosystem services implies recognition that humans depend for their wellbeing and their very survival on the rest of nature and the *Homo sapiens* is an integral part of the current biosphere.” (Costanza et al., 2017) Seus precursores já haviam colocado em foco os serviços ecossistêmicos com o artigo publicado na Nature em 1997. Basta reportar que o conceito de serviços ecossistêmicos adotado pela AEM é o mesmo adotado no artigo de Costanza et al. em 1997.²³ A Aliança da Resiliência e a economia ecológica, portanto, exerceram grande influência no mais importante estudo sobre o estado dos ecossistemas no Planeta: a Avaliação Ecossistêmica do Milênio (AEM). Castro e Sartre (2014) afirmam, inclusive, que a AEM é a “l'évaluation la plus

²² “The Stockholm Resilience Centre (SRC) is an international centre of excellence for resilience and sustainability science. Since its launch in 2007, SRC has developed into a world-leading science centre for addressing the complex challenges facing humanity. The centre is a joint initiative between Stockholm University and the Beijer Institute of Ecological Economics at The Royal Swedish Academy Sciences. It is governed by an independent international board with additional strategic advice provided by an International Advisory Board. The centre is funded by the Swedish Foundation for Strategic Environmental Research, Mistra.” (Stockholm Resilience Centre, 2018)

²³ “Ecosystem services (ES) are the ecological characteristics, functions, or process that *directly or indirectly* contribute to human wellbeing: that is, the benefits that people derive from functioning ecosystems.” (Costanza et al., 1997; MEA, 2005; Costanza et al., 2017)

influyente dans le domaine de l'environnement." É a MEA que faz com que os serviços ecossistêmicos saiam da esfera puramente acadêmica e científica para a esfera política e institucional.

A AEM é fruto das demandas dos atores políticos e de cientistas que, desde os anos 1990, buscavam reunir num só relatório informações científicas fiáveis sobre o estado dos ecossistemas. Para isso seria necessária uma avaliação global dos ecossistemas, que demonstrasse os avanços e os desafios no campo da ecologia e economia. Nesse contexto, quarenta cientistas prepararam um esboço para uma avaliação global dos ecossistemas denominado “*Protecting our Planet, Securing our Future: Linkages among Global Environmental Issues and Human Needs*”.²⁴ O estudo foi publicado pelo Banco Mundial, NASA e PNUMA em 1998. Ainda em 1998, o vice-presidente do World Resources Institute – WRI, Walter Reid, propõe que seja realizado um processo de avaliação global dos ecossistemas. As quatro instituições parceiras – WRI, PNUMA, PNUMA e Banco Mundial, esboçam um projeto-piloto para testar a metodologia, denominado PAGE (*pilot analyses of global ecosystems*). Este seria o embrião do MEA. O portal do MEA na internet (2018) resume a gênese do projeto:

La propuesta específica de una Evaluación de los Ecosistemas del Milenio surgió el 17 de mayo de 1998 durante una reunión de discusión en el Instituto de Recursos Mundiales (WRI) sobre los planes para el Informe sobre los Recursos Mundiales publicado bienalmente por el WRI, el PNUMA, el Banco Mundial y el PNUMA. A partir de una propuesta del Dr. Walter Reid (Vice-presidente del WRI hasta julio de 1998), la reunión concluyó con una propuesta para emprender un conjunto de actividades para crear un nuevo proceso de evaluación internacional. Estas actividades incluían: a) un “Análisis Piloto de los Ecosistemas Globales” (PAGE), b) centrar el Informe sobre los Recursos Mundiales 2000-2001 en la condición de los ecosistemas globales; y c) establecer un proceso consultivo que pudiera llevar a la creación de una evaluación científica internacional extensa. Los cuatro socios (WRI, PNUMA, Banco Mundial y PNUMA) aprobaron dicha propuesta y la fase exploratoria empezó ese mismo mes.

A AEM consiste numa avaliação em escala global do estado de conservação dos ecossistemas que prestam os mais importantes serviços ecossistêmicos. Foi encomendada em 2000 pelo Secretário-Geral da ONU, Kofi Annan, e oficializada pelo mesmo em 05 de junho 2001. Contemplava três objetivos: (i) avaliar as consequências das alterações nos ecossistemas para o bem-estar humano; (ii) reportar os conhecimentos científicos necessários para a conservação e o uso sustentável desses ecossistemas e; (iii) avaliar a contribuição dos ecossistemas ao bem-estar

²⁴ “Scientists had also identified a need for an international ecosystem assessment. Although major advances had been made in ecological sciences, resource economics and other fields during the 1980s and 1990s, these new findings appeared to be poorly reflected in policy discussions concerning ecosystems. Recognizing these shortcomings, a panel of 40 leading scientists prepared a draft international assessment - “Protecting our Planet, Securing our Future: Linkages Among Global Environmental Issues and Human Needs”. The study, published in November 1998 by UNEP, NASA, and the World Bank, called for “a more integrative assessment process for selected scientific issues, a process that can highlight the linkages between questions relevant to climate, biodiversity, desertification, and forest issues.” (MEA, 2018)

humano. Após o esforço de 1.360 cientistas de diversos países, em 30 de março de 2005 foi publicado o relatório final. As conclusões estão contidas em cinco volumes técnicos e seis relatórios-síntese, os quais “proporcionan una valoración científica de punta sobre la condición y las tendencias en los ecosistemas del mundo y los servicios que proveen (tales como agua, alimentos, productos forestales, control de inundaciones y servicios de los ecosistemas) y las opciones para restaurar, conservar o mejorar el uso sostenible de los ecosistemas.” (AEM, 2005)

O trabalho na AEM seguiu o modelo do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), revisando a literatura científica e os dados existentes em escala local e/ou regional e os relacionou com o panorama geral. Basicamente, a AEM sintetizou a informação e os dados já disponíveis, não apresentando quaisquer resultados de novas pesquisas. Não obstante, essa abordagem trouxe três importantes avanços: (i) o consenso do maior grupo de cientistas já reunido para avaliar o estado dos ecossistemas²⁵; (ii) um inédito enfoque nos serviços ecossistêmicos no âmbito global; (iii) a identificação de conclusões ‘emergentes’, que são fruto da análise de um grande corpo de informações de maneira integral²⁶. (AEM, 2005)

O trabalho foi organizado a partir de um Conselho que reunia entidades-chave: a Convenção sobre Diversidade Biológica, Ramsar, Convenção sobre Espécies Migratórias, Convenção de Luta contra a Desertificação, governos, agências da ONU, representantes da sociedade civil (empresas, ONGs, povos indígenas). O orçamento foi de US\$ 24 milhões e foi custeado pelo Global Environment Facility (GEF), Banco Mundial e a Fundação David and Lucile Packard. Ainda apoiaram a iniciativa o Consultative Group on International Agricultural Research (CGIAR), a Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação (FAO), o Governo da Noruega, a Fundação Rockefeller, o PNUD, o PNUMA e a US National Aeronautic and Space Administration (NASA). O WRI também foi uma instituição chave para a AEM.

Para Castro e Sarte (2014), o conceito de serviços ecossistêmicos (e a própria AEM) é um exemplo da união de comunidades científicas na construção de *conceitos políticos unificadores*:

La reencontre entre les auteurs de ces différents courants n'est pas le fruit du hasard. En effet, au cours des années 1990 des événements, des intérêts et des structures de pouvoir ont convergé, expliquant non seulement l'émergence de la notion de SE [services écosystémiques – n. a.], mais aussi son avènement comme mot à la mode (buzzword).

²⁵ “Las conclusiones de esta evaluación expresan el consenso del grupo de científicos sociales y naturales más grande que se haya reunido para evaluar el conocimiento en esta área. La existencia de este amplio consenso científico es una contribución importante a la toma de decisiones. La evaluación identifica dónde existen consensos amplios sobre las conclusiones pero también dónde la información es insuficiente para llegar a conclusiones firmes.” (AEM, 2005)

²⁶ Por exemplo: “aunque los servicios de los ecosistemas han sido evaluados individualmente con anterioridad, la conclusión de que el 60% de un grupo de 24 servicios de los ecosistemas examinados por la EM están siendo degradados es la primera auditoría comprehensiva del estado del Capital Natural de la Tierra.” (AEM, 2005)

L'histoire de la notion de SE est une bonne illustration de rôle que peuvent jouer les communautés scientifiques dans la construction de concepts politiques unificateurs.

A AEM teve grande influência dos cientistas ligados à teoria da resiliência e da economia ecológica, como revelam as referências bibliográficas mais citadas nessa avaliação. A tabela abaixo, adaptada de Castro e Sartre (2014), relaciona as referências bibliográficas mais citadas na AEM, as instituições e as respectivas matrizes teóricas:

Autor	Título	Número de citações	Disciplina/escola de pensamento
MEA	<i>Ecosystems and Human Well-Being: a Framework for Assessment (Alcamo et al., 2003)</i>	40	Global assessment
UNEP	Global Environment Outlook 3. Past, present and future perspectives. (United Nations Environment Program)	12	Global assessment
Gunderson, L.H.	Panarchy: Understanding transformations on in human and natural systems. (Gunderson et Holling, 2002)	12	Résilience
Jackson, J. B. C.	Historical overfishing and recent collapse of coastal ecosystems. (Jackson et al., 2001)	12	Résilience
IPCC	Climate change 2001. The scientific basis.	10	Global assessment
FAO	Global forest resources assesment 2000: main report.	9	Global assessment
WCD	Dams and development: a new framework for decision-making: the report of the world commission on dams.	9	Global assessment
Costanza, R.	The value of the world's ecosystem services and natural capital (Costanza et al., 1997)	9	Économie écologique
Berkes, F.	Navigating social-ecological systems: building resilience for complexity and change (Berkes et al., 2003)	8	Résilience
Berkes, F.	Cross-scale institucional linkages for commons management: perspectives from botton up. (Berkes, 2002)	8	Résilience
Berkes, F.	Linking social ecological systems: management practices for building resilience (Berkes, 1998)	8	Résilience
Holling, C. S.	Command and Control and the pathology of natural resources management. (Holling and Meffe, 1996)	8	Résilience
Ostrom, E.	Governing the commons: the evolution of institutions for collective action. (Ostrom, 1990)	8	Commons

Tabela 02: Referências bibliográficas mais citadas na AEM (adaptado de Castro e Sartre, 2014)

A AEM, ao mesmo tempo, teve o condão de introduzir os serviços ecossistêmicos na agenda das instituições e de subsidiar as decisões sobre a gestão dos ecossistemas. De fato, o objetivo da AEM é subsidiar os “tomadores de decisão” na escolha de “ações para melhorar a conservação e o uso sustentável dos ecossistemas e suas contribuições para o bem-estar humano.” (AEM, 2005) A partir dessa avaliação foram estabelecidas instituições, formuladas novas normas e criadas políticas para a salvaguarda dos serviços ecossistêmicos. Pode-se mencionar, a título de exemplo, as normas adotadas por diversos estados brasileiros sobre Pagamento por Serviços Ecossistêmicos, conforme será analisado no Capítulo 3. Além disso, merece menção as políticas adotadas em Portugal, nas quais o conceito de serviços ecossistêmicos ganha relevo (Lei de Bases do Ambiente, Lei da Reserva Ecológica Nacional, Lei de Bases da Política de Ordenamento e de Gestão do Espaço Marítimo Nacional). Importante mencionar, ainda, a plataforma CICES e a Ecosystem Services Journal, dois instrumentos voltados para dar visibilidade e credibilidade à noção de serviços ecossistêmicos no sistema de contas nacionais e no meio científico, respectivamente. Dentre as instituições internacionais que foram criadas a partir da AEM, destacam-se o The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), o Ecosystem Services Partnership (ESP) e a Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES).

1.3.1.3.1 The Economics of Ecosystems and Biodiversity – TEEB

Dentre as iniciativas governamentais que se seguiram ao lançamento da AEM, destaca-se o “The Economics of Ecosystems and Biodiversity” (TEEB). Convencidos de que as perdas de biodiversidade e a degradação dos ecossistemas, em março de 2007 os ministros do ambiente dos países do G8+5 propuseram um estudo mais amplo sobre o valor da biodiversidade, dos ecossistemas e seus benefícios, comparado com o custo da sua perda em virtude da não adoção de medidas eficazes de conservação. O TEEB, portanto, surge da necessidade de *tornar os valores da natureza visíveis*.²⁷ O objetivo central do TEEB é integrar os valores da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos à tomada de decisões em todos os níveis.

O TEEB desenvolveu uma estrutura de valoração da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos voltado para subsidiar os tomadores de decisão, sejam públicos ou privados. Partindo do pressuposto de que os serviços ecossistêmicos não são considerados pela economia, o TEEB sugere que a demonstração de seus benefícios em termos econômicos será capaz de

²⁷ “In March 2007, environment ministers from the G8+5 countries meeting in Potsdam, Germany proposed to initiate the process of analyzing the *global economic benefit of biological diversity, the costs of the loss of biodiversity and the failure to take protective measures versus the costs of effective conservation*. In response to this proposal, a global study was jointly initiated that same year by the German Federal Ministry for the Environment (BMUB) and the European Commission (EC), to be led by Pavan Sukhdev” (TEEB, 2008).

influenciar nas decisões sobre a conservação da biodiversidade e dos ecossistemas. Em outras palavras, somente com o reconhecimento dos benefícios proporcionados pelos ecossistemas e pela biodiversidade ao bem-estar humano haverá uma tomada de decisão mais conscienciosa em relação ao ambiente. Para tornar isso possível, o TEEB trabalha em uma estruturação dos sistemas de valoração da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. Através disso seria possível aos formuladores de políticas *internalizar as externalidades positivas* geradas pela biodiversidade e pelos ecossistemas.

O TEEB, na estruturação dos estudos sobre a economia dos ecossistemas e biodiversidade, segue três princípios, em ordem hierárquica: (i) reconhecer o valor da biodiversidade, dos ecossistemas e seus serviços²⁸; (ii) demonstrar, em termos econômicos, o valor da biodiversidade, dos ecossistemas e seus serviços²⁹; (iii) capturar valor, introduzindo mecanismos que incorporem os valores dos ecossistemas e seus serviços na tomada de decisões.³⁰ Em consonância com esses princípios, o TEEB elaborou diversos estudos desde sua fundação, os quais podem ser divididos em três fases: o Relatório Intercalar, publicado em 2008 e que lança as bases dos estudos que serão desenvolvidos a seguir; os relatórios direcionados a atores específicos que compõe a segunda fase (2010) e; a terceira fase, que visa à auxiliar, de forma direcionada, os governos nacionais, regionais e locais na avaliação dos ecossistemas e da biodiversidade e à formulação de políticas.³¹ Essa terceira fase também é dedicada à produzir conhecimento em biomas específicos, sob demanda.³²

²⁸ “Reconhecer o valor nos ecossistemas, paisagens, espécies e outros aspectos da biodiversidade é uma característica de todas as sociedades e comunidades humanas e, por vezes, é suficiente para garantir a conservação e o uso sustentável. Por exemplo, a existência de bosques sagrados em algumas culturas ajudou a proteger as áreas naturais e a biodiversidade que elas contêm.” (TEEB, 2010b)

²⁹ “Demonstrar valor em termos econômicos é frequentemente útil para formuladores de políticas e outros, como empresas, em decisões que considerem os custos e benefícios totais de um ecossistema, e não apenas aqueles custos ou valores que entram nos mercados na forma de bens privados. Um exemplo seria o cálculo dos custos e benefícios da conservação dos serviços ecossistêmicos fornecidos pelas zonas húmidas no controle das inundações, em comparação com a construção de defesas contra inundações. A demonstração de um valor econômico, mesmo que não resulte em medidas específicas, é uma ajuda importante para a utilização eficiente dos recursos naturais.” (TEEB, 2010b)

³⁰ “Capturar valor envolve a introdução de mecanismos que incorporam os valores dos ecossistemas na tomada de decisões através de incentivos e sinais de preços. Isso pode incluir pagamentos por serviços ecossistêmicos, reforma de subsídios prejudiciais ao meio ambiente ou a introdução de benefícios fiscais para a conservação.”

³¹ “No âmbito nacional, essa mudança responde a inúmeros pedidos e interesses dos governos para fortalecer a capacidade do governo nacional, regional e local para produzir avaliações econômicas personalizadas dos ecossistemas e da biodiversidade, além de apoiar a integração dessas informações na formulação de políticas. O TEEB oferece apoio de várias formas, incluindo o desenvolvimento de material de orientação, a organização de workshops de capacitação, o fornecimento de conhecimentos técnicos e muito mais, a fim de garantir a implementação efetiva.” (TEEB, 2010b)

³² “Com base nos resultados iniciais dos relatórios do TEEB, outro componente importante do trabalho do TEEB é concentrar-se em fornecer uma análise mais profunda de setores e biomas específicos. Em geral, essas iniciativas buscarão reconhecer os inúmeros valores fornecidos pela biodiversidade e pelos ecossistemas, seja no nível do bioma, como oceanos ou zonas húmidas, ou mais globalmente, para avaliar melhor seu valor para setores econômicos específicos, como a agricultura, e impactos mais amplos. ecossistema e bem-estar humano.” (TEEB, 2010b)

Em 2008, durante a COP-9 em Bonn, na Alemanha, o TEEB lançou sua primeira publicação influente: o Relatório Intercalar. Nesse relatório, Pavan Sukhdev, líder do estudo, afirma que “(...) ainda estamos buscando entender o ‘valor da natureza’: a natureza é fonte de muito valor no nosso dia-a-dia apesar de estar fora do mercado e ser difícil atribuir-lhe um preço ou um valor.” (TEEB, 2008) E, como se analisará no Capítulo 2, a falta de valoração “está na raiz da degradação dos ecossistemas e da perda de biodiversidade.” (TEEB, 2008) O Relatório intercalar apresenta um “modelo de negócios abrangente e convincente para a conservação da diversidade biológica, que atuou como um catalisador para a demanda internacional por relatórios subsequentes do TEEB e volumes Earthscan voltados para os mercados internacional, nacional, local e para decisores e empresas regionais.” (TEEB, 2010a) Mais tarde, em outubro de 2010 durante a COP-10, em Nagoya, Japão, o TEEB lançou a segunda fase do estudo, composta por quatro importantes publicações direcionadas a atores específicos e um sumário executivo. São eles:

- Fundações Ecológicas e Econômicas do TEEB: trata dos “conceitos fundamentais e metodologias para avaliação econômica da biodiversidade e serviços ecossistêmicos”;
- TEEB na formulação de políticas nacionais e internacionais: “fornece análise e orientação sobre como valorizar e internalizar os valores da biodiversidade e dos ecossistemas nas decisões políticas”;
- TEEB nas políticas locais e regionais: “fornece análise e orientação para a integração da biodiversidade e dos valores dos ecossistemas nos níveis regional e local”;
- TEEB nos negócios e empresas: “um relatório que fornece análise e orientação sobre como os negócios e a empresa podem identificar e gerenciar seus riscos e oportunidades em termos de biodiversidade e ecossistemas”.

O objetivo dessa segunda fase foi “demonstrar como as políticas podem ser modificadas quando podemos considerar da melhor maneira os valores que a biodiversidade tem para as pessoas e para a reconstrução de uma sociedade desestruturada.” (TEEB, 2008) O relatório sobre formulação de políticas nacionais e internacionais (TEEB, 2010a) traz diversos exemplos de ações e medidas que consideram o valor da biodiversidade e dos ecossistemas:

- Growth of protected area systems in developed and developing countries;
- Development of integrated water resource management (e.g. EU Water framework Directive);
- Legal recognition of liability for environmental damage (e.g. for oil spills);
- Incentives to reward biodiversity management (e.g. payments for ecosystem services in Costa Rica);
- Protection of critical habitats (e.g. through the Natura 2000 network, EU habitats Directive);
- Market based instruments (e.g. green tax transfer scheme between states in Brazil, wetland mitigation banking in US);

- Regulations to stop or limit the release of pollutants into rivers and groundwater systems, improve air quality and reduce the emissions of greenhouse gases (GhG) into the atmosphere.

Ainda nesse relatório sobre políticas nacionais e internacionais, o TEEB recomenda as seguintes medidas para tornar os serviços ecossistêmicos visíveis: construir boas práticas que possam ser replicadas; assegurar que os instrumentos existentes atinjam todo seu potencial; reforma de subsídios prejudiciais; desenvolver e implementar novas políticas. (TEEB, 2010a). Noutro relatório, sobre a elaboração das políticas locais e regionais, o TEEB basicamente traz as seguintes recomendações: serviços ecossistêmicos nas cidades e administração pública; serviços ecossistêmicos em zonas rurais e a gestão dos recursos naturais; planificação espacial e avaliações ambientais; serviços ecossistêmicos e áreas protegidas; pagamento por serviços ecossistêmicos; bancos de conservação e; certificação e rotulagem.

Os atores e instituições que idealizaram o TEEB são apontados por Castro e Sartre (2014) como ecólogos e economistas ligados à escola da resiliência:

Le groupe des économistes et des écologues de la résilience. Ce sont des personnes qui ont continué à interagir avec les sphères politiques pour développer des instruments à l'échelle internationale. On retrouve des chercheurs qui ont par la suite participé au TEEB et qui s'intéressent aux mécanismes de Paiements des Services Environnementaux (PES).³³

Na arena política, a noção de serviços ecossistêmicos é adotada a partir de 2005, mas inicialmente os debates se concentram no eixo econômico e da valoração desses serviços. E o TEEB é “a iniciativa internacional mais representativa dessa tendência (...)” (Castro e Sartre, 2014) Não obstante o TEEB tenha significado um passo institucional importante, sua abrangência é demasiadamente grande (internacional) e o seu foco é a valoração. Em virtude disso, o TEEB não conseguiu, num primeiro momento, alterar os ordenamentos jurídicos nacionais para incluir mecanismos de baseados nos serviços ecossistêmicos. Isso poderá ocorrer a partir da terceira fase do programa, que está voltada para analisar as demandas nacionais, regionais, locais ou de empresas. Ainda que a AEM e o TEEB representem um grande avanço na institucionalização do framework dos serviços ecossistêmicos, lhes falta a *sistematização* das alterações jurídicas que devem nortear a *aplicação desse conceito*.

³³ O grupo de economistas e ecologistas de resiliência. Estas são pessoas que continuaram a interagir com as esferas políticas para desenvolver instrumentos internacionalmente. Existem pesquisadores que participaram posteriormente do TEEB e que estão interessados nos mecanismos de Pagamentos por Serviços Ambientais (PES).

1.3.1.3.2 Ecosystem Services Partnership – ESP

Na arena científica e acadêmica, destaca-se o *Ecosystem Services Partnership* (ESP). Trata-se de uma rede mundial voltada para “melhorar a ciência, a política e a prática de serviços ecossistêmicos para conservação e desenvolvimento sustentável.” O ESP foi lançado em 2008 pelo Instituto Gund de economia ecológica, da Universidade de Vermont (EUA), buscando congregiar cientistas e acadêmicos, tanto membros individuais como instituições, de várias áreas do conhecimento.³⁴ De acordo com o ESP (2018), essa rede visa a “melhorar a comunicação, coordenação e cooperação, e construir uma forte rede de indivíduos e organizações.” Assim, o ESP

(...) enhances and encourages a diversity of approaches, while reducing unnecessary duplication of effort in the conceptualization and application of ecosystem services. By raising the profile of ecosystem services and promoting better practice, the ESP will also increase opportunities for financial support and help focus the funding of individual organizations for more efficient utilization of existing funds.

Desde 2012, o ESP publica em parceria com a Elsevier o *Ecosystem Services Journal*. O *Ecosystem Services Journal* é um periódico internacional interdisciplinar de alto fator de impacto³⁵ que tem como foco a ciência, a política e a prática dos serviços ecossistêmicos. Os objetivos do periódico são: (i) melhorar a compreensão da dinâmica, benefícios e valores sociais e econômicos dos serviços ecossistêmicos; (ii) fornecer uma visão sobre as consequências das políticas e gestão de serviços ecossistêmicos, com especial atenção às questões de sustentabilidade; (iii) criar uma interface científica para os formuladores de políticas no campo da avaliação e prática dos serviços ecossistêmicos e; (iv) integrar o conhecimento fragmentado sobre serviços ecossistêmicos, sinergias e trade-offs, atualmente encontrado em um amplo campo de disciplinas e periódicos especializados. Os temas são desenvolvidos nas áreas de ecologia, economia, instituições, planejamento e tomada de decisões. Costanza et al. (2017), destacam a importância do periódico, afirmando que desde seu lançamento em 2012 até abril de 2017, o ES-Journal publicou 405 pesquisas, resenhas e artigos comentados, fazendo deste o maior meio de divulgação científica totalmente dedicada aos serviços ecossistêmicos, seguido de perto pela *Ecological Economics Journal*.

³⁴ Como observam Castro e Sartre (2014), no momento da criação do ESP, o diretor do Instituto Gund era Robert Costanza, influente autor da *economia ecológica*. Além desse instituto, outras instituições auxiliaram na criação do ESP: o Grupo de análises de sistemas ambientais da Universidade de Wageningen (Holanda); o Laboratório de ecologia da paisagem da Universidade de Salento (Itália); o Departamento de gestão de ecossistemas da Universidade de Kiel (Alemanha); o Instituto de Economia Ecológica da Universidade de Portland (EUA) e; o Centro de gestão ambiental da Universidade de Nottingham (Reino Unido). Atualmente, o ESP é coordenado pelo Grupo de Análise de Sistemas Ambientais da Universidade de Wageningen e apoiado pela Fundação para o Desenvolvimento Sustentável, também vinculado à Universidade de Wageningen.

³⁵ Journal Metrics: CiteScore 4.84; Impact Factor 4.072; 5-Year Impact Factor: 5.866; Source Normalized Impact per Paper (SNIP) 1.389; SCImago Journal Rank (SJR) 1.935. (ES Journal, 2018)

O ESP promove, ainda, a realização de diversos eventos científicos, com destaque para a Conferência Internacional do ESP, que se encontra em sua 9ª edição. Em conformidade com a organização da rede (por continentes, regiões e países), são realizados eventos regionais e nacionais da ESP. Por exemplo, em 2018 terá lugar a 2ª Conferência Latino-americana do ESP em São Paulo, Brasil.

1.3.1.3.3 Common International Classification of Ecosystem Services - CICES

Quais são as funções ou processos ecossistêmicos específicos que contribuem para o bem-estar humano? Daily (1997), por exemplo, aponta 13 tipos de serviços ecossistêmicos que devem ser considerados, enquanto Costanza et. tal. (1997) identificam 17. Desde então, diversas classificações foram propostas, a exemplo da AEM, do TEEB, e do National Ecosystem Services Classification System da Agência de Proteção Ambiental dos EUA. Diante das várias classificações dos serviços ecossistêmicos existentes na literatura, em 2009 surge a proposta de criação de uma classificação comum que seja internacionalmente aceita – a Classificação Internacional Comum de Serviços Ecossistêmicos (CICES). Entretanto, a CICES não tem por fim substituir as classificações existentes, mas sim criar uma conexão entre elas. Haines-Young e Potschin (2012) esclarecem que a CICES “tomou como ponto de partida a tipologia dos serviços ecossistêmicos sugerida na AEM, e refinou-a para refletir algumas das questões-chave que foram discutidas na literatura de forma mais ampla.” Para a CICES (2018), os serviços ecossistêmicos são as contribuições dos ecossistemas para o bem-estar humano. Essas *contribuições* são abordadas na CICES enquanto “*o que os ecossistemas fazem*” para as pessoas. Assim, a definição de cada serviço identifica os “propósitos ou usos que as pessoas possuem para os diferentes tipos de serviços ecossistêmicos e os atributos ou comportamentos específicos do ecossistema que os sustentam.” (CICES, 2018)

O CICES, portanto, é uma ferramenta de apoio para *mensurar, contabilizar e avaliar* os serviços ecossistêmicos. A primeira versão do CICES, lançada em 2013, foi desenhada para auxiliar na inserção dos serviços ecossistêmicos no Sistema de Contabilidade Ambiental e Econômica (System of Environmental and Economic Accounting – SEEA). A ideia de uma classificação internacional amplamente aceita é muito importante pois “se métodos de contabilidade de ecossistemas fossem desenvolvidos e comparações feitas, então seria necessária a padronização na forma como descrevemos os serviços ecossistêmicos.” (CICES, 2018) Na versão atual, de 2016, além de auxiliar na contabilidade dos serviços ecossistêmicos, serve de suporte para projetar indicadores e para o mapeamento desses serviços. De acordo com o CICES, a padronização dos serviços ecossistêmicos vai além da contabilidade:

It has now become clear that in addition to the need for standardization in the context of environmental accounting, work on mapping and valuing ecosystem services and

*ecosystems assessments more generally would benefit from more systematic approaches to naming and describing ecosystem services.*³⁶

Em resumo: a AEM foi um projeto predominantemente ecológico, sob os auspícios do PNUMA; o TEEB, iniciativa da Alemanha e da Comissão Europeia, acrescentou mais aspectos econômicos ao debate; a CICES, por sua vez, “foi desenvolvida para fornecer uma classificação hierarquicamente consistente e baseada na ciência a ser usada para fins de contabilidade de Capital Natural.” (Costanza et al., 2017)

1.3.1.3.4 Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES)

A Plataforma Intergovernamental Ciência-Política sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES) é uma organização intergovernamental independente criada 2012 por mais de 100 Estados-membros.³⁷ O IPBES tem como finalidade subsidiar os formuladores de políticas com “avaliações científicas objetivas sobre o estado do conhecimento sobre a biodiversidade, os ecossistemas e os benefícios que proporcionam ao planeta e às pessoas.” (IPBES, 2018) Para tanto, o IPBES se propõe a desenvolver as bases do conhecimento para a elaboração de políticas de conservação e uso sustentável da biodiversidade, ecossistemas e seus serviços. Em certa medida, o IPBES “faz pela biodiversidade o que o IPCC faz em relação às mudanças climáticas.” O IPBES está ligado ao PNUD, à FAO, à UNESCO e ao PNUMA, sendo administrada por este órgão. Atualmente conta com 128 Estados-membros e mil cientistas que são nomeados pelos governos ou por organizações partícipes. O IPBES é, portanto, “a joint global effort by governments, academia,

³⁶ “The work on ‘Version 5.1’ was informed by a review of the relevant scientific literature, the results of the 2016 Survey conducted by Fabis Consulting Ltd. for the EEA, and workshops held in 2016 as part of the EU-funded ESMEALDA and OpenNESS Projects. Key inputs were also provided from the experience of using CICES gained in the EU-led work on Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES).” (CICES, 2018)

³⁷ A estruturação do IPBES é composta por:

Plenária: O corpo diretivo do IPBES - composto pelos representantes dos Estados membros do IPBES - geralmente se reúne uma vez por ano.

Observadores: Qualquer Estado que ainda não seja membro do IPBES; a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) e outras convenções relacionadas à biodiversidade; órgãos da ONU relacionados; outras organizações e agências relevantes.

Mesa: Composto pelo Presidente do IPBES e quatro Vice-Presidentes.

Painel de Especialistas Multidisciplinar (MEP): Cinco participantes especialistas de cada uma das cinco regiões da ONU, supervisionando todas as funções científicas e técnicas do IPBES.

Partes interessadas: Todos os colaboradores e usuários finais dos resultados do IPBES.

Grupos de Especialistas e Grupos de Trabalho: Cientistas selecionados que trabalham nas avaliações do IPBES.

Secretariado: está sediada em Bonn pelo governo federal da Alemanha.

and civil society to assess and promote knowledge of Earth’s biodiversity and ecosystems and their contribution to human societies in order to inform policy formulation.” (Díaz et al., 2018)

De acordo com IPBES/Brasil (2018), sua missão é “reforçar a interface entre ciência e política para a biodiversidade e serviços ecossistêmicos para a conservação e uso sustentável da biodiversidade, bem-estar humano em longo prazo e desenvolvimento sustentável.” O conhecimento acerca da biodiversidade, de suas interações, dos ecossistemas, suas funções e serviços é complexo e não está acessível a muitos atores – governos, empresas, sociedade – necessitando um suporte científico altamente qualificado.

A atuação do IPBES pode ser resumida em quatro frentes:

- i. Avaliações: sobre temas específicos (por exemplo, “Polinizadores, Polinização e Produção de Alimentos”); questões metodológicas (por exemplo, “Cenários e Modelagem”); e nos níveis regional e global (por exemplo, “Avaliação Global da Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos”).
- ii. Suporte a políticas: identificação de ferramentas e metodologias relevantes para políticas, facilitando seu uso e catalisando seu desenvolvimento posterior.
- iii. Capacitação e conhecimento: identificação e atendimento das necessidades prioritárias de capacidade, conhecimento e dados de nossos Estados membros, especialistas e partes interessadas.
- iv. Comunicação e Divulgação: Garantir o maior alcance e impacto do trabalho.

O IPBES representa um claro avanço no trabalho de *institucionalizar* a noção de serviços ecossistêmicos iniciado com a AEM em 2005. Através da estrutura do IPBES será possível aos Estados-membros implantar políticas voltadas para os serviços ecossistêmicos. Além disso, o IPBES facilitará o acesso de países em desenvolvimento às informações sobre sua biodiversidade e serviços ecossistêmicos, o que os auxiliará na construção de políticas voltadas para a conservação.

A figura abaixo resume a evolução do conceito de serviços ecossistêmicos:

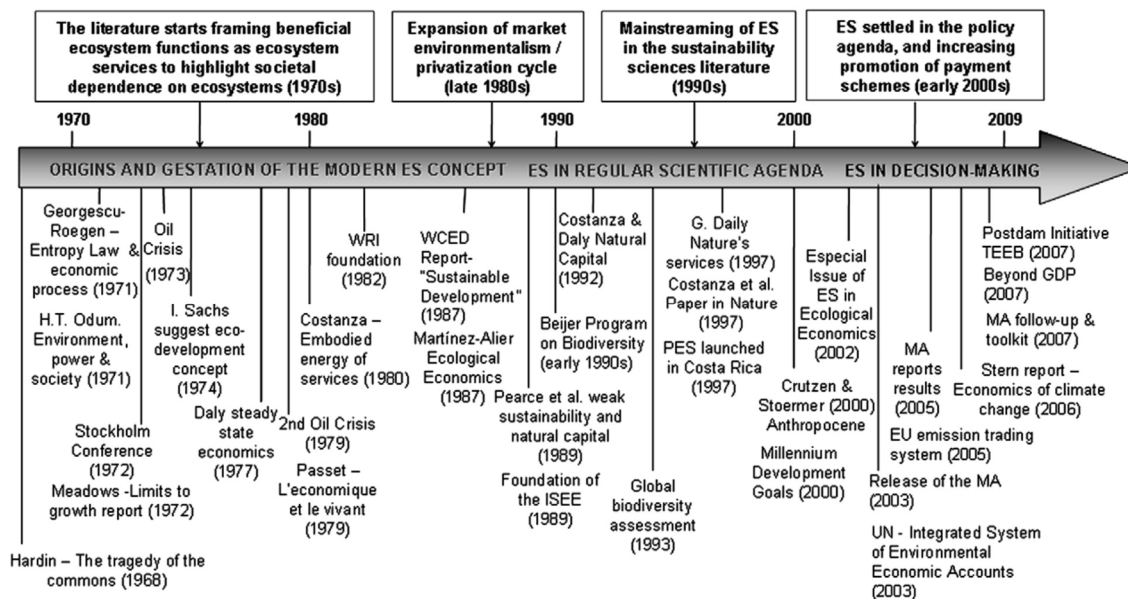


Figura 04: linha do tempo do conceito de serviços ecossistêmicos. (adaptado de Gómez-Baggethun et al., 2010)

Nessa breve – mas necessária – digressão e análise sobre a gênese da noção de serviços ecossistêmicos buscou-se sedimentar a base para os dois próximos capítulos. O tema do segundo capítulo – a economia e os serviços ecossistêmicos – a está diretamente ligado à segunda dimensão ou fase acima descrita, a qual explica o surgimento das teorias e ideias que serão analisadas a seguir. Importante se ressaltar que a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos é, talvez, o aspecto mais abordado pela literatura científica e, portanto, o que mais tem influenciado na difusão desse conceito. Já os aspectos jurídicos e institucionais dos serviços ecossistêmicos – tema relacionado com a terceira dimensão ou fase e abordado no Capítulo 3 – tem recebido crescente atenção, mas ainda carece de um tratamento aprofundado pelo Direito.

1.4 Resultados e discussão

O presente capítulo é de extrema importância para a construção de uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos. Ele expõe as bases científicas do conceito de serviços ecossistêmicos. Além disso, a análise da dependência das sociedades humanas para com a biodiversidade e os ecossistemas, seus bens e serviços, permite afirmar que o conceito de serviços ecossistêmicos inaugura uma nova racionalidade acerca da conservação do ambiente. E o conceito de serviços ecossistêmicos deixa isso claro ao ressaltar a necessidade da (re)conexão Homem-natureza. As ameaças à biodiversidade e aos ecossistemas exigem uma reação do Direito voltada para a tutela dos serviços ecossistêmicos. A análise da gênese desse conceito, através do estudo das

instituições, das principais publicações e das correntes de pensamento que o formularam e o difundiram, auxilia na construção de uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos. Dessa análise depreende a importância da economia para a afirmação do conceito de serviços ecossistêmicos. E, dentro da economia, a economia ecológica e os métodos de valoração são pontos que necessariamente devem ser compreendidos para a formulação de uma estrutura jurídica voltada para a tutela dos serviços ecossistêmicos.

CAPÍTULO 2. ECONOMIA E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

2.1 Considerações iniciais

A economia trouxe contribuições teóricas fundamentais para a questão dos serviços ecossistêmicos. Os trabalhos de De Groot (1987), Costanza et al. (1997) e Daily (1997) estão na gênese da noção de serviços ecossistêmicos, especificamente por evidenciarem a ligação entre economia e ecologia.³⁸ Foi, portanto, a partir dos anos 1990, quando as escolas de pensamento da *biologia da conservação* e da *economia ecológica* se reuniram em torno do conceito de serviços ecossistêmicos, que este tema emergiu decisivamente. Com efeito, ambas escolas tinham preocupações em comum: entropia, causas e consequências externas (externalidades), bens públicos, pegada ecológica, poluição, fluxos de energia e materiais, dependência dos ecossistemas, o valor da biodiversidade, dentre outros temas. O trabalho de H. T. Odum é exemplo disso. Odum dedicou 35 anos de sua carreira como biólogo para desenvolver o conceito de “emergia” – uma unidade comum de medida para valorar adequadamente os bens e serviços dos ecossistemas. (IISD, 2010)

Diante da importância da economia para a análise dos serviços ecossistêmicos, bem como das propostas de aplicação econômica desse conceito, o presente capítulo aborda as principais teorias e conceitos subjacentes ao tema.³⁹ O principal objetivo do capítulo é, portanto, descrever e analisar de forma crítica os principais conceitos e teorias econômicas que fundamentam a noção de serviços ecossistêmicos. Outrossim, é também objetivo deste capítulo descrever e analisar de forma crítica os métodos de valoração aplicáveis aos serviços ecossistêmicos. Importante se ressaltar que não constitui a finalidade deste capítulo ir além da fronteira de conhecimento da economia do ambiente, pois isso representaria um desvirtuamento de um trabalho que tem ênfase no Direito. No entanto, a questão econômica ligada aos serviços ecossistêmicos é incontornável nesta investigação, na medida em que é uma das bases sobre as quais se assenta a argumentação central deste trabalho.

Para atender os objetivos traçados para o capítulo, são analisados inicialmente três temas: o problema das externalidades (2.2), a questão dos bens públicos (2.3) e o Valor Econômico Total – VET (2.4). Nessas três abordagens, é possível compreender como a economia tem tratado

³⁸ Nas palavras de Castro e Sartre (2014): “La genèse de la notion de services écosystémiques est le fruit de la rencontre ces deux domaines (écologie et économie).”

³⁹ O presente capítulo subsidiou o capítulo “Instrumentos Econômicos” do Manual sobre o Pagamento por Serviços Ambientais (Altmann et al., 2015).

os serviços ecossistêmicos, buscando captar e internalizar o seu valor, seja ele monetário ou não. Segue-se uma análise crítica das duas escolas de pensamento econômico de natureza ambiental: a economia ambiental neoclássica e a economia ecológica (2.5). O aprofundamento da análise dos pressupostos da economia ecológica (2.5.1) permite compreender os fundamentos dos serviços ecossistêmicos na economia: e economia enquanto parte da biosfera, o planeta enquanto sistema fechado, os fluxos de energia e materiais, a termodinâmica e a entropia, a insubstituibilidade dos ecossistemas. Com efeito, a economia ecológica possui uma visão mais abrangente dos serviços ecossistêmicos, que vai muito além da criação da mera *precificação* e criação de *mercados* para esses serviços (conforme proposto pela economia ambiental neoclássica). A partir dessa análise, é possível abordar o conceito de Capital Natural (2.6), que é fundamental à compreensão da dependência dos ecossistemas e da biodiversidade, bem como acerca de sua insubstituibilidade. Uma vez detalhadas as teorias econômicas que tratam dos serviços ecossistêmicos, faz-se uma análise crítica da contabilidade desses serviços. O item 2.7 descreve o *System of Environmental-Economic Accounting (SEEA, 2.7.2)*, sistema desenvolvido para integrar os ativos ambientais no Sistema de Contas Nacionais (2.7.1). Mas como integrar os serviços ecossistêmicos e o Capital Natural no sistema de contas nacionais? Para responder a essa questão, o item 2.7.3 descreve a proposta de uma contabilidade dos ecossistemas, o *Experimental Ecosystem Accounting (EEA)* e o item 2.7.4 aborda o *Wealth Accounting Value of Ecosystem Services (WAVES)*, sistema proposto pelo Banco Mundial. Por fim, o item 2.8 analisa de forma crítica os métodos de valoração dos serviços ecossistêmicos. A abordagem extensiva dos métodos de valoração parte do pressuposto de *que é melhor valorar do que não valorar*, pois, conforme advertem Costanza et al. (2017), diariamente são tomadas decisões envolvendo *trade-offs*. No caso de não existir uma unidade comum de medida – seja monetária ou não – essas decisões considerarão o valor da biodiversidade, dos ecossistemas e seus serviços igual a zero e, portanto, eles não serão considerados nos processos de tomada de decisão, ainda que para alguns autores (e.g., Costanza et al, 2017) de modo necessariamente incompleto e imperfeito. Logo, os métodos de valoração fornecem o instrumental necessário para traduzir a dependência e a insubstituibilidade em unidades comparáveis e, assim, introduzi-los no processo de tomada de decisão.

2.2 O problema das externalidades

Os serviços ecossistêmicos são percebidos pela Teoria Econômica como “externalidades positivas”, considerando-se que são benefícios que aproveitam os seres humanos sem que estes tenham participação direta na sua produção. O conceito de externalidade é utilizado na economia para designar, sobretudo, a poluição e a degradação ambiental enquanto *externalidades negativas*, pois representam custos suportados por terceiros (sociedade) que não participaram da transação que gera tais efeitos. Os serviços ecossistêmicos, por outro lado, estão tipicamente associados às *externalidades positivas*, pois são os benefícios que os ecossistemas

forneem aos seres humanos. Com base nessa concepção teórica, seria possível contribuir para a *internalização* dos serviços ecossistêmicos na economia e, assim, integrar o real valor desses serviços nos processos de decisão.

Wilson (1997), um dos mais influentes biólogos conservacionistas, assinala que é imperativo uma correlação entre preservação da biodiversidade e o desenvolvimento econômico, ao afirmar que “o conhecimento da diversidade biológica significará pouco para a vastidão da humanidade a menos que exista uma motivação para utilizá-lo.” Para o autor, ainda que cientistas e tomadores de decisão na seara ambiental tenham estabelecido “um sólido elo entre o desenvolvimento econômico e a conservação”, a biodiversidade é um dos recursos da Terra menos utilizado, pois “não dependemos completamente nem mesmo de 1% das espécies vivas para nossa existência, e o restante permanece sem ser testado, esquecido.” (Wilson, 1997)

Os economistas apontam diversas outras causas da degradação dos ecossistemas, tais como os subsídios para a agricultura, as políticas de comércio de madeira, bem como políticas ambientais falhas. (Pagliola et al., 2005) Acerca dos serviços ecossistêmicos, Pagliola et al. (2005) observam que “mesmo sem políticas públicas que gerem incentivos perversos, haveria uma oferta insuficiente, no mercado, de serviços ambientais florestais, na maioria dos casos, em virtude da sua natureza de externalidade ou bem público.” Caso não exista nenhuma política pública regulamentando a matéria, o agente econômico que possui o poder de decisão sobre o uso do solo (como, por exemplo, a derrubada da floresta ou a sua conservação), sempre optará racionalmente pelo uso mais rentável. E, como o ecossistema preservado não reflete o valor dos serviços ecossistêmicos que gera (externalidades), o agente econômico é levado a optar pela conversão do uso do solo em atividades rentáveis (lavoura, criação de gado, implantação de infraestrutura construída ou qualquer outra atividade que *gere receita*). A não internalização dessas externalidades – sejam elas positivas ou negativas – conduz a uma falha de mercado que leva a uma errada afetação dos recursos, porque não considera o valor dos serviços ecossistêmicos.⁴⁰

A economia ecológica propõe, como se verá adiante, que *o valor econômico total* - VET dos benefícios dos ecossistemas seja considerado nas tomadas de decisão. Atualmente o VET não é contabilizado por aqueles que detêm o poder decisório entre degradar/preservar: isso denota uma falha de mercado que redundará na degradação dos ecossistemas. Ainda para Pagliola et al. (2005) uma “contabilidade completa de todos os benefícios de uma floresta não resultaria necessariamente na sua preservação total, mas, certamente, resultaria numa menor taxa de desmatamento.” E complementam os autores afirmando que, “enquanto os responsáveis locais da

⁴⁰ Thomas e Scott (2010) explicam as falhas de mercado: “A teoria de microeconomia clássica prevê um resultado eficiente, dado certos pressupostos sobre a formação de preços, definição do produto, condições de custo e barreiras de entrada ao mercado. Se um desses pressupostos não for válido, as forças do mercado não poderão operar livremente. Dependendo do pressuposto violado, o resultado poderá ser qualquer uma das inúmeras condições de ineficiência de mercado, denominadas coletivamente como *falhas de mercado*. Estas incluem concorrência imperfeita, informações imperfeitas, bens públicos e externalidades.”

tomada de decisões não recebam nenhuma remuneração por propiciarem esses benefícios, será pouco provável que os considerem, ao decidir sobre o uso do solo.” Trata-se, portanto, de uma adequação de preços para o mercado através de uma proposta de internalização das externalidades, tanto as positivas quanto as negativas.

As *externalidades*⁴¹ são os benefícios líquidos percebidos por terceiros e que não são contabilizados nos preços de mercado. Se a externalidade for *negativa*, o preço será inferior por não refletir tal “custo”. Se a externalidade for *positiva*, o preço será superior, pois não reflete o real valor dessas externalidades, as quais são percebidas como “livres”. Essa constatação surge com os estudos de Arthur Cecil Pigou, em meados do Século XX. Pigou, ao refletir sobre o problema da poluição, sugere que esta representa um *custo social*, ou seja, uma *externalidade negativa* “resultante do fato de um agente econômico, pela sua atividade, gerar um custo pelo qual outro agente tem que pagar.” (Canepa, 2010) Pode-se, aqui, citar o exemplo de uma indústria que lança efluentes tóxicos no rio, elevando, com isso, os custos de outras atividades que dependem desse mesmo recurso hídrico a jusante (como, por exemplo, a empresa de saneamento que capta água para distribuição). Pigou propõe, como solução das externalidades negativas, que o Estado imponha um tributo “incidente sobre cada unidade produzida, igual à diferença entre o custo marginal privado e o custo marginal social.” (Canepa, 2010) Em outros termos, o valor do tributo seria igual ao valor da externalidade a ser corrigida. Mas, como ressalta Canepa (2010), a solução proposta por Pigou não foi aplicada na prática de forma generalizada:

Ao pôr em evidência a noção de custo social (externalidade negativa) e a conseqüente diferença entre o custo marginal privado e o custo marginal social, Pigou abriu o caminho para a introdução de problemas como o do meio ambiente na Teoria Econômica, com enorme repercussão posterior. Entretanto, o tipo de solução proposta não teve aplicação prática generalizada.

Mais tarde, nos anos 1960, Ronald Coase propõe um teorema para a solução das externalidades no seu texto “O problema do Custo Social”. De acordo com Coase, se os Direitos de propriedade estiverem bem estabelecidos e os custos de transação forem desprezíveis, os agentes econômicos afetados pelas externalidades podem negociar a *internalização das externalidades*. Sobre o teorema de Coase, Sandroni (2010) esclarece que as externalidades “não provocam a alocação imperfeita de recursos, desde que os custos de transação (para elaboração de contratos e

⁴¹ De acordo com Sandroni (2010), *economias externas* ou *externalidades* são os “benefícios obtidos por empresas que se formam (ou já existem) em decorrência da implantação de um serviço público (por exemplo, energia elétrica) ou de uma indústria, proporcionando à primeira vantagens antes inexistentes.” Já o oposto chama-se de *deseconomias* (ou *externalidade negativas*) e ocorre quando a implantação de “certas atividades traz aumentos de custos para as empresas ou afugenta clientes ou, ainda, desestimula a demanda de certos produtos (...) como, por exemplo, quando indústrias contaminam com chumbo as pastagens e águas adjacentes.” (Sandroni, 2010)

negociações de acordos) sejam nulos, e os Direitos de propriedade, bem definidos e respeitados.” Verificando-se isso, os agentes econômicos “teriam um incentivo de mercado para negociar um acordo em benefício mútuo, de tal forma que a externalidade (economias externas) fosse ‘internalizada’.” (Sandroni, 2010)

Os serviços ecossistêmicos são considerados *externalidades positivas*, pois constituem os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas e que, em sua maioria, não são refletidos nos custos. Atualmente, aquele que preserva os ecossistemas que geram os serviços ecossistêmicos nada recebe daqueles que se beneficiam desses serviços. Além disso, geralmente aquele que preserva os ecossistemas arca com *os custos de oportunidade*, isto é, a mais alta renda propiciada por outro uso da terra. Isto significa que o problema da degradação dos ecossistemas que geram os serviços ecossistêmicos está atrelado à não internalização das externalidades positivas. É imperioso que o Direito corrija essa falha, demonstrando ao mercado o valor dessas externalidades positivas, isto é, o valor dos serviços ecossistêmicos.

2.3 Bens públicos

Outra característica associada aos serviços ecossistêmicos é a de *bens públicos*. Um bem público distingue-se por ser não-rival no consumo, ou seja, os seus benefícios são não-excludentes (Thomas e Scott, 2010). *Não excludentes* (ou não exclusivos) significa que é impossível para um usuário do recurso natural ou de serviço ecossistêmico impedir que outros usuários também se beneficiem desse recurso ou serviço. A não-exclusividade indica que ninguém pode evitar que esses bens sejam consumidos por qualquer pessoa, em qualquer quantidade. Exemplos de bens não-exclusivos seriam a luz do sol ou o ar. Nesses casos, não é possível associar o Direito de usar à necessidade de pagar por eles. O oposto dos bens públicos não-excludentes são os bens privados (os quais é possível impedir o acesso de outros usuários). Já em relação aos bens não-rivais, ocorre quando uma pessoa utiliza um bem ou serviço, mas essa utilização não diminui a quantidade disponível do bem ou serviço para outras pessoas que queiram consumi-los. O contrário – a *rivalidade* – significa que o uso ou consumo de um recurso natural ou serviço ecossistêmico por um usuário diminui a quantidade disponível para os outros usuários.

A tabela abaixo mostra os diversos tipos de bens em relação ao seu acesso rival ou não-rival, excludente ou não excludente:

	Rivais	Não-rivais
Excludentes	Bens privados (ex.: automóvel)	Monopólios naturais (ex.: TV a cabo; bombeiros)
Não-excludentes	Recursos comuns (<i>common goods</i> – ex.: peixes do mar)	Bens públicos (ex.: defesa nacional; ar; luz solar)

Tabela 03: Bens rivais e não-rivais, excludentes e não-excludentes.

A característica de não rivalidade de alguns serviços ecossistêmicos conduz ao seu esgotamento, pois é difícil impedir o consumo desses serviços. Hardin (1968) tratou do problema dos bens públicos em seu ensaio *The tragedy of Commons*, no qual sustenta que se todos têm acesso a um recurso natural esgotável, o consumo de um grupo impedirá o uso futuro para outros. Hardin (1968) elucida essa ideia com o exemplo de uma pastagem (bem público) que é utilizada por diversos pastores, onde cada pastor procura maximizar a sua rentabilização colocando cada vez mais gado para pastar nessa área. Ao cabo de algum tempo, argumenta Hardin (1968), haverá inevitavelmente escassez de pastagem. Lant et al. (2008), ao relacionarem as ideias de Hardin com os serviços ecossistêmicos, argumentam que esses serviços “estão declinando por causa de uma armadilha social complexa, a ‘tragédia dos serviços ecossistêmicos’, que resulta, em parte, do consumo excessivo de recursos comuns.”⁴²

Em relação aos serviços ecossistêmicos não-rivais e não-excludentes, não haverá *disponibilidade a pagar* por eles, dificultando a correção da falha de mercado. Como advertem Pagliola et al. (2005), “de maneira geral, haverá insuficiência na oferta dos bens públicos, em decorrência da dificuldade em conseguir que os consumidores paguem por eles para que se produzam em uma quantidade suficiente”, havendo, assim, a necessidade de uma intervenção coletiva para garantir a oferta adequada desses bens. Nesse sentido, os instrumentos econômicos poderiam auxiliar a corrigir a falha de mercado e garantir o fluxo de serviços ecossistêmicos.

2.4 Valor Econômico Total (VET)

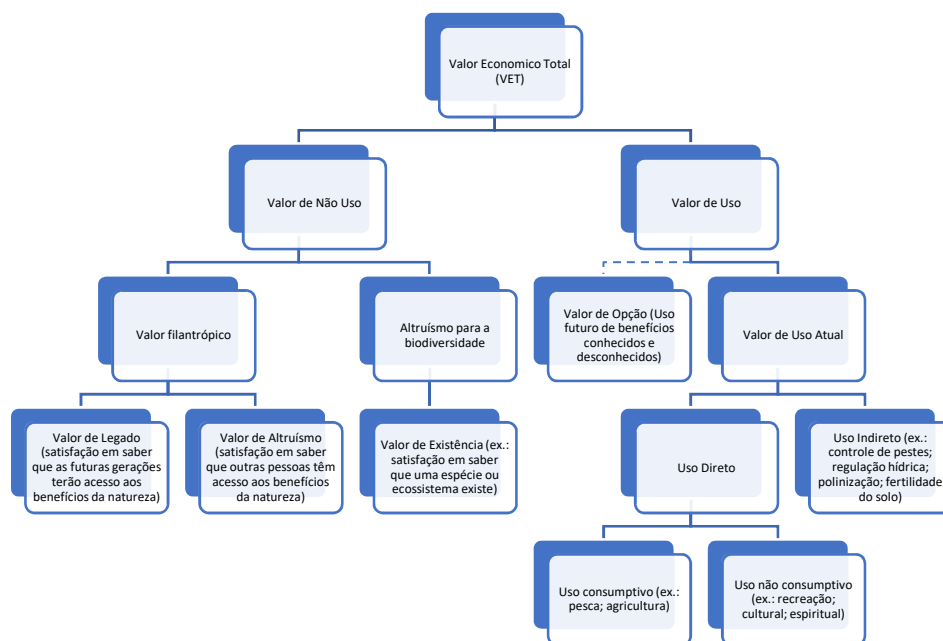
O Valor Econômico Total (VET) busca evidenciar tanto os valores captados pelo mercado, bem como aqueles valores não captados pelo mercado. Torras (2000, apud Simões, 2012), define o VET de um recurso natural “as the sum of all its marketable and non-marketable values.” Já o TEEB (2010c) define o VET da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos como “a soma dos valores de todos os fluxos de serviços que o Capital Natural gera agora e no futuro (...)”⁴³ Simões (2012) sugere que a definição de *ecological values* utilizada por Norton e Noonan (2007)

⁴² Além disso, os autores identificam como causa da *tragédia dos serviços ecossistêmicos* os incentivos econômicos que encorajam o “desenvolvimento de fundos de Capital Natural em terras privadas para commodities comercializáveis às custas de serviços ecossistêmicos que beneficiam o público.” E, mais importante do que isso, o Direito de propriedade reforçaria “essas falhas de mercado ao criar incentivos para converter fundos de Capital Natural em bens comercializáveis e ao não atribuir nenhum Direito de propriedade a benefícios de serviços ecossistêmicos.” (Lant et al., 2008)

⁴³ De acordo com o TEEB (2010c): “The concept of total economic value (TEV) of ecosystems and biodiversity is used throughout this chapter. It is defined as the sum of the values of all service flows that natural capital generates both now and in the future – appropriately discounted. These service flows are valued for marginal changes in their provision. TEV encompasses all components of (dis)utility derived from ecosystem services using a common unit of account: money or any market-based unit of measurement that allows comparisons of the benefits of various goods.”

pode também ser utilizada para definir o VET, nestes termos: “toda a gama de valores que os humanos obtêm de sistemas ecológicos, incluindo serviços, provisão de recursos materiais, valores estéticos atribuídos a sistemas prístinos e/ou saudáveis, valores recreativos, espirituais e de herança.”

O quadro abaixo esquematiza os diferentes valores que compõem o Valor Econômico Total:



Quadro 05: Valor Econômico Total – VET. (adaptado de TEEB, 2010b)

O VET é composto pelos valores de uso e de não uso. O valor de uso se divide em valor de uso atual e valor de opção. O valor de opção é a *reserva de uma chance para uso futuro* (ou seja, um uso que pode se realizar ou não). Por exemplo, a preservação da biodiversidade possui um valor de opção, em virtude da expectativa futura (embora incerta) de encontrar nela princípios ativos para fármacos ou alimentos. Já o valor de uso atual divide-se em valor de uso direto e valor de uso indireto. O valor de uso direto está ligado ao consumo que reduz a quantidade e a qualidade dos recursos naturais e dos serviços ecossistêmicos (uso consumptivo) ou o uso que não reduz a disponibilidade desses recursos ou serviços (uso não-consumptivo). A biodiversidade possui, ainda, o valor de não uso, “na medida em que as pessoas valorizarem os esforços que estão sendo feitos para preservar uma espécie ou um ecossistema, mesmo quando não se espere vê-los ou utilizá-los”. (Bishop e Landell-Mills, 2005) O valor de não uso pode ser *filantrópico*, ou seja, o valor associado à preservação da biodiversidade para as gerações futuras (valor de legado) ou que beneficie outras pessoas (valor de altruísmo). O valor de não uso também se expressa em *altruísmo para com a biodiversidade*, isto é, o valor associado à mera existência de determinado ecossistema ou espécie. Os valores de mercado muitas vezes não refletem todos os benefícios dos ecossistemas e da

biodiversidade. Para a mensuração dos serviços ecossistêmicos é necessário, portanto, recorrer ao VET.

2.5 A economia ambiental e a economia ecológica

Com base no teorema de Coase, a economia ambiental de matriz neoclássica⁴⁴ propõe que as falhas de mercado relacionadas aos serviços ecossistêmicos sejam corrigidas através de: (i) Direitos de propriedade bem definidos sobre os serviços ecossistêmicos; (ii) a sua valoração monetária capaz de estabelecer um preço para os serviços; (iii) baixos custos de transação. Nessas condições, o mercado seria capaz de absorver as externalidades relacionadas aos serviços ecossistêmicos ao promover sua transação entre os agentes econômicos, criando um *mercado de serviços ecossistêmicos* (MES). Importa agora analisar as críticas às soluções propostas pela economia ambiental neoclássica para a questão dos serviços ecossistêmicos – privatização dos recursos ambientais, precificação desses recursos, criação de mercados para serviços ecossistêmicos.

A principal crítica à economia neoclássica é de que a questão ambiental é mais complexa do que simplesmente o estudo dos meios voltados à alocação dos recursos ambientais para atingir determinado fim, para o qual a mão invisível do mercado se encarrega de fazer a correta alocação desses recursos. Para a economia neoclássica, a questão ambiental se resume a “um problema de otimização sob restrição que busca respostas sobre como maximizar a utilidade a partir de uma estrutura limitada de meios, ou seja, como alcançar os fins mais satisfatórios sabendo que os meios para atingi-los são limitados (...) um conceito basicamente lógico da natureza da economia, que levou à matematização dessa ciência.” (Mattos et al., 2009) No entanto, como observa Chacón (2014), as soluções baseadas no mercado são incapazes de evitar a tragédia ambiental que vivemos, pois “la mano invisible de la que hablaba el economista clásico Adam Smith, en el caso de los bienes comunes, no llega funcionar, por el contrario (...) en lugar de la mano invisible lo que existe es un pie invisible que destroza los recursos naturales de una patada.” De fato, o que se verifica atualmente é que os benefícios econômicos obtidos com a degradação do ambiente se *privatizam*, enquanto os custos de proteção e de restauração se *socializam*. (Chacón, 2014)

A economia ecológica faz um contraponto à economia ambiental de orientação neoclássica, colocando em questão os instrumentos propostos pela última para solucionar os problemas ambientais. Mattos et al. (2009) lembram que a economia ecológica é uma “linha de pensamento econômico que incorpora a ecologia humana, e por isso, assume que existem profundas

⁴⁴ Para a escola clássica, a economia é o ramo do conhecimento que se ocupa do estudo dos processos de produção, distribuição e consumo de bens e serviços. Já para a escola neoclássica, a economia deve analisar as escolhas/preferências, observados os meios de alocação para o atingimento de determinado fim. (Mattos et al., 2009)

diferenças de percepções no uso e na degradação de energia e materiais entre pessoas e territórios.” No entanto, embora não exista uma clara distinção entre “economia ambiental” e “economia ecológica”, essa se distancia da teoria econômica neoclássica que atualmente constitui o *mainstream*.

Mas como a *economia ecológica* percebe a questão da preservação dos serviços ecossistêmicos? Alier (2008) assevera que os economistas ecológicos acreditam “que em certos contextos as técnicas de valoração monetária de bens e serviços ambientais são instrumentos úteis para proporcionar informações e ajudar na tomada de decisões.” Em virtude disso, o tratamento dos serviços ecossistêmicos deve se dar a partir de uma perspectiva “multicritério”. Conforme destacam Mattos et al. (2009), independentemente da escola de pensamento econômico, “a economia, sob o ponto de vista ecológico, não tem um padrão de medida comum para valorar as externalidades e conceber políticas de desenvolvimento econômico com sustentabilidade ambiental.” De fato, Mattos et al. (2009) ressaltam que sem uma *teoria de valor* para mensurar as externalidades ambientais, as avaliações dos serviços ecossistêmicos podem se tornar tão arbitrárias que não servem para subsidiar as políticas ambientais.

No entanto, as políticas ambientais não podem estruturar-se apenas em razões ecológicas, pois a ecologia, vista pela economia, não pode explicar questões como o consumo de energia, de materiais ou “interpretar a distribuição territorial e desigualdades sociais, espaciais e temporais da espécie humana no uso dos recursos naturais”. (Mattos et al., 2009) Uma diferença entre a economia e ecologia é que os ecossistemas possuem processos cíclicos, enquanto os processos de produção e consumo são tendencialmente lineares. Para que seja sustentável, o processo produtivo deve assemelhar-se aos ciclos dos ecossistemas. Em poucas palavras, é possível se afirmar que o *trade off* ambiente-crescimento econômico permanecerá enquanto não resolvida a questão acerca dos limites impostos pelos sistemas naturais.

Atualmente a natureza tem, no processo produtivo, o duplo papel de fornecedora de recursos e receptora de resíduos. Mas, além disso, ela proporciona serviços que sustentam o bem-estar humano. No entanto, “todos estos servicios que la naturaleza presta a la economía humana (o que podría prestar com el tiempo si, por ejemplo, se conserva la biodiversidad) no están bien valorados en el sistema de contabilidad crematística propio de la economía neoclásica.” (Alier e Jusmet, 2001) Ou seja, o sistema de valoração monetária, proposto pela economia neoclássica, não é capaz de captar todos os valores dos serviços ecossistêmicos. A economia ecológica, por outro lado, busca contabilizar os ciclos materiais e os fluxos de energia dos processos produtivos e de consumo. Considera também a grande diferença entre a velocidade do processo produtivo e de consumo e o tempo dos processos naturais. Em termos mais claros, “el objeto básico de estudio es la (in)sustentabilidad ecológica de la economía, sin recurrir a un solo tipo de valor expresado en un único numerario.” (Alier e Jusmet, 2001). Assim, a economia ecológica abrange a economia

ambiental neoclássica “y la trasciende al incluir también la evaluación física de los impactos ambientales de la economía humana.” (Alier e Jusmet, 2001)

Segundo Cechin e Veiga (2010), diversas questões teóricas separam a economia ambiental de orientação neoclássica da economia ecológica. Não obstante o fato de utilizar conceitos comuns, pode-se distinguir a economia ambiental neoclássica da economia ecológica a partir de seus pressupostos. De fato, a economia ambiental considera a natureza como partes ou setores da *macroeconomia*, como, por exemplo, o setor florestal, mineral, pesqueiro ou agropecuário. Já a economia ecológica, pelo contrário, percebe a *macroeconomia* como parte da natureza. Além disso, a economia neoclássica pressupõe que não existem limites para a expansão econômica. A economia ecológica, nas palavras de Cechin e Veiga (2010), considera a economia como “um subsistema aberto de um sistema bem maior, que é finito e não aumenta.” Ou seja, o sistema ecológico ou Sistema Terra, mesmo que receba a energia do sol, é fechado materialmente. E isso constitui um limite para a expansão da economia.

Partindo do pressuposto de que a economia constitui um *subsistema aberto* do Sistema Terra, qualquer crescimento da macroeconomia se reflete em um *custo*, implicando numa contrapartida natural. O crescimento econômico, portanto, não acontece sem importantes implicações na natureza. E esse custo normalmente não é desprezível, pois o crescimento econômico “tem um custo que pode se tornar mais alto que o benefício, gerando um *crescimento antieconômico*.” (Cechin e Veiga, 2010) Essa ideia, *a priori* sem sentido para a economia neoclássica, trata de um limite intransponível, e, por isso, a economia ecológica sopesa que o crescimento pode ser *econômico e antieconômico*. Outro ponto importante é que a economia ambiental coloca maior ênfase em *fluxos*, ignorando o que se passa com os *stocks*, o que explica a ideia de um crescimento econômico sem limites.

Os serviços ecossistêmicos surgem nos anos 1990 como uma intersecção entre essas duas correntes de pensamento. Não obstante, as soluções propostas para o problema da *tragédia dos serviços ecossistêmicos* são bastante distintas. A economia ambiental neoclássica propõe precificar e *commodificar* esses serviços, corrigindo a falha de mercado que os percebe como *bens públicos* e *externalidades positivas*. Em resumo, propõe a criação de instrumentos econômicos baseados em *soluções de mercado*, como, por exemplo, o Mercado de Serviços Ecossistêmicos (MES). Já a economia ecológica considera, em alguns casos, as soluções de mercado – mas vai além disso. A economia ecológica propõe que sejam observados, na valoração dos serviços ecossistêmicos: os limites biogeoquímicos dos ecossistemas; os valores da biodiversidade para além do *valor de uso*; a consideração de critérios de justiça ambiental na tomada de decisão sobre o acesso a esses serviços; a questão *intra, inter e transgeracional*.

Portanto, uma forma encontrada pela economia – tanto a economia ecológica quanto a economia ambiental, ainda que de perspectivas distintas – é a valoração dos bens e serviços ecossistêmicos. Através de uma valoração completa seria possível, por exemplo, sinalizar os valores

das perdas experimentadas com o declínio dos bens e serviços providos pela natureza. A valoração permite, por exemplo, calcular o *custo de oportunidade* quando se verificar o *trade-off* preservar/não preservar determinado ecossistema. Isso é de fundamental importância na atualidade, quando a economia percebe a maioria dos bens e serviços ecossistêmicos como *bens públicos*, contabilizando apenas o custo de sua extração, captura, manutenção, cultivo, etc., e não o valor econômico total (VET).

Lembram Mota et al. (2010) que, para a economia neoclássica a valoração dos benefícios econômicos associados à biodiversidade envolve o valor de uso atual, o valor de uso futuro e o valor de existência, sendo o valor de uso atual se subdivide em uso atual direto e uso atual indireto. Para Mota et al. (2010) “normalmente, os valores atribuídos à biodiversidade podem englobar apenas uma pequena parte do seu valor econômico e certamente existem dificuldades em computar os valores de uso futuro e de existência dos ecossistemas”. A existência de *unidades comuns de análise* é fundamental para atribuição de um valor à biodiversidade. De acordo ainda com os autores, “utilizando uma ferramenta econômica, a ideia seria equilibrar a demanda por serviços ambientais dos ecossistemas para as atuais e futuras gerações com a conservação dos ecossistemas (oferta da biodiversidade).” (Mota et al., 2010)

A valoração dos serviços ecossistêmicos, entretanto, não pode servir para fundamentar posições extremas. A dificuldade de valorar esses serviços não pode servir de argumento contrário à valoração. Atribuição valores aos serviços (de *suporte*, por exemplo) que tendem ao infinito não contribui, pois assim esse critério será descartado na tomada de decisões. A atribuição de um valor para os serviços ecossistêmicos contribui para orientar a tomada de decisão quando reflete o que se estará perdendo na alternativa *degradar os ecossistemas* ou o que se está ganhando quando a alternativa for restaurar e preservar os ecossistemas.

Cumpram-se ressaltar que a valoração dos serviços ecossistêmicos possui importantes limitações. Uma diz respeito ao fato de que a biodiversidade (e os serviços ecossistêmicos associados) é não rival e não exclusiva e existe uma dificuldade de competição perfeita. Outra questão diz respeito às limitações da valoração sobre bens e serviços ambientais dos quais as pessoas não tenham informações suficientes ou sua implicação em um futuro longínquo teria efeito nas decisões econômicas. Essas lacunas dificultam a valoração dos bens e serviços ecossistêmicos, o que poderia comprometer a eficácia de uma ferramenta econômica baseada na valoração desses bens e serviços.

Mas como se posiciona a economia ecológica no tocante à valoração dos serviços ecossistêmicos? A questão “qual é o valor do Parque Nacional do Iguazu?” elucidada a dificuldade de se valorar os ativos ambientais, vez que esses não possuem uma cotação no mercado. A economia ecológica utiliza de métodos alternativos para superar essas dificuldades, tais como avaliações multicritério que buscam envolver os atores sociais e os diferentes valores – e não somente valores monetários. Para Aragão (2011), a questão envolvendo *valorar ou não valorar* é uma nova

perspectiva do princípio do Poluidor-Pagador no que concerne à biodiversidade: “o nosso propósito é fundar e recortar juridicamente o *dever de valorar e pagar* os serviços da biodiversidade enquanto dever jurídico de um Estado que se diz de Direito Ambiental.” De fato, a economia ecológica acrescenta à valoração da biodiversidade critérios éticos, ultrapassando a mera “precificação” dos ativos ambientais. Além disso, o problema resultante de não valorar é o de se subavaliar – ou até mesmo desconsiderar – a “importância dos benefícios dos serviços da biodiversidade para o bem-estar humano” e, com isso, tomar “decisões insustentáveis relativamente à utilização dos recursos naturais.” (Aragão, 2011) Ainda para a autora, a valoração serve para identificar e ponderar acerca da importância relativa das funções desempenhadas por cada ecossistema:

A valoração dos serviços dos ecossistemas resulta do reconhecimento de que os elementos naturais desempenham funções sociais e ecológicas importantes, além das tradicionais funções produtiva e de sustento da fauna e da flora. (...) É a operação de valoração que permite a atribuição de preços, isto é, de valores monetários a pagar pela utilização dos recursos naturais e a receber pela conservação dos serviços dos ecossistemas. (Aragão, 2011)

Não obstante os esforços dos economistas em evidenciar o valor dos benefícios da biodiversidade e desenvolver ferramentas que possibilitem a internalização desses valores na economia, o Direito do Ambiente exerce papel preponderante na recepção do conceito de serviços ecossistêmicos. A criação de políticas públicas e ações estatais para a conservação dos serviços dos ecossistemas passa, portanto, pela recepção do conceito de serviços ecossistêmicos pelo ordenamento jurídico. Para subsidiar a construção de uma teoria jurídica geral para os serviços ecossistêmicos, é basilar a compreensão dos fundamentos da economia ecológica, tendo em vista que foi esse ramo do conhecimento que fez emergir o conceito.

2.5.1 Economia ecológica

Uma das principais contribuições da economia ecológica é demonstrar que o sistema econômico se situa dentro de um sistema maior – o sistema ecológico do planeta. E, por mais que o gênio humano possa desenvolver novas tecnologias, é fato incontornável que o Sistema Terra é um *sistema fechado*, no qual apenas entra a energia solar. Em outros termos, o sistema econômico está submetido, como tudo no Planeta, às leis da física e às dinâmicas dos ecossistemas. A economia ecológica, atenta a esse fato, busca meios para que a economia diminua a pressão sobre ambiente, permitindo um acesso equitativo aos recursos e serviços da natureza para as presentes e futuras gerações. Portanto, as questões fundamentais enfrentadas pela economia ecológica são: o limite da capacidade de suporte dos ecossistemas e as leis da termodinâmica; a escassez de recursos naturais e; a equidade intra e intergeracional no acesso a esses recursos.

Os níveis de consumo da presente geração estão contribuindo para o esgotamento dos recursos naturais e serviços ecossistêmicos, alcançando e ultrapassando, com isso, o limite de capacidade de suporte dos ecossistemas. Diante desse esgotamento, não será possível garantir o acesso das gerações futuras a tais recursos e serviços. Para utilizar um termo da teoria da resiliência: ultrapassou-se o *safe operation space*. Exemplos de extrapolação dos *limites do Planeta considerados seguros* são a perda da biodiversidade, a emissão antrópica de gases de efeito estufa, a contaminação do solo e da água por altos níveis de nitrogênio e a acidificação dos oceanos. (Rockström et al., 2009)

Nesse contexto, a racionalização do uso dos recursos e serviços dos ecossistemas e da biodiversidade é medida que se impõe. Sob diversos aspectos, o Direito e a Economia já estão atentos a isso, a exemplo da proteção das florestas, medidas de economia de energia e reciclagem de resíduos. Outro exemplo são as políticas de incentivo às energias renováveis, como a eólica, os biocombustíveis e a energia solar. Não obstante os avanços, a questão envolvendo a *escala* de consumo faz com que o *trade off* ambiente *versus* crescimento econômico persista. Ocorre que, mesmo dentro de políticas consideradas *limpas*, os serviços ecossistêmicos não são lembrados. Exemplo disso é a política de biocombustíveis no Brasil, diante da qual os ecossistemas cedem espaço para a produção de soja (matéria prima para a produção de biodiesel) ou para a cana-de-açúcar (matéria-prima do álcool combustível). A economia ecológica auxilia, nesse ponto, a compreender os limites impostos pela natureza para a expansão econômica. A partir da estruturação do tema proposta por Cechin e Veiga (2010), se pretende analisar brevemente os fundamentos da economia ecológica.

2.5.1.1 O contraste dos “pontos de partida” da economia ecológica e da economia ambiental neoclássica

No aspecto do contraste entre os pressupostos epistemológicos de ambas as teorias, pode-se afirmar que a economia ambiental neoclássica percebe o ambiente enquanto uma parte ou setor da macroeconomia (setor mineral, pesqueiro, florestal, etc.). Já a economia ecológica percebe o sistema econômico enquanto parte do sistema ecológico. Ou seja, a economia faz parte – e depende – dos ecossistemas, não existindo fora da biosfera. Nesse sentido, a economia seria um subsistema aberto e a biosfera o sistema maior, fechado para a entrada e saída de materiais. De fato, o planeta é apenas aberto para a entrada de luz solar e saída de calor. À exceção da queda de meteoros e à saída de espaçonaves e satélites que não retornam à Terra, essa constitui um sistema fechado para a entrada e saída de materiais.

A economia neoclássica trabalha com a hipótese de que a expansão da produção econômica é ilimitada e, assim, o ambiente não representa um óbice ao crescimento econômico.

Por outro lado, a economia ecológica entende que a expansão econômica pressupõe uma perda ambiental. Nas palavras de Cechin e Veiga (2010), a expansão da econômica “exige alguma contrapartida natural, fazendo com que tal decisão não possa ignorar seu *custo de oportunidade*”, o qual representa “o valor associado à melhor alternativa não escolhida.” Ao se realizar uma escolha de produção agrícola, por exemplo, deixa-se de lado a preservação da floresta que existia na mesma área, pois esses usos são excludentes.

É clara, portanto, a diferença entre a economia ecológica e a economia neoclássica no que concerne aos seus pressupostos. A economia tradicional concebe que a expansão econômica pode ser infinita, não identificando nos limites apresentados pelos ecossistemas um óbice a esse crescimento. Por outro lado, a economia ecológica parte do pressuposto que a economia é uma parte de um todo maior – a ecosfera – fora da qual não existiria a economia. Essa dicotomia, por si só, já seria suficiente para fundar um novo ramo da ciência econômica: a economia ecológica.

2.5.1.2 A relevância da noção de metabolismo

Inspirada na metáfora do moto-perpétuo da física mecânica do século XIX, a economia neoclássica tem como pressuposto que o sistema econômico se retroalimenta, fazendo com que o fluxo circular produção-consumo constitua um “motor” autossustentável e infinito. Tratar-se-ia de um sistema fechado, do qual nada sai e nada entra. E mais: nada de que se ocupasse a economia existiria fora do sistema econômico. Depreende a ideia de “reciclagem” total dos resíduos resultantes da produção e consumo, os quais seriam utilizados novamente para a produção de novos bens e serviços. Nessa esteira, a economia se ocupa apenas com a alocação ótima de recursos escassos em um sistema fechado e linear de produção e consumo. A demanda por matéria e energia, assim como o descarte de resíduos no ambiente não é considerado.

O diagrama do fluxo circular, amplamente utilizado para ilustrar como funciona a relação entre produção e consumo, é a demonstração de como a economia neoclássica é influenciada pela ideia do moto-perpétuo:

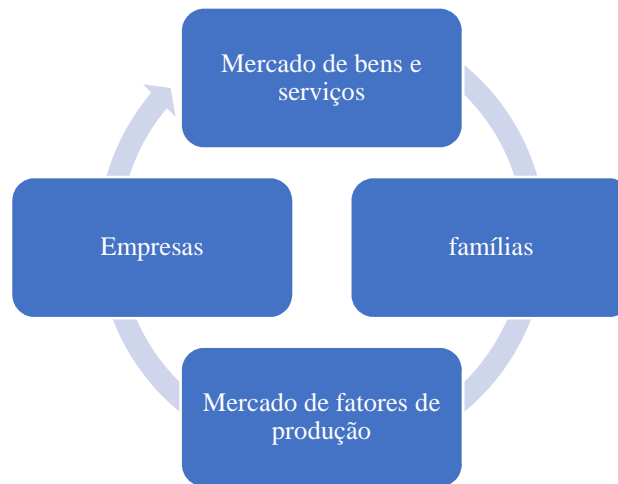


Figura 05: Diagrama do fluxo circular da produção, circulação e consumo de bens.

Através desse diagrama, resta evidente que a economia neoclássica entende a economia como um sistema isolado, pois que o fluxo entre produção e consumo e o fluxo monetário apoiam-se em si mesmos, não se relacionando com outros sistemas. Ou seja, representa a circulação de bens e dinheiro, sem, contudo, considerar a entrada (*input*) de matérias-primas e a saída de resíduos e efluentes (*output*). Não existe, portanto, uma preocupação da economia neoclássica com os limites impostos pelos ecossistemas ao fornecimento de insumos e com a absorção de resíduos.

Ocorre que tal entendimento da economia é incompatível com as leis da termodinâmica, como demonstrou Nicholas Georgescu-Roegen na obra “The entropy law and the economic process”, de 1971. O autor sustenta que a concepção da economia neoclássica enquanto sistema fechado para a entrada de matérias e energia e reciclador total de resíduos contraria as leis da termodinâmica. Termodinâmica é o ramo da física que estuda e explica as relações entre calor, trabalho e energia. O calor tende a se dissipar e, apesar de ser possível aproveitar parte dessa energia para realizar trabalho, a parcela dissipada não mais poderá ser convertida em trabalho útil, o que redundará num processo irreversível. De fato, segundo o enunciado de Kelvin-Planck, dentro de um ciclo termodinâmico é impossível a concepção de uma máquina que converta todo o calor em trabalho. Ou seja, é impossível conceber um motor que tenha rendimento de 100%, pois existe sempre uma parcela de calor que não se pode converter em trabalho. Isso implica em uma limitação intransponível para a economia.

Em outras palavras, quando o sistema econômico se utiliza de fontes de energia (como o carvão e o petróleo, por exemplo), ele estará aproveitando *parcialmente* essa energia para a realização de trabalho, mas inevitavelmente parcela dessa energia será perdida, dissipada. Essa dissipação de parcela da energia útil é denominada pela física como *entropia*. O gelo derretendo é o exemplo clássico do aumento de entropia. A entropia é uma grandeza termodinâmica utilizada para determinar o grau de irreversibilidade/complexidade de um sistema. De acordo com a segunda

lei da termodinâmica, trabalho pode ser transformado integralmente em calor e, assim, em energia térmica, mas o inverso não é possível de forma completa. Ou seja, energia térmica não pode ser convertida totalmente em trabalho, pois sempre se verificará dissipação de calor. A entropia mensura a parcela que é perdida nesse processo, quer dizer, a quantidade de energia térmica que não mais poderá ser convertida em trabalho. Alta entropia significa a perda de energia dissipada (desorganização) ao passo que baixa entropia corresponde utilização de energia para realização de trabalho (organização). A segunda lei da termodinâmica informa ainda que a entropia total de um sistema termodinâmico isolado aumenta com o tempo, atingindo um valor máximo. O equilíbrio termodinâmico de um sistema isolado corresponde ao valor máximo de entropia nesse sistema.

Disso resulta ser impossível que um motor (ou sistema) produza trabalho ou energia infinitamente. Essa constatação atinge, inclusive, um sistema no qual seria possível reciclar e reaproveitar 100% de resíduos. São duas hipóteses: a primeira, uma máquina que produza mais energia ou trabalho do que a energia que consome; a segunda, uma máquina que converta 100% da energia em trabalho. Na hipótese de uma máquina de movimento cíclico perpétuo que forneça ao exterior mais energia ou trabalho do que ela própria consome, a primeira lei da termodinâmica é contrariada, pois, de acordo com essa lei, para a realização de trabalho, uma determinada quantidade de energia é consumida. Na segunda hipótese, uma máquina de movimento cíclico perpétuo que tenha um rendimento de 100% violaria a segunda lei da termodinâmica, tendo em vista que é impossível a transformação completa de calor em trabalho. A ideia do moto-perpétuo – metáfora que inspirou os economistas clássicos para desenvolver o fluxo circular da economia – é, portanto, absolutamente inviável perante as leis da termodinâmica.

Mas seria possível conceber um sistema econômico que não demande a importação de energia e matéria e não exporte resíduos para fora desse sistema? Ou seja, seria capaz o sistema econômico não depender do ambiente, seus recursos e seus ecossistemas? A resposta é negativa, pois o sistema econômico é na realidade um *sistema aberto* à entrada de materiais e energia e para a saída de resíduos. Disso decorre que o sistema econômico é caracterizado pela alta entropia, vez que se verifica grande perda de energia dissipada pelos processos produtivos e de consumo.

Os organismos vivos realizam um aproveitamento ótimo da energia nos vários gradientes da cadeia alimentar através de seu metabolismo. Ou seja, as plantas aproveitam a luz solar para sintetizar seu alimento; as bactérias e demais organismos que se alimentam das plantas aproveitam esse gradiente de energia; os animais que se alimentam de outros animais utilizam-se desse outro gradiente de energia e assim todo o sistema consegue um aproveitamento ótimo da energia, desperdiçando o mínimo e aproveitando o máximo. O *metabolismo* dos seres vivos, portanto, é capaz de realizar trabalho com pouca perda de energia (baixa entropia). A evolução biológica é baseada, assim, em metabolismos eficientes que conseguem se adaptar através de constantes mudanças e competição.

Chama-se de metabolismo o conjunto de transformações bioquímicas que ocorrem no interior dos organismos vivos capaz de transformar matéria e energia do ambiente em fontes de crescimento desses organismos. As trocas bioquímicas que ocorrem nas células dos organismos vivos – o metabolismo celular – é o processo que possibilita a síntese dos nutrientes e, através disso, o crescimento e a reprodução dessas células. É o metabolismo que permite a manutenção, reprodução e adaptação dos seres vivos ao ambiente. Importante observar que o metabolismo possibilita aos seres vivos uma oposição, mesmo que temporária, ao processo de entropia. Como os organismos vivos são sistemas abertos à troca de energia e matéria com o ambiente, eles não estão em equilíbrio termodinâmico. Isto significa que, ao utilizar matéria e energia do ambiente para convertê-los em crescimento de sua massa, o metabolismo mantém a ordem interna (baixa entropia) e aumenta a entropia do meio (alta entropia).

O problema observado por Georgescu-Roegen (1971) é que o sistema econômico transforma recursos naturais (de baixa entropia e, portanto, muito valiosos) em resíduos de alta entropia e pouco ou nenhum valor. A economia tradicional, por seu turno, ignora o fator tempo, sendo, portanto, irrelevante quando se dá a produção e o consumo, vez que se trata de um *fluxo circular fechado*. No entanto, Georgescu observa que as transações e transformações econômicas que criam valor, considerada a lei da entropia, são irreversíveis. E mais: todas as transações e transformações econômicas “criadoras de valor reduzem entropia localmente dentro do sistema econômico, enquanto aumenta a entropia globalmente.” (Cechin, 2010) De fato, o sistema econômico não é um sistema fechado e mecanicista, mas sim um sistema aberto que interage com outros sistemas, em particular com os ecossistemas. E essa interação provoca mudanças irreversíveis no ambiente, de acordo com a lei da entropia. O fluxo circular fechado proposto pela economia clássica, baseado na ideia da física mecânica de *máquina de movimento cíclico perpétuo*, é incompatível com as leis da entropia, pois desconsidera o fluxo de entrada de energia e matéria e a saída de resíduos.

De acordo com a economia ecológica, o sistema econômico deveria considerar o *metabolismo socioambiental*, buscando otimizar a utilização dos recursos de baixa entropia para gerar o mínimo de resíduos de alta entropia. O primeiro passo para isso é considerar o sistema econômico como um sistema aberto a entrada de matéria e energia e saída de resíduos, em permanente interação com o ambiente.

2.5.1.3 A oposição cognitiva das duas teorias sobre o “processo produtivo”

A economia tradicional reduz a produção a apenas um problema de alocação. Nesse sentido, os fatores de produção – capital, trabalho e insumos – seriam substituíveis e

intercambiáveis, objetivando a ótima alocação desses fatores. Por exemplo, diante da escassez de recursos naturais, substitui-se tal recurso por *capital*. De acordo ainda com a economia convencional, essa substituição dos fatores de produção não encontra limites (princípio da sustentabilidade fraca).

Georgescu-Roegen (1971) se opõe a essa perspectiva ao propor o modelo *fundo-fluxo*. Para o autor, não é possível desprezar as alterações qualitativas que resultam do processo produtivo, alterações essas que inviabilizariam o sistema de substituição dos fatores de produção. Um exemplo disso é a diferença entre a produção industrial e a produção agropecuária. Enquanto uma indústria pode funcionar 24 horas por dia, 7 dias por semana, 30 dias por mês, otimizando o tempo de produção e evitando a ociosidade dos fatores de produção, a produção agropecuária obedece ao ciclo das colheitas e da engorda dos animais.

Inicialmente cabe destacar que o termo produção na verdade quer designar *transformação*, pois é necessário diferenciar o que sai inalterado do processo produtivo (terra) e aquilo que se transforma efetivamente durante esse processo (fluxos):

É possível considerar que num intervalo de tempo curto, o capital, a terra e a força de trabalho chamados fundos, não se alteram. Os fundos são os fatores de produção tradicionalmente considerados pelos economistas. A terra é um fundo, ou agente do processo produtivo, pois captura fluxos de chuva e radiação solar. Já os denominados fluxos – a energia e os materiais advindos diretamente da natureza ou de outro processo produtivo – se transformam em produtos finais, em resíduos e em poluição. (Cechin, 2010)

Para Georgescu-Roegen (1971) os *fundos* são a estrutura do processo (trabalho, capital e patrimônio natural), enquanto que os *fluxos* são os materiais e a energia (fluxos de entrada), bem como os produtos e os resíduos (fluxos de saída) que passam pelo processo produtivo. Com o modelo fundo-fluxo, Georgescu busca demonstrar que, enquanto que os fundos mantenham-se inalterados em um curto período de tempo, os fluxos são transformados constantemente, quantitativa e qualitativamente. Isso dificultaria a substituição dos fatores de produção, pois não é possível aumentar o fluxo de saída *produto* aumentando-se o fundo *capital*. No exemplo de uma serraria, diante da escassez de árvores (fluxo de entrada/materiais) para transformação em tábuas (fluxo de saída/produto), não bastaria aumentar o número de lenhadores (fundo/trabalho) ou serras (fundo/capital). Em outras palavras, estrutura física, máquinas ou mais trabalho (fundos) não podem substituir as matérias-primas (fluxos) necessárias ao processo produtivo. Com isso, Georgescu evidencia o risco da escassez para o processo produtivo, o que se está verificando atualmente com alguns serviços ecossistêmicos (fluxos), como, por exemplo, o declínio dos cardumes nos oceanos.

2.5.1.4 O desdobramento otimista da teoria convencional versus o desdobramento “cético” da economia ecológica

A economia poderia continuar crescendo sem recursos naturais de baixa entropia? Para a termodinâmica, recursos de baixa entropia são necessários para realização de trabalho, como visto. Não obstante essa limitação imposta pela física, a economia tradicional entende que o processo produtivo pode continuar crescendo mesmo diante da escassez de recursos de baixa entropia. Essa afirmação se apoia na crença de que a inovação tecnológica tem potencial para permitir a transposição das limitações impostas pelo ambiente ao crescimento econômico. Além disso, a substituição do recurso natural escasso por capital construído ou capital humano, desde que mantidos os parâmetros de consumo per capita, seria a alternativa dada pela economia tradicional à escassez de recursos naturais.

O primeiro aspecto a ser destacado é a dependência de soluções tecnológicas. Objetivamente, a impossibilidade/incapacidade tecnológica de substituir os recursos naturais escassos representaria um óbice à continuidade do processo produtivo e do consumo. Em se tratando de serviços ecossistêmicos, é importante se salientar que existem funções ecológicas que dificilmente seriam substituídas por processos artificiais ou, pelo menos, seriam muito onerosas. Um exemplo disso é a crise da polinização nos Estados Unidos da América: o desaparecimento dos insetos que realizam (sem encargos financeiros, ressalte-se) a polinização das plantações gerou prejuízos de milhões de dólares para a agricultura norte-americana. Não é razoável, portanto, adiar a adoção de medidas de prevenção ou precaução sob a alegação de que a tecnologia resolverá o problema da escassez de serviços ecossistêmicos no futuro.

Em relação à possibilidade de substituir o Capital Natural por capital construído ou capital humano, existem sérias objeções da economia ecológica a essa perspectiva. Importante salientar-se que a abordagem da economia tradicional sobre a questão envolvendo a escassez de recursos naturais e serviços ecossistêmicos se dá a partir do *consumo per capita*. Ou seja, o fundamental é manter o consumo per capita, mesmo diante da escassez de Capital Natural. Isso seria possível, para a economia tradicional, com o aumento (substituição) da participação do capital construído ou do capital humano. A objeção da economia ecológica a essa perspectiva de substituição diz respeito à qualidade do Capital Natural, que não se confunde e não pode ser substituído pelo capital construído ou humano, pois esses possuem qualidades distintas. Isso significa que não se pode, por exemplo, substituir os recursos pesqueiros por mais barcos de pescas ou pescadores, com a finalidade de atender a demanda por pescados.

Essa crítica é válida mesmo diante do argumento de que a técnica poderia criar meios de produção mais eficazes e, portanto, utilizando-se de menos recursos. Os “otimistas tecnológicos” são os economistas que consideram a escassez como sendo um limitante para a produção e o consumo, mas que admitem que a tecnologia seria capaz de conceber novos meios e

processos através dos quais se produziria mais com menos recursos. Assim, a pressão sobre os recursos naturais poderia diminuir, atingindo um nível aceitável. Não procede tal argumento, pois a escala de produção para atender uma demanda per capita crescente logo exigirá uma quantidade de recursos naturais ainda maior. Isso é particularmente preocupante em relação aos recursos naturais não renováveis, pois a parcela desses recursos que for utilizada agora não poderá ser utilizada pelas gerações posteriores. Não é menos preocupante a ideia de dissociação⁴⁵ para os recursos naturais renováveis, pois o tempo de produção e consumo é mais acelerado do que o tempo necessário para a regeneração de tais recursos. Ou seja, mesmo que seja possível “dissociar” a produção e o impacto sobre os ecossistemas, o aumento na escala de produção e consumo demandará mais recursos renováveis.

A economia ecológica, ao contrário da economia tradicional, percebe a questão envolvendo a escassez dos recursos naturais com ceticismo. Questões como a escala de produção, crescimento populacional, aumento da demanda per capita, a taxa de desconto para gerações futuras e a falta de equidade no acesso aos recursos naturais, são os principais pontos que fundamentam o ceticismo da economia ecológica. Mas a base para o ceticismo da economia ecológica em relação aos níveis de produção e consumo idealizados pela economia tradicional está no fato de que esses níveis não podem aumentar infinitamente.

Acerca da utilização dos recursos naturais, imprescindível referir o contraste entre a “economia do astronauta” e a “economia do cowboy”, metáforas elaboradas pelo economista Kenneth E. Boulding (1966). A “economia do cowboy” foi a que prevaleceu ao longo da história e está relacionada com a exploração de novos recursos e a uma visão de expansão das fronteiras que delimitam os domínios do Homem. Nessa visão, a expansão econômica, assim como o bem-estar humano estão relacionados com o aumento do consumo de bens materiais. E este, por sua vez, está condicionado ao constante aumento dos limites de exploração e extração dos recursos naturais. A metáfora do cowboy se refere ao colonizador dos Estados Unidos da América que, para expandir a criação de gado, necessitava permanentemente “conquistar” e explorar mais áreas. Transportando para o modelo econômico neoclássico-linear, hoje predominante, é clara a necessidade crescente e constante da exploração dos recursos naturais para o crescimento da economia. Georgescu-Roegen (1971) lembra que, muito embora seja possível aumentar a eficiência da produção, contribuindo assim para uma menor utilização de recursos naturais para a manufatura de um mesmo produto, essa mesma eficiência leva a um crescimento da escala de produção, impactando, assim, tanto ou mais do que o processo intensivo na utilização de recursos naturais.⁴⁶ Outro argumento recorrente

⁴⁵ Sobre o tema, ver o relatório das Nações Unidas intitulado “Decoupling Natural Resource Use and Environmental Impacts from Economic Growth.” (UNEP, 2011)

⁴⁶ Nesse sentido, também é importante referir o “efeito ricochete” ou “efeito bumerangue”, pelo qual os recursos economizados com a *ecoeficiência* ou *decoupling* seriam utilizados com o aumento do consumo, acarretando, assim, um aumento na pressão sobre os ecossistemas.

para a justificação do modelo econômico neoclássico-linear de produção é o de que a *técnica* irá substituir o recurso natural que se torna escasso, como observa Cechin (2010):

Durante o debate sobre escassez de recursos naturais versus crescimento econômico, algumas ideias equivocadas sobre a realidade foram repetidas e ainda são até hoje. A ideia de que a humanidade poderá passar bem sem recursos naturais e que o esgotamento destes será apenas mais um evento é um exemplo no moto-perpétuo. Esse tipo de visão ganhou força e fundamentação teórica com o Prêmio Nobel Robert Solow. Sua ideia é de que, se a tecnologia permite a substituição, não há com o que se preocupar.

Solow (1974) afirma que a escassez de recursos naturais não representa um óbice para o crescimento econômico, eis que é o nível de consumo *per capita* que deverá ser sustentado permanentemente. Para tanto, algumas questões devem ser consideradas. Caso os recursos naturais que suportam o consumo *per capita* se tornem escassos – e com isso o aumento do seu preço no mercado – o capital deverá aumentar sua participação relativa para viabilizar a produção. Cechin (2010) recorda que na visão neoclássica isso é considerado “substituição de recursos naturais por capital”. Já a tecnologia contribuiria com processos produtivos que racionalizem a utilização de recursos naturais e, em caso de esgotamento desses, com sua substituição.

Solow (1974) concebe três espécies de capital: o capital humano (força de trabalho humano); o Capital Natural (estoque de recursos naturais) e o capital manufaturado (incluindo tudo o que for produzido pela indústria). Nesse contexto, a diminuição do Capital Natural com respectiva compensação pelo capital humano ou manufaturado não afetaria o consumo *per capita*. Diante dessa compensação “estaremos no caminho certo, e a economia poderá continuar operando e gerando bem-estar sem necessidade de Capital Natural.” (Cechin, 2010)

Mesmo não ignorando a importância da tecnologia, Georgescu-Roegen (*apud* Cechin, 2010) “não admitia a visão de que ela permite substituir recursos naturais por capital construído (...) e muito menos admitia modelos que consideram o sistema econômico como um moto-perpétuo, em que não há necessidade de entrada de energia nem de matéria.” Isso significa dizer que a produção não pode se manter sem o estoque de recursos naturais.

Georgescu-Roegen chamou a concepção de Solow de “Jardim do Éden”, ironizando a pretensão de *desmaterialização* da economia. A ideia de que a ecoeficiência e a tecnologia poderiam reduzir a utilização de materiais e energia, minimizando, assim, o impacto da expansão econômica no ambiente é, para Georgescu-Roegen, uma ilusão. Na verdade, apesar da diminuição da *intensidade* no uso dos recursos e da energia empregada no processo produtivo, o aumento da escala da produção anularia a eficiência alcançada pelas novas tecnologias. Em outros termos, “os ganhos de eficiência trazidos pelas tecnologias foram compensados negativamente pelo aumento da escala do crescimento econômico.” (Cechin, 2010)

O entendimento de Georgescu-Roegen ganha muita relevância quando se trata dos ecossistemas que produzem os serviços ecossistêmicos essenciais ao bem-estar humano. Esses ecossistemas e respectivos serviços são de difícil (ou impossível) substituição. No mínimo, seria muito oneroso substituir simples serviços ecossistêmicos, como, por exemplo, a polinização. Além disso, caso o estado da técnica permitisse substituir um ecossistema por uma máquina, possivelmente a tecnologia resolveria o problema de substituir *um* serviço provido pelo ecossistema. Ocorre que um ecossistema presta diversos serviços (e nem todos são aproveitados pelo Homem, mas são essenciais para o equilíbrio ecológico). Outro argumento é de que nem todos os serviços prestados pelos ecossistemas são conhecidos pela ciência, o que impossibilitaria uma substituição total desses. Quando se trata de serviços ecossistêmicos, portanto, a teoria de Solow merece ser tratada com reservas.

2.6 Capital Natural⁴⁷

A primeira referência ao termo *Capital Natural* foi utilizada por E. F. Schumacher em 1973 no livro *Small is Beautiful*. Schumacher defendia que recursos naturais, como o petróleo, deveriam ser considerados como uma espécie de capital, mas um capital com particularidades que o distinguem do capital financeiro, pois não podem ser reproduzidos por ação humana. Atualmente, o conceito de Capital Natural está diretamente relacionado aos serviços ecossistêmicos. De Groot et al. (2002) definem Capital Natural enquanto “qualquer estoque de recursos naturais ou ativos ambientais que forneçam um fluxo de bens e serviços úteis, agora e no futuro.” O Capital Natural pode, ainda, ser definido como “os estoques mundiais de ativos naturais que incluem geologia, solo, ar, água e todos os seres vivos.” (World Forum on Natural Capital, 2017) Em termos mais precisos, “o Capital Natural é uma maneira de definir a ampla gama de benefícios que derivamos da natureza.” (Natural Capital Coalition, 2018)

O TEEB (2010b) conceitua Capital Natural como “uma metáfora econômica para os estoques limitados dos recursos físicos e biológicos encontrados na Terra, e da capacidade limitada dos ecossistemas em fornecer serviços ecossistêmicos.” Andrade e Romeiro (2009) sustentam, entretanto, que o termo já não pode mais ser entendido apenas como uma metáfora que designa os recursos da natureza disponíveis ao Homem: deve ser utilizado também para “chamar a atenção ao problema da depleção dos recursos naturais e passa a ser um conceito formal e técnico, utilizado juntamente com definições de outros tipos de capital.” E, como destaca Farley (2012), o conceito de Capital Natural foi rapidamente aceito, “particularmente no campo da economia

⁴⁷ O presente subtítulo subsidiou as seguintes publicações sobre o tema: “*Infraestrutura Verde* na União Europeia: o planejamento estratégico de uma rede de zonas naturais e seminaturais para a provisão de serviços ecossistêmicos e valorização do Capital Natural da Europa.” (Altmann, 2016); “Biodiversidade, serviços ecossistêmicos e valorização do Capital Natural: uma análise a partir da estratégia europeia sobre *Infraestrutura Verde*.” (Altmann, 2018)

ecológica, cujos fundamentos teóricos enfatizavam a dependência do sistema econômico do suprimento finito de recursos naturais do planeta e os inestimáveis serviços que eles geram.” É, portanto, a partir do Capital Natural que a economia e as pessoas obtêm os serviços ecossistêmicos.

Capital é definido pela UNEP (2012b) como “o estoque de materiais ou informações que existem em um sistema, a qualquer momento”. O Capital Natural, por sua vez, é o conjunto de recursos e sistemas naturais – os quais se diferem do *capital social* ou do *capital construído* pelo fato de não ter sido “produzido” pelo Homem. A noção de Capital Natural está relacionada com as outras formas de capital, isto é, o capital humano ou social e o capital manufaturado. O capital humano é composto pelo trabalho humano físico ou intelectual, assim como pelo conhecimento acumulado pela humanidade. Já o capital social é constituído pelas instituições, normas e relações interpessoais existentes nas sociedades. O capital manufaturado ou construído é formado pelas máquinas, infraestrutura e equipamentos. A ideia básica é, portanto, utilizar um termo central em economia – capital – e associar diretamente a ele os aspectos que são fundamentais para sua operacionalização (meio ambiente, força de trabalho, financiamento, expertise, etc.). Ante esse contexto, o Capital Natural é, ao mesmo tempo, *suporte* e o *limite* para a economia.

Capital Natural compreende todos os ativos naturais que se relacionam com a economia e o bem-estar humano. Consequentemente o Capital Natural não pode ser confundido com o conceito de ecossistemas e de biodiversidade, pois esses constituem a base física que abriga as diferentes espécies da fauna e da flora (biodiversidade). Capital Natural também não pode ser confundido com os serviços ecossistêmicos, pois esses são os benefícios (fluxos) que o Homem obtém dos ecossistemas e, portanto, estão abrangidos pela ideia de Capital Natural. Portanto, os ecossistemas e a biodiversidade abrangem o Capital Natural, mas são mais amplos que este, vez que abarcam tanto os fluxos úteis ao Homem (serviços ecossistêmicos) como os que não se relacionam com o bem-estar humano (funções dos ecossistemas). Capital Natural, destarte, designa “o *patrimônio* natural que inclui os aspectos bióticos e abióticos, biodiversidade, ecossistemas, atmosfera, recursos hídricos e qualquer outro elemento da natureza que suporta a vida no planeta e tem implicações para as atividades humanas e, conseqüentemente, para a economia.” (Altmann, 2016) Em outros termos, o Capital Natural é tudo aquilo importante para a economia e para o bem-estar humano e que não se enquadra como capital humano, social, manufaturado ou financeiro. É, portanto, o capital que não tem origem na produção ou na intervenção humana.

Considerando que o Capital Natural não pode ser criado pelo Homem e nem pode ser substituído em sua totalidade por capital social, financeiro ou manufaturado, ele é *insubstituível*. A insubstituibilidade do Capital Natural, portanto, se relaciona com os limites impostos pela natureza à expansão da economia. De modo que esses limites não são conhecidos em sua totalidade, negligenciá-los pode acarretar mudanças não lineares nos sistemas ecológicos. E, além disso, não é possível a superação dos limites naturais ao crescimento econômico através do avanço da técnica.

Colocado de outra forma, existe uma dependência do Capital Natural – que ao mesmo tempo é o meio e limite para o crescimento econômico. Apesar da crença dos “otimistas tecnológicos” na substituíbilidade do Capital Natural por meios artificiais, atualmente isso é impossível, tanto pelo alto custo como pela deficiência do estado da técnica. A insubstituíbilidade do Capital Natural é destacada por Farley (2012):

Natural capital is an economic construct that describes the natural world, its ecosystems, and their value to society. How people value the natural world determines how businesses and societies both conserve and deplete it. Economists who think about natural capital as an irreplaceable resource and those who believe that it is like any other input into an economy have very different ideas about how society should treat the natural world.

Costanza et al. (1997) destacaram ainda na década de 1990 que “Capital Natural zero implica zero bem-estar humano, porque não é viável substituir, no total, o Capital Natural por capital puramente ‘não natural’. Portanto, como concluem Andrade e Romeiro (2009), “o fato de que historicamente a sociedade vem empreendendo esforços para o acúmulo de capital (principalmente de capital físico) demonstra que estes dois tipos de capital (natural e construído pelo Homem) são complementares e não substituíveis entre si.” O conceito de *sustentabilidade forte* postula que apenas pequena parte do Capital Natural pode ser substituído por capital manufaturado. Contrários a esse conceito, os “otimistas tecnológicos” acreditam que a tecnologia poderá, no futuro, substituir Capital Natural por capital manufaturado e financeiro. Essa posição está ligada ao conceito de *sustentabilidade fraca*.

A abordagem da *sustentabilidade fraca*, portanto, assume que o “Capital Natural e o capital manufaturado são substituíveis e que não existem diferenças essenciais entre os tipos de bem-estar que proporcionam” (Pelenc e Ballet, 2015). Através dessa abordagem, seria sempre possível compensar a degradação ambiental pelo equivalente em capital manufaturado ou financeiro, pois na “sustentabilidade fraca pressupõe-se que o progresso tecnológico gere constantemente soluções técnicas para os problemas ambientais que são causados pelo aumento da produção de bens e serviços” (Palenc e Ballet, 2015).

Por outro lado, segundo a noção de *sustentabilidade forte*, a parte do Capital Natural que não pode ser substituído é designado como *Capital Natural crítico*. A manutenção do *Capital Natural crítico* é, portanto, o grande desafio do Direito, especialmente quando se trata dos ecossistemas que suportam a vida no Planeta. Pelenc e Ballet (2015) esclarecem que a abordagem da *sustentabilidade forte* pressupõe que a “substituíbilidade entre o Capital Natural e outras formas de capital deve ser estritamente limitada às circunstâncias em que o uso dos serviços fornecidos pelo Capital Natural não leva à destruição irreversível desse capital”, pois o exaurimento do Capital Natural crítico não pode ser compensado com investimentos em outras formas de capital.

Em 1997 o artigo de Costanza et al. intitulado “O valor dos serviços ecológicos e do Capital Natural mundial” colocou em evidência o debate acerca dos serviços ecossistêmicos e do Capital Natural. Costanza et al. (1997) situam os serviços ecossistêmicos como parte integrante do *Capital Natural crítico*:

The services of ecological systems and the natural capital stocks that produce them are critical to the functioning of the Earth’s life-support system. They contribute to human welfare, both directly and indirectly, and therefore represent part of the total economic value of the planet. (...) Ecosystem services consist of flows of materials, energy, and information from natural capital stocks which combine with manufactured and human capital services to produce human welfare.

Para sublinhar a importância dos ecossistemas para a economia, a Convenção da Diversidade Biológica utiliza o termo *ecosystem capital*. Nesse mesmo sentido, o System of Environmental-Economic Accounting – Experimental Ecosystem Accounting (SEEA-EEA) trabalha com o conceito de *ecosystem assets*, dado que o termo “ativos” já é utilizado no Sistema de Contas Nacionais (System of National Accounting – SNA). Em ambos os casos, a adoção desses termos – *ecosystem capital* ou *ecosystem assets* – tem como finalidade destacar a relevância da biodiversidade, dos ecossistemas e dos serviços ecossistêmicos para a economia e o bem-estar humano.

Os termos *ecosystem capital* e *ecosystem assets* são considerados sinônimos pela CDB e pelo SEEA-EEA. *Ecosystem capital*, portanto, é um “subsistema do Capital Natural, feito do estoque de recursos naturais e ecossistemas modificados que fornece um fluxo de bens e serviços ecossistêmicos imperativos para a sobrevivência e para o bem-estar.” (Weber, 2014) E, além disso, a CDB ressalta que o capital ecossistêmico “é a base para toda a atividade econômica humana”, pois ele compreende a “água, os organismos vivos e todas as informações da biosfera na Terra.” (Weber, 2014) A diferença do Capital Natural para o capital ecossistêmico é que aquele não inclui os ativos do subsolo, nem os aquíferos isolados das águas superficiais. Em resumo, o capital ecossistêmico “é um dos pilares do desenvolvimento sustentável em conjunto com o desenvolvimento econômico, social e capitais humanos.” (Weber, 2014)

O BPBES (2018) chama a atenção para a importância e as oportunidades do Capital Natural brasileiro:

O gigantesco Capital Natural nacional confere as condições necessárias para transformar a conservação e o uso sustentável dos ativos ambientais brasileiros em oportunidades para um desenvolvimento capaz de enfrentar, no futuro, um clima alterado e, ao mesmo tempo, promover prosperidade socioeconômica. Essa combinação incomum resulta do fato de que o elevado potencial de produção econômica (presente e futuro) depende da manutenção dos recursos da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos associados.

Mesmo diante dos avanços obtidos com o conceito de Capital Natural na última década, Guerry et al. (2015) destacam que os maiores desafios para a implementação desse conceito hoje está no setor privado. Consta-se que nos últimos anos a pesquisa científica acerca do tema avançou enormemente, bem como os setores públicos e privado se aumentaram o seu envolvimento e novas instituições surgiram. Entretanto, ressaltam Guerry et al. (2015), que “mudanças tangíveis no funcionamento de empresas e governos não foram dramáticas, especialmente em comparação com a escala e a urgência da questão.” E, além disso, as assimetrias no sistema econômico que subestimam o Capital Natural remanescem sem qualquer mudança. Portanto, a maior limitação do enquadramento do Capital Natural é

(...) its perceived isolation from other forms of capital and the mainstream of economic and social activity. This isolation relegates considerations of natural capital and ecosystem services to ministries of the environment rather than finance, agriculture, and industry; to corporate sustainability departments rather than boardrooms; and to the rural poor populations rather than to the urban populations driving resource use. (Guerry et al., 2015).

Nesse contexto necessário se faz incluir o conceito de Capital Natural e de serviços ecossistêmicos na tomada de decisões, tanto no setor público como no privado. Guerry et al. (2015) destacam que isso não é apenas relevante para a conservação dos recursos naturais, mas também para a saúde, agricultura, energia, segurança hídrica, infraestrutura, desenvolvimento urbano, financiamento e segurança nacional - ou seja, uma “arena que se estende além da conservação clássica.”

Uma iniciativa do setor privado que visa a integrar o conceito de Capital Natural é a *Declaração do Capital Natural*, documento assinado por empresas do setor financeiro durante a Conferência das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento Sustentável (Rio +20). O objetivo desse documento é demonstrar o compromisso das empresas signatárias “(...) em trabalhar para integrar as considerações do Capital Natural aos nossos produtos e serviços financeiros.” (UNEP, 2012b) Nesse documento, as instituições financeiras reconhecem que “têm pegadas ecológicas indiretas consideráveis, seja por meio de seus clientes ou por suas decisões de compras.” (UNEP, 2012b) No entanto, muitas instituições financeiras desconhecem os impactos que provocam, mesmo que indiretamente, no Capital Natural. Diante disso, a iniciativa busca “a construção deste conhecimento, bem como o desenvolvimento de ferramentas adequadas de valoração e gestão de riscos, para que seja considerado o Capital Natural nos processos de tomada de decisão financeira, são os primeiros importantes passos a serem tomados pelo setor financeiro.” (UNEP, 2012b) As instituições financeiras que assinaram o documento reconhecem o seu papel chave nos debates sobre a valoração e proteção do Capital Natural. Além disso, reconhecem que constituem um setor fundamental “nas reformas necessárias para criar um sistema financeiro que reporta e, em última instância, considera o uso, a manutenção e a restauração do Capital Natural na economia global.” (UNEP, 2012b)

No âmbito da União Europeia, o conceito de Capital Natural figura em diversas iniciativas e políticas. O 7º Programa Geral de Ação da União Europeia para 2020 em matéria de Ambiente (PPA), denominado “*Viver bem, dentro dos limites do nosso planeta*” aborda a questão da biodiversidade e dos ecossistemas. A política ambiental do bloco é organizada, desde os anos 1970, em programas de ação. Os programas definem objetivos prioritários e o período para sua realização. O 7º PAA foi aprovado pelo Parlamento Europeu em 2013 e tem vigência até 2020. Conforme o 7º PAA, a “UE concordou em intensificar os seus esforços para proteger o nosso Capital Natural, em estimular o crescimento e a inovação hipocarbónicos e eficientes na utilização dos recursos, e em proteger a saúde e o bem-estar das pessoas – ao mesmo tempo que respeita os limites naturais da Terra.” (Comissão Europeia, 2010) O 7º PAA prevê nove objetivos prioritários – e o primeiro é “proteger, conservar e reforçar o Capital Natural da União.” (Comissão Europeia, 2010)

O 7º PAA determinou que três áreas são prioritárias, “onde é necessária mais ação para proteger a natureza e reforçar a resiliência ecológica, intensificar o crescimento hipocarbónico e eficiente na utilização dos recursos e reduzir as ameaças à saúde e ao bem-estar humanos relacionadas com a poluição, as substâncias químicas e os impactos das alterações climáticas.” (Comissão Europeia, 2010) A primeira área de atuação prioritária se reporta ao Capital Natural:

1. A primeira área de ação está relacionada com o “Capital Natural” – desde os solos férteis e terras e mares produtivos à água doce de boa qualidade e ao ar puro – assim como a biodiversidade que o sustenta. O Capital Natural inclui serviços vitais, como a polinização das plantas, a proteção natural contra as cheias e a regulação do nosso clima. A União assumiu compromissos para travar a perda da biodiversidade e para alcançar um bom estado para as águas e o ambiente marinho da Europa. Além disto, implementou os meios para alcançar estas metas, através de compromissos juridicamente vinculativos, incluindo a Diretiva-Quadro Água, a Diretiva Qualidade do Ar, e as Diretivas Habitats e Aves, juntamente com apoio financeiro e técnico. (...) a PAA expressa o compromisso da UE, das autoridades nacionais e das partes interessadas em acelerar a concretização dos objetivos da Estratégia de Biodiversidade para 2020 e do Plano Destinado a Preservar os Recursos Hídricos da Europa. (Comissão Europeia, 2010)

Dentro da política ambiental europeia, a ação especificamente voltada para valorizar o Capital Natural é a *Estratégia Europeia Biodiversidade 2020*. A Comunicação da Comissão Europeia ao Parlamento Europeu, intitulada *Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020*, destaca que a biodiversidade é parte do Capital Natural europeu, “prestando serviços ecossistêmicos que estão subjacentes à nossa economia”, sendo que sua “deterioração e perda comprometem a prestação desses serviços: perdemos espécies e habitats e a riqueza e o emprego que a natureza nos proporciona e pomos em perigo o nosso próprio bem-estar.” (Comissão Europeia, 2010) A comunicação ressalta que a perda da biodiversidade é, ao lado das mudanças climáticas, a “ameaça ambiental global mais crítica.” (Comissão Europeia, 2010)

Em 2001 a União Europeia adotou a *Estratégia para a Biodiversidade 2010*. Não obstante os esforços⁴⁸, os benefícios foram “anulados pelas contínuas e crescentes pressões sobre a biodiversidade da Europa: a alteração do uso dos solos, a sobreexploração da biodiversidade e as suas componentes, a propagação de espécies exóticas invasoras, a poluição e as alterações climáticas são factores que ou se mantiveram constantes ou se estão a acentuar.” (Comissão Europeia, 2011) Além disso, a *Estratégia para a Biodiversidade 2020* identifica no “facto de o valor económico da biodiversidade não se reflectir no processo de tomada de decisões” um fator indireto que tem repercussão negativa na preservação da diversidade biológica. (Comissão Europeia, 2011) A Comissão Europeia (2011) estima, por exemplo, que a Rede Natura 2000 provê serviços que valem entre 200 e 300 bilhões de Euros por ano. Para estabelecer um comparativo, o PIB da União Europeia no ano de 2011 foi de cerca de 13,2 trilhões de Euros e o de Portugal de cerca de 176,1 bilhões de Euros (PORDATA, 2018).

O principal objetivo dessa estratégia é, portanto, evitar a perda da biodiversidade e a degradação dos serviços ecossistêmicos até 2020. É desejável, na medida do possível, a recuperação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos degradados, “intensificando simultaneamente o contributo da UE para evitar a perda de biodiversidade ao nível mundial.” (Comissão Europeia, 2011) Já para o ano 2050, a estratégia prevê que

(...) a biodiversidade da União Europeia e os serviços ecossistêmicos por ela prestados — o seu Capital Natural — são protegidos, valorizados e adequadamente recuperados pelo valor intrínseco da biodiversidade e pela sua contribuição essencial para o bem-estar humano e a prosperidade económica, de modo a serem evitadas alterações catastróficas causadas pela perda de biodiversidade. (Comissão Europeia, 2010)

A estratégia deverá ser posta em prática através de um quadro comum de implementação pelos Estados-Membros, mediante ações a nível nacional, subnacional e da União Europeia, sendo que a “Comissão apoiará e complementarará os esforços envidados pelos Estados-Membros controlando o cumprimento da legislação ambiental, colmatando as lacunas nas políticas, propondo novas iniciativas, proporcionando orientações, disponibilizando financiamento e promovendo a investigação e o intercâmbio de melhores práticas.” (Comissão Europeia, 2010) O quadro de ação compreende as seguintes metas:

⁴⁸ Como, por exemplo, a criação da Rede Natura 2000.

Meta 1: *Conservar e recuperar a natureza*: Travar a deterioração do estado de todas as espécies e habitats abrangidos pela legislação da UE em matéria de natureza e obter uma melhoria sensível e mensurável do seu estado.

Meta 2: *Manter e valorizar os ecossistemas e seus serviços*: Até 2020, os ecossistemas e seus serviços serão mantidos e valorizados mediante a criação de infra-estruturas verdes e da recuperação de, pelo menos, 15% dos ecossistemas degradados.

Meta 3: *Garantir a sustentabilidade da agricultura e da silvicultura*: A) Agricultura: Até 2020, maximizar as áreas agrícolas com prados, terras aráveis e culturas permanentes abrangidas pelas medidas relativas à biodiversidade no âmbito da PAC, a fim de garantir a conservação da biodiversidade e obter uma melhoria mensurável no estado de conservação das espécies e habitats que dependem da agricultura, ou são por esta afectados, e na prestação de serviços ecossistémicos em comparação com o nível de referência da UE de 2010, contribuindo assim para o reforço de uma gestão sustentável. B) Florestas: Até 2020, garantir que estejam operacionais Planos de Gestão Florestal ou instrumentos equivalentes, em consonância com a gestão sustentável das florestas (GSF), aplicáveis a todas as florestas que sejam propriedade pública e a explorações florestais superiores a uma determinada área (a definir pelos Estados-Membros ou regiões e comunicadas nos seus Programas de Desenvolvimento Rural) que beneficiem de financiamento no âmbito da Política de Desenvolvimento Rural da UE, a fim de obter uma melhoria mensurável no estado de conservação das espécies e habitats que dependem da silvicultura, ou são por esta afectados, e na prestação de serviços ecossistémicos conexos, em comparação com o nível de referência da UE de 2010.

Meta 4: *Garantir a sustentabilidade da pesca*: Atingir níveis de rendimento máximo sustentável até 2015. Atingir uma idade e distribuição da população indicativa de um bom estado das unidades populacionais através da gestão das pescarias sem qualquer impacto adverso significativo noutras populações, espécies e ecossistemas, em apoio à concretização do objectivo de um bom estado ecológico até 2020, conforme estabelecido na Directiva-Quadro Estratégia Marinha.

Meta 5: *Combater as espécies exóticas invasoras*: Até 2020, as espécies exóticas invasoras e as suas vias de introdução serão identificadas e classificadas por ordem de prioridade, as espécies prioritárias serão controladas ou erradicadas e as vias de introdução geridas de forma a impedir a introdução e o estabelecimento de novas dessas espécies.

Meta 6: *Enfrentar a crise de biodiversidade global*: Até 2020, a UE deve ter intensificado a sua contribuição no sentido de evitar a perda de biodiversidade global.

Quadro 06: Metas da Estratégia para a Biodiversidade 2020. (Adaptado da Comunicação “Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020.”)

Em 20 de abril de 2012 o Parlamento Europeu (2012) adotou uma Resolução acolhendo a comunicação *O nosso seguro de vida e o nosso Capital Natural - Estratégia da UE sobre a Biodiversidade até 2020*.(Comissão Europeia, 2011) Essa resolução institui a estratégia da biodiversidade e, em particular, desencadeia uma série de medidas em relação à meta 2, com vista a valorizar e restaurar os serviços ecossistémicos. Nesse sentido, o Parlamento Europeu (2012) destaca que

É essencial proteger, valorizar, traçar um mapa e recuperar a biodiversidade e os serviços ecossistémicos, de molde a cumprir os objetivos do roteiro para uma Europa eficiente em termos de recursos, exortando a Comissão e os Estados-Membros a ponderarem, no âmbito das medidas específicas, a apresentação de um calendário para o mapeamento e a avaliação dos serviços ecossistémicos na UE, circunstância que permitirá a tomada de

medidas direcionadas e eficientes para impedir a degradação, quer da biodiversidade, quer dos referidos serviços ecossistêmicos.

Uma revisão intercalar da Estratégia de Biodiversidade da União Europeia publicada pela Comissão Europeia (2015) em 02 de outubro de 2015 (e com o ano de referência em 2010) diz que, apesar de se ter verificado “progresso em muitas áreas, sublinha a necessidade de um esforço muito maior para cumprir os compromissos sobre a implementação por Estados-Membros” para que seja possível barrar a perda de biodiversidade até 2020. (European Commission, 2015) E, além disso, a revisão alerta para o grave fato de que “os serviços ecossistêmicos básicos continuarão a deteriorar-se.” (Comissão Europeia, 2015) A revisão avalia que os objetivos estabelecidos para 2020 somente serão atingidos “se os esforços de execução e de controlo forem consideravelmente mais ousados e ambiciosos.” (Comissão Europeia, 2015) A Comissão Europeia considera ainda que no atual ritmo de execução, “a perda de biodiversidade e a degradação dos serviços ecossistêmicos prosseguirão em toda a UE e no mundo, com implicações significativas na capacidade da biodiversidade para satisfazer as necessidades humanas no futuro.” (Comissão Europeia, 2015) Apesar da crise econômica que a região enfrenta, é importante enfatizar que os gastos na manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos representam, em verdade, um investimento no Capital Natural da União Europeia. (Altmann, 2016)

Uma pesquisa junto à opinião pública na União Europeia, publicada também em outubro de 2015, revelou que na sua maioria os europeus “estão preocupados com os efeitos da perda de biodiversidade e reconhecem o impacto negativo que isso pode ter sobre a saúde humana e o bem-estar, e, finalmente, em nosso desenvolvimento econômico de longo prazo.” (European Commission, 2015) Essa mesma pesquisa revela que “pelo menos três quartos dos europeus acham que existem sérias ameaças para animais, plantas e ecossistemas a nível nacional, europeu e mundial, e mais de metade acha que eles vão ser pessoalmente afetados pela perda de biodiversidade.” (European Commission, 2015) A conscientização da população europeia a respeito da importância da biodiversidade, ecossistemas e seus serviços possui reflexos econômicos na valorização do Capital Natural, como será abordado adiante (seção 3.3).

2.7 Contabilidade ambiental e contabilidade dos ecossistemas

O sistema de contabilidade dos ecossistemas é uma ferramenta desenvolvida para fornecer informações sobre o valor desses e do respectivo fluxo de serviços ecossistêmicos. Além de indicar os ativos que os países possuem em termos de ecossistemas, seus bens e serviços, o objetivo do *ecosystem accounting* é disponibilizar dados e informações confiáveis – monetárias e físicas – a fim de subsidiar a proteção e uso sustentável dos ecossistemas. O Experimental

Ecosystem Accounting (EEA) é resultado desses esforços e faz parte do System of Environment-Economic Accounting (SEEA), o qual foi criado em 2003 pela ONU e aperfeiçoado em 2012 com o SEEA Central Framework. O SEEA contém os conceitos, definições, classificações, regras contábeis e tabelas para a produção de estatísticas internacionalmente comparáveis sobre o meio ambiente e suas relações com a economia. (United Nations, 2012) O SEEA é um sistema *satélite* do System of National Accounts (SNA), que por sua vez é o conjunto de recomendações acordadas internacionalmente de como compilar medidas da atividade econômica. O objetivo deste subcapítulo é analisar de que forma a contabilidade ambiental e dos ecossistemas pode contribuir para a preservação e promoção dos serviços ecossistêmicos.

2.7.1 Sistema de Contas Nacionais (System of National Account – SNA)

Após a crise financeira internacional dos anos 1930, tornou-se premente a necessidade de adoção de um sistema de contabilidade que fosse capaz de uniformizar e sistematizar os dados econômicos dos países. A noção da importância de uma contabilidade nacional que possibilite fornecer dados confiáveis e comparáveis remete a John Maynard Keynes. Bos (2011) lembra que “o período de 1930-1950 foi uma revolução em termos do papel e dos usos das contas nacionais, como, por exemplo, a descoberta da análise de *input-output*, paridades de poder de compra e modelagem macro-econométrica e a revolução keynesiana no pensamento econômico.” Essa “revolução” estava estritamente ligada às circunstâncias econômicas da época (a crise de 1930, a Segunda Guerra Mundial e a recuperação do pós-guerra). Um sistema de contabilidade internacionalmente aceito, além de auxiliar internamente a economia dos países, permitiria comparar os dados entre os países e, assim, medir o desenvolvimento econômico.

Nesse contexto, sob os auspícios da ONU, surge em 1947 o primeiro relatório sobre conceitos de contabilidade nacional. Em 1951 foi criada pelas Nações Unidas uma diretriz internacional para promover a adoção de uniformização das regras contábeis a fim de possibilitar a comparação dos indicadores econômicos entre os países. (United Kingdom Office for National Statistics, 2014) Nesse ano foi lançado pela ONU o “Simplified System of National Accounts” com vista a auxiliar os países a adotar um sistema de contabilidade nacional. De fato, muitas inovações nas estatísticas das contas nacionais surgem após a Segunda Guerra Mundial, inovando em escopo, conceitos, frequência e detalhamento. A última versão do System of National Accounts foi lançado pela ONU em 2008. A União Europeia adota o System of National and Regional Accounts (ESA), sistema esse coerente com o SNA, mas que acrescenta mais informações sobre a região.

O SNA é o acordo internacional que padroniza uma série de recomendações sobre como compilar as mensurações da atividade econômica. (United Nations, 2014) O SNA descreve

“um conjunto coerente, consistente e integrado de contas macroeconômicas no contexto de um conjunto de conceitos acordados internacionalmente, definições, classificações e regras contábeis.” (United Nations, 2014) Assim, o SNA fornece um panorama da economia do país, pois “retrata como a produção é distribuída entre consumidores, negócios, governos e nações estrangeiras.” (United Nations, 2014) O SNA mostra o fluxo da produção, consumo, financiamento, tributos, etc., de forma a exibir a estrutura da macroeconomia do país. Essa compilação e organização de dados estatísticos fornece subsídios para a análise econômica e para a formulação de políticas.

O sistema de contabilidade ambiental, em virtude de sua complexidade, é considerado pelo SNA como um *sistema satélite*. Nas palavras de Edens e Hein (2013), “satellite accounting was invented to allow for conceptual variation of the standard SNA conventions”. No capítulo sobre contas satélites, somente poucas contas satélites são discutidas. No SNA1993 somente a conta satélite sobre meio ambiente era tratada. No SNA1998 eram abrangidas as contas satélites de turismo, saúde e trabalho doméstico. Diante da necessidade de flexibilizar o sistema de contabilidade, o “SCN 1993 incorporó el concepto de cuentas satélites, un gran paso hacia la flexibilidad” e, com isso “se espera que las cuentas satélites continúen proporcionando una forma útil de trabajar hacia soluciones que brinden adecuados niveles de confianza a medidas difíciles, tales como los temas de contabilidad del medio ambiente.” (United Nations, 2008)

O meio ambiente situa-se no que o SCN denomina de “fronteira de ativos”. Nesse sentido, a contabilidade ambiental possui uma abordagem pragmática, pois, como lembram Edens e Hein (2013), possui o “foco em como integrar o uso de ativos ambientais nas contas nacionais.” Os ativos devem “ser de propriedade de alguma unidade ou unidades, através dos quais os proprietários obtêm benefícios econômicos por sua posse ou uso durante um período de tempo.” (United Nations, 2008) Essa definição fica bastante clara quando se trata de ativos financeiros ou máquinas ou estrutura, mas quando considerado o meio ambiente, ecossistemas ou serviços ecossistêmicos, a noção de *ativos* se torna mais complexa. O SCN utiliza-se do critério de *propriedade* para identificar quais os recursos naturais devem ser relacionados nas contas nacionais desde que deles possa o proprietário obter algum benefício. Por esse critério, “os ativos de origem natural como as terras e terrenos, as jazidas minerais, as reservas de combustíveis, as florestas e outras áreas não cultivadas e os animais selvagens, se incluem nos balanços sempre que alguma unidade institucional exerça sobre eles Direitos efetivos de propriedade.” (United Nations, 2008) Convém se ressaltar que, pela sistemática do SCN, os ativos podem ser tanto de propriedade privada como pública. Através desse critério é possível incluir dentre os ativos muitos bens ambientais e, portanto, inseri-los no SCN.

Por outro lado, não se incluem dentre os ativos contabilizados no SCN bens ou recursos ambientais *que não possam ser submetidos ao sistema de Direitos de propriedade*. Desta forma, bens ou recursos naturais tais como a atmosfera, os mares, ecossistemas, seus serviços e todos aqueles que não são passíveis de apropriação ou que não geram qualquer benefício aos seus titulares diretos não são recepcionados nos balanços do SCN. Assim, o esgotamento ou declínio de

um recurso natural utilizado como insumo na produção ou perdido em decorrência de um dano ambiental é contabilizado enquanto uma variação no volume de ativos, “junto com as perdas de ativos fixos devido a sua destruição em virtude de desastres naturais (inundações, terremotos).” (United Nations, 2008) No entanto, quando novas jazidas são descobertas ou se tornam economicamente viáveis, seu aparecimento é registrado na variação no volume de ativos e, desta forma, elas são introduzidas nos balanços.

Pode-se afirmar, portanto, que as contas ambientais no SCN têm como finalidade o registro da utilização, decréscimo nos estoques ou o esgotamento dos recursos naturais, assim como a geração de resíduos e efluentes (passivos). Na lista abaixo se distinguem quatro diferentes tipos de fluxos de oferta e utilização de recursos naturais:

a. Los productos son bienes y servicios producidos dentro del ámbito económico y que se utilizan dentro de éste, incluyendo el flujo de bienes y servicios entre la economía nacional y el resto del mundo.

b. Los recursos naturales comprenden recursos minerales y energéticos, el suelo, el agua y los recursos biológicos.

c. Los insumos del ecosistema comprenden el aire y los gases necesarios para la combustión y el agua como sustento de vida.

d. Los residuos son los productos involuntarios e indeseados de la economía cuyo precio es cero y pueden ser reciclados o descargados al medio ambiente. “Residuos” es el único término que se utiliza para hacer referencia a los desechos sólidos, efluentes (descargas al agua) y emisiones (descargas al aire). (United Nations, 2008)

Também é objetivo do SCN a identificação das transações monetárias que estão diretamente relacionadas com o meio ambiente. Em termos de fluxos monetários, estas transações compreendem os tributos ambientais, o arrendamento de propriedade e os Direitos de propriedade, o dispêndio em proteção ambiental, o uso dos recursos naturais, bem como o gasto em gestão ambiental.

Para Young (2010) o principal enfoque das contas nacionais é a atividade econômica, a qual é analisada através da produção, “tanto pelo lado ‘real’, por meio do balanço entre insumos e o fluxo de bens e serviços produzidos e que possuem um destino final, quanto pelo lado monetário, que explicita a geração de renda e suas formas de apropriação.” A *fronteira de produção* – ou seja, as atividades designadas pelo sistema de contas nacionais como *produtivas* – constitui o parâmetro do GDP (Gross Domestic Product – Produto Nacional Bruto) para designar o “crescimento” ou a “contração” da *riqueza* do país. Em decorrência disso, “uma atividade só pode gerar produto/renda se estiver compreendida dentro dessa fronteira”, pois a “produção é a única fonte de variação da riqueza, e essa variação da riqueza, disponível para o consumo ou acumulação, é a renda.” (Young, 2010)

Os recursos naturais, no entanto, situam-se na fronteira de produção porque, ao mesmo tempo em que constituem importante insumo para o processo produtivo (isto é, dentro da fronteira de produção), não são produzidos dentro dessa fronteira. Tendo em vista que “sua geração não é fruto de atividades produtivas, a variação de seus estoques não pode afetar a renda convencionalmente calculada” e, conseqüentemente, os recursos naturais “são classificados como ativos não produzidos, podendo ser tangíveis ou intangíveis.” (Young, 2010) Esse é o motivo pelo qual as contas nacionais tradicionais não se preocupam com o esaurimento e a degradação dos recursos naturais e ecossistemas. Young (2010) lembra, entretanto, que a definição de fronteira de produção sofreu diversas modificações ao longo do tempo: os fisiocratas do Século XVIII situavam a fronteira na produção na agricultura; os economistas clássicos do Século XIX incluíram a indústria e; os marginalistas que incluíram os serviços. O meio ambiente e os serviços ecossistêmicos, portanto, representam hoje o novo avanço da fronteira de produção.

Ao analisar a fronteira de produção e o meio ambiente, é necessário distinguir entre *exaustão de recursos naturais não-renováveis* e dos renováveis, pois o GDP somente contabiliza os ganhos auferidos com a exploração desses recursos. A primeira diz respeito à utilização de recursos não-renováveis (como, por exemplo, os recursos minerais e petróleo). A utilização direta desses esgota a possibilidade de utilização futura e pode ser mais facilmente contabilizada. Já em relação aos *renováveis*, o problema é a *sobreexploração*, ou seja, a utilização acima das taxas de renovação de tais recursos. Exemplos são as florestas e os recursos pesqueiros. A contabilidade tradicional, ao não considerar a sobreexploração dos recursos renováveis e o esaurimento dos não renováveis, gera uma “falsa sinalização quanto à sua utilização.” (Young, 2010) Nesse sentido, a contabilidade ambiental teria o condão de indicar se a exploração desses recursos se dá de forma sustentável ou não, pois trabalha com uma perspectiva de longo prazo. Já a degradação do *Capital Natural* relaciona-se “com a perda da qualidade do ambiente natural, que afeta sua capacidade de desempenho ou funções ambientais” e está diretamente ligado aos serviços prestados pelos ecossistemas. (Diaz e Amin, 2008) Esse último aspecto – Capital Natural – que é de difícil apreensão pela contabilidade tradicional, ensejando um sistema complementar ao Sistema de Contas Nacionais.

2.7.2 Contabilidade ambiental e o System of Environmental-Economic Accounting (SEEA)

A contabilidade ambiental é o ramo da contabilidade que visa a “acompanhar o uso dos recursos ambientais, incluindo tanto a exaustão quanto a degradação desses recursos ao longo de um determinado período de tempo, que normalmente é de um ano.” (United Nations, 2000) O resultado é traduzido em linguagem contábil, o que operacionaliza as informações, facilitando sua utilização. A contabilidade ambiental se refere tanto a quantidade (uso, depleção) quanto à

qualidade (degradação, poluição). A contabilidade ambiental pode agregar vários métodos de valoração, pois “o âmbito e a cobertura da contabilidade econômica precisa ser ampliado para incluir o uso de ativos não transacionados no mercado e as perdas de rendimento resultantes do esgotamento e degradação do Capital Natural.” (United Nations, 2000) Logo, a contabilidade ambiental possui quatro componentes: a contabilidade dos recursos naturais; contabilidade dos fluxos de energia e poluição; contabilidade das despesas versando sobre proteção ambiental e gerenciamento de recursos naturais e; os orçamentos macroeconômicos para o meio ambiente. (Mota et al., 2010)

Com o objetivo de padronizar a contabilidade ambiental, bem como criar um sistema satélite para o SCN, a ONU, através da Divisão de Estatística do Departamento de Assuntos Econômicos e Sociais desenvolveu o Sistema de Contabilidade Econômico-Ambiental (System of Environmental-Economics Accounting – SEEA). Em 2012 sob o auspício das Nações Unidas e com o suporte de diversas entidades supranacionais⁴⁹, foi instituído o *Quadro Central do Sistema de Contabilidade Econômico-Ambiental* (System of Environmental-Economic Account Central Framework – SEEA-CF). O Quadro Central do SEEA é “un marco conceptual con múltiples propósitos que expone las influencias recíprocas entre la economía y el medio ambiente, y las existencias de activos ambientales y sus variaciones.” (United Nations, 2012) O SEEA constitui um padrão estatístico internacional que possibilita integrar a descrição da atividade econômica e a sua dependência do ambiente natural. As diversas contas que retratam essa dependência incluem “physical flow accounts that describe the supply and use of materials (e.g. water, timber) and energy, as well as the residuals and return flows generated (such as emissions) and asset accounts recording the stocks and changes in stocks of environmental assets.” (Hein et al., 2015)

O SEEA, de acordo com a ONU, é baseado em “conceitos, definições, classificações e regras contábeis convencionadas”, sendo que, como um sistema contábil, “é apto para organizar as informações em tabelas e contas de maneira conceitualmente coerente e integrada.” (United Nations, 2012) As informações sistematizadas podem, então, subsidiar os tomadores de decisão acerca das políticas públicas que versam sobre o uso, preservação e restauração do ambiente. Além disso, as séries de dados ao longo do tempo servem como indicadores do estado do ambiente do país ou entre os países. Segundo a ONU:

La compilación sistemática de cuentas ambientales y económicas en los países como parte de un programa de estadísticas oficiales habrá de promover la comparabilidad de las estadísticas internacionales, suministrar información útil para la elaboración de la política en los planos nacional, regional e internacional, mejorar la calidad de las estadísticas

⁴⁹ Além das Nações Unidas, fazem parte a Comissão Europeia, o Fundo Monetário Internacional, a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO), e a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE).

resultantes y asegurar una mejor comprensión de los conceptos referentes a la medición.
(United Nations, 2012)

O SEEA tem sido aprimorado desde as discussões da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento – Rio-92, sendo que a primeira proposta de um sistema de contabilidade ambiental foi divulgada pela ONU em 1993. A versão de 1993 chama-se “Manual de Contabilidade Nacional: integrando contabilidade ambiental e econômica” (Handbook of National Accounting: Integrated Environmental and Economic Accounting - SEEA 1993). Nessa versão, a proposta era de uma contabilidade econômica-ambiental no âmbito dos países e com o foco no desenvolvimento sustentável. O SEEA 1993 “emergiu das discussões em andamento sobre acesso e mensuração do conceito de desenvolvimento sustentável”, tópico que recebeu crescente interesse “seguido a divulgação do Relatório da Comissão Mundial sobre Ambiente e Desenvolvimento em 1987 e da adoção da Agenda 21 pela Conferência das Nações Unidas sobre Ambiente e Desenvolvimento, ocorridas no Rio de Janeiro em 1992.” (United Nations, 2012) Nessa oportunidade, o SEEA 1993 estava sendo elaborado, sendo reconhecido como um trabalho que deveria continuar pela necessidade de se desenvolver a os conceitos e a metodologia.

Em 2003 o sistema sofreu uma revisão e aperfeiçoamento. Em 2007, foi aprovada pela 38ª Conferência da ONU a segunda revisão, a qual tornou o sistema voltado para a contabilidade econômico ambiental no âmbito internacional. A versão de 2003 está consolidada no “Manual de Contabilidade Nacional: integrando contabilidade ambiental e econômica” (SEEA 2003), o qual se baseou nas experiências práticas de implementação alcançadas por alguns países, bem como outros avanços metodológicos. Não obstante o SEEA 2003 avançar consideravelmente para harmonizar conceitos e definições, em muitos casos, as metodologias continuavam sendo uma “compilação de opções e boas práticas.” (United Nations, 2012) O reconhecimento da importância de relacionar as informações e dados sobre a integração entre ambiente e economia, a Comissão de Estatística das Nações Unidas iniciou o segundo processo de revisão do SEEA em 2007 com a intenção de elevar o sistema aos padrões estatísticos internacionais. Essa revisão foi concluída em 2012 e culminou no “SEEA Central Framework”.

O SEEA Central Framework reúne em um sistema de medição “informações sobre a água, minerais, a energia, a madeira, recursos pesqueiros, o solo, a terra e os ecossistemas, a contaminação e os dejetos, a produção, o consumo e a acumulação”, estabelecendo para cada qual desses dados “critérios de medição detalhados e específicos que estão integrados no Quadro Central do SEEA de forma que permita uma perspectiva global.” (United Nations, 2012) Na prática, a contabilidade ambiental do SEEA-CF reúne a “compilación de cuadros de suministro y uso físicos, cuentas funcionales (como las de desembolsos para la protección del medio ambiente) y cuentas de activos para los recursos naturales.” (United Nations, 2012) O conteúdo do SEEA-CF é, portanto, sistematizar todas as informações relativas ao meio ambiente que possam ser incluídas nas

categorias “ativos”, “produção” e “consumo”, assim como os passivos ambientais que demandam reparação (despesa).

No entanto, como lembram Edens e Hein (2013), nem o SNA nem o SEEA foram desenhados para contabilidade dos serviços ecossistêmicos ou do Capital Natural e, como consequência, “the compartmental approach to natural resources applied in the SNA and SEEA CF is not easily aligned with the ecosystem service concept and the notion of ecosystems being a functional unit delivering multiple services to multiple stakeholders.” Para abranger os serviços ecossistêmicos, foi desencadeado um processo de revisão do SEEA pela Comissão de Estatística das Nações Unidas. O processo de revisão se divide em três partes: *Quadro Central; Aplicações e Extensão do SEEA* e *Contabilidade Ecológica Experimental*, a qual será examinada no tópico seguinte.

2.7.3 Contabilidade ecossistêmica (*Ecosystem accounting*)

A crescente demanda para integrar a informação sobre sustentabilidade, ecossistemas e o bem-estar humano motivou a ONU, através da Divisão de Estatística, a desenvolver a *contabilidade ecossistêmica* ou *ecosystem accounting*. Já em 2007 Boyd e Banzhaf (2007) argumentavam em favor da definição de unidades consistentes para mensurar as contribuições da natureza para o bem-estar humano, pois, segundo os autores, até aquela data essas unidades não haviam sido definidas pelos defensores da contabilidade ambiental. O objetivo da contabilidade ecossistêmica é, portanto, tornar mais evidente quais os bens e serviços “fornecidos pelos ecossistemas que contribuem para o bem-estar humano”, assim como entender quais “atributos dos ecossistemas são cruciais para manter esses fluxos de valor para a sociedade.” (United Nations Statistics Division, 2016)

No sentido de elaborar um sistema de contabilidade dos ecossistemas, a Organização para a Cooperação Econômica e Desenvolvimento (OCDE), a Comissão Europeia, o Banco Mundial e a Organização das Nações Unidas realizaram um amplo estudo que resultou no “System of Environmental-Economic Accounting 2012: Experimental Ecosystem Accounting” (SEEA-EEA). O objetivo do estudo foi elaborar um ponto de partida para o desenvolvimento da contabilidade dos ecossistemas no nível nacional e sub-nacional. O SEEA-EEA, destarte, representa um importante passo para a contabilidade dos ecossistemas, provendo um “conjunto comum de termos, conceitos, classificação e princípios contábeis, assim como uma estrutura contábil integrada dos serviços ecossistêmicos e condições dos ecossistemas, tanto em termos monetários quanto físicos, assim como o reconhecimento das áreas que formam o foco básico para mensuração.” (European Commission et al., 2013)

A justificativa desse esforço, bem como o motivo de sua urgência, vem estampada na introdução do SEEA – Experimental Ecosystem Accounting:

Ecosystem accounting is a relatively new and emerging field dealing with the integration of complex biophysical data, use of those data to track changes in ecosystems and linkage of the changes to economic and other human activity. Considering the increasing demand for statistics on ecosystems within analytical and policy frameworks on environmental sustainability, human well-being and economic growth and development, advancing this emerging field of statistics has become increasingly urgent. (United Nations, 2014)

O diferencial da contabilidade ecossistêmica frente a outras abordagens é o fato de prover uma vinculação explícita entre a atividade econômica e os ecossistemas. Essas ligações são evidenciadas tanto nos bens e serviços providos pelos ecossistemas como nos “impactos que a economia, ou outras atividades humanas, possam ter sobre os ecossistemas e sua capacidade futura.” (United Nations, 2014) A contabilidade ecossistêmica tenta evidenciar, portanto, as ligações entre a atividade econômica e os serviços dos ecossistemas e sua resiliência às pressões humanas. A ideia é estabelecer, através de linguagem contábil, os “ativos” (ecossistemas) e os “fluxos” (bens e serviços providos pelos ecossistemas). Nesse sentido, os dados estatísticos serão de fundamental importância para traçar as estratégias de promoção e proteção dos serviços ecossistêmicos a partir da análise da capacidade e resiliência dos ecossistemas.

Tanto o SEEA-CF como o SEEA-EEA trabalham com termos monetários e físicos (não monetários ou híbridos). Isso facilita a comparação com dados econômicos e ambientais, mesmo que as informações em termos físicos não possuam valor monetário. Em relação aos ativos ambientais, ambos os sistemas os definem como “the naturally occurring living and non-living components of the Earth, together constituting the biophysical environment, which may provide benefits to humanity.” (United Nations, 2014) Não obstante isso, o SEEA-EEA possui uma “perspectiva distinta na mensuração dos ativos ambientais”, pois enquanto o SEEA-CF considera os ativos ambientais *individualmente* (recursos minerais, energéticos, madeireiros, etc.), o SEEA-EEA considera os ativos ambientais sob um prisma ecossistêmico. (United Nations, 2014) Ou seja, a perspectiva do SEEA-EEA é *ecossistêmica*, pois considera que os diferentes ativos ambientais individuais “interact as part of natural processes within a spatial area to provide a range of services for economic and other human activity.” (United Nations, 2014)

Hein et al. (2015) descrevem o progresso e expõem os desafios da contabilidade dos ecossistemas, enquanto uma ferramenta para analisar o capital ecossistêmico. Esse estudo resume o conhecimento atual acerca dos principais aspectos da contabilidade dos ecossistemas, analisando o seu nicho no sistema geral de contabilidade do meio ambiente, assim como discute as mais importantes limitações da abordagem e os desafios para futuras investigações. A abordagem da contabilidade dos ecossistemas adota o sistema de informações baseados no *natural capital accounting approach* e possui uma ênfase na *análise espacial dos ecossistemas*, isto é, o detalhamento da área abrangida por esses. De acordo com Hein et al. (2015), “o desenvolvimento da contabilidade do ecossistema é apoiado pelos avanços na modelagem biofísica e pela

disponibilidade de fontes de dados espacialmente explícitas.” De fato, enquanto uma abordagem que visa a analisar os *ativos dos ecossistemas*, a contabilidade ecossistêmica é, por natureza, uma tarefa multidisciplinar complexa.

Não obstante as dificuldades, essa nova abordagem possui uma grande vantagem: permite a análise integrada das ligações entre a economia e o ambiente. Hein et al. (2015) observam que

Ecosystem accounting has emerged as a promising approach to analyse ecosystem capital, or, in the terminology of the System of Environmental-Economic Accounting (SEEA), ecosystem assets. It provides a comprehensive and integrated framework for organising information on ecosystem state and ecosystem use, developed with a direct connection to the SNA.

Importante referir que o SEEA-EEA define os *serviços ecossistêmicos* como “the contributions of ecosystems to benefits used in economic and other human activity.” (United Nations, 2014) Essa definição traz diferenciações entre os benefícios providos pelos serviços ecossistêmicos e o bem-estar que é afetado por estes serviços. Para o SEEA-EEA são considerados, portanto, apenas os serviços ecossistêmicos que contribuem para um benefício à economia ou ao bem-estar humano. Portanto, a definição de serviços ecossistêmicos adotada exclui o conjunto de fluxos comumente referidos como *serviços de suporte* (os quais incluem os fluxos internos e entre os ecossistemas, assim como as contribuições para os processos ecossistêmicos). Também o termo *bens e serviços ecossistêmicos* possui conotação particular no SEEA-EEA, pois os *bens* constituem a parte tangível dos serviços ecossistêmicos (madeira, por exemplo), enquanto a expressão *serviços* designa a parte intangível que se relaciona com a contribuição para os benefícios gerados pelos ecossistemas. Esse aspecto é designado ainda como *final ecosystem services*, pois se relaciona com o fluxo de saída (*final output*) dos ecossistemas que contribuem para a produção de benefícios ao bem-estar humano. (United Nations, 2014)

Hein et al. (2015) destacam que, diferente do SEEA, a contabilidade dos ecossistemas “tem uma abordagem integrada para análise de ativos do ecossistema, com a consideração explícita da diversidade espacial dos ecossistemas e a interligação de componentes do ecossistema”, bem como “inclui os serviços de regulação e culturais, que não são considerados no Central Framework.” Não obstante o fato de que muitos bens e serviços ecossistêmicos já se encontram incluídos na contabilidade econômica tradicional, a exemplo dos recursos madeireiros, o retorno das empresas de recreação ao ar livre ou as lavouras, o SEEA-EEA vai além desses benefícios pela visão abrangente dos benefícios providos pelos ecossistemas. Hein et al. (2015) apontam os três itens principais que são captados na contabilidade ecossistêmica que não figuram no SNA:

- i) A contabilidade do ecossistema torna explícita a contribuição dos ecossistemas para atividades econômicas.
- ii) Torna visíveis vários serviços ecossistêmicos, incluindo vários tipos de serviços de regulação (por exemplo, sequestro de carbono, filtração do ar) e alguns serviços culturais (por exemplo, recreação) que contribuem para benefícios que estão normalmente fora do limite de produção do SNA.
- iii) Os ecossistemas são reconhecidos como uma forma de capital, e as contas permitem rastrear mudanças nos ativos dos ecossistemas ao longo do tempo (incluindo sua degradação ou melhoria), apoiando, assim, a análise do desenvolvimento sustentável.

Para atingir o escopo de mensurar os benefícios fornecidos pelos ecossistemas, a contabilidade ecossistêmica busca mensurar, através de técnicas de sensoriamento remoto (GIS modeling) a extensão e a condição dos ecossistemas, assim como sua capacidade para gerar serviços. São mensurados, ainda, os fluxos de serviços ecossistêmicos e os componentes dos ecossistemas, como, por exemplo, a biodiversidade. (Hein et al., 2015) Para mensurar a funcionalidade dos ecossistemas ou a sua capacidade para gerar serviços são utilizados *indicadores de capacidade* como, por exemplo, o ciclo de nutrientes e hidrológico no ecossistema ou as espécies que o compõe.

O SEEA-EEA se baseia na análise dos seguintes aspectos:

- *Contabilidade do fornecimento de serviços ecossistêmicos*: indica o “fluxo de serviços ecossistêmicos de diferentes tipos de ecossistemas para a economia”, tais como os serviços de provisão, os culturais e de regulação. Na contabilidade do fornecimento de serviços ecossistêmicos são considerados os serviços em particular, tanto em termos monetários ou físicos, o que em muitos casos depende de uma métrica própria como, por exemplo, a *Ecosystem Functional Unit*.
- *Contabilidade dos usos dos serviços ecossistêmicos*: indica quais os usuários e os usos que são feitos dos serviços ecossistêmicos. Essa contabilidade, segundo Hein et al. (2015), “permite uma detalhada análise dos efeitos das alterações dos ecossistemas sobre diferentes partes interessadas, os tipos de trade-offs que podem surgir em termos de uso do ecossistema, e incentiva uma compreensão de uma gama mais ampla de benefícios.”
- *Contabilidade da capacidade dos ecossistemas*: indica a capacidade dos ecossistemas para gerar serviços. Essa mensuração é relevante porque relaciona a capacidade de geração de serviços com a degradação do ecossistema. Além disso, pode indicar que o ecossistema está sofrendo uma pressão superior à capacidade em decorrência de uma grande demanda por serviços ecossistêmicos.
- *Contabilidade da biodiversidade*: a indicação da variabilidade de espécies, ecossistemas e diversidade genética é uma importante fonte de informações sobre o

funcionamento e o estado dos ecossistemas. Essas informações também auxiliam na gestão e na conservação dos ecossistemas.

Na literatura existem diversos casos de aplicação da contabilidade ambiental e ecossistêmica. Campos e Caparrós (2011) trazem um exemplo de contabilidade dos serviços ecossistêmicos no sul da Espanha apresentado na UNSTATS em 2011, quando da elaboração do SEEA-EEA. O projeto denominado RECAMAN Mediterranean Monte Ecosystems Total Income Green Accounting teve como objetivo desenvolver e implementar pelo Governo da Andaluzia um sistema de contabilidade verde para áreas florestadas e ecossistemas de pastagens naturais.

Em Portugal, Mota et al. (2010b) analisaram a economia real e potencial da renda nacional líquida verde (Green Net National Income – GNI) entre o período de 1990 a 2005. Diante dos resultados, os autores propuseram um ajuste de cerca de 15% do GNI, “sendo os ajustes ambientais – depleção dos recursos florestais e o custo de emissões atmosféricas – da magnitude de 7%.” (Mota et al., 2010b) Em outros termos, por não considerar os aspectos ambientais, a renda nacional líquida possuía, no período estudado, uma significativa variação. Uma apurada contabilidade ambiental e ecossistêmica pode revelar distorções ainda maiores e, assim, auxiliar para a adequação das contas nacionais futuras.

Os ativos ambientais são considerados especiais pela economia tradicional, pois, segundo Cruz e Barata (2011), “fornecem serviços e funções que podem ser considerados como componentes de uma função mais geral - suporte de vida.” Os autores realizaram uma análise sobre os serviços florestais fornecidos pelo sobreiro ou cork oak em inglês (*Quercus suber*) com o objetivo de tornar os benefícios econômicos dessa espécie “visíveis”. Como destacam os autores, “é crítico reconhecer, demonstrar e captar a vasta gama de benefícios ambientais, econômicos, sociais e culturais que não são diretamente valorados através de preços/mecanismos de mercado e, portanto, não são (economicamente) visíveis.” (Cruz e Barata, 2011) O sobreiro é uma das espécies arbóreas mais comuns na península Ibérica, sendo Portugal e Espanha os principais produtores mundiais de *cortiça*, material obtido a partir da casca dessa árvore. As florestas onde ocorre o sobreiro possuem elevados níveis de biodiversidade. Além disso, o sobreiro constitui uma barreira à desertificação. Não obstante esses benefícios ecológicos, sociais, culturais e econômicos, o único valor econômico atribuído ao sobreiro é o de fornecer a *cortiça*.

Cruz e Barata (2011) destacam que o sobreiro possui múltiplas dimensões de valor, mas praticamente só o valor atribuído à produção de *cortiça* é levado em conta pelo mercado:

Cork oak forests are resources with important functions and associated values in the Mediterranean area, with particular emphasis for Portugal, as it is the country with the biggest area (nearly 1/3) in the world and where the cork oak is the most common forestry species (occupying nearly 1/4 of total Portuguese forestry area). Cork oak forests, as well as the ecosystems where they are inserted, represent commercial value, but also important environmental and social values, which are usually forgotten or undervalued. Indeed, the

management of cork oak forests has been characterized by inefficiency, and its sustainability is currently under serious threat, mainly because (almost) only the commercial value of one of the goods – the cork – is considered.

No entanto, se fosse considerado o Valor Economico Total relacionado à espécie, os demais valores atribuídos ao sobreiro poderiam ser contabilizados. Isoladamente, a madeira e cortiça do sobreiro representaram, segundo dados de 2007, apenas 0,51% do GDP de Portugal e 0,33% do GDP europeu. (Cruz e Barata, 2011) Como alternativa para evidenciar a multiplicidade de valores inerentes ao sobreiro, os autores sugerem a adoção de uma certificação ambiental para a cortiça e o desenvolvimento de novos mercados para os bens e serviços ecossistêmicos providos pelas florestas da região, a exemplo do turismo. (Cruz e Barata, 2011)

2.7.4 Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services – WAVES

A iniciativa do Banco Mundial intitulada *Contabilidade da Riqueza e a Valoração dos Serviços Ecossistêmicos* (Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services – WAVES) foi lançada em 2010 durante a Convenção das Partes da CDB, em Nagoya, Japão. A iniciativa WAVES (2018) é uma “parceria global liderada pelo Banco Mundial que visa promover o desenvolvimento sustentável, garantindo que os recursos naturais sejam incorporados ao planejamento do desenvolvimento e às contas econômicas nacionais.” A ideia central do WAVES (2014) é incorporar o Capital Natural nas contas econômicas nacionais e, conseqüentemente, no planejamento e desenvolvimento dos países parceiros. Financiam a iniciativa os governos da França, Dinamarca, Alemanha, Holanda, Suíça, Noruega, Reino Unido, Japão, além da União Europeia. Dentre as entidades parceiras dessa iniciativa estão agências das Nações Unidas, governos, institutos internacionais, organizações não governamentais e acadêmicas.

A ideia central é implementar a contabilidade do Capital Natural (Natural Capital Accounting – NCA) através de “standarts internacionalmente aceitos e desenvolver abordagens para outras formas de contabilidade dos serviços ecossistêmicos.” (WAVES, 2018) Para tanto, o WAVES busca trabalhar com os governos parceiros para integrar recursos naturais no planejamento do desenvolvimento por meio do *Natural Capital Accounting*. Espera-se que, a partir da contabilidade do Capital Natural seja possível a “tomada de decisões mais informada que possa garantir crescimento verde genuíno e avanços de longo prazo em riqueza e bem-estar humano.” (WAVES, 2018)

O WAVES (2018) destaca como seus objetivos:

- i. Auxiliar os países a adotar e implementar contabilidades nacionais que serão relevantes para as políticas públicas;
- ii. Desenvolver metodologias de contabilidade dos serviços ecossistêmicos;
- iii. Estabelecer uma plataforma global para treinamento e compartilhamento de aprendizagem;
- iv. Construir um consenso internacional sobre a contabilidade do Capital Natural.

Os primeiros países a implementar o sistema de contabilidade do Capital Natural proposto pelo WAVES foram Madagascar, Costa Rica, Botswana, Filipinas e Colômbia. Em 2013, Ruanda, Guatemala e Indonésia aderiram à iniciativa. O plano de trabalho nesses países, como explica o WAVES, “include compiling accounts for natural resources like forests, water, and minerals, following the SEEA Central Framework, as well as experimental accounts for ecosystems like watersheds and mangroves.” Um comitê técnico do WAVES trabalha em conjunto com as entidades parceiras no desenvolvimento de metodologias de contabilidade dos serviços ecossistêmicos.

O interesse do WAVES vai além da estrutura do SEEA, pois pretende incluir na contabilidade do Capital Natural os serviços ecossistêmicos. O Capital Natural “inclui todos os recursos que são fáceis de reconhecer e mensurar, como minerais, energia, madeira, terras agricultáveis, pesca e água.” No entanto, essa forma de capital também compreende, como destaca o WAVES (2018), “os serviços ecossistêmicos que são geralmente ‘invisíveis’ para a maioria das pessoas, como a filtragem da água e do ar, proteção contra inundações, estocagem de carbono, polinização das plantas e habitat para a vida selvagem.” E são esses valores que a iniciativa do WAVES pretende contabilizar. A contabilidade do Capital Natural é uma ferramenta que pode auxiliar os tomadores de decisão – público ou privados – a obter um melhor entendimento da interação entre ambiente e economia. A contabilidade do Capital Natural pode, de acordo com Ruijs et al., (2018), “ser usada para mensurar o estado dos ecossistemas, os fluxos de serviços ecossistêmicos, bem como mudanças nos estoques e fluxos recursos naturais em relação às mudanças econômicas.” Essas contas podem ser compiladas tanto em termos monetários ou físicos, compreendendo um sistema de contas que inclui tabelas de fornecimento e uso, contas funcionais e contas de ativos para recursos naturais. (Ruijs et al., 2018)

O objetivo é, portanto, compor um quadro geral da riqueza dos países, incluindo aí o capital social, o capital manufaturado e o Capital Natural. O Capital Natural é ignorado pela atual metodologia de contabilização do GDP. Ocorre que o Capital Natural é um dos principais *ativos* dos países em desenvolvimento e, em virtude disso, não pode ser desprezado. De acordo com o WAVES (2012):

Our climate is changing, our fisheries are depleted, our soils are degraded, our water supplies are overextended. We now need a measure that goes beyond just the annual output of a country. We need a measure that looks at wealth in its entirety— combining produced, social, human, and, importantly, natural capital. Both developed and developing countries are looking beyond GDP to help them address today’s challenges.

Alier (2008) observa que são os pobres que mais dependem dos serviços ecossistêmicos nos países em desenvolvimento. Nesse sentido, uma correta contabilidade, que considere esse aspecto, pode auxiliar na elucidação do real valor dos serviços ecossistêmicos. Alier (2008) destaca a contabilidade do Capital Natural no que chama de *PIB dos Pobres* em virtude da estreita dependência dos países em desenvolvimento com os serviços ecossistêmicos e a biodiversidade.

A importância, pois, da contabilidade do Capital Natural reside na identificação e na mensuração dos valores da biodiversidade, dos ecossistemas e seus serviços que atualmente não são contemplados no GDP. Nesse sentido, a iniciativa WAVES pode contribuir para tornar *visíveis* os valores dos serviços ecossistêmicos.

A contabilidade ecossistêmica necessita captar o valor dos serviços ecossistêmicos, seja em termos monetários ou não. Diante disso, foram criados vários *métodos de valoração* que visam a captar o valor da biodiversidade, paisagem, ‘pegada ecológica’, energia, ecossistemas, seus bens e serviços. Considerando que a valoração dos serviços ecossistêmicos não se restringe ao que Alier (*apud* Mattos, 2009) denominou “fetichismo de valoração monetária”, entende-se fundamental abordar tais métodos como forma de inserir tais serviços no processo tomada de decisão. Ainda que se entenda que não é possível valorar todos os bens e serviços ecossistêmicos, é fundamental abordar aqui os métodos de valoração. A valoração – monetária ou não – é fundamental para subsidiar a tomada de decisão. Uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos seria incompleta se não contemplasse os métodos de valoração econômica desses serviços. Em outras palavras e seguindo o preconizado por Costanza et al. (2017), não valorar pode ser mais perigoso do que valorar.⁵⁰ O subcapítulo a seguir trata dos diferentes métodos de valoração do ambiente e seu potencial para a valoração dos serviços ecossistêmicos.

⁵⁰ De acordo com Costanza et al. (2017), a valoração é útil porque muitas decisões envolvem compensações entre fatores que afetam o bem-estar humano de diferentes formas. E, diante desses casos, “não temos realmente uma escolha”, pois sempre “que construímos casas, escolas e hospitais, que são essenciais para o bem-estar humano, nos apropriamos dos ecossistemas e impactamos nosso Capital Natural.” Diante disso, explicitar o valor dos serviços ecossistêmicos e do Capital Natural “pode ajudar a sociedade a tomar melhores decisões nos muitos casos em que existem trade-offs.”

2.8 Métodos de valoração dos serviços ecossistêmicos

A estratégia de valorar os serviços ecossistêmicos tem sido apontada como uma forma eficaz de demonstrar o real valor (monetário ou não) do que está sendo perdido com a degradação ou poluição ou, por outro lado, com a conservação dos ecossistemas. Não se trata, necessariamente, de mera precificação com o intuito de mercantilizar os bens e serviços ecossistêmicos, mas sim de demonstrar o valor desses serviços para o bem-estar humano. Os defensores da valoração argumentam que os preços de mercado não refletem o valor econômico total, deixando de contabilizar a degradação dos ecossistemas que suportam a vida na terra. Isso gera um cálculo incompleto do que está em jogo em *trade-offs* envolvendo os serviços ecossistêmicos, pois a economia tradicional apenas considera os custos relativos à extração, transporte, manufatura e distribuição de produtos ou serviços, desprezando as funções ecológicas necessárias ao fluxo de matérias primas, insumos, absorção de resíduos, dentre outros serviços prestados pela natureza.

A divergência apontada em relação a valoração dos serviços ecossistêmicos diz respeito à intangibilidade do valor desses serviços e à sua insubstituibilidade, eis que essenciais à manutenção da vida no planeta. Ou seja, recursos e serviços ecossistêmicos insubstituíveis não deveriam ser precificados por “valorar o inestimável.” Não obstante concordarem com esse ponto de vista, De Groot et al. (2012) lembram que a valoração é fundamental pois diariamente decisões práticas valoram, explícita ou implicitamente, florestas, áreas húmidas e outros ecossistemas. Caso não sejam valorados os serviços ecossistêmicos, a tomada de decisões considerará o valor desses ecossistemas muito baixo ou próximo de zero, não refletindo o real custo da sua perda. Segundo De Groot et al. (2012):

Often this price is very low, or even close to zero, not reflecting the variety of market and non-market ecosystem services supplied by these multi-functional systems which is why we convert them into plantations, shrimp farms and other mono-functional systems without, or only partially, considering the costs of the loss of their services.

Ainda nesse sentido, uma objeção prática sinaliza que, quanto mais escassos os serviços, mais valorizados. Isso representaria uma séria ameaça às gerações futuras, pois que não lhes seria reservada a possibilidade de usufruir desses serviços. Um exemplo são os recursos pesqueiros, que, quanto mais valorizados, maior a predação. O esgotamento dos recursos pesqueiros implicaria a indisponibilidade de pescado para as gerações futuras. Mas expressar o valor dos serviços ecossistêmicos em unidades monetárias não significa “que podemos ou devemos privatizá-las, ‘mercantilizá-las’ ou trocá-las nos mercados.” (De Groot et al., 2012) Pelo contrário, atribuir um valor aos serviços ecossistêmicos serve para alertar sobre o custo da restauração e da perda dos ecossistemas. Não evidenciar esses custos – que atualmente são ignorados pela economia – significa que estamos substituindo os ecossistemas e seus serviços por bens de mercado.

Uma melhor aproximação ao conhecimento sobre o valor monetário dos serviços ecossistêmicos, portanto, traz informações importantes para os agentes do mercado e pode ajudar a tornar *visíveis* as externalidades positivas e negativas das mudanças nos ecossistemas. Com isso se espera internalizar (pelo menos em parte) sua verdadeira importância econômica e social na tomada de decisões, na contabilidade econômica e a na resposta política acerca dos *trade-off* envolvendo os serviços ecossistêmicos. (De Groot et al., 2012)

Além disso, argumenta-se que, com a valoração, seria possível atribuir um preço aos serviços ecossistêmicos e, assim, integrá-los em um “mercado de serviços ecossistêmicos”. Acerca de mercados de serviços ecossistêmicos, é de se observar que algumas experiências em andamento têm demonstrado interessantes resultados. Um exemplo disso é a “venda” de serviços ecossistêmicos aos consumidores de determinados produtos, como o café. Não obstante o êxito de algumas experiências de mercado de serviços ecossistêmicos, a sua reduzida escala de aplicação não justifica as críticas à valoração.

Entretanto, a crítica de maior expressão é a que questiona os próprios métodos de valoração. De fato, caso não exista um método seguro de valorar os serviços ecossistêmicos, todo o sistema de valoração corre o risco de cair em descrédito. Por outro lado, um método seguro de valoração pode indicar com precisão o que se ganha ou o que se perde com a preservação ou degradação dos ecossistemas e, conseqüentemente, dos serviços ecossistêmicos.

Uma das instituições que tem se ocupado com a profusão da ideia de valorar os serviços ecossistêmicos e com o desenvolvimento de métodos de valoração é o TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity. O TEEB (2010a) defende, em resumo, que as decisões que não consideram o valor dos serviços ecossistemas podem levar à degradação progressiva do ambiente e, assim, gerar custos sociais e econômicos significativos – que atualmente não são contabilizados em análises financeiras e de investimentos. Diante disso, os tomadores de decisão devem levar em consideração os custos e benefícios dos serviços ecossistêmicos. E uma maneira de fazer isso é atribuir um valor monetário a esses serviços. Mas, como adverte o TEEB (2010a) isso “implica o uso de ferramentas e metodologias que foram desenvolvidas para ‘decifrar’ os valores tangíveis e intangíveis da natureza em termos monetários.” Ou seja, “padrões e metodologias para explicar e relatar tais externalidades devem ser desenvolvidos tanto nas esferas internacional como nacional.” (TEEB, 2010a) O desenvolvimento de sistemas de valoração e contabilidade que reflitam a dependência e o impacto da sociedade e das empresas nos ecossistemas pode mudar a forma de como os agentes econômicos enxergam os serviços ecossistêmicos. A seguir serão analisados os diferentes métodos de valoração, considerando a classificação mais comumente seguida na literatura que distingue entre os métodos da “preferência declarada” e os métodos da “preferência revelada.”

2.8.1 Preferência declarada

Os métodos de *preferência declarada* têm como base a investigação acerca da preferência dos consumidores entre produtos e serviços determinados em uma cesta de opções pré-estabelecidas. Esses métodos se utilizam de questionários voltados para provocar uma resposta, a qual elucida a escolha do usuário ou consumidor. A *Preferência declarada* abrange, portanto, os métodos baseados nas preferências pessoais dos consumidores diante de escolha dentre produtos e serviços. São métodos baseados na *preferência declarada* o método da *valoração contingente* e o método de *conjoint analysis*.

2.8.1.1 Valoração contingente

Através da valoração contingente é possível observar as preferências individuais, ou seja, o quanto os consumidores ou usuários de determinado recurso natural ou serviço ecossistêmico estão *dispostos a pagar* (DAP) por sua manutenção ou, ainda, *dispostos a receber* (DAC) por uma limitação ao seu acesso. Como lembram Adamowics et al. (2008), a *valoração contingente* “solicita aos indivíduos expressarem suas preferências, identificando a sua disposição a pagar por uma política ou projeto bem definido.” Os indivíduos são indagados valorar uma mudança induzida pelo projeto, como, por exemplo, a alteração da qualidade ambiental ou aumento do risco.

O método da *valoração contingente* analisa as respostas obtidas em questionários elaborados com base em um mercado hipotético. As pesquisas amostrais possuem o condão de indicar, em unidades monetárias, o valor de bens que não estão necessariamente no mercado a partir das preferências dos consumidores. Em se tratando de valorar serviços ecossistêmicos, seria necessária a elaboração de questionários com a perspectiva de um mercado hipotético envolvendo tais serviços (ou a perda ou escassez desses). Aplicando-se esse questionário, seria possível revelar a disposição dos consumidores a pagar pela manutenção dos serviços ecossistêmicos. Dessa forma, é possível estabelecer, em unidades monetárias, o valor atribuído pelos consumidores ou usuários dos serviços ecossistêmicos para evitar o declínio na oferta desses serviços.

De acordo com Mota et al. (2010)

Na estimação da DAP e da DAC um dos métodos utilizados é o da valoração contingente, o qual desenha um mercado hipotético para a provisão de um recurso natural a partir do esboço de cenário ambiental, no qual estão citadas as condições de preservação desse recurso e as consequências da degradação ambiental. Este é o único método capaz de captar os valores existenciais dos recursos naturais, portanto é o mais adequado para avaliar monetariamente os valores dos ecossistemas conforme as preferências dos indivíduos.

Um exemplo da aplicação do método de valoração contingente é a pesquisa aplicada ao caso do vazamento de petróleo do navio Exxon Valdez. Em 24 de maio de 1989 foram derramados cerca de 41 milhões de litros de óleo cru na enseada de Prince William, no Alasca, após o navio petroleiro Exxon Valdez se chocar contra rochas na saída do Porto de Valdez. Esse episódio é considerado um dos maiores desastres ambientais dos Estados Unidos da América. Até então, a estimativa do *não uso* ou *valor de existência* não era uma área da pesquisa econômica muito conhecida entre os economistas que não se dedicavam à análise de custo-benefício envolvendo meio ambiente e riscos para a saúde. (Carsoni et al., 2003) Foi utilizado o método de valoração contingente em grande escala, através da aplicação de questionários aos norte-americanos para que apontassem o quanto pagariam para evitar outro derramamento de óleo como o ocorrido com o Exxon Valdez. A aplicação do método de valoração contingente conduziu aos valores de existência dos recursos ambientais da região utilizados para a reparação do dano.

As principais críticas ao método de valoração contingente dizem respeito a subjetividade das respostas fornecidas pelos consumidores/usuários dos recursos naturais. A primeira observação feita por Mota et al. (2010) refere-se ao viés estratégico, “relacionado fundamentalmente à percepção dos entrevistados acerca da obrigação de pagamento e às suas perspectivas quanto à provisão dos recursos em questão.” A segunda crítica põe em questão o fato de que o questionário aplicado trata de um cenário, uma hipótese, o que induziria o entrevistado a desconsiderar um verdadeiro pagamento por trata-se de uma simulação. Outro problema metodológico diz respeito à informação recebida pelo entrevistado, pois, se for deficiente ou falha, a resposta não refletirá a realidade. Não obstante essas críticas, a valoração contingente é o método mais utilizado “de todas as metodologias referidas pela literatura de valoração, pois já somam mais de 2.000 pesquisas publicadas.” (Mota et al., 2010)

As pesquisas são elaboradas a partir de duas formas básicas: considerando a disposição a pagar (DAP) ou a disposição a aceitar (DAC). Em tese, não deveria haver diferença entre os *valores de quem aceita pagar pela preservação do recurso natural* e os *valores de quem aceita receber em troca de determinada alteração ambiental*. Na prática, entretanto, quem “tem a opção de receber sempre a valoriza mais do que quem teria que pagar”, diferença essa que deve ser considerada na aplicação do método de valoração contingente. (Mota et al., 2010) A metodologia pode utilizar-se de um referendo, no qual os indivíduos votam se aceitam ou não determinada mudança na qualidade ambiental e se se dispõem a pagar pela preservação. Outros modelos solicitam que as pessoas indiquem os valores que se dispõem a pagar através de cartões que apresentam várias categorias de valores monetários. A aplicação dos questionários se dá por meio de entrevistas presenciais, pela internet ou pelo correio.

2.8.1.2 Método Conjoint Analysis

O método de *conjoint analysis* (análise conjunta) é utilizado para estabelecer um ranqueamento de recursos naturais e serviços ecossistêmicos que não possuem valor de mercado a partir de uma lista compreendendo outros produtos ou serviços que possuem valor de mercado. Nesse método, o consumidor ou usuário é instado a indicar suas preferências dentre um conjunto de cartões, “cada qual descrevendo uma situação diferente ou de alternativas hipotéticas com respeito ao recurso ambiental e outras características que seriam argumentos na função utilidade do entrevistado”. (Mota et al., 2010) A vantagem desse método reside na possibilidade de aplicá-lo em comunidades que não estão inseridas numa economia de mercado – como indígenas, por exemplo –, pois é mais fácil obter a preferência das pessoas através dos bens e serviços que se utilizam no cotidiano do que valores monetários. Caso algum dos bens ou serviços ordenados na preferência declarada possua valor de mercado, esse valor poderá servir de base para a valoração dos bens e serviços que não possuem valor de mercado.

Além disso, como lembram Liu et al. (2010), o *conjoint analysis* é um método de valoração que ganhou popularidade nos anos 1990, pois essa técnica permite aos investigadores identificar o valor marginal das mudanças nas características dos recursos naturais, ao contrário dos resultados obtidos com o método de valoração contingente. Os respondentes são instados a escolher a alternativa preferida dentre uma lista de alternativas hipotéticas. Assim, “responses to these questions can then be analyzed to determine the marginal rates of substitution between any pair of attributes that differentiate the alternatives” (Liu et al., 2010). E, se uma das alternativas possui um valor monetário, seria possível calcular a disposição a pagar pelos outros produtos ou serviços listados.

Para Liu et al. (2010), esse método é especialmente adequado à valoração dos ecossistemas porque

While subject to the same concern as CV [contingent valuation – n.a.] regarding the hypothetical nature of valuation, the conjoint analysis approach offers some advantages. For example, it creates the opportunity to determine tradeoffs in environmental conditions through its emphasis on discovering whole preference structures and not just monetary valuation. This may be especially important when valuing ecosystems, which provide a multitude of joint goods and services. In addition, it more reasonably reflects multi-attribute choice than the typical one-dimensional CV.

Em relação às abordagens que envolvem as preferências individuais voltadas para a valoração dos serviços ecossistêmicos, Costanza et al. (2014) observam a importância de se ter em conta que as “percepções individuais são limitadas e muitas vezes tendenciosas.” Os autores mencionados acima destacam que, embora importante para a valoração dos serviços ecossistêmicos, as abordagens que envolvem as preferências individuais devem ser utilizadas conjuntamente com

métodos de valoração que englobem os benefícios percebidos por comunidades inteiras ou os benefícios voltados para a sustentabilidade. (Costanza et al., 2014)

Diante disso, os métodos de valoração baseados nas preferências individuais devem ser entendidos como *parte* do processo de valoração dos benefícios obtidos dos ecossistemas pois:

Ecosystem services are defined as the benefits people derive from ecosystems – the support of sustainable human well-being that ecosystems provide (...). The value of ecosystem services is therefore the relative contribution of ecosystems to that goal. There are multiple ways to assess this contribution, some of which are based on individual’s perceptions of the benefits they derive. But the support of sustainable human well-being is a much larger goal (...) and individual’s perceptions are limited and often biased (...). Therefore, we also need to include methods to assess benefits to individuals that are not well perceived, benefits to whole communities, and benefits to sustainability (...). (Costanza et al., 2014)

De fato, alguns benefícios obtidos dos ecossistemas não são perceptíveis pelas pessoas devido a sua escala espacial ou em virtude de sua complexidade e, portanto, seriam de difícil valoração através de métodos baseados em preferências individuais. Nesse contexto, são utilizados outros métodos de valoração capazes de captar o valor dos serviços ecossistêmicos que não são percebidos pelos indivíduos em suas escolhas.

2.8.2 Abordagens de preferência revelada

Os principais métodos de valoração baseados na preferência revelada são o *método de custo de viagem* e o *método hedônico*. De acordo com Mota et al. (2010) “os métodos de preferência revelada baseiam-se na teoria do comportamento do consumidor, a qual fundamenta as escolhas dos consumidores nos mercados econômicos.”

2.8.2.1 Método de custo de viagem

O método de custo de viagem parte do pressuposto que os sítios naturais que atraem visitantes podem servir como um indicativo do valor associado aos serviços ecossistêmicos ou atributos ambientais desses locais (beleza cênica, praias, florestas, montanhas, etc.). Dessa forma, afere-se o custo despendido pelo visitante, incluindo as despesas de deslocamento, ingressos e estadia. A ideia original de estimar o valor associado aos atributos naturais de determinados locais através dos custos de viagem surgiu em 1949 quando o economista Harold Hotelling “escreveu uma carta ao diretor do Serviço Nacional de Parques dos Estados Unidos, sugerindo que os custos incorridos pelos visitantes dos parques poderiam ser usados como uma medida de valor de uso recreativo dos parques visitados.” (Mota et al., 2010) Nesse sentido, seria possível estimar o preço de um serviço ecossistêmico, levando em consideração sua demanda, seja pela dimensão cultural,

recreativa, paisagística, espiritual ou desportiva. Essa estimativa tem por base a análise dos custos despendidos pelo visitante, os quais podem ser obtidos através da aplicação de um questionário. Nesse questionário são colhidos dados sobre o tempo despendido no local visitado, o objetivo da visita, o local de origem do visitante e os gastos realizados na viagem. Em tese, há um custo que o visitante despende para desfrutar do serviço ecossistêmico ofertado pelo local visitado. Ou seja, os custos relacionados com a viagem compõem o preço que o visitante se dispõe a suportar para usufruir dos serviços ecossistêmicos existentes no local.

Adamowicz et al. (2008) lembram que o método de custo de viagem é similar ao método do custo hedônico, mas orientado para escolhas relativas à recreação. Nesse sentido, salientam os autores aludidos que as informações coletadas não advêm de compras no mercado, pois os questionários são dirigidos para descobrir qual a frequência e quais os locais escolhidos pelas as pessoas como recreação. A valoração dos recursos naturais seria possível, segundo ainda os autores, porque “o desejo de despende custos de viagem e tempo para acessar diferentes locais de recreação podem então ser relatados estatisticamente para fornecer dados sobre os atributos desses locais.” Adamowicz et al. (2008)

Gullo (2010) cita que o uso recreativo do Parque Nacional do Iguaçu, no Brasil, foi estimado através do método de custo de viagem, salientando que o parque recebia, na época do estudo, cerca de 800 mil visitantes, em sua maioria estrangeiros. Segundo Ortiz (2003), “o valor de uso recreativo anual do parque, calculado a partir dos gastos dos visitantes entrevistados variou entre US\$12 e US\$34 milhões, sendo que o valor obtido através do modelo proposto para o tratamento do problema dos destinos múltiplos foi de US\$28.”

O método se divide em abordagem individual e abordagem por zona. A abordagem por zona do método de custo de viagem “caracteriza-se pela hipótese de homogeneidade entre os indivíduos moradores de uma mesma região ou zona, ou seja, os visitantes de um lugar de recreação têm as mesmas características sócio-econômicas que um visitante padrão ou médio oriundo da mesma zona.” (Ortiz, 2003) A partir dos indivíduos de uma mesma zona ou região, calcula-se o custo médio da viagem daquela zona até o sítio visitado. Os dados são coletados em determinado período através de questionários aplicados aos visitantes e, com esses dados disponíveis

(...) estimamos uma curva de demanda por visitas recreativas relacionando os custos médios de viagem por zona e as variáveis sócio-econômicas com as taxas de visitas por zona. Uma vez estimada a curva de demanda por visitas recreativas, calculamos o excedente do consumidor obtido no período estudado, e este é o valor de uso direto do local de recreação. (Ortiz, 2003)

O método de custo de viagem é aplicável para a valoração dos recursos ambientais utilizados para *recreação*, mas possui limitações quando as viagens têm múltiplos destinos. (World

Bank, 2004) Observa-se, portanto, que o modelo é mais adequado aos locais que possuem poucas opções de recreação do que outros com mais opções de recreação.

Já no método de custo de viagem com abordagem individual, a análise se dá na variável preço – através do custo despendido por cada visitante – e na variável *quantidade* – por meio do número de visitas realizadas em determinado período por cada indivíduo. Em Portugal, um estudo realizado em 2012 buscou estimar o valor recreativo da Mata Nacional do Buçaco através dos métodos de valoração contingente e do custo de viagem. De acordo com Simões (2012), “considerando apenas os utilizadores atuais, o valor de uso recreativo da floresta estimado para o conjunto dos três anos anteriores é de €106.700”, sendo em vista que

As florestas nacionais estão entre os recursos ambientais públicos que fornecem à sociedade uma grande diversidade de bens e serviços. (...) No entanto, como estes serviços não são transacionados em mercados convencionais dadas as características de bens públicos ou semipúblicos dos recursos envolvidos na sua provisão, parte dos seus valores permanecem desconhecidos. (...) A investigação conduzida nesta dissertação centra-se na análise dos benefícios proporcionados pelas atividades recreativas desenvolvidas nas florestas nacionais e na compreensão da procura por estes serviços ambientais. A motivação para esta investigação resulta da percepção de que estes valores permanecem largamente desconhecidos, particularmente em Portugal. A Mata Nacional do Bussaco foi escolhida para estudo de caso, mas as conclusões são suscetíveis de serem adaptadas e alargadas a outras florestas nacionais. Na estimação do valor recreativo são usadas duas técnicas de avaliação externas ao mercado, o método dos custos de viagem e o método do comportamento contingente. (Simões, 2012)

Simões (2012) destaca que o estudo se utilizou do método de custo de viagem com abordagem individual, vez que foi analisada a “procura recreativa de uma floresta visitada por pessoas que residem a diferentes distâncias”.

2.8.2.2 Método de preços hedônicos

O método de preços hedônicos é uma espécie de valoração baseada nas preferências do consumidor (preferência revelada) que considera o *sobre-preço* aferido diante de um atributo ambiental ou serviço ecossistêmico que compõe um produto normalmente transacionado no mercado. O termo *hedônico* é referência *hedonismo*, corrente filosófica que vê na satisfação do prazer individual o sentido da vida moral. Nesse contexto, o método busca traduzir em unidades monetárias o interesse marginal do consumidor em bens e serviços que lhe aumentem a satisfação ou o bem-estar. Os bens imóveis constituem o melhor exemplo de utilização desse método, uma vez que atributos ambientais como, por exemplo, a paisagem, a melhor qualidade do ar ou a proximidade de áreas naturais preservadas podem indicar uma maior valorização pelos imóveis

beneficiados com tais atributos. Não se trata de agregar maior *utilidade* aos bens, mas sim somar-lhes características que aumentem o prazer, o deleite, o desfrute, a satisfação, ou o bem-estar das pessoas. Essas características são denominadas de *comodidades* ou *amenities*. O valor adicional verificado em decorrência dessas características é denominado *sobre-preço*.

Além dos bens imóveis, outros produtos transacionados em mercados reais (que, portanto, possuem um preço definido) podem ter seu preço influenciado por atributos ambientais ou serviços ecossistêmicos relacionados, o que, em tese, geraria um *sobre-preço*. No método de preços hedônicos, é analisada a variável ambiental que reflete no preço do produto, gerando um sobre-preço nos produtos beneficiados por essa variável.

Em alguns produtos, a exemplo alimentos cultivados sem agrotóxicos ou sem prejudicar o ambiente, é possível obter um sobre-preço através de uma certificação (*eco label*) que oriente o consumidor sobre esse fato. Em outros termos, o consumidor, consciente de que os alimentos produzidos sem agrotóxico não prejudicam a saúde ou que ao consumir tais produtos estará contribuindo para a preservação ambiental, pagará um sobre-preço para consumi-los. No entanto, é necessário que o consumidor seja informado acerca dessa qualidade, o que pode ser feito através da rotulação ou certificação por agências certificadoras, a exemplo da certificação ‘FSC’ concedida pela *Forest Stewardship Council* (Conselho de Manejo de Florestas). O FSC é um “sistema de certificação florestal internacionalmente reconhecido, que identifica, através de sua logomarca, produtos originados do bom manejo florestal.” (Forest Stewardship Council, 2015) O Conselho de Manejo de Florestas, com sede na Alemanha e presente em 70 países, é “organização independente, não governamental, sem fins lucrativos, criada no início da década de 1990 com o intuito de contribuir para a promoção do manejo florestal responsável ao redor do mundo.” (Forest Stewardship Council, 2015)

Pagiola e Ruthenberg (2005) fazem uma análise dos primeiros projetos envolvendo o café de sombra e seus benefícios para a conservação da biodiversidade na Mesoamérica. A Mesoamérica possui uma grande biodiversidade em decorrência de sua localização tropical, merecendo destaque o alto grau de endemismo. Por outro lado, países como El Salvador e México são reconhecidos por suas extensas plantações de café e pela degradação ambiental decorrente da produção dessa *commodity*. Para evitar a erosão da biodiversidade nesses países, foi desenvolvido a técnica de cultivo conhecida como *café de sombra*, a qual apresenta vantagens ambientais por manter a floresta em pé. “Na Mesoamérica, o café de sombra representa a melhor oportunidade para manter uma produção agrícola favorável à conservação da biodiversidade”, considerando-se que “as zonas de cultivo de café de sombra contêm uma biodiversidade de aves particularmente alta (...) enquanto o café cultivado com outras técnicas (café “de sol” ou “tecnificado”) têm níveis de biodiversidade muito baixos.” (Pagiola e Ruthenberg, 2005)

Segundo ainda Pagiola e Ruthenberg (2005), as vendas de café de especialidades nos EUA somaram US\$ 5 bilhões em 2000, motivo pelo qual muitos produtores de café de sombra

realizaram esforços para certificar seus produtos e, com isso, agregar um sobrepreço em virtude da preservação da biodiversidade.

O movimento do café de sombra foi deflagrado pelo Centro Smithsoniano de Aves Migratórias (SMBC) em meados dos anos 90. Além de possibilitar de tal forma o financiamento das investigações sobre as relações entre o café de sombra e a biodiversidade, o SMBC organizou uma oficina em 1996 que reuniu ambientalistas, agricultores e empresas de café gourmet para discutir acerca da importância do café de sombra como uma estratégia para salvar as zonas florestais da América Latina. A idéia foi adotada também por outros grupos de conservação dispostos a utilizar o café de sombra como uma maneira de conservar a biodiversidade. Estes grupos se dedicaram a educar aos consumidores sobre as vantagens do café de sombra e aos produtores a reconhecer seu potencial como fonte de maiores rendimentos. (...) Ao final, o resultado que se espera do mecanismo é a sua capacidade de entregar um sobrepreço como prêmio aos produtores. (Pagiola e Ruthenberg, 2005)

Em um estudo publicado em 2009 que utilizou o método de preços hedônicos para estimar o sobre-preço pago pelos consumidores de café na Suécia, Schollenberg (2009) chegou ao percentual de 37% a mais que o café sem certificação. Observa-se, destarte, que o método de preços hedônicos possui um grande potencial para auxiliar na criação de mercados para produtos associados à proteção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. Castro e Nogueira (2015) ressaltam que “o método de precificação (MPH) é usado para estimar valores econômicos por serviços ecossistêmicos ou ambientais que afetam diretamente os preços de mercados”, constituindo um “método de avaliação de preferência revelada, que usa mercado substituto para precificar bens ambientais.” Entretanto, advertem os autores que através do método de preços hedônicos pode-se “obter apenas o valor de amenidades e nunca o componente de não uso (existência)”, o que torna a utilização desse método restrito. (Castro e Nogueira, 2015)

Como crítica ao método de preços hedônicos, poderia se questionar se necessariamente os produtos que não agridem a biodiversidade agregam valor (sobre-preço) em decorrência disso ou se os produtos que agridem não deveriam ser comercializados. Ou, ainda, se os produtos que não agridem o ambiente têm isso como *dever ético* e, portanto, deveriam ser vendidos com preços acessíveis para que todos possam adquirir produtos com tal conformação? Um exemplo desse entendimento são os agricultores ecológicos do Vale do Taquari, no Rio Grande do Sul (Brasil), que, mesmo diante da oportunidade de agregar um sobre-preço aos seus produtos, não o fazem, praticando preços “justos” para que toda a população tenha acesso a alimentos em qualidade e quantidade adequada.

A variação dos preços dos imóveis em função dos recursos naturais ou serviços ecossistêmicos que lhes aumentem a comodidade é passível de ser captada através do método de preços hedônicos. Imóveis que dispõe, por exemplo, de paisagens agradáveis ou próximos a

ambientes naturais preservados, possuem um maior valor em relação a imóveis com características semelhantes, mas sem acesso a tais recursos naturais. Um exemplo é trazido por Opalueh et al. (1999) para valorar os recursos naturais e os serviços ecossistêmicos do Estuário de Peconic, localizado em Long Island, nos EUA. O ambiente e os recursos desse estuário compreendem baías, praias, áreas húmidas, ecossistemas, habitats, parques e áreas ribeirinhas que provêm muitos serviços ao público, tais como recreação ao ar livre, paisagens e a produtividade das áreas húmidas que contribuem com as reservas de peixes, aves e outras espécies usadas para propósitos comerciais e recreacionais.

Opalueh et al. (1999) chamam a atenção para a importância de valorar os recursos naturais e serviços ecossistêmicos ofertados pelo estuário, pois a falta de informação sobre os valores de recreação e dos recursos naturais dificulta a análise acerca dos custos e benefícios da preservação da área:

While the quality of PES [Peconic Estuary System – n.a.] coastal amenities is widely recognized, little information exists about the uses and users of PES natural resources. Even less is known about the value that the public holds for the natural asset services of the PES--that is, what they are "worth" to the public. This is because recreation, scenic views, and ecosystem productivity are not directly valued in markets. (...) The property value method (also called the hedonic model) can be used to estimate the impact of environmental amenities on the values of local property, thereby estimating the value of these amenities to local residents, as evidenced by their actual willingness to pay higher prices for properties with higher levels of desired environmental characteristics.

Com base nos resultados desse estudo “os gestores poderiam, por exemplo, calcular o valor de preservar uma parcela de espaço aberto, através do cálculo dos efeitos sobre os valores de propriedades adjacentes à parcela.” (Ecosystem Valuation, 2015) Num caso hipotético, menciona o estudo, “o valor de preservar uma parcela de 10 acres de espaço aberto, cercado por 15 unidades ‘médias’, foi calculado em \$ 410.907.” (Ecosystem Valuation, 2015)

Não obstante a utilidade dos métodos de preferência revelada para a valoração dos serviços ecossistêmicos, estes têm sido criticados em virtude de refletirem apenas os valores externados pelos consumidores. E, de fato, em muitos casos, os consumidores não detêm todas as informações e distorções nos sobre-preços verificados são a consequência dessa ignorância. Kenter et al. (2015) destacam que essa abordagem individualista e utilitarista de estabelecer valores sociais tem recebido críticas consideráveis, pois “as preferências podem ser incertas e transitórias.” Além disso, os indivíduos apresentam “preferências que, para o observador, não parecem aumentar o bem-estar desses indivíduos”, como, por exemplo, o uso de drogas ou comportamento de autoflagelamento. (Kenter et al., 2015) E, conseqüentemente, “preferências individuais, comportamento e disposição a pagar não são apenas determinadas por utilidade individual, mas também estão relacionados com outros valores e normas morais.” (Kenter et al., 2015)

2.8.3 Abordagens fundadas no mercado de bens substitutos

Quando um determinado bem ou serviço experimenta uma elevação no preço ou mesmo desaparece do mercado, será substituído por outro bem ou serviço que ofereça a mesma satisfação da necessidade ou bem-estar. Entretanto, muitos bens ou serviços ecossistêmicos não possuem “cotação nos mercados tradicionais, por isso é comum estimar os preços desses recursos por meio de técnicas de mercado de bens substitutos.” (Mota et al., 2010) Diante dessa lógica, é possível formular situações hipotéticas de substituição de bens ou serviços, o que “facilita a estimação de forma simples e objetiva do preço ativo ambiental, pois se entende que ao se consumir o bem substituto, o consumidor não perde bem-estar em relação ao bem consumido anteriormente.” (Mota et al., 2010) As abordagens fundadas no mercado de bens substitutos compreendem os seguintes métodos: *custo de recuperação ou custo de reposição; custo de controle; custo de oportunidade; custo irreversível; custo evitado; de produtividade marginal e; de produção sacrificada.*

2.8.3.1 Método do custo de reposição ou de recuperação (Replacement cost method)

O método do *custo de reposição ou de recuperação* permite estimar o valor de um bem ou serviço ecossistêmico através da verificação do montante que seria despendido para recuperar o ecossistema que provê tal serviço ou na hipótese de ser necessário repor determinado recurso natural degradado. No tocante aos serviços ecossistêmicos, essa abordagem mostra-se pertinente nos casos de orientar sobre a conversão de ecossistemas ou dos usos do solo que ponham em risco o fluxo desses serviços. Ao estimar o valor de recuperação do ecossistema degradado ou da reposição do serviço ecossistêmico perdido, o gestor poderá escolher entre as alternativas economicamente mais interessantes.

Um claro exemplo de decisão motivada pela estimativa do custo de reposição foi o programa de preservação da região de Catskills, nos EUA. A cidade de Nova Iorque depende primariamente dos mananciais do sistema Catskill/Delaware para o seu abastecimento de água. Nos anos 1990 foi constatado que as águas oriundas desse sistema não atendiam os padrões para água potável estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental – Environmental Protection Agency (EPA). A contaminação da água se devia à conversão de áreas naturais para a agricultura, bem como pela utilização de agrotóxicos nas lavouras.

Diante da crescente degradação dos mananciais que abasteciam a cidade, os gestores de Nova Iorque foram impelidos a fazer uma escolha: ou construiriam um novo sistema de tratamento de água (uma solução artificial) ou investiriam na perenidade dos mananciais (o que

privilegiaria os serviços ecossistêmicos prestados pelos ecossistemas de Catskills). Em um interessante artigo publicado logo após a decisão de Nova Iorque em preservar os mananciais de Catskills na década de 1990, Salzman (1997) esclarece o motivo dessa escolha:

How does one measure dollar figures for indirect non-market resources-- ecosystem services--which may have the greatest value of all the economic categories? A recent investment choice made by the city of New York provides one elegant example. [...] New York faced two starkly different choices as to how to obtain large quantities of clean water. It could invest in physical capital, building a water purification plant with a capital cost of \$4 billion plus operating expenses. Or, it could invest in natural capital at a much lower cost, restoring the integrity of the Catskills watershed through land acquisition and restoration. Choosing the latter option, last year New York floated an “environmental bond issue” to raise just over \$660 million. The cost of restoring the ecosystem service of water purification provided a payback period of five to seven years as well as increased flood protection at no extra charge. The lesson: investments in natural capital can be more financially profitable than those in physical capital.

Dados de 2012 apontam que aproximadamente 5,3 bilhões de litros eram consumidos diariamente na cidade, sendo 90% desse total sem filtragem. A água que não necessita filtragem vem do sistema Catskills/Delaware, o que torna essa a maior fonte de água não filtrada dos EUA. No entanto, “a manutenção dos padrões de qualidade para tal abastecimento é um grande desafio que requer milhões de dólares a cada ano em divulgação, educação, manejo de terras, aquisição de terrenos, parcerias com organizações de bacias hidrográficas sem fins lucrativos e com municípios.” (Mass, 2015) Mesmo diante desses custos, estima-se que o investimento é economicamente mais vantajoso do que a construção de infraestrutura voltada para o tratamento de água, estimado em 2012 em US\$ 6-10 bilhões, além de US\$ 110 milhões para a operação e manutenção do sistema. Por outro lado, nesse mesmo ano, Mass (2015) estimou um investimento inferior a US\$ 100 milhões anuais para a preservação do sistema Catskill/Delaware. Em resumo, optou-se por investir em *infraestrutura verde* (isto é, soluções baseadas nos ecossistemas) ao invés de pesados investimentos em *infraestrutura cinza*.

O exemplo de Catskills demonstra que o método de valoração de custos de reposição pode contribuir para comparar investimentos em preservação de ecossistemas e investimentos em infraestrutura voltados para substituir os serviços ecossistêmicos perdidos. Infelizmente nem todos os serviços ecossistêmicos são tão evidentes nessa comparação, a exemplo da conservação da biodiversidade, da regulação do clima ou da ciclagem de nutrientes.

2.8.3.2 Método de custo de controle ou custo evitado

O método do custo de controle também se funda na técnica de bens substitutos, mas a partir de custos que são despendidos para adotar medidas de prevenção. Em se tratando de recursos

naturais ou serviços ecossistêmicos, tais medidas implicam em gastos em preservação (investimentos), os quais evitariam gastos futuros maiores com reparação. Seria possível, portanto, estimar o valor dos recursos naturais ou serviços ecossistêmicos a partir do valor despendido para adoção de medidas que assegurem seu uso futuro. Nas palavras de Mota et al. (2010), o custo de controle ou o custo evitado é o “custo incorrido pelos usuários, *a priori*, para evitar a perda de Capital Natural”.

As medidas de adaptação às mudanças do clima constituem um bom exemplo de valoração dos serviços ecossistêmicos através do método de custos de controle. Uma interessante iniciativa nesse sentido é a campanha “Fazendo Cidades Mais Resilientes”^{51 52}, capitaneado pelas Nações Unidas para a adaptação, prevenção e enfrentamento de eventos extremos, como furacões, cheias, secas ou terremotos. (United Nations Office for Risk Disasters Reduction – UNISDR, 2015) Através de medidas como a organização das ações de resposta a esses eventos extremos, seria possível reduzir os danos. Dentre as medidas sugeridas está o investimento na preservação dos ecossistemas que prestam importantes serviços às cidades para o enfrentamento dos eventos extremos, como as barreiras de corais, os manguezais, as matas ciliares e as áreas húmidas. Os ecossistemas “estão sofrendo os impactos adversos da mudança climática, que está acelerando o declínio da biodiversidade e reduzindo a sua capacidade para barrar os eventos naturais extremos”, que trará consequências para os serviços ecossistêmicos. (United Nations Office for Risk Disasters Reduction – UNISDR, 2015)

O custo mínimo de não adotar medidas de adaptação à mudança climática é estimado em €100 bilhões por ano em 2020 e €250 bilhões em 2050 para toda a União Europeia. (European Commission, 2013) A expectativa é de que os danos materiais e sociais se acentuem no futuro, caso não sejam tomadas medidas de adaptação à mudança climática no presente:

Between 1980 and 2011, direct economic losses in the EU due to flooding amounted to more than €90 billion. This amount is expected to increase, as the annual cost of damage from river floods is estimated at €20 billion by the 2020s and €46 billion by the 2050s. The social cost of climate change can also be significant. Floods in the EU resulted in more than 2500 fatalities and affected more than 5.5 million people over the period 1980-2011. Taking no further adaptation measures could mean an additional 26 000 deaths/year from

⁵¹ *Resiliência* é “a capacidade de um sistema social ou ecológica para absorver perturbações mantendo a mesma estrutura básica e os modos de funcionamento, a capacidade de auto-organização, e a capacidade de se adaptar ao estresse e mudança.” (Local Governments for Sustainability – ICLEI, 2015)

⁵² “A city that supports the development of greater resilience in its institutions, infrastructure, and social and economic life. Resilient cities reduce vulnerability to extreme events and respond creatively to economic, social and environmental change in order to increase their long-term sustainability. Resilient city activities are sensitive to distinctive unique local conditions and origins. Efforts undertaken to prevent crisis or disaster in one area should be designed in such a way as to advance the community’s resilience and sustainable development in a number of areas. As such, resilient cities define a comprehensive ‘urban resilience’ concept and policy agenda with implications in the fields of urban governance, infrastructure, finance, design, social and economic development, and environmental / resource management.” (Local Governments for Sustainability – ICLEI, 2015)

heat by the 2020s, rising to 89 000 deaths/year by the 2050s. Though there is no real comprehensive overview of adaptation costs in the EU, additional flood protection measures are estimated at €1.7 billion a year by the 2020s and €3.4 billion a year by the 2050s. Such measures can be very effective, as for each euro spent on flood protection, we could avoid six euros of damage costs. (European Commission, 2013)

Com base nessa perspectiva de evitar danos futuros e com o fito de verificar a viabilidade financeira de estratégias de adaptação baseados em ecossistemas (Ecosystem-based adaptation – EBA)⁵³ e/ou infraestrutura verde, a utilização do método de custos evitados se destaca como o mais indicado para valorar os recursos naturais e os serviços ecossistêmicos importantes para tais medidas de adaptação. (Local Governments for Sustainability – ICLEI, 2015)

2.8.4 Método do custo de oportunidade

O *custo de oportunidade* é aferido a partir de uma oportunidade renunciada. O custo de oportunidade refere ao valor que deixa de ser percebido pela escolha da segunda melhor alternativa em detrimento da melhor alternativa. A diferença entre os valores da primeira melhor alternativa e da segunda melhor alternativa constitui o custo de oportunidade. Importante se salientar que uma escolha deve excluir a outra. O método do custo de oportunidade, portanto, analisa o uso alternativo do recurso natural (uso da terra, por exemplo), estimando o preço a partir da comparação entre a degradação para um fim rentável e a preservação. Em outros termos, analisa o valor que o agente econômico *deixa de receber* caso renuncie a alternativa mais rentável. O valor do custo de oportunidade relacionado aos ecossistemas é aquele verificado entre a alternativa mais rentável e a preservação.

Renunciada a primeira melhor alternativa, o agente econômico deixa de perceber o *custo de oportunidade*. Em um exemplo hipotético, se em determinado ano e região o cultivo mais rentável é a soja, na proporção de US\$500,00/ha de lucro líquido e, nesse mesmo ano e região, o agente econômico que possui o poder de decisão sobre o uso do solo, optar pela cultura de milho (US\$200,00/há de lucro líquido), o custo de oportunidade é de US\$300,00/ha. Teoricamente, portanto, seria possível estimar o valor dos recursos naturais e serviços ecossistêmicos através da aferição do custo de oportunidade.

O método de valoração dos recursos naturais ou serviços ecossistêmicos baseado no custo de oportunidade pode ser utilizado diante do *trade off conversão dos ecossistemas versus a sua preservação*. Há de se considerar que, caso o agente econômico escolha a segunda melhor alternativa, ele estará arcando com o custo de oportunidade da melhor rentabilidade. O custo de

⁵³ As estratégias de *adaptação baseadas em ecossistemas* são “as políticas de adaptação e medidas que tenham em conta o papel dos serviços dos ecossistemas na redução da vulnerabilidade da sociedade para mudança climática”. (Local Governments for Sustainability – ICLEI, 2015)

oportunidade está frequentemente associado aos usos do solo e, no contexto de ecossistemas sensíveis à intervenção humana, possui implicações importantes para os serviços ecossistêmicos, tendo em vista que o Valor Econômico Total (VET) não é considerado pelos agentes econômicos que têm poder de decisão sobre o uso do solo.

A pesquisa coordenada por Wunder et al. (2009) intitulada “Pagamentos por serviços ambientais: perspectivas para a Amazônia Legal” e publicada pelo Ministério do Meio Ambiente do Brasil em 2009 aborda exemplos de aplicação do método de valoração através do custo de oportunidade. Nesse estudo, verificou-se a rentabilidade média das diversas regiões que compõe a Amazônia Legal⁵⁴ para, a partir disso, estimar o custo de oportunidade. Com base nessas informações foi possível determinar a viabilidade de instituição de esquemas de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos (PSE).

No entanto, como ressaltam Wunder et al. (2009), “o valor dos serviços disponíveis deve exceder os custos de oportunidade de provedores de serviços ambientais, isto é, o lucro perdido por abandonar uma opção lucrativa de uso do solo, mais os custos de transação”. Nesse sentido, “o valor dos serviços ambientais está associado à disposição dos usuários do serviço a pagar por eles, enquanto que os custos de oportunidade estão atrelados à disposição dos provedores para aceitar o PSA.” (Wunder et al., 2009). O PSA, entretanto, não é a ferramenta de conservação adequada quando o custo de oportunidade se mostra demasiado alto para competir com a disposição dos usuários de pagar pelos serviços ambientais.

Para Wunder et al. (2009), “existem várias abordagens metodológicas para estimar os custos de oportunidade, isto é, o valor perdido por não se optar por atividade econômica considerada lucrativa, em prol da conservação de florestas.” Alguns modelos estimam o custo de oportunidade com base no preço da terra, enquanto outros calculam os “custos de oportunidade de conservação na região amazônica utilizando retornos simulados, provenientes de atividades como o cultivo de soja, extração de madeira e pecuária.” (Wunder et al., 2009)

Wunder et al. (2009) estimaram a viabilidade econômica de esquemas de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos na Amazônia Legal através da análise do custo de oportunidade relacionado com o valor da tonelada de dióxido de carbono negociado em mercados como a Chicago Climate Exchange (CCX). Com base nessa relação, foi possível estabelecer a correlação entre preço da tonelada de dióxido de carbono/tonelada de carbono por desmatamento evitado (em área – hectare)/custo de oportunidade por hectare. Os custos médios de oportunidade por tonelada de dióxido de carbono nos municípios são altamente variáveis (entre R\$0,22 a R\$123). (Wunder et al., 2009)

⁵⁴ “A Amazônia Legal é uma área que corresponde a 59% do território brasileiro e engloba a totalidade de oito estados (Acre, Amapá, Amazonas, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima e Tocantins) e parte do Estado do Maranhão (a oeste do meridiano de 44°W), perfazendo 5,0 milhões de km².” (Institutos de Pesquisas Econômicas Aplicadas – IPEA, 2015)

O estudo conclui pela viabilidade da compensação de 64% das áreas sob risco de desmatamento na Amazônia Legal até 2016, o que corresponde a 13 milhões de hectares, em um cenário otimista (que pressupõe preços superiores pagos por emissões reduzidas). O custo total para compensar “a conservação dessas áreas em âmbito local variaria entre R\$11 e R\$16 (baixos preços de dióxido de carbono) ou 18 e 37 bilhões (mais altos preços), dependendo da eficiência do PSA em cobrir apenas os custos de oportunidade dos provedores.” (Wunder et al., 2009) No caso do preço do carbono ser equivalente ao preço médio no mercado CCX em 2006, conforme considerado pelo estudo, os pagamentos aos provedores alcançariam R\$ 1.452,00 por hectare, com um custo total de cerca de R\$37 bilhões. (Wunder et al., 2009)

O método do custo de oportunidade tem-se mostrado útil para a projeção de políticas públicas ambientais em virtude de sua capacidade para estimar o valor que os proprietários deveriam receber para a viabilidade de tais políticas. Não obstante isso, há de se considerar que, para calcular o custo de oportunidade, os economistas se baseiam em cenários, pressupostos e estimativas que comportam grandes margens de erro. As estimativas do custo de oportunidade do uso da terra, por exemplo, são diretamente afetadas pelas alterações nos preços das *commodities* agrícolas, o que dificulta o estabelecimento de um valor exato.

No tocante aos serviços ecossistêmicos, o método do custo de oportunidade tem sido utilizado na análise da viabilidade econômica de esquemas de PSA. Exemplo disso foi o estudo realizado por investigadores da Universidade de Caxias do Sul o qual buscou avaliar a viabilidade econômica de um esquema de PSA local para proteção da paisagem no município de Gramado (Rio Grande do Sul, Brasil). Nesse estudo, foram ponderados valores sobre o uso do solo na zona rural do município, sua relação com a paisagem e a importância da manutenção da floresta em pé para o *trade turístico*.

Gramado é um município da região serrana do Rio Grande do Sul com pouco mais de 32 mil habitantes. (IBGE, 2010) Está inserido no Bioma Mata Atlântica, no ecossistema de Floresta Ombrófila Mista, caracterizado pelas matas de pinheiro brasileiro (*Araucária Angustifolia*).⁵⁵ Gramado é atualmente um dos principais destinos turísticos do Brasil, constando no programa “65 Destinos Indutores” do Ministério do Turismo. Esse programa visa a “agregar valor a destinos com potencial para a competitividade turística brasileira em escala internacional.” (Altmann et al., 2010) O município conta com 25.000 leitos, 200 restaurantes e 1.000 estabelecimentos comerciais para

⁵⁵ “O bioma Mata Atlântica e seus ecossistemas associados envolvem uma área de 1,1 milhão de km² (13% do território brasileiro). Contudo, em virtude de séculos de ocupação, a área florestal da Mata Atlântica foi reduzida drasticamente e encontra-se altamente fragmentada. Não obstante, a Mata Atlântica ainda abriga parcela significativa de diversidade biológica do Brasil. Esse bioma é composto por diversas formações florestais como floresta ombrófila (densa, mista e aberta), mata estacional semidecidual e estacional decidual, manguezais, restingas e campos de altitude associados e brejos interioranos no Nordeste. As florestas com *Araucária* (ombrófila mista) ocorrem nos planaltos da região Sul situados a oeste da Serra do Mar. Esse bioma possui um elevado número de espécies ameaçadas de extinção.” (Serviço Florestal Brasileiro, 2013)

atender os 2,5 milhões de visitantes, números que atestam a dimensão do *trade turístico*. (Altmann et al., 2010)

Dentre os principais atrativos turísticos de Gramado, “destaca-se o imaginário relacionado à paisagem natural da Serra Gaúcha, em especial, o imaginário associado ao relevo, à vegetação e ao clima da Serra Gaúcha.” (Beni, 2003) A paisagem natural de Gramado, portanto, constitui, se não a principal motivação da viagem, um forte elemento com impacto sobre a satisfação do visitante. Percebe-se, destarte, que a paisagem que cerca o município de Gramado é essencial para o fomento do turismo na região.

Conforme os resultados encontrados nesse estudo,

(...) é possível afirmar que a paisagem natural de Gramado é um componente essencial para a hospitalidade e o encantamento reconhecidos como marca turística do município. Contribui para isto ainda o fato de que a paisagem natural (uso indireto) somada à infraestrutura física (uso direto) do município surge como um forte elemento integrador das diferentes atrações e serviços que compõem a oferta turística local, ampliando a percepção da excelência do Destino Turístico. Nesse sentido, a paisagem natural pode ser compreendida nos investimentos em infra-estrutura, tendo em vista sua importância econômica para o município. (Altmann et al., 2010)

A despeito da relevância da paisagem para o *trade turístico*, a zona rural de Gramado tem sua economia baseada em produtos agrícolas de baixo valor agregado (feijão, milho, amendoim, laranja, etc.). (IBGE, 2010) Há de se ter em conta que o valor da floresta em pé – elemento essencial da paisagem – não é captado pela economia tradicional local. É evidente o conflito entre o *uso direto* (agricultura) captado pela economia e o *uso indireto* (paisagem/floresta em pé), não captado pela economia, embora essencial para o *trade turístico*. Em decorrência disso, as áreas florestadas constantemente cedem espaço para a agricultura e pecuária, que, apesar de baixo valor agregado, permitem aos habitantes da zona rural a percepção de uma renda pelo uso do solo. Caso fossem impedidos de produzir para manter a floresta em pé (paisagem), os habitantes da zona rural *arcariam com o custo de oportunidade* do uso do solo para outras finalidades. A proposta do estudo foi criar um esquema de Pagamento por Serviços Ambientais que compensasse o custo de oportunidade do uso do solo pela manutenção da paisagem. (Altmann et al., 2010)

De acordo com os dados analisados nesse estudo, seriam passíveis de reconversão em floresta 39,4% da área total do município, os quais são utilizados para atividades de agricultura, pastagens, fruticultura e silvicultura. (Altmann et al., 2010) Com base em dados de 2008, o “Valor Adicionado Bruto do município de Gramado era de R\$421.761.000, distribuído por setores, da seguinte forma: 2,25% para agropecuária, 26,75% para indústria e 71% para o setor de serviços.” (Fundação de Economia e Estatística do Estado do Rio Grande do Sul, *apud* Altmann et al., 2010) Percebe-se, portanto, que a participação do setor primário na economia do município é muito menor do que os demais setores, em particular se comparado à economia que gira em torno do *trade*

turístico. Ocorre que a contribuição da zona rural para o trade turístico é *indireta* (uso indireto – paisagem) e, em virtude disso, não é valorada e contabilizada por aquele. Portanto, conclui o estudo, “essa dependência e a magnitude da economia do *trade* turístico em Gramado (demanda do serviço ambiental), em contraste com o relativamente baixo custo de oportunidade do uso do solo (oferta do serviço ambiental) são sinais claros da possibilidade de aplicação de um projeto de PSA no município.” (Altmann et al., 2010) Como fonte de recursos, sugere-se a arrecadação pelo *trade turístico* de US\$1,00 por visitante para a manutenção da paisagem, o que resultaria em mais de US\$2,5 milhões por ano para financiar o projeto de PSA.

2.8.5 Método de produtividade marginal

Quando um recurso natural ou serviço ecossistêmico é utilizado como fator de produção ou insumo no processo de produção de determinado bem ou serviço, o *método de produtividade marginal* poderá estimar o seu valor através da análise da oferta desses insumos, da variação da produção e da consequência disso no mercado. Em outros termos, caso seja verificada uma variação na produção de bens e serviços em decorrência do declínio no suprimento de serviços ecossistêmicos, será possível estimar um valor para esses insumos com base no valor de mercado dos bens e serviços produzidos. Nas palavras de Romeiro e Maia (2011), “o método de produtividade marginal atribui um valor ao uso da biodiversidade, relacionando a quantidade, ou qualidade, de um recurso ambiental diretamente à produção de outro produto com preço definido no mercado.” O método, portanto, relaciona a relevância do recurso ambiental no processo de produção, o que é inferido através de uma função *dose-resposta*. Essa função relaciona a quantidade de fornecimento do recurso natural ou serviço ecossistêmico à quantidade de produção do produto ou serviço comercializado no mercado. Diante dessa relação, será possível mensurar “o impacto no sistema produtivo da variação marginal na provisão do bem ou serviço ambiental e, a partir dessa variação, estimar o valor econômico de uso do recurso ambiental.” (Romeiro e Maia, 2011)

Um exemplo de aplicação do método de produção marginal é a produção agrícola, a qual se utiliza do serviço ecossistêmico *ciclagem de nutrientes*. A produção agrícola se utiliza de recursos naturais (solo) e serviços ecossistêmicos (polinização, ciclagem de nutrientes, etc.), os quais influenciam no preço das *commodities*. Quando a provisão desses serviços ecossistêmicos diminui em consequência da poluição, por exemplo, a produtividade agrícola é afetada.

O método de produtividade marginal é relevante para valorar os serviços ecossistêmicos utilizados como fator de produção ou insumo em determinados processos produtivos. Entretanto, a complexidade dos serviços ecossistêmicos e as suas interações com a tecnologia e o processo produtivo pode dificultar uma análise precisa. Diante dessa complexidade, é necessário o conhecimento de como, e em que medida, o serviço ecossistêmico afetará a produção de determinado produto ou serviço – o que nem sempre será possível. Assim, “o método de

produtividade marginal acaba estimando apenas uma parcela dos serviços ecossistêmicos e os valores tendem a ser subestimados.” (Romeiro e Maia, 2011) Essa grande dependência das ciências da natureza dificulta a aplicação do método de função de produção.

2.8.6 Métodos de análise multicritério (Multi-Criteria Analysis – MCA)

Os métodos de valoração analisados acima têm recebido críticas por sua incapacidade de captar o valor não monetário dos serviços ecossistêmicos. Tais limitações implicam em uma estimativa do valor desses serviços muito aquém do real valor que representam. Isso pode conduzir a tomada de decisões equivocadas, o que pode significar, inclusive, a perda dos serviços ecossistêmicos. Com o fito de contornar as limitações apresentadas pelos métodos de análise *custo-benefício*, a abordagem multicritério busca utilizar-se de uma maior gama de informações e, com base nelas, fornece um cenário de valoração mais adequado ao caso.

Através dos diversos métodos de análise multicritério, diferentes indicadores sociais e ambientais podem ser trabalhados conjuntamente com valores monetários. Ou seja, os métodos de análise multicritério são recomendados quando indicadores monetários e não-monetários podem influenciar na tomada de decisão. Esses métodos, portanto, fornecem “técnicas para ponderar e classificar diferentes resultados, mesmo que uma variedade de indicadores seja usada.” (UNFCCC, 2015)

De fato, em situações que demandam a tomada de decisão sobre a biodiversidade, os ecossistemas e seus serviços, a estimativa *monista* (isto é, somente monetária) das análises de *custo-benefício* não é satisfatória para valorar todos os aspectos que estão em jogo, até mesmo porque muitos de seus valores sequer foram estimados. Os métodos de análise multicritério permitem trabalhar com os diversos valores monetários e não monetários através, por exemplo, de técnicas de atribuição de pesos a cada critério. Isso fornece ao tomador de decisões uma perspectiva mais ampla sobre o problema do que uma simples estimativa de valor monetário.

O método multicritério pode ser definido como a “análise de decisões em um contexto onde existem múltiplos objetivos que não podem ser reduzidos a uma única medida monetária.” (United Kingdom Department for Environment, Food and Rural Affairs, 2007) O termo *Multi-Criteria Analysis* pode, ainda, designar

(...) any structured approach to determine overall preferences among alternative options, where the options accomplish several objectives. It is often used in government (...) to describe those methods which do not rely predominantly on monetary valuations. (United Kingdom Department for Communities and Local Government, 2009)

Essa abordagem pode incorporar, inclusive, a visão da economia ecológica para suprir as lacunas da análise da economia ambiental neoclássica (baseada predominantemente na valoração monetária). Através dessa abordagem, é possível reunir dados sobre a ampla gama de benefícios derivados dos ecossistemas e da biodiversidade e, assim, chegar a estimativas e cenários mais precisos do que os meramente monetários. No entanto, para uma valoração mais prudente dos serviços ecossistêmicos, é necessário um diálogo interdisciplinar entre os diversos ramos da ciência e os atores sociais envolvidos. Além disso, o exercício de valoração deve considerar que uma estimativa errônea pode causar perdas irreversíveis, como, por exemplo, a extinção de espécies ou a destruição de ecossistemas. Por isso, uma abordagem multicritério deve levar em conta “o fato de que o que está em jogo nesse processo são ecossistemas complexos com múltiplas dimensões de valor: ecológica, social e econômica.” (Romeiro e Maia, 2011) A consideração dessas múltiplas dimensões de valor dos serviços ecossistêmicos reduz o risco de consequências negativas para a provisão desses serviços.

Munda (2005) salienta que a principal vantagem dos modelos multicritério “é que eles tornam possível a consideração de um grande número de dados, relações e objetivos que estão geralmente presentes em um problema político específico do mundo real, de modo que o problema em questão pode ser estudado de forma multidimensional.” Por outro lado, Munda (2005) adverte que “uma ação ‘a’ pode ser melhor que uma ação ‘b’ de acordo com um critério e pior de acordo com outro.” Em geral, não há solução que otimize todos os critérios simultaneamente e, portanto, apenas uma solução *ótima* deverá ser escolhida.

Para Munda (2005), a análise multicritério é uma ferramenta muito eficiente para implementar uma abordagem interdisciplinar pois

(...) multi-criteria decision theory teaches us that a consequence of taking into account various dimensions simultaneously is that it is impossible to optimise all the objectives at the same time. So that we should learn how to look for “compromise solutions” i.e. the balance between conflicting incommensurable values and dimensions.

A complexidade decorrente das múltiplas dimensões de valor dos serviços ecossistêmicos exige métodos que possibilitem *gerir e reduzir a complexidade*, pois “essas múltiplas dimensões do valor dos recursos naturais, associados à complexidade ecossistêmica, resultam em um número elevado de variáveis e parâmetros ecológicos, econômicos e sociais, que não podem ser manejados sem uma ferramenta que os integre em um modelo.” (Munda, 2005) Fala-se, portanto, da “emergência de um novo paradigma transdisciplinar de valoração, no qual se leva em consideração os objetivos da sustentabilidade ecológica, justiça distributiva e eficiência econômica, condizente com os princípios e com a visão pré-analítica da economia ecológica.” (Costanza, 2001) O que sobressai em uma análise multicritério é a visão holística dos serviços ecossistêmicos e as consequências da atribuição de valor a esses serviços em cenários complexos.

Outra vantagem do método multicritério é a possibilidade de avaliar dados quantitativos e qualitativos de uma forma estruturada. Para Koschke et al. (2012), a análise multicritério é útil quando “os objetivos ou metas consideradas são geralmente muito complexos para serem avaliados adequadamente por um único critério ou indicador.” E, diante disso, vários indicadores são considerados concomitantemente, oferecendo a possibilidade de usar informações quantitativas e qualitativas obtidas. Dessa forma, “dados de diversas fontes podem ser aplicados em uma estrutura de agregação que permita um exame do problema inicial.” (Koschke et al., 2012)

A demanda pela valoração dos serviços ecossistêmicos de uma microbacia hidrográfica pode servir como exemplo hipotético de aplicação do método multicritério. Nesse caso, os resultados obtidos poderiam orientar as políticas públicas e investimentos na região, como, por exemplo, os *trade-offs* envolvendo a construção de infraestrutura cinza *versus* a preservação da biodiversidade, usos a montante *versus* qualidade da água a jusante, ou conversão das florestas em lavoura *versus* a preservação da paisagem. Para que isso seja possível, a metodologia necessariamente deve elucidar as alternativas e eleger os critérios que deverão ser considerados na sua aplicação – o que constitui o grande diferencial dessa abordagem de valoração.

Shmelev (2010) identifica os seguintes passos básicos para a elaboração de uma abordagem multicritério:

(i) *identificação de alternativas;*

(ii) *seleção da família de critérios; e*

(iii) *a escolha da "Problemática", que pode ser reformulada como a clarificação do tipo de problema, a forma dos resultados e seleção do procedimento mais adequado para orientar a investigação.*

Além de eleger os critérios, é importante e muitas vezes necessário, o estabelecimento de pesos para cada critério, isto é, uma hierarquia de relevância entre os critérios selecionados. Essa definição de pesos para cada critério é relevante pois, “quando se analisam ações potenciais usando um modelo multicritério, raramente ocorre de uma ação potencial ser melhor que as outras em todos os critérios do modelo, ou seja, uma ação potencial com um grande benefício, em geral, possui um custo alto e vice-versa.” (Tôsto, 2010) Dessa forma, é possível considerar o critério “preservação da paisagem” compondo determinada análise com um peso menor que o critério “abastecimento de água”, considerando que a paisagem não é irrelevante, mas ao mesmo tempo não possui a mesma relevância que o abastecimento de água.

Garmendia e Gamboa (2012) utilizaram a abordagem multicritério com participação social para avaliar as medidas de gestão do Estuário Urdaibai, no País Basco. O objetivo do estudo foi avaliar diferentes opções de gestão sustentável para o estuário, sob uma perspectiva que integrasse as diferentes áreas do conhecimento e, também, sob uma perspectiva

inclusiva, considerando todos os atores envolvidos. Segundo os autores, “o uso de ferramentas de avaliação multicritérios em combinação com abordagens participativas fornece um quadro promissor para integrar múltiplos interesses e perspectivas nos esforços para alcançar a sustentabilidade.” (Garmendia e Gamboa, 2012) O Estuário do Urdaibai, nas palavras dos autores, “incorpora muitos dos desafios que os gestores enfrentam ao lidar com sistemas sócio ecológicos complexos”. (Garmendia e Gamboa, 2012) Esse estuário constitui a porção principal da Reserva da Biosfera Urdaibai, sendo modificado pelas atividades antrópicas desde a pré-história. Apesar de o estuário ser reconhecido como área protegida desde 1989, atualmente várias atividades e interesses coexistem na região, tais como a agricultura, turismo, pesca, indústria, lazer e conservação.⁵⁶ Nesse sentido, são necessários parâmetros para orientar a gestão sustentável do estuário.

Para desenvolver a metodologia, Garmendia e Gamboa (2012) adotaram os seguintes passos:

- i) Identificação / classificação dos atores sociais relevantes;
- ii) Definição de problema;
- iii) Criação de alternativas (opções políticas) e a definição de critérios de avaliação;
- iv) A avaliação de critérios numa matriz de impacto multicritérios;
- v) Avaliação das preferências e valores dos atores sociais: limites de preferência e indiferença, e prioritização das especificações (i.e. , pesos);
- vi) A seleção do método de MCE e aplicação do modelo através de cálculos matemáticos;
- vii) Análise Social e validação de resultados, incluindo uma análise de sensibilidade para verificar a robustez da análise.

Tendo em vista que a avaliação multicritério é utilizada para elucidar e classificar valores não monetários com a finalidade de orientar as políticas públicas e de investimento, muitas pesquisas são direcionadas para *ranquear* as atividades mais poluentes ou sustentáveis. Tostô et al. (2013) utilizaram a análise multicritério para determinar um índice de sustentabilidade das principais atividades econômicas de Araras (SP) com o objetivo de orientar a formulação de políticas públicas nesse município brasileiro. De acordo com os autores, a finalidade do estudo foi “elaborar índices de sustentabilidade ambiental para as atividades agrícolas e floresta do município utilizando-se como instrumental básico a análise multicritério de apoio à decisão, que se baseia em

⁵⁶ “The Urdaibai Estuary is recognised for its natural and cultural value. In 1984, it was accepted as part of the World Network of Biosphere Reserves by UNESCO (Man and Biosphere Programme) and in 1989, the Basque Country Parliament adopted the Urdaibai Biosphere Reserve Protection and Planning Act (Law 5/1989). Later, in 1992 the estuary was included on the Ramsar Convention’s List of Wetlands of International Importance; in 1994 it joined the network of Special Protection Areas (SPAs) for Birds; and finally, in 2006, the Urdaibai littoral zones and marshes were declared a Site of Community Importance (Natura 2000 Network).” (Garmendia e Gamboa, 2012)

um paradigma construtivista, para definir os indicadores de sustentabilidade.” (Tostô et al., 2013) Os 64.341,60 hectares totais do município de Araras têm suas áreas produtivas distribuídas entre as seguintes atividades econômicas: 53% ocupada por cana-de-açúcar; 19% ocupada por citricultura; 12% por matas ciliares; 5% ocupados por culturas anuais e pastagens. A área restante é ocupada pela cidade e corpos de água. (Tostô et al., 2013)

Tostô et al. (2013) utilizaram a análise multicritério e se apoiaram em dois fundamentos básicos: “(i) a consideração simultânea dos elementos de natureza subjetiva e objetiva; e (ii) a convicção construtivista, que tem a participação e a aprendizagem dos decisores como pilares do paradigma.” Foram seguidas três fases de execução: estruturação; avaliação e recomendações. O problema, os critérios e subcritérios foram identificados e estruturados a partir da interação de um “profissional possuidor do domínio das técnicas de análise multicriterial e de um decisor com um grande conhecimento das questões ambientais da região.” (Tostô et al., 2013) A identificação dos critérios e subcritérios teve como ponto de partida duas formas de manejo da cana-de-açúcar: colheita mecanizada e colheita com auxílio da queimada. Foram, ainda, levantados dados que serviram para elucidar cada critério e subcritério, tais como taxas de erosão do solo, uso de produtos fitossanitários, fertilizantes, corretivos, assim como a legislação ambiental. Entrevistas com produtores rurais, gerentes de usinas de álcool, extensionistas rurais e pesquisadores da EMBRAPA compuseram os dados necessários para informar os demais critérios. No processo de avaliação “utilizou-se o software - Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation Technique – MACBETH (...), que emprega uma série de categorias semânticas para determinar a função de valor, através de modelos de Programação Linear.” (Tostô et al., 2013)

Conforme os resultados obtidos por Tostô et al. (2013), o índice de sustentabilidade das atividades econômicas do município de Araras ficou assim estabelecido (em ordem de mais sustentável para menos sustentável): floresta secundária; cafeicultura; cana-de-açúcar mecanizada; pastagem; cana-de-açúcar queimada; citricultura; e culturas anuais (soja e milho). Interessante observar que o “índice de sustentabilidade ambiental da cana-de-açúcar mecanizada foi aproximadamente 50% superior ao encontrado para a cana-de-açúcar queimada.” (Tostô et al., 2013) Esses resultados podem auxiliar os gestores ambientais a direcionar investimentos e incentivos para as atividades mais sustentáveis, considerando-se que atualmente predomina no município de Araras – assim como na região Sudeste do Brasil - a colheita da cana-de-açúcar com queima.

Segundo Daly (apud Scharwz, 2012), as raízes físicas do valor são a finitude e a entropia, enquanto as raízes mentais são as preferências subjetivas e as percepções do valor objetivo. Em consequência disso, são dois os elementos que conformam o valor: o valor acrescentado pela natureza (recursos naturais) e o valor acrescentado pelo Homem (processo econômico de transformação dos recursos naturais em bens e serviços). Essa perspectiva *dualista* da valoração dos serviços ecológicos e dos recursos naturais proposta pela economia ecológica demanda uma metodologia capaz de captar múltiplos valores monetários e não monetários. Uma avaliação multicritério típica, de acordo com Scharwz (2012), “combina numa primeira fase um conjunto

finito de objetos de valoração com um conjunto de critérios de decisão de tipo quantitativo ou qualitativo, o que implica mensurações em escalas que não são só de intervalo, mas também ordinais, binárias ou simplesmente nominais.” Isso significa dizer que a avaliação multicritério não se limita a buscar uma *solução ótima*, tal como a valoração monetária convencional, mas visa a “chegar a valorações satisfatórias, tendo em conta a natureza muitas vezes contraditória dos critérios retidos para análise, a diversidade dos interesses e das perspectivas muitas vezes conflitantes das partes envolvidas, bem como o tipo de infirmação que elas possuem.” (Scharwz, 2012)

A análise multicritério se presta, portanto, para superar a *incomensurabilidade*⁵⁷ que caracteriza os serviços ecossistêmicos em muitas situações. Alier et al. (1998) destacam que a abordagem multicritério pode trabalhar com a noção de *weak comparability*. Diante disso, Alier et al. (1998) faz a distinção entre *comparabilidade forte* e *comparabilidade fraca*, chamando a atenção para o fato de que a economia ecológica repousa sobre uma base de comparação fraca:

From a philosophical perspective, it is possible to distinguish between the concepts of strong comparability (there exists a single comparative term by which all different actions can be ranked) implying strong commensurability (common measure of the different consequences of an action based on a cardinal scale of measurement) or weak commensurability (common measure based on an ordinal scale of measurement), and weak comparability (irreducible value conflict is unavoidable but compatible with rational choice employing practical judgement) (...) In our view, ecological economics rests on a foundation of weak comparability only.

Alier et al. (1998) avaliam que, para a estrutura da economia ecológica, a utilização de abordagens multidimensionais é desejável, sendo que isso implica que a “comparabilidade forte assumida pela economia neoclássica deve ser abandonada.” Tendo em consideração que as técnicas multicritério permitem trabalhar com os efeitos “conflituosos, multidimensionais, incomensuráveis e incertos das decisões, elas formam um quadro de avaliação promissor para a economia ecológica, tanto em níveis de análise micro e macro.” (Alier et al., 1998)

Uma crítica recorrente à abordagem multicritério diz respeito a sua semelhança com os métodos *custo-benefício* convencionais. Os críticos do método multicritério apontam que, para calcular algum tipo de utilidade, são necessários *trade-offs* e, portanto, não haveria diferença entre esse método e os métodos de análise de custo benefício. Apesar de concordar com essa posição, Alier et al. (1998) salientam que tal crítica “applies only to utility-based compensatory multicriteria methods.”

⁵⁷ Que no entendimento de Alier et al. (1998) se traduz em “(...) the absence of a common unit of measurement across plural values, entails the rejection not just of monetary reductionism but also any physical reductionism (e.g. eco-energetic valuation). However it does not imply incomparability. It allows that different options are weakly comparable, that is comparable without recourse to a single type of value.”

2.8.7 Métodos de valoração do balanço dos fluxos de matéria e energia

A passagem de matéria e energia pelo processo produtivo de bens e serviços é a base da análise do método do *balanço dos fluxos de matéria e energia*. Admite-se a existência de um fluxo de entrada (*input*) de matéria e energia – providas pela natureza – no processo produtivo e da saída de bens ou serviços e de resíduos (*output*). É imperioso se observar que as únicas fontes de matéria e energia são os estoques existentes no planeta e a energia solar. Apesar de a energia solar ser praticamente ilimitada, as reservas de materiais e energia existentes no planeta são limitadas. Uma sobreexploração dessas fontes de materiais e energéticas pode gerar uma escassez que redundará por limitar a produção de bens e serviços. Igualmente, é limitada a capacidade dos ecossistemas enquanto receptor de resíduos sem o conseqüente comprometimento dos serviços ecossistêmicos. Esses limites do planeta levaram os economistas ecológicos a ponderar sobre o real valor dos recursos naturais, das fontes de energia e dos ecossistemas para o processo produtivo.

Existem duas perspectivas antagônicas acerca do fluxo de matéria e energia: a da economia ecológica e a da economia neoclássica. A economia ecológica considera que o ambiente fornece a matéria e a energia (recursos naturais) que serão transformados pelos *fundos* durante o processo produtivo de bens e serviços, não podendo, portanto, ser substituídos diante de uma situação de escassez. A economia neoclássica, por outro lado, admite que esses recursos possam ser substituídos por capital sempre que uma situação de escassez assim demandar. E, diante de uma situação de escassez, o capital e a tecnologia seriam capazes de garantir o infinito crescimento econômico. Entretanto “não há mágica: o crescimento da produção exige mais energia e materiais do ambiente e libera mais resíduos na outra ponta”. (Cechin e Veiga, 2010)

O entendimento da economia ecológica aponta que a economia é um subsistema de um sistema maior – o planeta – que é finito e fechado para a entrada e saída de materiais. Esse aspecto não pode ser desconsiderado pela economia, pois impõe limites ao crescimento do subsistema *economia*. A análise se foca na questão da *escala*⁵⁸: quanto maior for a produção e o consumo de bens e serviços obtidos a partir dos recursos naturais, maior será a demanda por materiais e energia e o lançamento de resíduos no ambiente. Daí a relevância da análise do *consumo per capita*, ou seja, a quantidade total consumida de matéria e energia, assim como a média de resíduos gerados, divididos pelo número de habitantes em determinado período de tempo.

Em outros termos, a escala de utilização dos recursos naturais é obtida a partir da multiplicação da população pelo uso per capita médio desses recursos em determinado período de tempo. Alier (2008) evidencia através de números a dimensão do problema:

Em alguns países, está crescendo não só a quantidade absoluta de materiais como também a intensidade material (t de materiais por PIB), o que indica mais pressão ambiental. A

⁵⁸ *Escala* é a quantidade física de *throughput*, ou seja, a transformação de matéria e energia (recursos naturais de baixa entropia) em resíduos (alta entropia).

convergência à média europeia de 16 t por pessoa/ano (excluindo a água) multiplicaria o fluxo material mundial por três, com a população atual. Podemos caracterizar os fluxos materiais e analisar os padrões do comércio internacional. Enquanto a América do Sul exporta seis vezes mais do que importa, a União Europeia importa quatro vezes a tonelagem que exporta. (...) A convergência aos 300 GJ per capita por ano observado na Europa significaria multiplicar por cinco o consumo energético mundial. Se o gás e especialmente o carvão fossem usados, isso multiplicaria em quatro ou cinco vezes a produção de dióxido de carbono. A apropriação humana da produção primária líquida de biomassa (HANPP) também cresce. O crescimento populacional, o tapar do solo, a alimentação carnívora, a produção de papel e os agro-combustíveis aumentam a HANPP. Quanto mais alta a HANPP, menor a disponibilidade de biomassa para outras espécies.

Nesse sentido, não haveria uma *alocação eficiente de matéria e energia*, ou seja, por mais que o processo produtivo *produza mais com menos*, o aumento na escala do consumo acaba por superar essa economia gerada no processo produtivo e, no balanço final, haverá mais depleção dos recursos naturais e mais descarga de resíduos nos ecossistemas. A reciclagem poderia ser apontada como uma solução para o problema dos resíduos. Não obstante, há de se considerar que esse processo também utiliza grande quantidade de energia e, portanto, pode ser economicamente inviável. O método de avaliação de fluxo de matéria e energia, portanto, “é útil para analisar o nível biofísico de estresse ambiental a partir de vetores de produção e de demanda por ativos e serviços dos ecossistemas.” (Mota, 2011) Cientes do limite biofísico dos recursos naturais e ecossistemas, os economistas poderiam determinar uma escala sustentável de aproveitamento desses recursos através do controle dos *throughputs*. Existe, portanto, um claro limite biofísico para o crescimento da escala: a capacidade de suporte dos ecossistemas enquanto fornecedores de recursos e serviços, assim como receptor dos resíduos. Deste modo, não pode a economia, em um ‘mundo cheio’, desconsiderar a importância do Capital Natural no processo de produção.

É no conceito de serviços ecossistêmicos que existe uma importante intersecção entre economia e ecologia, pois essas disciplinas “possuem algumas características em comum, o que teoricamente poderia contribuir para a integração de suas contribuições para o tratamento da questão dos ecossistemas e seus serviços.” (Andrade e Romeiro, 2009) Tanto a economia quanto a ecologia buscam analisar e descrever sistemas complexos, assim como ambos os sistemas são regidos por leis físicas que determinam a alocação de recursos escassos. Em resumo: nas duas disciplinas a análise dos fluxos de matéria e energia desempenha papel central para o entendimento da alocação de recursos escassos em sistemas complexos.

Daly (2005) se utiliza das expressões “mundo vazio” e “mundo cheio” para designar diferentes períodos históricos de exploração dos ecossistemas e recursos naturais. A primeira expressão refere-se a um planeta pouco habitado, com baixo padrão de consumo e, em consequência, com pouca pressão sobre os ecossistemas e recursos naturais. A segunda expressão reporta-se a um planeta com uma população de bilhões de pessoas, elevado padrão de consumo e,

como resultado, uma grande e crescente pressão sobre os ecossistemas. Nesse sentido, a desconsideração do Capital Natural pela economia só se admitiria em um “mundo vazio”. Por outro lado, em um “mundo cheio”, é essencial a consideração do Capital Natural pela economia a fim de se evitar o colapso dos ecossistemas.

Daly (2005) argumenta que, em sendo a economia um subsistema de uma biosfera finita, no momento em que o crescimento econômico impactar insustentavelmente os ecossistemas que lhe dão suporte, “começaremos a sacrificar o Capital Natural (como peixes, minerais e petróleo) que valem mais do que o capital criado pelo Homem (...)” Nesse momento estar-se-ia diante de um *crescimento deseconômico* que, segundo ainda Daly (2005), o crescimento produziria mais danos do que bens, “tornando-nos mais pobres, e não mais ricos.” Daly (2005) adverte que existem fatos que não podem ser ignorados pela economia em um “mundo cheio”:

Mas há fatos evidentes e incontestáveis: a biosfera é finita, não cresce, é fechada (com exceção do constante afluxo de energia solar) e obrigada a funcionar de acordo com as leis da termodinâmica. Qualquer subsistema, como a economia, em algum momento deve necessariamente parar de crescer e adaptar-se a um equilíbrio dinâmico, algo semelhante a um estado estacionário. (...) À medida que o mundo torna-se repleto de humanos e de suas coisas, ele é esvaziado do que havia antes por aqui. Para lidar com esse novo padrão de escassez, os cientistas precisaram desenvolver uma economia de "mundo cheio" para substituir a tradicional, de "mundo vazio".

Em consequência, em um mundo cheio, existe abundância de capital manufaturado e de capital humano (mão-de-obra), mas escassez de Capital Natural (serviços ecossistêmicos e recursos naturais – denominados *sources* – e de capacidade de absorção de resíduos – *sinks*). (Enríquez, 2008) No entanto, como lembra Enríquez (2008), o aspecto polêmico no tocante ao conceito de sustentabilidade é o fato de o Capital Natural que está sendo depreciado ser considerado pela economia como *fluxo*, “quando na realidade é um patrimônio (estoque) que está sendo subtraído.” O método da análise do balanço de fluxo e energia é o instrumento capaz de captar os valores reais do Capital Natural e internaliza-los na economia.

Alier (2008) observa que, para oferecer mais crédito no mercado, o sistema financeiro aumenta a dívida pública ou privada. Essa expansão do crédito é frequentemente confundida *com a criação de riqueza real*. Mas, no processo produtivo industrial, o crescimento da produção e do consumo implica na utilização de mais combustíveis fósseis. Importante recordar que, de acordo com a *entropia*, a energia dissipada não pode mais ser aproveitada. E, portanto, “a contabilidade econômica é falsa pois confunde a depleção de recursos e o aumento da entropia como criação de riqueza (...) em vez disso, a riqueza real seria o fluxo atual da energia solar.” (Alier, 2008) Mas como pagar essa dívida? Alier (2008) sugere que a dívida poderia ser paga “apertando os devedores”, com o aumento da inflação, ou através do crescimento econômico. Entretanto, o crescimento econômico tem uma medida falsa por se basear na “subvaloração dos recursos exauridos e na não-valorização da poluição.” (Alier, 2008)

O trecho abaixo evidencia o porquê de Soddy (1961) ser considerado o precursor da economia ecológica, mesmo sendo químico de formação. O argumento central da sua obra *Whealt, Virtual Whealt and Debt*, publicada originalmente em 1926, assenta-se na questão dos fluxos de energia para a produção de bens e serviços enquanto a base da riqueza real:

We thus arrive at the conclusion that any sort of perpetual motion is impossible. A continuous stream of fresh energy is necessary for the continuous working of any working system, whether animate or inanimate. Life is cyclic as regards the material substances consumed, and the same materials are used over and over again in metabolism. But as regards energy, it is unidirectional, and no continuous cyclic use of energy is even conceivable. If we have available energy, we may maintain life and produce every material requisite necessary. That is why the flow of energy should be the primary concern of economics. (Soddy, 1961)

Diante dessas observações, é possível estabelecer três níveis para a economia: o financeiro, o real e o *real-real*. O nível financeiro, segundo Alier (2008), é o nível superior, o qual pode crescer mediante empréstimos ao Estado ou ao setor privado, sendo que o “sistema financeiro toma emprestado contra o futuro, na expectativa de que o crescimento econômico indefinido proporcionará os meios para reembolso do principal e dos juros”, gerando um espiral em que os agentes financiadores concedem empréstimos muito além do que possuem em depósito. Já o nível *real* ou *economia produtiva*, é a produção de bens e serviços. A economia real, nas palavras de Alier (2008), “quando cresce, realmente permite o reembolso de parte ou de toda a dívida; quando não cresce em ritmo suficiente, não são pagas as dívidas (default, calote).” A economia real ou produtiva, portanto, constitui o segundo nível. Por seu turno, a *economia real-real*, defendida pela economia ecológica, está no “alicerce do prédio”, abaixo da economia real da economia *mainstream*. O crescimento da economia *real-real*, baseado nos fluxos de energia e materiais, “depende em parte de fatores econômicos (tipos de mercados, preços) e em parte de limites físicos.” (Alier, 2008) De fato, como defende Martinez-Alier, a bioeconomia ou economia ecológica descreve a economia “como um sistema de transformação de energia (exaurível) e materiais (incluindo água) em produtos e serviços úteis e, finalmente, em resíduos.” (Alier, 2008)

Georgescu-Roegen (2008) chama a atenção para o fato de que a economia não pode ignorar as leis da física, embora reconheça que os economistas insistem que “convém medir os recursos em termos econômicos e não em termos físicos.” Essa atitude dos economistas, para Georgescu-Roegen (2008), traduz o mito segundo o qual “o mecanismo de preços pode atenuar toda a penúria, quer seja de terra, de energia ou de matéria.” Contrapondo-se a essa visão, Georgescu-Roegen (2008) adverte que apenas parte dos recursos materiais e energéticos são acessíveis à humanidade. Em relação aos resíduos gerados pelo processo produtivo, observa Georgescu-Roegen (2008) que “era normal que os diferentes economistas que ignoravam até o *input* dos recursos naturais não dessem nenhuma atenção ao *output* dos resíduos.” Nesse sentido, Georgescu-Roegen (2008) compara a humanidade a uma família que consome todas as – limitadas

– provisões de uma despensa e despeja os – inevitáveis – detritos num caixote de lixo em volta da sua própria casa.

Na década de 1960, Boulding (1966) criou uma metáfora que será empregada mais tarde pelos economistas ecológicos para elucidar o exaurimento dos recursos e a disposição de resíduos em um sistema fechado: o planeta comparado a uma espaçonave. Em seu ensaio *The Economics of the coming spaceship Earth*, de 1966, Boulding (1966) enfatiza os limites do planeta no tocante a exploração de recursos não renováveis e da capacidade de absorção dos dejetos e resíduos de uma *economia do cowboy*, metáfora utilizada para designar um modelo econômico que busca a expansão ilimitada, numa referência à colonização do oeste dos EUA. Boulding (1966) assevera que a economia deveria se assemelhar à *economia do astronauta*, metáfora que o autor utiliza para ressaltar a necessidade de uma economia preocupada com os limites impostos pelo sistema fechado da *espaçonave Terra*.

2.8.7.1 Material and Energy Flows Analysis (MEFA)

A energia solar possibilita o crescimento das plantas que, por sua vez, servem de nutrientes para outros gradientes da cadeia alimentar. Além de prover energia para o ciclo de nutrientes, o sol influencia nos ciclos climáticos e hidrológico, correntes oceânicas e formação dos solos. No tocante aos ecossistemas, tem-se evidenciado que os fluxos de energia e materiais são responsáveis pela viabilização das *funções dos ecossistemas*. De acordo com Agência de Proteção do Ambiente dos EUA (US EPA, 2015), o estudo do fluxo de energia e materiais nos ecossistemas se relaciona diretamente a produção dos serviços ecossistêmicos, de modo que tais estudos podem ser úteis para a compreensão de como as mudanças nos ecossistemas (como, por exemplo, o aumento da poluição) pode alterar esses serviços. Portanto, a diminuição ou aumento dos *inputs* de energia ou materiais em um ecossistema pode alterar a composição, características, produtividade, número de espécies, dentre outros efeitos que podem modificar o fornecimento de serviços ecossistêmicos.

Não obstante o fato de a energia empregada em um sistema produtivo poder ser contabilizada (em quilocalorias, por exemplo), a variedade na qualidade das diferentes formas de energia torna esse método complexo, como adverte a US EPA (2015):

A key feature of energy flow analysis is the recognition of the importance of energy quality, namely, that a kcal of one energy form (e.g., electricity) may produce more useful work than a kcal of another (e.g., oil). Estimating total energy consumption for an economy is therefore not a straightforward matter because not all fuels are of the same quality, that is, they vary in their available energy, degree of organization, or ability to do work. This effort to incorporate energy quality is often referred to as “second law analysis.”

A contabilidade dos fluxos de matéria e energia – Material and energy flow accounting (MEFA) – é baseada na noção de *metabolismo socioeconômico*. A estrutura de análise

do MEFA se concentra nos “aspectos importantes da interação sociedade-natureza, traçando os fluxos socioeconômicos de matéria e energia e avaliando as mudanças relevantes nos padrões e processos ecossistêmicos relativos a estes fluxos”, contribuindo, assim, para o entendimento das atividades econômicas em uma *sustentabilidade forte*. (Haberl e Weisz, 2007) O MEFA refere-se a um quadro contabilístico que reúne dados sobre o metabolismo sociais e ecológico. Esse quadro é composto por três detalhamentos: a contabilidade do fluxo de materiais (Material Flows Accounting – MFA); a contabilidade do fluxo de energia (Energy Flows Accounting – EFA); e a apropriação humana da produção primária líquida (Human Appropriation of Net Primary Production – HANPP). (Haberl e Weisz, 2007) O HANPP, explicam Haberl e Weisz (2007), é um “indicador da intensidade do uso da terra com base na medição de mudanças na disponibilidade de energia trófica (biomassa) em ecossistemas terrestres induzidos através de mudanças provocadas pelo uso da terra na produtividade e na colheita.” Já o MFA é a quantificação dos *inputs* e *outputs* materiais dos sistemas socioeconômicos.

2.8.7.2 Método de análise de energia incorporada (Embodied Energy Analysis – EEA)

Costanza (2004) conceitua *embodied energy* como “a energia necessária, direta ou indiretamente, para produzir um bem ou serviço.” O método de energia incorporada analisa valores diretos e indiretos de energia envolvidos na produção de bens e serviços econômicos a partir de uma tabela de *input-output energético*. Desde Soddy cientistas evidenciam a necessidade de incorporar na economia uma teoria de valor baseada nos fluxos de energia capaz de complementar ou substituir o padrão da teoria neoclássica do valor baseado na *utilidade subjetiva*. Costanza (2004) conclui que “uma abordagem moderna de valor e valoração deve ser pluralista, incluindo uma ampla gama de ambos os métodos subjetivos e objetivos”, sendo que os custos de energia incorporada “tem provado ser um elemento importante neste espectro de abordagens e faz a ligação com as teorias dos economistas clássicos baseadas no valor de produção.”

A partir da análise de energia incorporada é possível estimar a quantidade de energia necessária para a produção de determinados bens. Manfredini e Sattler (2005) estimaram a energia incorporada aos produtos fabricados por 20 indústrias de cerâmica no Estado do Rio Grande do Sul, na Região Sul do Brasil. De acordo com o estudo, a utilização de energia, por fonte energética em cada indústria, calculada a partir de uma média ponderada, é de 3,34% é energia elétrica, 4,51%, óleo diesel, e 92,15%, biomassa. A biomassa, principal fonte energética do setor, é utilizada nas etapas de queima dos produtos e, em algumas indústrias, na secagem artificial dos artefatos cerâmicos. A biomassa utilizada é composta de lenha, serragem, cavaco, retalho de móveis (oriundos da indústria moveleira) e sabugo de milho. Segundo Manfredini e Sattler (2005), o “valor médio ponderado de energia incorporada entre 18 indústrias pesquisadas e para a metodologia

utilizada, baseado nos valores fornecidos pelas próprias indústrias, foi de 0,782 kWh/kg para tijolos e blocos (a mediana para os 18 valores obtidos é de 0,701 kWh/kg).” Com essa análise, foi possível fazer uma comparação entre a eficiência energética do setor, tendo em vista que em cinco indústrias os valores de energia incorporada na fabricação de tijolos e blocos cerâmicos ficaram acima da média encontrada pelos autores na bibliografia nacional então disponível (de 0,300 kWh – mínima – a 0,931 kWh – a máxima). (Manfredini e Sattler, 2005)

2.8.7.3 Ecological Footprint

Ecological Footprint ou *pegada ecológica* é um indicador de sustentabilidade baseado no cálculo das atividades humanas em termos de gasto de materiais, energia ou emissão de gases de efeito estufa. Com base nesses critérios, as atividades humanas são convertidas em área (hectares) necessária para suprir os bens e serviços ecossistêmicos que sustentam tais atividades. Algumas variações do cálculo estimam a quantidade de água para a produção de determinados bens ou serviços (*waterfootprint*). Essa metodologia tem recebido grande atenção como uma ferramenta para orientar as pessoas, empresas e governos a reduzir o impacto das atividades humanas nos ecossistemas.

Bursztyn e Persegona (2008) esclarecem que o conceito de *pegada ecológica* foi criado na década de 1990 por Wackernagel e Rees (1996) com a finalidade de comparar “o consumo dos recursos pelas atividades humanas com a capacidade de suporte da natureza, mostrando se seus impactos no ambiente global são sustentáveis no longo prazo.” Bursztyn e Persegona (2008) destacam ainda que o conceito possibilita o estabelecimento de *benchmark* e, com isso, a comparação da pegada ecológica entre cidades, países e pessoas. Wackernagel e Rees (1996) conceituam a análise da Pegada Ecológica como uma ferramenta de contabilidade que permite estimar o consumo de recursos e de assimilação de resíduos de uma população ou economia humana em termos de uma área de terra produtiva correspondente. Percebe-se, portanto, que o método não é voltado para uma *valoração monetária*, mas sim uma valoração em termos do tamanho da superfície do planeta necessária para sustentar as atividades humanas.

No livro *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*, publicado em 1996, Wackernagel e Rees descrevem o *Ecological Footprint Analysis* como “uma ferramenta de planejamento que pode ajudar a traduzir as preocupações relacionadas à sustentabilidade em ação pública”. Este método consiste em um “indicador de sustentabilidade que mede o impacto do Homem sobre a Terra, um indicador da pressão exercida sobre o ambiente, e permite calcular a área de terreno produtivo necessária para sustentar o nosso estilo de vida.” (Cervi e Mibielli, 2007)

Wackernagel e Rees (1996) advertem que, diante da impossibilidade dos ecossistemas em sustentar os patamares de crescimento das atividades humanas e consumo material, é necessária uma adequação da economia aos limites do Planeta. Ignorar esses limites

agora seria imprudente, pois “*a irresistible economy seems to be on a collision course with na immovable ecosphere.*” Outro ponto abordado pelos autores é o fato de o crescimento econômico ter experimentado um grande impulso nos últimos anos sem, contudo, ter resolvido a questão do acesso desigual aos recursos. Nesse sentido, Wackernagel e Rees (1996) observam que, assim como a distribuição das riquezas, os níveis de consumo são muito desiguais, pois enquanto “20 por cento da população mundial desfruta de um bem-estar material sem precedentes, pelo menos outros 20 por cento permanecem em condição de pobreza absoluta.” É, portanto, o estilo de vida das pessoas que desfrutam de maior acesso aos bens e serviços providos pelos ecossistemas que tem a *pegada ecológica* maior, pois apropriam-se de uma maior área produtiva do planeta.

Wackernagel e Rees (1996) demonstram que, ainda que a agricultura, o setor florestal ou as atividades primárias da economia possuem uma contribuição ao GNP da maioria dos países industrializados, elas não são particularmente importantes. E, portanto, segundo os autores:

This perspective forgets that nature’s products are indispensable to human well-being, however « insignificant » their dollar contribution to the country’s GNP might be. (...) The economy’s growing demands on nature endanger the planet’s ability to support life on a much more fundamental level. Over-harvesting and waste generation not only reduce future productivity, but can lead to ecosystems collapse.

O cálculo da pegada ecológica se baseia na *biocapacidade* (biocapacity), ou seja, “la capacidad de los ecosistemas de producir materiales biológicos útiles y absorber los materiales de desecho generados por los seres humanos, usando esquemas de administración y tecnologías de extracción actuales.” (Global Footprint Network, 2016a) A biocapacidade é mensurada em unidades padrão chamadas *hectares globais* (gha). Em outros termos, biocapacidade é a área de terras necessária para viabilizar os processos biológicos que suportam a vida na terra. Dado que a área de terras disponíveis no Planeta é limitada, a biocapacidade total da Terra é mensurável, servindo, assim, como uma referência para o cálculo da pegada ecológica. A biocapacidade está relacionada com as áreas produtivas, excluindo-se as áreas improdutivas como, por exemplo, desertos. Assim as áreas contabilizadas no cálculo da biocapacidade são as utilizadas para a agricultura, pastagens, florestas (tanto para absorção de CO₂ quanto para madeira), bem como as utilizadas para a pesca. É possível aumentar a biocapacidade recuperando áreas degradadas (improdutivas), convertendo-as em áreas produtivas. (Branco, 2012) Importante salientar-se que a biocapacidade também serve de suporte para as milhões de espécies que habitam o Planeta.

A biocapacidade do Planeta em 2010 era de cerca de 12 bilhões de hectares globais (gha), o que correspondia a 1,7 gha por pessoa. (WWF, 2014) Não obstante essa imensa biocapacidade, atualmente as atividades humanas demandam recursos equivalentes a 1,5 Planetas Terra por ano. (WWF, 2014) Desde 1970 a demanda por recursos superou a biocapacidade do Planeta para fornecer matéria e energia e absorver resíduos. (WWF, 2014) Em 2010, dez países respondiam por cerca de 60% da biocapacidade total do Planeta: Brasil (15,1%); China (11,1%); USA (9,6%); Rússia (7,4%); Índia (4,9%); Canadá (4%); Indonésia (2,6%); Austrália (2,5%);

Argentina (2,4%) e República Democrática do Congo (1,6%). (WWF, 2014) Notadamente, a demanda por recursos naturais varia de país para país, mas a biocapacidade é dispersa pelo globo. Assim, mesmo que um país detenha grande biocapacidade, isso não significa que ele possua uma “reserva de biocapacidade”, pois “even in nations with high biocapacity, local, national and international demand can exceed availability.” (WWF, 2014)

Se a biocapacidade per capita for relacionada com a pegada ecológica per capita por setor da economia nos diferentes países, observar-se-á com clareza a disparidade no acesso aos recursos naturais, conforme apontado no gráfico abaixo:

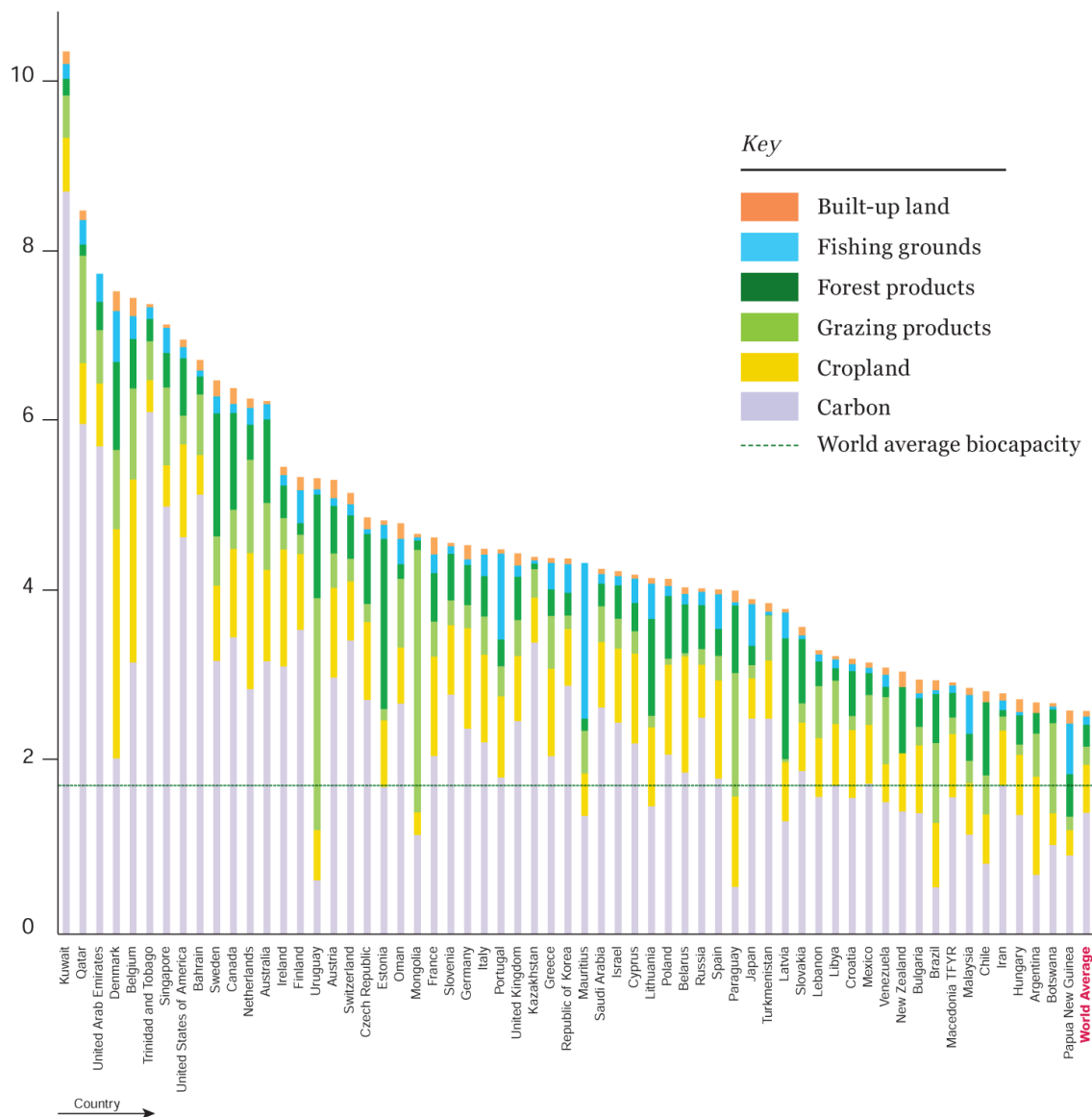


Figura 06: Biocapacidade per capita (média mundial) relacionada com a pegada ecológica per capita média em diferentes países conforme dados de 2010 (por setor da economia). (WWF, 2014.)

Para muitos países, como no caso do Brasil, a biocapacidade, além de atender a demanda interna, é utilizada para atender as exportações. A WWF (2014) adverte que o número de

nações em que a sua pegada ecológica excede a sua biocapacidade continua crescendo a cada ano, de modo que, na medida em que os recursos se tornam escassos, a competição aumentará, o que poderá ter implicações econômicas, sociais e políticas crescentes. Wackernagel e Rees (1996) chamam a atenção para o fato de que os países com déficit de biocapacidade deverão reduzir sua pegada ecológica, enquanto aqueles “países que estão dotados com reservas de biocapacidade tem um incentivo para preservar esses ativos ecológicos que constituem uma gradativa vantagem competitiva em um mundo de ampliação de restrições ecológicas.” A conclusão lógica disso é que os “governos que ignorarem os limites dos recursos renováveis no processo de tomada de decisão de políticas públicas podem colocar em risco a performance econômica a longo prazo.” (Wackernagel e Rees,1996)

Assim, enquanto a biocapacidade é a medida do suporte ecológico, o *ecological footprint* mensura a demanda das atividades humanas por bens e serviços ecossistêmicos, em um determinado período de tempo. Esses dois indicadores, portanto, tornam possível calcular em qual dia do ano corrente a humanidade excede a capacidade do planeta. O *ecological overshoot day* é a data na qual o consumo humano ultrapassa a capacidade do planeta em suprir essa demanda. Desde 1970 a humanidade estaria, de acordo com a Global Footprint Network (2016), em *ecological overshoot*, o que significa que “sua demanda anual por recursos renováveis excede o que a Terra é capaz de fornecer no mesmo ano.”

E esse é o resultado de uma racionalidade econômica que pretende um crescimento material infinito, mas que se utiliza de um planeta finito, sendo que as consequências desse “overspending” levam a dilapidação do Capital Natural. A Global Footprint Network (2016) mostra, por exemplo, que o dia 19 de agosto de 2014 marcou a sobrecarga da Terra, pois foi a data em que a nossa Pegada Ecológica excedeu a capacidade do planeta para o ano de 2014. Portanto, para o restante desse ano, a humanidade se utilizou dos recursos que implicaram um *déficit* de biocapacidade do Planeta. Desde 2000 a data surge cada vez mais cedo: “o uso dos recursos naturais acima da capacidade do Planeta tem se tornado um dos principais desafios do século 21 (...) é um problema tanto ecológico quanto econômico.” (Global Footprint Network, 2016) Isso significa que a humanidade acumula um *déficit de biocapacidade desde 1970* o qual vem se acentuando a cada ano.

Acerca da valoração dos serviços ecossistêmicos, embora o conceito de *ecological footprint* não faça uma conversão monetária direta desses serviços, ele permite uma relativa comparação entre uma pegada e outra baseada em termos de áreas utilizadas, sendo, portanto, mais útil como um indexador da quantidade de serviços ecossistêmicos consumidos expressos em gha. Nesse sentido, Branco (2012) reforça a ideia de *indexador* quando afirma que a pegada ecológica “não procura ser uma medida exata, mas sim uma estimativa do impacto do estilo de vida da população sobre o Planeta (...)” A estimativa da pegada ecológica é, destarte, *subvalorizada*, pois não considera diversos aspectos ambientais que afetam desfavoravelmente os ecossistemas, tais como despejos poluentes em mares ou rios. Assim, por mais que os impactos sobre os ecossistemas

sejam superiores aos considerados no cálculo da pegada ecológica, ela constitui um importante indicador da realidade.

Algumas críticas ao método da pegada ecológica sustentam que apenas a medição dos usos do solo e emissões de CO₂ limita em muito a estimativa da real degradação enfrentada pelos ecossistemas. Não obstante isso, como aponta Costa (2008), “a pegada ecológica fornece uma indicação sobre se está a viver dentro das capacidades de suporte do planeta, ou nos seus limites.” Outra crítica diz respeito ao fato da pegada ecológica apenas considerar impactos ambientais – e não aspectos sociais e econômicos – e, portanto, não seria uma ferramenta adequada para mensurar o desenvolvimento sustentável. (Costa, 2008) Uma observação importante diz respeito à conversão de diferentes impactos ambientais em uma só unidade (gha), pois a conversão dos fluxos de recursos e resíduos em área produtiva (a exemplo da conversão do CO₂) é muito complexa. (Costa, 2008) Giampietro e Saltelli (2014a) indicam três inconsistências no método da Pegada Ecológica: (i) a falta de congruência entre a narrativa original da Pegada Ecológica e o protocolo atualmente proposto para a sua quantificação; (ii) a consequente incongruência das indicações quantitativas fornecidas pelo índice EF; e (iii) as falhas nas hipóteses pré-analíticas. Diante dessas constatações, criticam o modelo ao afirmar que “a Pegada Ecológica ‘prova’ que a humanidade está ultrapassando a capacidade de carga ecológica, mas não dramaticamente, agradando, assim, ambos os lados do debate ecológico nos limites do crescimento” (Giampietro e Saltelli, 2014a), concluindo que “os métodos de contabilidade devem evitar o risco de simplificações típicos do reducionismo.” (Giampietro e Saltelli, 2014b) Essas críticas foram rebatidas com afirmação de que “a Pegada Ecológica é hoje proeminente na literatura científica como uma medida da sustentabilidade e tem incomparável visibilidade na esfera pública.” (Goldfinger et al., 2014; Galli et al., 2015)

De acordo com dados de 2010 fornecidos pela a Global Footprint Network (2016), Portugal possui uma pegada ecológica per capita de 3.3 gha, enquanto sua biocapacidade per capita é de somente 1,5, o que gera um déficit de -1.8 gha per capita. Dados recentes corroboram com essa estimativa, alertando para o fato de que os países da “região do Mediterrâneo utilizam atualmente 2,5 vezes mais recursos naturais e serviços ecossistêmicos que seus ecossistemas podem oferecer.” (Galli et al., 2015) Isso significa que, diante da escassez de recursos naturais, esses países devem recorrer ao mercado internacional para a satisfação de sua demanda interna. Galli et al. (2015) apontam que a volatilidade dos preços dos recursos naturais pode significar um aumento de até 10% nestes preços, implicando em oscilações de 7% a 2,4% do PIB. Esse mesmo estudo aponta que em 2010 todos os países da região Mediterrânea estavam em situação de déficit ecológico. Não obstante, existem discrepâncias tanto nos padrões de consumo desses países, quanto na disponibilidade de recursos naturais. Os países com maior pegada ecológica per capita em 2010 foram França, Eslovênia, Itália, Portugal e Malta, sendo o carbono o componente que representou a maior parcela da pegada ecológica desses cinco países. (Galli et al., 2015)

Costa (2008), analisando a história recente de Portugal, lembra que a pegada ecológica do País ultrapassa sua biocapacidade desde antes de 1961:

Até início dos anos 70 a Pegada Ecológica cresceu apresentando em seguida, até cerca dos meados dos anos 80, um decréscimo. A partir daquela altura volta-se a observar um crescimento da Pegada Ecológica. O decréscimo da Pegada Ecológica dá-se durante o período à volta do 25 de Abril, entre 1971 e 1982, coincidindo com o primeiro grande choque petrolífero. O aumento da Pegada Ecológica a partir de meados dos anos 80 coincide com a adesão de Portugal à então CEE (1986), que levou a um desenvolvimento económico e conseqüente aumento das trocas (importações e exportações) com o exterior.

O Brasil é o país que possui a maior biocapacidade do Planeta, abarcando 15,1% do total mundial. Não obstante essa grande biocapacidade, a pegada ecológica per capita dos brasileiros é alta (2,9 gha) em comparação com a mundial (1,7 gha). Mesmo assim, subtraindo-se a biocapacidade per capita, que é de 9,2 gha, pela pegada ecológica per capita, observa-se que o Brasil possui um crédito de biocapacidade bastante alto (6,4 gha). (Global Footprint Network, 2016) Entretanto, esse superávit tem experimentado uma diminuição em decorrência do aumento da pegada ecológica dos brasileiros e da degradação dos ecossistemas. O aumento da pegada ecológica se deu sobretudo a partir da década de 2000 devido à expansão econômica e, por outro lado, a pressão sobre os ecossistemas experimentou um incremento com o aumento das exportações de commodities nas últimas duas décadas.

Meira (2013) se utilizou dos indicadores da pegada ecológica, biocapacidade e IDH para estabelecer as bases de um decréscimo sustentável para o Brasil e Portugal. Conforme Meira (2013), os países com um maior IDH apresentam também uma pegada ecológica mais elevada, “e os países com maiores rendimentos económicos, tendem a apresentar um menor incremento no IDH e um maior na PE.” Este resultado, segundo ainda Meira (2013), “demonstra que o consumo direcionado para melhorar a qualidade de vida não é abrangido pelo IDH.” A análise realizada por Meira (2013) que comparou a evolução do IDH e da pegada ecológica/biocapacidade no Brasil e em Portugal “permite concluir que nenhum destes dois países está atualmente a assegurar as condições mínimas para um desenvolvimento sustentável.”

2.8.7.4 Análise Emergética (Emergy Analysis)

Emergia ou *emergy* é a “energia solar disponível usada direta ou indiretamente para realizar um serviço ou produto.” (Odum, 1996) Esse conceito, “que incorpora os últimos 35 anos do trabalho sobre energia e ecologia de H.T. Odum, foi proposto como um meio de valorar adequadamente os bens e serviços ecossistêmicos, mas também tem sido amplamente criticado.” (International Institute for Sustainable Development, 2010) O termo traduz a ideia de *memória da energia* e diferencia a emergia de outros termos como *exergia* ou *embodied energy*. Enquanto exergia “define a soma de todos os tipos de energia disponíveis em um bem ou serviço”, a emergia “expressa todas as entradas em um único tipo de energia, necessária para produzir bens e serviços.” (Watanabe, 2008)

A energia é expressa em unidades de um tipo de energia, o *emJoule de energia solar equivalente*. Assim é possível definir *energia* como “all the available energy that is used in the work of making a product, expressed using a common energy unit”, enquanto o *emJoule* pode ser definido como a “unit of energy, which has the dimensions of the energy previously used (gramcentimeter²/sec²).” (International Institute for Sustainable Development, 2010) Esse método, ao estabelecer “uma única unidade de medida para a qual são convertidos os diversos tipos de energia, permite somar todas as contribuições de energia utilizadas para a obtenção de um determinado produto ou serviço.” (Eurich et al., 2013) Para Odum (2002) a energia fornece uma base de comparação ao “referring all flows to the energy of one kind that has to be used up by all the necessary pathways to make something, energy puts all scales on a comparable basis.” Logo, a *análise emergética* apresenta uma base energética para a quantificação ou valoração dos bens ou serviços ecossistêmicos. Como observam Hau e Bakshi (2004), “enquanto os métodos de valoração em economia ecológica ou do meio ambiente estimam o valor dos ecossistemas em termos que foram definidos estrita e antropocentricamente, a energia tenta capturar o valor ecocêntrico.”

A análise emergética parte da verificação das unidades de energia solar utilizadas para a criação de matéria ou energia concentrada, os quais demandam uma grande quantidade de *solar joules*. Isso significa que existe um “caminho” a ser percorrido pela energia solar até se transformar em matéria ou em outras formas de energia. Esse “caminho” pode ser descrito como hierarquia energética, ou seja, “the convergence and transformation of energy of many small units into smaller amounts of higher-level types of energy with greater ability to interscet with and control smaller units.” (International Institute for Sustainable Development, 2010) A “leitura” da memória da energia e de sua hierarquia permite, portanto, calcular a quantidade de energia solar necessária para a produção de determinado bem ou serviço ecossistêmico.

A análise emergética assemelha-se ao método de *energia incorporada* e à pegada ecológica, mas com importantes distinções. As principais diferenças estão no método utilizado para estimar a energia requerida: enquanto a *embodied energy* e a *ecological footprint* utilizam-se de métodos baseados na análise de *input-output*, a *energy analysis* utiliza métodos diferentes, baseados na transformação da energia solar. A análise emergética tem início com a elaboração de um diagrama que esquematiza o fluxo da energia solar no sistema. Nessa fase, é analisada a *transformidade solar* (*solar transformity*), definida como “a energia solar por unidade de energia, expressada em *solar emjoules per joule* (sejj/J).” (International Institute for Sustainable Development, 2010) Em outros termos, *transformidade solar* é a energia solar necessária para fazer um Joule de um serviço ou produto. Isso é calculado “dividindo qualquer fluxo no diagrama pela quantidade total de energia solar que entra no sistema.” (International Institute for Sustainable Development, 2010)

Odum (2000) já então alertava para o fato de que “os ecossistemas do Planeta estão ameaçados porque os preços de mercado são utilizados para valorá-los.” No entanto, os valores sinalizados pelo mercado são o oposto da contribuição dos ecossistemas, pois quando produtos ou serviços ecológicos são abundantes – e, portanto, os ecossistemas estão contribuindo mais – o

mercado os valora menos e o seu preço é baixo. Por outro lado, quando bens e serviços ecossistêmicos são escassos, os mercados os valoram mais e os preços são elevados. Adverte Odum (2000) que “economic valuation, as currently practiced, can never be used appropriately to evaluate environmental capital, its contributions, or its impacts.” Seria necessário, conseqüentemente, inverter os esforços de valoração:

Efforts by economists and others have been made in the last two decades to “internalize the externalities” or to modify market valuation to give more consideration to ecosystems. What is needed is the reverse: to “externalize the internalities” to put the contributions of the economy on the same basis as the work of the environment. We suggest that the best way to do this is to use one kind of energy as the common denominator. (Odum, 2000)

A figura abaixo, adaptada de Watanabe (2008), é um exemplo de diagrama utilizado pelo método de análise emergética:

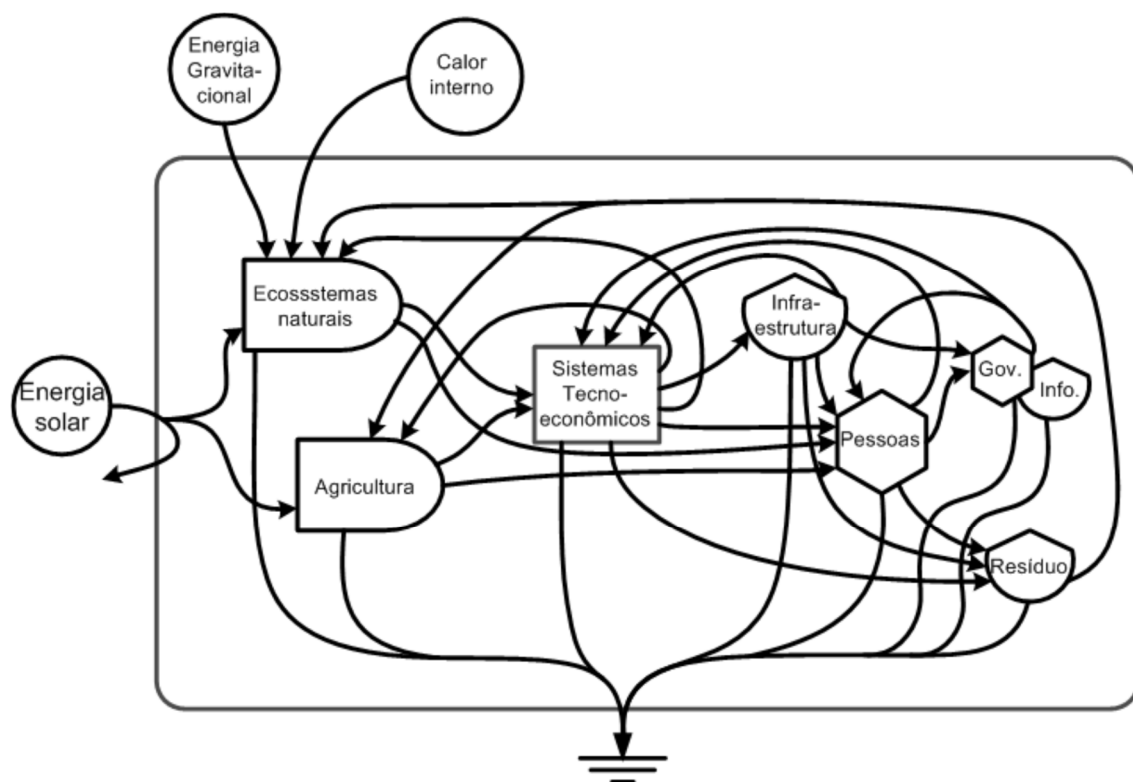


Figura 07: Exemplo de um diagrama de fluxo de energia solar utilizado pelo método de análise emergética.

O diagrama acima esquematiza as transformações de energia que dão suporte às atividades humanas. Observa-se nesse diagrama que a energia solar flui de fora do sistema (Planeta Terra – sistema fechado) para a agricultura e para os ecossistemas. A energia solar se transforma em matéria e energia concentrada e, nessa condição, flui para os sistemas tecno-econômicos ou

diretamente para as pessoas. Observa-se, por fim, que matéria e energia fluem da infraestrutura e das pessoas, como resíduos, de volta para os ecossistemas ou dissipados.

Com os dados energéticos calcula-se a transformidade e, a partir disso, são delimitados os fluxos energéticos específicos dentro de um sistema, como observam Eurich et al. (2013):

Em cada passo do processo, a energia disponível é transformada em quantidade menor de energia de um outro tipo, com o aumento da energia por unidade produzida (...). Quando delimitados os fluxos energéticos específicos, podem-se obter outros índices que facilitam o estudo e podem servir de indicadores (...).

A partir das *unidades comuns de análise* obtidas através do método energético (emJoules), é possível estabelecer uma relação com uma *unidade de medida monetária*. Ugliati et al. (2011) explicam que “a ligação entre o suprimento de energia e desempenho econômico é fornecido pela relação da energia total usada pelo PIB, mensurando como *seJ/unidade monetária*”, o que indica a “energia necessária para criar uma unidade monetária de riqueza.” No entanto, lembram Ugliati et al. (2011) que a relação energia/unidade monetária é “utilizada em procedimentos de cálculo de energia para converter em unidades de energia os *inputs* de dinheiro associado a trabalho e serviços.” A conversão de dólares em energia recebe o nome de *Emdollar*. Para calcular o Emdollar, é necessário inicialmente determinar o *ratio* entre energia para dinheiro através da divisão da energia total pelo PIB do país (...) uma vez que este *ratio* de energia (sej/\$) é determinado, será possível multiplicá-lo pelo valor de energia de um produto ou serviço para obter um valor em dólar (...)” (International Institute for Sustainable Development, 2010)

O método de análise energética permite estimar o valor de determinados ecossistemas, a exemplo do estudo realizado por Brown e Campbell (2007) que avaliou o Capital Natural e os serviços ecossistêmicos sob tutela do U.S Forest Service dos EUA. Utilizando o sistema de contabilidade ambiental *emergy synthesis*, o valor monetário e não monetário do Capital Natural e dos serviços ambientais foi quantificado em bases energéticas:

Emergy evaluation was done by quantifying all the energy flows required to create a system component or flow and placing it in a common unit, the solar emjoule (sej). Solar emjoules were also expressed in monetary equivalents called “emdollars” (em\$) using a conversion factor based on the ratio of total emergy driving the USA economy divided by the Gross Domestic Product (GDP). In this way, emergy, generally an unfamiliar concept, and emjoules, equally unfamiliar units, were expressed in more familiar units and directly comparable to monetary scales of value. (Brown e Campbell, 2007)

Muitos serviços ecossistêmicos não possuem valor de mercado. Nesse sentido, a análise energética é capaz de quantificar o valor provido pelo ambiente, independente de uma valoração mercadológica. A análise energética consegue, portanto, “estabelecer valor para tudo, de glaciares a espécies ameaçadas, numa referência comum, a energia necessária para produzi-los

(...)”, mas esses valores “são externos ao sistema econômico e, quando comparados, em muitos casos, não são diretamente transferíveis.” (Brown e Campbell, 2007) Os valores obtidos através da análise emergética servem, destarte, como uma referência, pois “os chamados Indicadores de Desempenho Emergético ou EMPIS (*Emergy Performance Index*), consideram o sistema econômico um sistema termodinâmico aberto e contabilizam os fluxos dos recursos da economia em unidade de energia agregada.” (Eurich et al., 2013)

Odum (2001) observa que a energia é a base real para produzir riqueza e, portanto, dinheiro e energia estão ligados:

The relationships given here link the universal energy hierarchy to the circulation of money. In one sense, energy and money are causally related. Traditional views about the creativity of human choices might regard these coupled relationships as constraints. Others might conclude that human economic behavior, including the free markets, is really not so free of system determinism and natural law.

Ortega e Bacic (2009) avaliaram, a partir do método de análise emergética, a produção de etanol a partir de cana-de-açúcar em São Paulo, convertendo todos os fluxos de entrada de um sistema de produção em energia solar equivalente e, após, em dólares equivalentes a fim de avaliar os valores monetários de cada entrada. Segundo ainda Ortega e Bacic (2009) “do valor em dólares equivalentes da produção total (1.961,31 USD equivalentes/ha.ano) 31% correspondem a contribuições da natureza que são ignorados no cálculo econômico convencional.” O estudo concluiu que esses valores ignorados pela economia convencional deveriam ser cobrados dos produtores e utilizados na manutenção dos serviços ecossistêmicos. A metodologia de valoração emergética, ao auxiliar na compreensão das interações entre economia e ecossistemas permite, segundo os autores, “efetuar estudos comparativos de desempenho de sistemas de produção atuais com sistemas ecológicos projetados para máximo desempenho emergético (SIPAES) incorporando os valores dos serviços ambientais devidos e as externalidades negativas.” (Ortega e Bacic, 2009)

Em Portugal, Martins et al. (2012) realizaram uma avaliação dos recursos demandados pelo País nos anos 2000, 2005 e 2009 com base na análise emergética. O objetivo do estudo foi “prover mensurações emergéticas compreensíveis voltadas para integrar todos os valores econômicos e ambientais que contribuíram para as atividades nacionais nesses anos.” (Martins et al., 2012) Os resultados mostram que de 2000 a 2009 houve um declínio de 3,3% no montante de energia total demandada para suprir as atividades de Portugal. Também a energia *per capita* diminuiu no período, o que indicaria que o “bem-estar da população em 2009 foi inferior aos níveis de 2000, assim como menos recursos da geobiosfera foram investidos em cada pessoa.” (Martins et al., 2012) O estudo indicou também que a energia de recursos não renováveis locais foram a maior contribuição para a energia total, correspondendo a 49,3% em 2009. Não obstante isso, “sua importância diminuiu em favor de fluxos de energia importada, revelando que Portugal reforçou a sua dependência em relação ao último (+46,3% em 2009).” (Martins et al., 2012) No período, mais energia foi exportada do que importada. A contribuição da energia renovável foi de 4,5% da

energia total, permanecendo inalterada no período. Os dados obtidos através da análise emergética dos *inputs* no período indicam o quanto (em termos emergéticos) Portugal foi afetado pela crise econômica. Diante desses resultados, os autores concluem que é necessário um esforço do Estado português para estimular as energias renováveis e promover uma significativa redução do fluxo de energia de fontes não renováveis, em particular as importadas. Essas medidas, segundo os autores, seriam capazes de mudar a economia para um caminho de crescimento. (Martins et al., 2012)

A aplicação da análise emergética para valorar os serviços ecossistêmicos, entretanto, não é unânime na literatura. Os defensores do método acreditam que a abordagem emergética pode se tornar um conceito poderoso que auxiliaria a guiar os tomadores de decisão ao passo que provê *insights* sobre os processos naturais de tomada de decisão. (International Institute for Sustainable Development, 2010) Não obstante os defensores considerarem o método emergético *cientificamente robusto e útil*, entendem que existe espaço para aperfeiçoá-lo. Por outro lado, os críticos da energia sustentam que, além de complexo, o conceito é confuso e, portanto, estaria restrito a um pequeno grupo de *experts*. Costanza (*apud* International Institute for Sustainable Development, 2010) aduz que, em geral, “a comunicação de ideias relacionadas com *embodied energy* aos tomadores de decisão é muito difícil e introduzir a energia apenas acrescentará confusão, uma vez que não segue a primeira lei da termodinâmica”, pois até mesmo “as pessoas que tem *background* em ciências naturais têm problemas com a compreensão da energia”. Costanza (*apud* International Institute for Sustainable Development, 2010) explica ainda que os tomadores de decisão podem ter que defender suas decisões nos Tribunais, o que torna a utilização de métodos de valoração de serviços ecossistêmicos amplamente aceitos ainda mais importante.

Em um artigo elucidativo acerca das vantagens e desvantagens do método emergético, Hau e Bakshi (2004) destacam como vantagens:

- i) O método une os sistemas econômico e ecológico, uma vez que a energia pode ser quantificada por cada sistema. Assim, tanto os aspectos ecológicos como os econômicos podem ser comparados em bases objetivas que são independentes da percepção monetária.
- ii) A análise emergética oferece um método de valoração *ecocêntrico*. Ele compensa, de forma objetiva, a incapacidade do dinheiro em valorar os insumos não mercantis.
- iii) É cientificamente correta e compartilha o rigor dos métodos termodinâmicos.
- iv) Sua unidade comum permite que todos os recursos possam ser comparados numa base correta. Análise emergética reconhece os diferentes tipos de energia ou suas habilidades para realizar trabalho. Por exemplo, a energia reconhece o fato de que a eletricidade é a energia de maior qualidade do que a insolação solar.
- v) A análise emergética fornece uma alternativa mais holística frente aos muitos métodos existentes para tomada de decisões consciente na esfera ambiental.
- vi) Análise emergética é capaz de quantificar a contribuição do Capital Natural para sustentar a atividade econômica.

Hau e Bakshi (2004) reconhecem, entretanto, que a emergia tem sido apontada por alguns autores como “simplista, contraditória, enganosa e imprecisa.” Hau e Bakshi (2004) ressaltam ainda que uma das principais críticas diz respeito à teoria do valor. A teoria de valor da emergia, como outras teorias de valor com base em energia e exergia, centra-se no lado da oferta e ignora preferência e demanda humana. Como exemplo pode-se citar que um litro de óleo de baleia possui o mesmo valor emergético que há duzentos anos, mas a preferência e a demanda contemporânea por esse óleo alteraram substancialmente o seu valor monetário. (Hau e Bakshi, 2004) Outra crítica aponta que o método introduz uma dupla contagem na conversão de emergia em emdólares e, após, emdólares em dólares. (International Institute for Sustainable Development, 2010) Além disso, resalta o IISD, ao expressar o valor da emergia em dólares, a teoria entra em contradição com o argumento de que o dinheiro é uma medida incompleta de riqueza, argumento esse empregado para reforçar a utilização da análise emergética. (International Institute for Sustainable Development, 2010)

Amaral et al. (2016) ao revisar a literatura, indicaram as aplicações e últimos desenvolvimentos da teoria emergética. As aplicações apontadas pelos autores são: emergia em áreas geográficas (pequena escala, como áreas urbanas; em termos regionais ou nacionais; em escala planetária); emergia na produção industrial (setor de energia; biomassa e biocombustíveis; setor de transporte; papel; polietileno; resíduos industriais; agroindústria) e; emergia em edificações (universidade; construção e manutenção de prédios; identificação de recursos não renováveis nas construções – Net Zero Energy Building – para compensação da energia e materiais). (Amaral et al., 2016)

No trabalho mencionado, Amaral et al. (2016) destacam como uma das principais críticas o grau de incerteza gerado pelo cálculo da emergia, pois “a incerteza numérica existe em todo processo de avaliação de emergia e, portanto, essa falta de análise da incerteza tem sido identificada pelos críticos da *Emergy Analysis* como uma grande desvantagem.” As relações entre a emergia e a exergia, assim como a diferença entre a álgebra utilizada nos cálculos de emergia e exergia também figuram dentre as principais críticas ao método emergético. Amaral et al. (2016) observam também que a análise emergética tem trilhado um lento e difícil caminho para se tornar uma metodologia amplamente aceita pela comunidade científica. Chamam a atenção para o fato de que o principal entrave para sua aceitação é, justamente, a “sua natureza ampla e sua capacidade para tratar de forma holística um determinado sistema, utilizando conceitos termodinâmicos, econômicos e ecológicos.” (Amaral et al., 2016) Paradoxalmente, o que deveria “servir como uma prova de sua legitimidade como um método científico para avaliar a sustentabilidade da energia, fez [da análise emergética] um alvo fácil para críticas de economistas, engenheiros e ecologistas.” (Amaral et al., 2016)

2.9 Resultados e discussão

A afirmação de John Ruskin (1862) constitui um notável resumo do *mainstream* econômico hodierno, ao asseverar que “aquilo que parece ser riqueza pode, na verdade, ser apenas o índice dourado da ruína de longo prazo (...)”⁵⁹ O presente capítulo trouxe muitas e importantes contribuições para a operacionalização de um conceito jurídico de serviços ecossistêmicos e, dessa forma, para a fundamentação de uma *teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos*. Inicialmente é basilar se ressaltar que a economia atual *não reconhece, não valora e não incorpora* os serviços ecossistêmicos: eles permanecem sendo considerados *externalidades e bens públicos*. Em vista disso, são desconsiderados no processo de tomada de decisão outros valores que não os associados ao *valor de uso*. O Direito deve, portanto, buscar formas para que as várias dimensões de valor desses serviços (VET) sejam consideradas nos processos de tomada de decisão. Como consequência, espera-se que as diferentes dimensões de valor dos serviços ecossistêmicos – hoje consideradas exeternalidades – sejam internalizadas na economia.

A economia ecológica traz aportes teóricos que orientam essa atuação do Direito: reconhecer que a economia humana é parte de um sistema maior – Sistema Terra – que é fechado e, portanto, não permite uma expansão material ilimitada. Nesse sentido, ficou patente que a utilização da biodiversidade, dos ecossistemas, seus bens e serviços deve respeitar os limites biogeoquímicos impostos pela natureza. A questão relativa à termodinâmica e a economia (Georgescu-Roegen, 1971), ponto de partida das observações da economia ecológica, deixa isso muito claro quando se observa a entropia nos *inputs-outputs* do atual processo produtivo. O conceito de Capital Natural evidencia a dependência da humanidade dos ecossistemas – e isso significa também que se está *operando no vermelho*. As críticas que, ao longo do texto conectam os diversos temas abordados, forneceram um olhar sistêmico sobre a questão. Exemplo disso é a crítica ao método da *Pegada Ecológica* (Giampietro e Saltelli, 2014a), o qual estaria *subestimando* a depleção do Capital Natural.

Diante da urgência e complexidade do tema, como o Direito atuará na manutenção do Capital Natural para as presentes e futuras gerações? Uma resposta prática, que merece a guarida do Direito, é a *contabilidade ecossistêmica*. Com efeito, não pode o Sistema de Contas Nacionais ficar adstrito ao PNB, que não considera o Capital Natural. É necessário, para isso, ir além do SEEA, pois esse sistema não contabiliza os serviços ecossistêmicos. As experiências metodológicas e práticas que estão em curso no SEEA-EEA e na iniciativa WAVES revelarão, dentro de pouco tempo, a aplicabilidade do que se analisou aqui em teoria.

⁵⁹ No trecho original se lê: “That which seems to be wealth may in verity be only the gilded index of far-reaching ruin; a wrecker’s handful of coin gleaned from the beach to which he has beguiled an argosy; a camp-follower’s bundle of rags unwrapped from the breasts of goodly soldiers dead; the purchase-pieces of potter’s fields, wherein shall be buried together the citizen and the stranger.” (Ruskin, 1862).

Importante se ressaltar que a economia e a ecologia são os ramos da ciência que mais tem se debruçado sobre o tema dos serviços ecossistêmicos. Isso se reflete na quantidade e qualidade das publicações (Castro e Sartre, 2014). Nesse contexto, os métodos de valoração têm um lugar de destaque, pois, superado o debate acerca da necessidade/pertinência de valorar ou não valorar, a atribuição de uma unidade comum de medida (monetária ou não monetária) se impõe. Nas palavras de Aragão (2011), é o *dever de valorar*, ou seja, o dever que os tomadores de decisão têm de considerar os serviços ecossistêmicos. A análise dos métodos de valoração, portanto, foi de suma importância para a subsidiar a construção teórica de um *dever de valorar*.

Os avanços alcançados pela economia em relação aos serviços ecossistêmicos (particularmente a economia ecológica) constituem a base para a construção de um *princípio jurídico estruturante*⁶⁰ de uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos. Logo, poder-se-ia cogitar um princípio que invoca a *necessária e prévia valoração dos serviços ecossistêmicos*. Tal princípio poderia ser formulado nos seguintes termos: *consideração obrigatória do valor dos serviços ecossistêmicos nos processos decisórios*. Esse princípio atenderia visa à justiça – intra e intergeracional – no acesso equitativo aos benefícios proporcionados pela biodiversidade e pelos ecossistemas. Como consequência imediata, esse princípio poderia auxiliar nos processos decisórios afastando as meras análises monetárias custo-benefício e exigindo métodos de valoração adequados para cada caso. Desse modo, seria possível estimar o Valor Econômico Total (VET) e conhecer o que se ganha e o que se perde em termos de biodiversidade, ecossistemas e serviços ecossistêmicos. Pode-se mencionar, como exemplos de *trade-offs* nos quais poderia ser utilizado tal princípio, (i) as decisões envolvendo *infraestrutura cinza versus infraestrutura verde* e (ii) as contratações públicas envolvendo o melhor preço *versus* produtos ou serviços sustentáveis.

O presente capítulo não conseguiu, em definitivo, abordar a *economia dos serviços ecossistêmicos* em toda a sua dimensão. Não é o objetivo desse capítulo, entretanto, exaurir esse tema, mas tão somente reunir os seus principais elementos para a construção, no próximo capítulo, de uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos e de uma tipologia de instrumentos voltados para a tutela desses serviços.

⁶⁰ Acerca dos princípios estruturantes, Canotilho (2010) afirma que “A natureza de princípio conferida a muitas normas estruturantes da Constituição ambiental – princípio do desenvolvimento sustentável, princípio do aproveitamento racional dos recursos, princípio da salvaguarda da capacidade de renovação e de estabilidade ecológica, princípio da solidariedade entre gerações – obrigará a uma *metódica* constitucional de concretização particularmente centrada nos critérios de *ponderação* e de *otimização* dos interesses ambientais e ecológicos.”

CAPÍTULO 3. DIREITO E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

3.1 Introdução à teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos

A função do Direito nas sociedades ocidentais é a de conferir segurança jurídica e estabilidade social. Além disso, o Direito também pode ser utilizado como um mecanismo indutor (função promocional). Não obstante essas características, o Direito não é estanque, isolado: ele é fruto de uma realidade social, estando em constante diálogo com as demandas da sociedade. Confrontado com as demandas da sociedade, portando, deve o Direito fornecer as respostas e os instrumentos para fazer frente a estas necessidades e aspirações. O Direito do Ambiente é um exemplo dessa capacidade do Direito de assimilar e se adaptar às demandas da sociedade.⁶¹ Quando dos alertas dos cientistas para os efeitos deletérios da poluição e degradação do ambiente, nos anos 1960, o Direito delineou uma reação que culminou em um novo ramo jurídico: o Direito do Ambiente. Somaram-se a estes alertas os movimentos de justiça ambiental e ecológica que clamavam pela reação do sistema jurídico diante dos danos ao ambiente que reflexamente atingiam as pessoas. Hodiernamente assistimos o Direito do Ambiente alçado à esfera constitucional, alterando a própria essência do Estado para, nas palavras de Canotilho (2010) um *Estado Constitucional Ecológico*.⁶² Ou seja, o Estado constitucional, “além de ser um Estado que de Direito democrático e social, deve ser também um Estado regido por princípios ecológicos.” (Canotilho, 2010)

Nas últimas duas décadas, emerge o conceito de *serviços ecossistêmicos*. Inicialmente proposto como um conceito *pedagógico*, através do qual a biologia da conservação alertava sobre a importância da preservação da biodiversidade e dos ecossistemas. Num segundo momento, a partir da metade dos anos 1990, esse conceito é fortalecido por diversas entidades que buscam valorar os serviços essenciais ao bem-estar humano. Mais recentemente, em particular depois da publicação da Avaliação Ecológica do Milênio (2005), o conceito de serviços

⁶¹ Na dicção de José Eduardo Figueiredo Dias (2007), “o problema do ambiente é um problema com enorme actualidade e os juristas abandonaram definitivamente uma posição de indiferença relativamente a ele. Daí que se tenha formado, desde a década de 70, um conjunto de regras e princípios jurídicos prioritariamente orientados para a protecção do ambiente, e que levam a que se possa falar hoje, com propriedade, num *Direito do Ambiente* como um novo ramo do Direito, distinto dos demais, pela matéria, estrutura, princípios e funções.”

⁶² Na CRP, art. 9º, “e”, encontra-se, dentre as tarefas fundamentais do Estado, “proteger e valorizar o património cultural do povo português, defender a natureza e o ambiente, preservar os recursos naturais e assegurar um correto ordenamento do território.” Nesse mesmo sentido, o art. 225 da Constituição brasileira de 1988.

ecossistêmicos entra na *agenda política* de diversos Estados e órgãos multilaterais (ONU, FAO, Convenção da Diversidade Biológica, dentre outros). Nessa trajetória, é possível observar que o conceito de serviços ecossistêmicos tem sido objeto de *normas, decisões judiciais, bem como de novos instrumentos da política do ambiente*. Em outros termos, percebe-se um aumento da *normatividade* desse conceito. Não obstante o conceito de serviços ecossistêmicos seja novo para as ciências jurídicas, o Direito exerce um papel fundamental na *valorização e operacionalização* deste conceito. Portanto, num cenário *complexo, de instabilidade e incerteza* decorrente de mudanças no clima global, sobrecarga dos ecossistemas, agravado por uma crescente demanda por mais *bens públicos* (common goods), como será a resposta do Direito? Os serviços ecossistêmicos têm um papel central no *Direito do antropoceno*. Logo, em relação aos serviços ecossistêmicos, surge uma questão que deverá ser enfrentada pelo Direito: diante do avanço do conhecimento científico sobre a capacidade dos ecossistemas de sustentar o bem-estar humano, bem como do conhecimento a respeito dos limites dessa capacidade, como deve se dar a *reação* do Direito?

De acordo com o abordado no capítulo primeiro, a ecologia descreveu em grande medida o funcionamento dos ecossistemas que suportam a vida no Planeta. Desde sua criação, nos anos 1980, o conceito de serviços ecossistêmicos teve um grande impacto científico, como atesta Costanza e Kubiszewski (2012).⁶³ Não obstante existirem dúvidas a respeito da dimensão exata da erosão da biodiversidade e dos ecossistemas, existem evidências de que essas perdas afetam negativamente as funções dos ecossistemas e os serviços ecossistêmicos. Estudos apontam que atingimos um nível crítico e, no caso da biodiversidade, do clima e do nitrogênio, já ultrapassamos os limites considerados “seguros”. Essas mudanças são tão profundas que é possível identificar uma nova Era geológica: o antropoceno⁶⁴ (Kolbert, 2015). Uma Era geológica moldada pelas extinções de milhares de espécies provocadas por uma única espécie: o *Homo Sapiens*.

Diante das *incertezas* e da *complexidade* do Antropoceno, o Direito é instado a dar respostas ao risco de colapso dos ecossistemas que dão suporte à vida na Terra. Nesse contexto, as respostas devem ser *efetivas* e atingir um resultado pré-determinado (especificamente os níveis e padrões seguros de operação observáveis no Holoceno). Nesse contexto, o princípio da precaução é a “pedra angular” a apontar caminhos. A complexidade que envolve os serviços ecossistêmicos enseja uma nova abordagem jurídica que dê conta de debelar a perda dos ecossistemas e o declínio desses serviços. O princípio da precaução, portanto, constitui o ponto de partida para qualquer medida que se pretenda em relação aos serviços ecossistêmicos, dada a complexidade e incerteza enquanto os efeitos da perda da biodiversidade e consequente degradação dos ecossistemas. Mas

⁶³ O levantamento realizado por Costanza e Kubiszewski apontou que desde que o termo “serviços ecossistêmicos” foi cunhado em 1983 por Ehrlich e Mooney até 02 de janeiro de 2011 (data da apuração), haviam sido publicados 2386 papers em periódicos indexados. Além disso, os autores apuraram cerca de 30.000 citações desses papers. (Costanza e Kubiszewski, 2012)

⁶⁴ O termo “Antropoceno” foi cunhado por Paul Crutzen – o químico holandês que recebeu o Prêmio Nobel de Química pela descoberta dos efeitos das substâncias que afetam a camada de ozônio. Crutzen publicou o artigo “Geologia da espécie humana”, na revista Nature em 2002. (Crutzen, 2002).

como o Direito deve recepcionar o conceito de serviços ecossistêmicos para operacionalizá-lo no sistema jurídico? Como será o diálogo desse conceito com os outros instrumentos e institutos jurídicos? E como o Direito recepcionará os novos instrumentos baseados nesse conceito? Essas questões são de extrema importância no momento em que a abordagem dos serviços ecossistêmicos se encontra bastante avançada na economia e na ecologia, mas que aguarda pelo Direito para sua *operacionalização*. Pode-se afirmar que, sem uma intervenção dirigente do Direito, não haverá uma implementação do conceito de serviços ecossistêmicos capaz de conter a perda da biodiversidade e a degradação dos ecossistemas que fornecem tais serviços.

Importante se observar que a complexidade da abordagem dos serviços ecossistêmicos pode ter um difícil diálogo com a atual abordagem jurídica do ambiente. Aqui surge outra questão: poderá o Direito, com sua estrutura atual, enfrentar a complexa abordagem dos serviços ecossistêmicos? Como se verá, necessária uma nova abordagem jurídica que seja capaz de tornar os serviços ecossistêmicos visíveis para a sociedade. Entretanto, essa nova abordagem jurídica é de tal modo inovadora que estamos diante de uma verdadeira reconfiguração do Direito do Ambiente. Essa reconfiguração já está em curso na lei, na doutrina, na jurisprudência, assim como nos instrumentos jurídicos que adotam a abordagem dos serviços ecossistêmicos. Exemplo disso são as decisões comentadas a seguir (item 3.3.6) ou o sistema de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos (item 3.3.8.1) adotado por vários estados brasileiros. Esse processo de *densificação normativa* pelo qual passa o conceito de serviços ecossistêmicos será discutida no item 3.2. No entanto, essa *densificação normativa* do conceito de serviços ecossistêmicos está a acontecer sem uma sistematização. O conceito de serviços ecossistêmicos, destarte, está provocando uma mudança na forma como Direito trata o ambiente. Além disso, esse conceito tem o condão de provocar ainda mais inovações jurídicas – influenciando na criação de novos instrumentos, decisões judiciais, novos institutos e até novos princípios. Não obstante estas profundas mudanças, inexistente uma teoria jurídica que sistematize e fundamente essa mudança. O objeto do presente subtítulo é, portanto, lançar principais questões a serem invocadas na construção de uma teoria jurídica geral dos Serviços Ecossistêmicos e, com base nisso, subsidiar a construção de um conceito jurídico de serviços ecossistêmicos e a revisão/criação de instrumentos fundados nesse conceito.

3.1.1 Principais questões a fundamentar a adoção de uma teoria jurídica geral para os serviços ecossistêmicos

As principais questões que ensejam a adoção de uma teoria jurídica capaz de sistematizar o conceito dos serviços ecossistêmicos são elucidadas nesse subitem. A fim de organizar as principais questões expostas pela literatura, as dividimos em questões de ordem técnico-científica e de ordem teórico-jurídica. As questões de ordem técnico-científica são:

1. A acelerada perda da biodiversidade e ecossistemas com consequente redução ou colapso nas funções ecossistêmicas e declínio no fornecimento de serviços ecossistêmicos;
2. As perdas econômicas e para o bem-estar humano com o declínio dos serviços ecossistêmicos;
3. A necessidade de não ultrapassar os *limites do planeta* (planetary boundaries), os *pontos de inflexão* (*tipping points ou thresholds*) e da manutenção da *resiliência dos ecossistemas*.

Além das questões de ordem técnico-científica, as de ordem teórico-jurídicas são igualmente importantes para justificar a adoção de uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos. As questões teórico-jurídicas são:

1. *Valorizar* os serviços ecossistêmicos, tornando-os ‘visíveis’ perante a sociedade em geral, para as instituições e para a economia;
2. Necessidade de estabelecer os conceitos, objetivos, princípios e diretrizes necessárias para a adoção da abordagem dos serviços ecossistêmicos nas decisões judiciais, administrativas, políticas públicas e de planejamento;
3. Criar uma base teórico-jurídica coerente e capaz de fundamentar a produção legislativa, bem como apta a subsidiar a criação ou revisão de políticas públicas com base no conceito de serviços ecossistêmicos;
4. Subsidiar as decisões dos tribunais com critérios e parâmetros cientificamente fiáveis;
5. Estabelecimento de critérios de justiça ambiental no acesso e distribuição do bem-estar proporcionado pelos serviços ecossistêmicos;
6. Necessidade de recepção/incorporação das recentes descobertas científicas no Direito.

Importante se salientar que tais questões – sejam de ordem técnico-científica ou teórico-jurídica – se inter-relacionam e se implicam, de modo que a elaboração de uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos deve integrar tais fatores. A elaboração de uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos não implica em “descartar” os avanços observados no Direito do Ambiente, mas *complementá-los*. Ao contrário disso, uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos pode ser percebida como uma *densificação* das normas ambientais, resultante das recentes descobertas das ciências da vida. Por outro lado, a abordagem dos serviços ecossistêmicos *não é* uma “solução mágica” para todos os problemas ambientais: é complementar e renovadora dos instrumentos existentes. É possível, inclusive, cogitar um Direito da Biodiversidade e dos Serviços Ecossistêmicos enquanto um ramo pertencente ao “Direito do Ambiente de segunda geração”, ao lado do Direito das Mudanças Climáticas e do Direito dos Desastres.

O que deve ser destacado é o potencial da abordagem dos serviços ecossistêmicos de provocar uma revisão dos institutos jurídico-ambientais e a criação de novos instrumentos. Nesse

sentido, o presente trabalho pretende lançar as bases teóricas que fundamentarão a criação de novos instrumentos e a revisão dos existentes com base no conceito de serviços ecossistêmicos. Fundamental, portanto, apontar os motivos que ensejam a adoção de uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos.

3.1.1.1 Questões de ordem técnica-científica

3.1.1.1.1 A acelerada perda da biodiversidade e de ecossistemas com conseqüente redução ou colapso nas funções ecossistêmicas e declínio no fornecimento de serviços ecossistêmicos

O caso da ilha de Páscoa é emblemático no sentido de ilustrar o retrocesso (ou quase extinção) de uma civilização em decorrência do colapso dos serviços ecossistêmicos. (Ponting, 2007). Vários estudos apontam que as pressões humanas sobre o ambiente são tão severas e profundas que estar-se-ia diante de uma nova era geológica: o *Antropoceno* (Crutzen e Stoermer, 2000; Crutzen, 2002; AEM, 2005; Brondizio et al, 2016). Essa nova era geológica caracteriza-se por elevada perda de biodiversidade e profunda alteração no clima e nos ecossistemas que suportam a vida no Planeta. Brondizio et al. (2016) destacam que, em sua essência, o conceito de Antropoceno abrange as “alterações de escala planetária sem precedentes, resultantes das transformações sociais, pelo menos desde a revolução industrial europeia e em particular ao longo dos últimos 65 anos do desenvolvimento mundial.” Crutzen e Stoermer (2000) fornecem alguns exemplos das drásticas alterações provocadas pela humanidade nos últimos anos e que justificam a sinalização de uma nova era geológica:

- Em algumas gerações a humanidade está esgotando os combustíveis fósseis que foram gerados por várias centenas de milhões de anos;
- A liberação de SO₂ para a atmosfera através da queima de carvão é, pelo menos, duas vezes maior do que a soma de todas as emissões naturais;
- 30-50% da superfície terrestre foi transformada pela ação humana; mais nitrogênio é agora fixado sinteticamente e aplicados como fertilizantes na agricultura do que o nitrogênio fixado naturalmente em todos os ecossistemas terrestres;

- A liberação para a atmosfera de NO a partir de combustíveis fósseis e da combustão de biomassa é maior do que os *inputs* naturais, dando origem a formações de ozônio fotoquímico (*smog*) em extensas regiões do mundo;
- Mais de metade de toda a água doce acessível é usada pela humanidade;
- A atividade humana aumentou a taxa de extinção de espécies por mil a dez mil vezes nas florestas tropicais;
- Vários gases de efeito estufa aumentaram substancialmente na atmosfera: CO₂ em mais de 30% e CH₄ por até mais do que 100%.
- Lançamento de substâncias tóxicas no ambiente em escala sem precedentes;
- Lançamento de gás clorofluorcarbono que destruiu a camada de ozônio;
- Zonas húmidas costeiras também são afetados pelas atividades humanas, tendo resultado na perda de 50% das áreas de mangue em todo o mundo.

Nas palavras dos autores que cunharam a expressão, o antropoceno se justifica por

Considering these and many other major and still growing impacts of human activities on earth and atmosphere, and at all, including global, scales, it seems to us more than appropriate to emphasize the central role of mankind in geology and ecology by proposing to use the term “anthropocene” for the current geological epoch. The impacts of current human activities will continue over long periods. (Crutzen e Stoermer, 2000)

Crutzen (2002) em seu influente artigo intitulado “Geology of Mankind” sinaliza que, caso nenhuma catástrofe global ocorrer, “a humanidade permanecerá como a maior força ambiental por muitos milênios.” Entretanto, complementa o autor, que será uma difícil tarefa para os cientistas, pois deverão orientar a sociedade para a gestão ambientalmente sustentável durante a era do antropoceno. Aragão (2016a) propõe que seja adotado um novo Direito do Ambiente: o Direito do Ambiente do Antropoceno⁶⁵:

The time of Anthropocene Environmental Law has arrived. (...) In the Anthropocene, the status quo changed radically. Humans are now the main force shaping and transforming the Planet. (...) This change in the status quo has legal consequences. (...) Therefore, the objective of preserving the Earth System in a certain desired state depends on us, more than ever. Specifically, it depends on science and technology, but it depends not less on society.

⁶⁵ Aragão (2016a) sustenta que, diante das intensas mudanças que a humanidade provocou no Planeta, assim como diante da tomada de consciência sobre tais mudanças, faz necessário um novo Direito do Ambiente. Para esclarecer as razões que fundamentam um Direito do Ambiente do Antropoceno, Aragão (2016a) resume seus argumentos em três passos e uma conclusão: “(i) *nós alteramos o Planeta*; (ii) *nós sabemos que algumas mudanças têm efeitos negativos*; (iii) *nós compreendemos ‘por que’ e ‘como’ as mudanças ocorrem.*” E conclui: “assim, nós temos o ônus de evitar futuras mudanças negativas e reverter as mudanças que já ocorreram.”

E qual a diferença entre o (novo) Direito do Ambiente do Antropoceno e o (antigo) Direito do Ambiente *business-as-usual*? Informação. Hoje possuímos informações sobre o funcionamento do “Sistema Terra”: sabemos que a humanidade alterou drasticamente esse funcionamento e sabemos os limites seguros de operação desse sistema. Aragão (2016a) compara com a obrigação do médico que, quando não dispõe de informações suficientes, deverá empregar as melhores técnicas disponíveis para tentar curar o paciente (obrigação de meio). No entanto, quando essas informações estão disponíveis e a técnica é bastante difundida, o médico terá uma *obrigação de resultado*. No Direito do Ambiente *business-as-usual*, sugere a autora, “there was an *obligation to make an effort to prevent environmental damages and to improve the quality of the environment.*” As ações de proteção ambiental devem se basear, portanto, “on the best available techniques, good practice and due diligence.” (Aragão, 2016a) Já no Direito do Ambiente do Antropoceno a obrigação é de *resultado*, pois conhecemos os efeitos negativos das mudanças e conhecemos as técnicas para evitá-los. Portanto, devemos empregar todos os esforços para atingir os objetivos efetivos de preservação:

In Anthropocene Environmental Law the obligations are now to achieve an outcome: effective prevention of environmental damages and real improvement of the quality of the environment. This requires adopting all the measures necessary to attain milestones, to respect deadlines and to deliver results. The criteria for the choice of means to attain the objectives are ecological proportionality and efficacy, i.e. the capacity to meet the targets. (Aragão, 2016a)

Essas alterações sem precedentes podem conduzir a uma redução ou mesmo colapso na capacidade dos ecossistemas em prover os serviços ecossistêmicos, acarretando graves consequências ao bem-estar humano. Portanto, é necessária e urgente estancar a perda da biodiversidade e dos ecossistemas que dão suporte à vida no planeta. Uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos deve ter isso como objetivo primeiro. É de se ressaltar que, apesar dos serviços ecossistêmicos referirem-se ao bem-estar humano, esse caráter antropocêntrico não pode servir de escusa para ignorar as funções ecossistêmicas que dão suporte às demais formas de vida. Isso porque tais funções são a base para os serviços ecossistêmicos dos quais se beneficiam os seres humanos.

Assim, essencial a manutenção da biodiversidade, dos ecossistemas e suas funções ecológicas – e não somente dos serviços ecossistêmicos que estão diretamente relacionados com o bem-estar humano. Isso possui uma questão de relevo para uma teoria geral dos serviços ecossistêmicos, na medida que os serviços ecossistêmicos de provisão e culturais são mais facilmente assimilados pelo mercado, enquanto os serviços de suporte e de regulação são olvidados. Portanto, o Direito deve tutelar não apenas os serviços ecossistêmicos que possuem valor econômico e interesse para o mercado, mas também os serviços e funções ecossistêmicas que não possuem valor de uso direto. Isso porque, mesmo não possuindo uma valoração monetária, possuem

um *valor jurídico*. Uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos deve fundamentar esse *valor jurídico* dos serviços ecossistêmicos, associando-o à conservação da biodiversidade e dos ecossistemas – ainda que não possuam um valor monetário.⁶⁶

Iniciativas de preservação da biodiversidade e dos ecossistemas com base da abordagem dos serviços ecossistêmicos estão sendo difundidas por diversos países e regiões. Um exemplo disso é a Estratégia da União Europeia para a Biodiversidade 2020 que possui o foco nos *serviços ecossistêmicos*. Nesse ponto, a Comissão Europeia observa que a nova estratégia, mais do que conter a perda da biodiversidade, “destaca, pela primeira vez, o *imenso valor dos serviços dos ecossistemas e a necessidade urgente de manter e restaurar estes para o benefício tanto da natureza como da sociedade*.” (European Commission, 2011) Outro exemplo é a *Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e da Biodiversidade para 2030* de Portugal, a qual incorpora o conceito de serviços ecossistêmicos⁶⁷ (República Portuguesa, 2018). A atuação do Direito desempenhará um papel crucial na conservação da biodiversidade. Cabe à teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos, portanto, fundamentar e sistematizar a atuação do Direito e das instituições na formulação e aplicação dos instrumentos voltados para a valorização e preservação desses serviços.

3.1.1.1.2 As perdas econômicas e para o bem-estar humano com o declínio dos serviços ecossistêmicos.

Quando os serviços ecossistêmicos são afetados, verificam-se consequências diretas ou indiretas para o bem-estar humano e para a economia. São exemplos disso as recorrentes crises hídricas em diversas partes do Planeta, a crise dos polinizadores e o declínio dos cardumes

⁶⁶ Particularmente em relação os serviços de suporte e regulação – os quais normalmente não possuem uma valoração monetária –, pode-se fazer uma analogia com o *valor jurídico* que o Direito atribui à *vida humana*. Ou seja, o *valor jurídico* da vida humana não está expresso em *valor monetário*, mas o sistema jurídico está voltado à sua manutenção e promoção. Não obstante esse *valor jurídico* não ser monetário, existem situações que o sistema jurídico autoriza a atribuição de um valor monetário pela perda da vida humana. Exemplo disso são os acidentes de trânsito com vítimas fatais em que os culpados são condenados a indenizar a família da vítima. Nesses casos o que se observa é que: (i) a vida possui um valor jurídico e é protegida pelo sistema jurídico; (ii) quando por culpa ou dolo alguém tirar a vida de outrem, existirá o dever de indenizar e, portanto, se estará diante da atribuição de um valor econômico para indenizar a vida perdida (e não *substituir pelo equivalente em dinheiro*). Por isso os serviços ecossistêmicos devem possuir um valor jurídico enquanto *bem da vida* tutelado pelo Direito e, em determinadas situações, ser-lhes-á atribuído um valor monetário. O fundamental aqui é o Direito reconhecer o *valor jurídico* dos serviços ecossistêmicos – e não o valor monetário simplesmente.

⁶⁷ “A Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e Biodiversidade para 2030 (ENCNB 2030) assenta no reconhecimento de que o património natural português concorre decisivamente para a afirmação do país internacionalmente e, deste modo, contribui para a concretização de um modelo de desenvolvimento assente na valorização do seu território e dos seus valores naturais. Neste mesmo sentido, o Programa do XXI Governo Constitucional estabelece que Portugal se deve posicionar na vanguarda da valorização económica da biodiversidade e dos serviços dos ecossistemas, encarando-os como ativos estratégicos essenciais para a coesão territorial, social e intergeracional.”

nos oceanos. Outro exemplo que trouxe graves consequências econômicas foi a retirada da vegetação costeira (mangues), os quais serviam de barreira contra eventos extremos e que poderiam ter evitado ou diminuído as perdas materiais e humanas.

Os serviços ecossistêmicos, como parte de *Capital Natural crítico*, são a base do bem-estar humano e da economia. O reconhecimento disso é o ponto de partida para uma *sustentabilidade forte*. Somente será possível garantir um *mínimo existencial ecológico* para as presentes e futuras gerações se os ecossistemas que sustentam a vida no planeta forem preservados. Nesse ponto, Farley (2012) adverte que o conceito de Capital Natural é uma construção econômica que ressalta o valor do mundo natural e dos ecossistemas e sua *insubstituibilidade*:

Natural capital is an economic construct that describes the natural world, its ecosystems, and their value to society (...) The concept of natural capital caught on fairly quickly, particularly in the field of ecological economics, whose theoretical foundations stressed the dependence of the economic system on the planet's finite supply of natural resources and the invaluable services they generate.

A ideia de insubstituibilidade do Capital Natural crítico, portanto, está ligada aos limites biofísicos impostos pela natureza à expansão da economia. De modo que estes limites não são – e não podem ser – totalmente conhecidos, ultrapassá-los poderá levar a perdas irreversíveis. Nesse sentido, o TEEB (2010c) adverte que “crossing ecological thresholds in critical natural capital may involve large changes welfare that render the estimation of marginal and total values essentially meaningless since they approach infinity.” O estudo intitulado “*O valor do Capital Natural e dos serviços ecossistêmicos mundiais*” (Costanza et al., 1997) provocou um imenso impacto e difundiu de forma pioneira o conceito de serviços ecossistêmicos abordando justamente o *impacto econômico* desses serviços.

Em 2011, o United Kingdom National Ecosystem Assessment (NEA, 2011) realizou o mais detalhado levantamento sobre os ecossistemas e sua relação com o bem-estar humano no Reino Unido. Segundo esse estudo, são evidentes as influências das mudanças nos ecossistemas sobre o bem-estar humano, trazendo impactos positivos e negativos. Muitos ecossistemas aumentaram o fornecimento de *serviços de provisão* (como, por exemplo, plantações e árvores), e contribuíram para melhorar o bem-estar humano (ex.: alimentos e madeira). No entanto, esse incremento no bem-estar humano se deu em detrimento de outros serviços, incluindo serviços de suporte (ex.: ciclo de nutrientes), regulação (ex.: qualidade e da água e número e diversidade de polinizadores) e culturais (ex.: número de pássaros do campo e integridade da paisagem). O relatório conclui que, apesar de muitos indicadores demonstrarem declínio dos serviços ecossistêmicos, os impactos dessas mudanças no bem-estar humano não são fáceis de quantificar. Por exemplo, o impacto econômico da perda de insetos polinizadores não é conhecido, mas o valor total do serviço de polinização é estimado em 430 milhões de Libras por ano. (NEA, 2011)

Em 2008 o TEEB (2010b) lançou um relatório preliminar que fornecia uma avaliação prévia em escala global dos impactos econômicos associados com a perda do Capital Natural. Nesse documento, o TEEB estima que o custo da inação política e da continuidade do *business as usual* causaria perdas anuais de cerca de US\$ 2 a US\$ 4,5 trilhões. O TEEB (2010b) ainda ressalta nesse relatório “as fortes relações entre conservação da biodiversidade e dos ecossistemas e a eliminação da pobreza (...)”, assim como as questões de “equidade ética e intergeracionais que estão por trás das escolhas das taxas de desconto para avaliar os benefícios da natureza para o bem-estar humano.” Também a FAO (2011) publicou um relatório no qual relaciona os serviços ecossistêmicos à segurança alimentar. A FAO (2011) destaca que “muitos ecossistemas estão em declínio e isto é de particular importância para a agricultura, que depende dos serviços ecossistêmicos.” Nesse sentido, o relatório alerta que “a perda de ecossistemas saudáveis afetará seriamente a produção de alimentos, tanto hoje como no futuro.” (FAO, 2011)⁶⁸ O impacto negativo do declínio dos serviços ecossistêmicos no bem-estar humano e na economia é, portanto, um dos fundamentos para a atuação do Direito.

Além dos impactos na economia, é importante se ressaltar que o colapso dos serviços ecossistêmicos pode afetar de tal forma o bem-estar humano que serão inevitáveis os conflitos pelo acesso a esses serviços. Da mesma forma, haverá mais populações deslocadas em decorrência do colapso dos serviços ecossistêmicos. Vários autores elucidaram as consequências das mudanças climáticas para os assentamentos humanos ao redor do globo. São conhecidas e particularmente dramáticas as consequências da elevação do nível do mar para as ilhas do Pacífico e as cidades costeiras. Assim, as mudanças climáticas podem resultar no deslocamento de milhares (talvez milhões) de pessoas no Planeta. Conjuntamente às mudanças climáticas, o declínio dos serviços ecossistêmicos é identificado como uma das maiores preocupações ambientais da atualidade.

Importante destacar que os países pobres são ainda mais afetados pelo declínio na provisão dos serviços ecossistêmicos. Em outras palavras, a preservação dos ecossistemas está diretamente ligada aos Direitos humanos. Segundo o relatório “Direitos Humanos e o Ambiente”, publicado pelas Nações Unidas em 2012 para a Conferência Rio+20:

Human rights and the environment are inextricably linked and in respect to sustainable development, natural allies. Ecosystem services – including food, clean water, medicinal substances, recreation, and protection from natural hazards such as floods and droughts – are indispensable to the well-being of all people in all places. Loss of such services will increasingly threaten humanity’s ‘right to development.’ [...] As repeatedly shown, a

⁶⁸ “A healthy ecosystem can provide a variety of crucial services for public goods, such as clean water, nutrient cycling, climate regulation and food security — services that contribute directly or indirectly to human well-being. Yet today, many ecosystems are in decline; this is of particular importance to agriculture, which depends on ecosystem services. Loss of healthy ecosystems will seriously affect the production of food, both today and in the future.” (Food and Agriculture Organization of the United Nations – FAO, 2011)

healthy environment is a vital factor in promoting human health and life, basic human rights, and creating sustainable development. Ecosystems provide basic necessities of life, especially to the most poor and vulnerable.

Portanto, o colapso da provisão de serviços ecossistêmicos também poderá ocasionar severas rupturas nas sociedades humanas. Exemplo disso é o dano perpetrado no Rio Doce (Brasil) em 2015, dano este que resultou na alteração no modo de vida de muitas comunidades que dependiam dos serviços ecossistêmicos providos pelo rio. Inevitavelmente, os pescadores deverão mudar de atividade ou de local, uma vez que os serviços ecossistêmicos dos quais dependiam entrou em colapso sem previsão de restauração no curto prazo.

3.1.1.1.3 A necessidade de não ultrapassar os limites do Planeta (*planetary boundaries*), os pontos de inflexão (*tipping points* ou *thresholds*) e da manutenção da resiliência dos ecossistemas

Em 2009 pesquisadores do Stockholm Resilience Center publicaram um estudo intitulado “Planetary boundaries: exploring the safe operating space for Humanity” (Rackström et al., 2009). Nesse artigo, os autores defendem que existem “fronteiras” ou “limites” nos sistemas naturais do Planeta que, se ultrapassadas, poderão provocar reações não lineares e catastróficas. Segundo os autores, “as pressões antropogênicas no Sistema da Terra atingiram uma escala na qual mudanças ambientais globais não podem ser descartadas por muito tempo.” (Rackström et al., 2009) Como forma de inferir quais seriam os limites e, com o objetivo de indicar a escala na qual a humanidade pode “operar com segurança”, os autores definiram uma nova abordagem para a sustentabilidade global baseada em nove limites.⁶⁹ Ultrapassar um ou mais desses limites, alertam Rackström et al. (2009), “may be deleterious or even catastrophic due to the risk of crossing thresholds that will trigger non-linear, abrupt environmental change within continental-to planetary-scale systems.” O estudo estima que a humanidade já ultrapassou três limites planetários: a da

⁶⁹ “We have identified nine planetary boundaries and, drawing upon current scientific understanding, we propose quantifications for seven of them. These seven are climate change (CO₂ concentration in the atmosphere <350 ppm and/or a maximum change of +1 W m⁻² in radiative forcing); ocean acidification (mean surface seawater saturation state with respect to aragonite ³ 80% of pre-industrial levels); stratospheric ozone (<5% reduction in O₃ concentration from pre-industrial level of 290 Dobson Units); biogeochemical nitrogen (N) cycle (limit industrial and agricultural fixation of N₂ to 35 Tg N yr⁻¹) and phosphorus (P) cycle (annual P inflow to oceans not to exceed 10 times the natural background weathering of P); global freshwater use (<4000 km³ yr⁻¹ of consumptive use of runoff resources); land system change (<15% of the ice-free land surface under cropland); and the rate at which biological diversity is lost (annual rate of <10 extinctions per million species). The two additional planetary boundaries for which we have not yet been able to determine a boundary level are chemical pollution and atmospheric aerosol loading.”

mudança no clima, a alteração no ciclo do nitrogênio global e as taxas de perda da biodiversidade. Além disso, outros limites estão próximos de serem cruzados, como indica o gráfico abaixo:

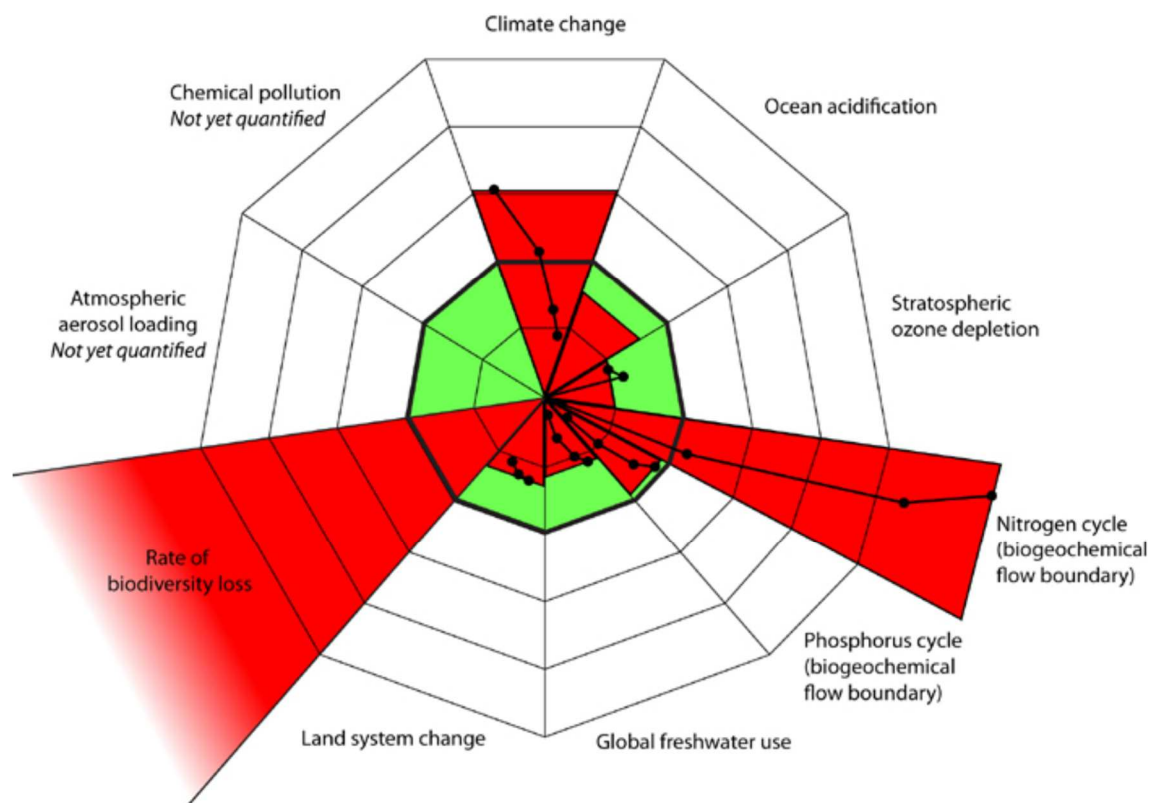


Fig. 08: Estimativa da evolução quantitativa das variáveis de controle para sete fronteiras planetárias, dos níveis pré-industriais até o presente. (Rackström et al., 2009).

O gráfico apresentado pelo estudo é de fácil compreensão. A parte clara representa o “espaço operacional seguro”, sendo o limite seu contorno exterior. A extensão em escuro nas cunhas representa a estimativa da posição atual das variáveis de controle. Os pontos mostram a trajetória estimada de tempo (1950-presente) de cada variável de controle. Para a perda da biodiversidade, dado o limite atual de >100 extinções por milhão de espécies, a estimativa excede o espaço da figura (Rackström et al, 2009, p. 22). Observa-se que duas *fronteiras planetárias* não foram quantificadas (“carga de aerossol na atmosfera” e “poluição química”) o que poderia tornar a situação ainda mais dramática. Os autores alertam, ainda, que os *Planetary Boundaries* são interdependentes e, portanto, ultrapassar um pode mudar a posição dos outros limites e/ou provocar que esses também sejam ultrapassados.

Já o ‘*tipping point*’ ou ‘*ecological threshold*’ é definido como “um ponto em que um sistema (ecológico) experimenta uma mudança qualitativa, na sua maioria de forma abrupta e

descontínua.”⁷⁰ Outro conceito importante é o ‘*regime shift*’, ou seja, a mudança de regime enquanto uma “mudança grande e persistente na estrutura e função dos sistemas (sócio-ecológicos), com impactos substanciais sobre o conjunto de serviços ecossistêmicos proporcionados por esses sistemas.” (Jax, 2014) Essa transição também é caracterizada por uma falta de retratabilidade (*hysteresis*), ou seja, a impossibilidade de o ecossistema voltar ao estado anterior ao estresse. Em outros termos, quando submetidos a uma pressão que supera a sua *resiliência*, os ecossistemas não são capazes de retornar estágio anterior em decorrência da *entropia*. Daí porque não faz sentido falar-se em *restauração ao status quo ante*: já não é mais possível recompor o estado anterior. Portanto, é absolutamente necessário e urgente evitar a perda das funções dos ecossistemas e a manutenção da sua resiliência. Em consequência disso, a manutenção da qualidade e resiliência dos ecossistemas deve ser um dos fundamentos da teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos.

Nas palavras de Jax (2014):

The existence of “tipping points” in human–environmental systems at multiple scales – such as abrupt negative changes in coral reef ecosystems, “runaway” climate change, and interacting nonlinear “planetary boundaries” – is often viewed as a substantial challenge for governance due to their inherent uncertainty, potential for rapid and large system change, and possible cascading effects on human well-being.

Alguns ordenamentos jurídicos já se preocupam com a perda da biodiversidade. No Brasil, a Lei de Crimes ambientais prevê como circunstância que agrava a pena “ter o agente cometido a infração atingindo espécies ameaçadas (art. 15, II, “q”)⁷¹ Além disso, o Brasil é signatário da Convenção sobre Diversidade Biológica, a qual preconiza que “cada Parte Contratante deve, de acordo com suas próprias condições e capacidades: (a) desenvolver estratégias, planos ou programas para a conservação e a utilização sustentável da diversidade biológica ou adaptar para esse fim estratégias, planos ou programas existentes (...)” (CDB, art. 6º) Também na Constituição Portuguesa se verifica menção expressa à incumbência do Estado em “promover o aproveitamento racional dos recursos naturais, salvaguardando sua capacidade de renovação e a estabilidade ecológica, com respeito pelo princípio da solidariedade entre gerações.” (Art. 66º, “e”) A Constituição brasileira de 1988 prevê no seu art. 225 que o Poder Público deve preservar a

⁷⁰ Jax (2014) faz uma importante distinção entre os ‘ecological thresholds’ e os limites regulatórios: “In contrast to ecological thresholds, another type of thresholds important for conservation and resource management are (...) *regulatory limits* – by some authors also called *decision thresholds* or *management thresholds*. Regulatory limits refer to points in some variable or state up to which a risk of system change is permitted or accepted (like in regulations of nitrate or pesticides levels in drinking water). While ecological thresholds are largely descriptive, regulatory limits involve societal choices and negotiation of values and aims.”

⁷¹ Nesse sentido, pode-se citar o art. 29 da Lei 9.605/1998: Art. 29 – “Matar, perseguir, caçar, apanhar, utilizar espécimes da fauna silvestre, nativos ou em rota migratória, sem a devida permissão, licença ou autorização da autoridade competente, ou em desacordo com a obtida: Pena - detenção de seis meses a um ano, e multa.” Essa pena é aumentada de metade, se o crime é praticado contra espécie *considerada ameaçada de extinção*, ainda que somente no local da infração. (Art. 29, §4º, I)

diversidade e a integridade do patrimônio genético do País (§1º, II), bem como preservar e restaurar os processos ecológicos essenciais e prover o manejo ecológico das espécies e ecossistemas (§1º, I).⁷² Nos seus comentários à Constituição brasileira, Machado (2013) ressalta que “os poderes públicos têm a atribuição de ‘preservar’ os processos fundamentais da biosfera, isto é, devem cuidar para que o comportamento humano não interfira de forma a gerar degradação ambiental.” Observa-se, portanto, que vários diplomas já incorporam a preocupação com a biodiversidade e os ecossistemas. No entanto, os ordenamentos jurídicos têm grande dificuldade de lidar com as mudanças não lineares desencadeadas pelas alterações na biodiversidade e ecossistemas.

As incertezas científicas sobre exatamente onde se situam os *tipping points* não podem servir como argumento para a inércia do Direito. Também não podem as análises de custo/benefício sobrepor-se à ação imediata, pois valores outros que os monetários estão em jogo. Devem, ainda, ser considerados os reflexos nas gerações futuras, os quais podem ser potencializados pelo aumento ou manutenção das pressões sobre a biodiversidade, ecossistemas e seus serviços. Uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos deve considerar os limites do Planeta e a capacidade de suporte dos ecossistemas, eis que é imprudente negar a importância e a urgência disso para o bem-estar humano.

Galaz et al. (2014), destacam que existe uma “necessidade crescente de explorar empiricamente e teorizar sobre a forma como os atores estatais e não estatais percebem, respondem a tentam prevenir mudanças ambientais abruptas de larga escala.” Os autores salientam que essa não é tarefa fácil por várias razões:

- As dúvidas existentes acerca “das definições de *limites*, a sua reversibilidade, assim como a sua dimensão”;
- O potencial número e tipos de *tipping points* relevantes para o estudo de sistemas biofísicos na escala global seria muito grande para ser quantificado, o que tornaria difícil a tarefa de tirar conclusões gerais a partir de um conjunto limitado de estudos de casos;
- Apesar dos desafios de governança relacionados aos *tipping points* em escala local e regional terem sido extensivamente estudados, os desafios de governança associados aos *tipping points* na escala global raramente são exploradas, apesar de sua identificada urgência.

Entretanto, como destacam os autores, “preventing the transgression of perceived critical ‘tipping points’, however, requires not only early warning and response capacities, but also an ability to address complex and underlying human–environmental drivers that contribute to the

⁷² Machado (2013), ao fazer um resgate histórico da elaboração desse inciso, observa que “o grupo de juristas que assessorou a Comissão Mundial de Meio Ambiente e Desenvolvimento (Relatório Brundtland) apresentou um conjunto de 22 princípios, um dos quais – o de n. 3 – afirma que ‘Os Estados assegurarão a manutenção dos ecossistemas e dos processos ecológicos essenciais ao funcionamento da biosfera.’”

problem at hand.” (Galaz et al, 2014) Uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos, portanto, deverá lidar com os complexos vetores humanos e ambientais que contribuem para o agravamento do problema. Nesse sentido, Aragão (2016a) propõe que os limites biogeoquímicos do Planeta sejam reconhecidos através da identificação dos *tipping points* e, assim, se determine o *Safe Operation Space*:

In the last few years, natural scientists have been working hard to recognize the fundamental Earth System processes that are crucial for maintaining the Planet in a desired status (the Holocene). Recognizing the biogeochemical boundaries of the Planet, through the identification of tipping points and control variables, amounts to defining our Safe Operating Space. Promoting human prosperity within the Safe Operating Space is essential to maintain the socio-ecological resilience and attain the global sustainable development goals.

Com a determinação do *Safe Operation Space* seria possível ao Direito do Ambiente do Antropoceno definir os limites seguros de operação e fixar metas com base nesses limites. Logo, o objetivo do Direito do Ambiente do Antropoceno seria o de evitar que os limites do planeta (planetary boundaries) e os pontos de inflexão (tipping points) sejam ultrapassados. (Aragão, 2016a) O Direito deve assegurar que a humanidade opere dentro de um espaço seguro. Fortalecer a resiliência dos ecossistemas e, com isso, sua capacidade de fornecer os serviços ecossistêmicos é medida essencial para operar no espaço seguro, respeitando os limites do planeta. Dada a importância da biodiversidade, dos ecossistemas, suas funções e serviços para o sistema planetário, uma teoria jurídica geral para os serviços ecossistêmicos seria um primeiro passo em direção ao Direito do Ambiente do Antropoceno.

3.1.1.2 Motivos de ordem teórico-jurídico

3.1.1.2.1 Valorizar os serviços ecossistêmicos, tornando-os ‘visíveis’ perante a sociedade em geral, para as instituições e para a economia.

Esse é o motivo de ordem teórico-jurídico mais elementar e importante a ensejar uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos. Por constituir um termo recente, cunhado pela ecologia, o conceito de serviços ecossistêmicos é amplamente desconhecido pela sociedade em geral. O mesmo ocorre com muitas instituições (governos, judiciário, sistema financeiro, etc.). Isso traz consequências deletérias para a preservação da biodiversidade e dos ecossistemas, vez esses não são levados em consideração pelos tomadores de decisão. Como adverte o TEEB (2010b),

“a invisibilidade dos valores da biodiversidade muitas vezes encorajou o uso ineficiente ou mesmo a destruição do Capital Natural, que é a base da economia.” O Direito deve sinalizar, de forma clara, que a preservação da biodiversidade, dos ecossistemas e seus serviços está intrinsecamente ligada aos direitos humanos fundamentais à vida, à saúde, à educação e à cultura.^{73 74}

A *economia ecológica* é o campo do conhecimento que mais tem se dedicado a fornecer soluções para a *valorização e internalização* dos serviços ecossistêmicos. Muitas são as propostas de *internalização* dos serviços ecossistêmicos na economia, sendo o sistema de *Pagamento por Serviços Ecossistêmicos* o mais conhecido instrumento. No entanto, a resposta de uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos não pode se limitar tão somente à valoração econômica desses serviços: deve buscar torná-los visíveis perante toda a sociedade e perante as instituições. Nesse sentido, imperioso que uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos fundamente o *valor jurídico* desses serviços, o que tornaria incontornável a sua apreciação nos processos de tomada de decisão. O Relatório das Nações Unidas sobre os Oceanos do Mundo (2016) observa que a abordagem dos serviços ecossistêmicos possui a capacidade de auxiliar nos processos de tomada de decisão, pois “ecosystem services approach draws into decision-making the less visible aspects of sustainable development, such as supporting, regulating and cultural services.”

Guerry et al. (2015) ressaltam que incorporar os serviços ecossistêmicos e o Capital Natural nos processos decisórios será fundamental para enfrentar os desafios do Séc. XXI:

The central challenge of the 21st century is to develop economic, social, and governance systems capable of ending poverty and achieving sustainable levels of population and consumption while securing the life-support systems underpinning current and future human well-being. Essential to meeting this challenge is the incorporation of natural capital and the ecosystem services it provides into decision-making.

Para concretizar a incorporação dos serviços ecossistêmicos nos processos de tomada de decisão, os autores identificam três pontos cruciais: (i) aumentar a consciência sobre a interdependência do bem-estar humano e os ecossistemas; (ii) o avanço da ciência interdisciplinar dos serviços ecossistêmicos; e (iii) a implementação dessa ciência nas decisões voltadas para restaurar o Capital Natural e usá-lo de forma sustentável (Guerry et al., 2015). É absolutamente

⁷³ Em relação à Constituição brasileira, Krell (2013) comenta que “é pacífico o reconhecimento de que o art. 225 estabelece um autêntico Direito *fundamental* (...) Como expressão do princípio da indivisibilidade dos Direitos humanos fundamentais, o Direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado estende e reforça o significado dos Direitos à *vida* (art. 5º, *caput*) e à *saúde* (art. 6º, 196 e s.), além da *dignidade* da pessoa humana (art. 1, III), para garantir uma vida saudável e digna a ser vivida que propicie o desenvolvimento humano, antes da mera sobrevivência.”

⁷⁴ Sobre a Constituição da República Portuguesa, Canotilho e Moreira (1993) observam que “a compreensão antropocêntrica de ambiente justifica a consagração do Direito no ambiente como um Direito constitucional fundamental, o que constitui uma relativa originalidade em Direito constitucional comparado.” Para Colaço Antunes (2008), o direito ao ambiente é também “o fundamento e o novo modo de ser dos Direitos fundamentais e, sobretudo, a medida e o limite dos Direitos fundamentais de índole económica (artigos 61.º/1 e 62.º/1 da CRP).”

necessária a participação do Direito nesse esforço para a afirmação, o avanço científico interdisciplinar e a implementação da abordagem dos serviços ecossistêmicos. Ademais, como lembra Aragão et al. (2016), as ciências jurídicas, trabalhando em conjunto com outras ciências na valoração integrada dos serviços ecossistêmicos, pode contribuir para a *justiça ambiental* e para assegurar respostas justas e aceitáveis para complexas questões práticas.

Não obstante, tornar os serviços ecossistêmicos *visíveis perante a sociedade* será um desafio para o Direito, considerando que é difícil fazer com que as pessoas se preocupem com eventos extremos e o ambiente. Isso toma maior contorno quando se trata de temas tão complexos quanto biodiversidade e serviços ecossistêmicos, particularmente para as pessoas que vivem nas cidades. Saraiva (2013) lembra que “os seres humanos apresentam uma capacidade de preocupação finita, não conseguindo, por isso, manter um nível de desassossego constante em relação aos eventos extremos quando surgem constantemente outros medos e distrações como a crise econômico-financeira ou o dengue.” Ou seja, dificilmente veremos multidões protestando nas ruas para que os governos tomem medidas concretas para a preservação dos serviços ecossistêmicos. Isso significa que o Direito deverá ser proativo na defesa desses serviços. Temos exemplos exitosos dessa atuação proativa do Direito em várias frentes: merecendo menção a campanha antitabagista no Brasil, o banimento do gás CFC (clorofluorcarbono) pelo Protocolo de Montreal e a proibição do DDT (diclorodifeniltricloroetano) em vários países. Chama a atenção que em todos esses casos o alerta partiu dos cientistas, mas a resposta foi engendrada pelos juristas através da elaboração de políticas públicas, normas e tratados internacionais.

Atualmente é possível encontrar o conceito de serviços ecossistêmicos em diversas normas jurídicas. No Brasil, diversos estados federados já adotaram esse conceito em suas legislações, a exemplo de São Paulo (Lei nº 13.798/2009 e Decreto nº 55.947/2010), Santa Catarina (Lei 14.675/2009 e Lei nº 15.133/2010) e Paraná (Lei nº 17.134/2012). Não obstante 15 Estados possuem leis que tratam do tema, todas estão voltadas para o sistema de PSE, como se verá adiante (item 3.2.3.2). Em Portugal, como se verá no item 3.2.1.3, vários diplomas incorporaram o conceito: Decreto-Lei nº 142/2008 de 24 de Julho (Parcialmente alterado pelo Decreto-Lei nº 242/2015); Decreto-Lei nº 239/2012 de 2 de novembro (que procede à primeira alteração ao Decreto -Lei nº 166/2008); Decreto-Lei nº 16/2009 de 14 de Janeiro; Lei nº 17/2014 de 10 de abril; Lei nº 19/2014 de 14 de abril e; Lei nº 31/2014, de 30 de maio. Um exemplo interessante é a Lei de Bases do Ambiente (Lei 19/2014) a qual dispõe no art. 10º que “a política de ambiente tem por objeto os componentes ambientais naturais, como o ar, a água e o mar, a biodiversidade, o solo e o subsolo, a paisagem, e reconhece e valoriza a importância dos recursos naturais e dos bens e serviços dos ecossistemas (...)” Observa-se, portanto, o crescente utilização do termo *serviços ecossistêmicos* na legislação portuguesa e brasileira.

Em relação à iniciativa privada, é crescente a atenção aos serviços ecossistêmicos. Pode-se citar vários exemplos de *mercados de serviços ecossistêmicos*, nos quais arranjos privados

ganham espaço, mesmo diante do vácuo institucional-legislativo.⁷⁵ Outro exemplo de como o conceito de serviços ecossistêmicos pode emergir no setor privado é a exigência, por parte da Directiva 2014/95/EU de que as empresas prestem *informações não financeiras*. (Parlamento Europeu, 2014) Essas informações não financeiras dizem respeito às ações de caráter ambiental e social. A Directiva 2014/95/UE nasce da “necessidade de melhorar a divulgação, por parte das empresas, de informações sociais e ambientais (...)”, o que já havia sido reiterado na Comunicação da Comissão intitulada “Responsabilidade social das empresas: uma nova estratégia da UE para o período de 2011-2014”. Conforme o art. 2º da Directiva 2014/95/UE:

A Comissão deve elaborar orientações não vinculativas sobre a metodologia de relato das informações não financeiras, incluindo indicadores-chave de desempenho não financeiro, gerais e setoriais, a fim de facilitar a divulgação de informações não financeiras pertinentes, úteis e comparáveis pelas empresas.

No detalhamento das informações ambientais, as empresas poderiam, por exemplo, ser instadas a responder: “quais impactos – positivos ou negativos – as atividades da empresa causaram na biodiversidade, nos ecossistemas e nos serviços ecossistêmicos?” Dessa forma, as empresas seriam confrontadas com a abordagem dos serviços ecossistêmicos e, em decorrência disso, poderiam reorientar suas atividades.

3.1.1.2.2 A necessidade de estabelecer os conceitos, objetivos, princípios e diretrizes necessárias para a adoção da abordagem dos serviços ecossistêmicos nas decisões judiciais, administrativas, políticas públicas e de planejamento, bem como compatibilizar essa abordagem com os outros institutos jurídicos.

Diante de sua complexidade, a abordagem dos serviços ecossistêmicos não é de fácil assimilação pelos diferentes ordenamentos jurídicos dos países ocidentais. Ainda que o Direito do Ambiente seja bastante difundido e com princípios fundados no Direito internacional do ambiente, cada ordenamento jurídico apresenta peculiaridades. Não se trata, portanto, de simples “transplante” de institutos de um ordenamento jurídico para outro: para que as instituições de Direito possam trabalhar com a abordagem dos serviços ecossistêmicos, se faz necessário um

⁷⁵ Nesse sentido, ver o caso da empresa de água mineral natural Vittel, na França (FAO, 2013) Ainda sobre o mercado de serviços ecossistêmicos, ver as experiências de café certificado na América Central (<http://www.rainforest-alliance.org/work/agriculture/coffee>).

“acoplamento” através de conceitos e princípios. Diretrizes e objetivos também são necessários para apontar para um “norte” quando se trata de serviços ecossistêmicos. Por outro lado, uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos não pode se limitar a fixar parâmetros, taxas de emissão, ou medidas de comanda-e-controle: deve ir além, criando incentivos e apontando direções e soluções.

Nesse contexto, uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos deve:

- Criar um conceito jurídico para operacionalizar abordagem de serviços ecossistêmicos no sistema jurídico;
- O conceito – jurídico – de serviços ecossistêmicos deve destacar que *benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas são tutelados pelo Direito*.
- Deve evitar “incentivos perversos”: não se pode olvidar que, dependendo da elaboração do conceito de serviços ecossistêmicos, ele pode ser utilizado *contra* o ambiente (dando ênfase nos serviços de provisão em detrimento dos serviços de regulação e de suporte, por exemplo).
- Deve integrar a abordagem dos serviços ecossistêmicos com os demais institutos do Direito.

Para integrar a abordagem dos serviços ecossistêmicos com o sistema jurídico, a uniformidade de conceitos é condição *sine quo a non*. Além disso, uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos deve estabelecer princípios, objetivos e diretrizes a fim de orientar os setores público e privado. O estabelecimento de princípios, objetivos e diretrizes capazes de orientar as políticas públicas, demandas privadas, decisões jurídicas ou administrativas é essencial, na medida em que os serviços ecossistêmicos normalmente envolvem *trade-offs* e ponderação de valores. A instituição de objetivos, diretrizes e princípios, portanto, tem o condão de dirimir conflitos e dúvidas acerca dos serviços ecossistêmicos quando apresentados aos tomadores de decisão. Dessa forma, os tomadores de decisão não ficam adstritos a critérios puramente econômicos, como, por exemplo, a análise de custo/benefício. Isso se mostra extremamente relevante, por exemplo, ao se considerar que serviços ecossistêmicos de regulação e de suporte normalmente não possuem um valor monetário. Sem critérios de ponderação, serviços ecossistêmicos que possuem valor de mercado sempre irão preponderar sobre aqueles serviços que não possuem valor monetário. Outro exemplo, dentro da mesma categoria de serviços ecossistêmicos: nos serviços culturais, se o critério for puramente econômico, a recreação irá sempre preponderar sobre os espirituais ou de culto, o que poderia afetar um local considerado sagrado para determinado povo.

A necessidade de compatibilização e operacionalização da abordagem dos serviços ecossistêmicos com os outros institutos do Direito e criação de novos institutos também demanda a adoção de um conceito jurídico de serviços ecossistêmicos, assim como diretrizes e princípios

que orientem essa nova abordagem. Um exemplo é o sistema de licenciamento ambiental e a avaliação de impacto ambiental, que necessitaria uma revisão para abarcar os serviços ecossistêmicos. A pergunta sobre a pertinência de o EIA adotar a abordagem dos serviços ecossistêmicos – e como isso será feito – está na agenda dos tomadores de decisão atualmente.⁷⁶ Outro exemplo dessa necessidade é a adoção do sistema de Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos por vários estados brasileiros sem qualquer uniformização, situação essa que poderá redundar em insegurança jurídica no futuro.

3.1.1.2.3 Criar uma base teórico-jurídica coerente e capaz de fundamentar a produção legislativa, bem como apta a subsidiar a criação ou revisão de políticas públicas com base no conceito de serviços ecossistêmicos.

Ruhl (2015) chama a atenção para o fato de que os institutos de salvaguarda ambiental, referindo-se em específico ao EPA, foram elaborados nos anos 1970 e desde os anos 1990 não sofreram alterações substanciais. Considerando que a afirmação da abordagem dos serviços ecossistêmicos remonta a finais dos anos 1990 (principalmente a partir das publicações de Costanza et al., 1997 e Daily, 1997), não se verifica nas legislações anteriores a esse período, uma internalização dessa abordagem. A evolução das normas, entretanto, deve acompanhar os avanços da ciência. No Direito do Ambiente isso é fundamental. Um exemplo da legislação portuguesa é o conceito de “*continuum naturale*”, adotado pela Lei de Bases do Ambiente de 1987⁷⁷, hoje revogada pela Lei nº 19/2014 de 14 de abril, a qual define as bases da Política do Ambiente. Com

⁷⁶ “*Ecosystem services for impact assessment of projects, plans and policies – Ecosystem services for impact assessment: One of the main tools proposed to deliver on sustainability expectations and needs “on the ground” is represented by impact assessment (IA). Broadly defined, IA is the process of identifying the future consequences of an action. IA tools have proliferated ever since Environmental Impact Assessment (EIA) was proposed over 40 years ago. A large family of IA tools exists today, each focusing on different aspects of sustainability (e.g., health IA, social IA), and/or levels of decision-making, such as projects, plans and policies. The emergence of ecosystem services (ES) approaches has been pushing for a paradigm shift also in IA. This evolution poses a number of opportunities, but also challenges to the future development of IA, and to its effectiveness. This session discusses these opportunities and challenges in the light of the available evidence, by focusing in particular on the implications for the credibility and salience of IA processes, the effects on the conservation of biodiversity and ecosystem services, and the improvement of decision-making processes. The session welcomes: empirical case studies, demonstrating the use of ES in IA processes (EIA, SEA, HIA, SIA, etc); reviews of the state of practice of the application of ES in real-life IA in specific sectors (land use, energy, agriculture, water, etc) or geographical regions; proposals of methods and operational tools to improve the consideration of ES in IA to improve decision-making.*” [grifo do autor] (5th International EcoSummit Congress – Engineering Change. 29 aug – 1º sep, 2016, Montpellier, França)

⁷⁷ A Lei de Base do Ambiente (Lei 11/87, de 07 de abril de 1987), conceituava no art. 5º, 2, “*d*” *Continuum naturale* como “o sistema contínuo de ocorrências naturais que constituem o suporte da vida silvestre e da manutenção do potencial genético e que contribui para o equilíbrio e estabilidade do território.” Disponível <https://dre.pt/application/dir/pdf1sdip/1987/04/08100/13861397.pdf> Acesso 20 junho 2016.

o avanço do conhecimento científico acerca das dinâmicas ecológicas, o conceito de *continuum naturale* foi interpretado como “corredores ecológicos” até a entrada em vigor da nova legislação sobre a matéria. Outrossim, os diplomas correntes podem/devem ser interpretados conforme a abordagem dos serviços ecossistêmicos. Nesse sentido, o artigo 1.228, §1º do Código Civil Brasileiro⁷⁸ deve ser interpretado no sentido de que o Direito de propriedade somente será garantido pelo Estado se preservar as funções e os serviços ecossistêmicos. Além disso, poder-se-ia cogitar reformas legislativas, a exemplo da legislação relativa aos espaços especialmente protegidos. No Brasil, tal legislação foi concebida para a tutela da biodiversidade (conservação *in situ* e *ex situ*), mas não para a tutela dos serviços ecossistêmicos. Uma adequação poderia incorporar na legislação sobre áreas protegidas a consagração da abordagem dos serviços ecossistêmicos. Não obstante a adoção de normas com base nos serviços ecossistêmicos, é importante lembrar que experiência demonstra que “muitas leis referentes ao ambiente são total ou parcialmente inexecutáveis, o que agrava o problema da efetividade do Direito ambiental.” (Canotilho, 2010) Em virtude disso, é essencial uma teoria jurídica geral que oriente a criação dessas normas, pois, como lembra Canotilho (2010), o Estado tem “o dever de agir normativamente quando a edição de uma norma é condição indispensável à protecção do ambiente.” Em resumo, a abordagem dos serviços ecossistêmicos demandará uma revisão da atual legislação ambiental, bem como a produção de novas normas. Essa revisão e produção normativa deve ser feita com base em uma teoria jurídica coerente e capaz de fundamentar as inovações e as reformas.

3.1.1.2.4 Subsidiar as decisões dos tribunais/administrativas com critérios e parâmetros cientificamente fiáveis.

O apoio aos tribunais com subsídios para a solução das questões envolvendo o ambiente é também uma das aplicações que justificam uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos. O primeiro aspecto a ser considerado é de que *as decisões jurídicas envolvendo o ambiente não podem olvidar os serviços ecossistêmicos*. O segundo aspecto a ser considerado são os conflitos envolvendo diversos serviços ecossistêmicos, quando os tribunais são instados para decidir qual uso deve ser privilegiado. Outras questões, como, por exemplo, o afastamento da teoria

⁷⁸ De acordo com o art. 1.228 do Código Civil Brasileiro (Lei nº 10.406 de 10 de janeiro de 2002) “o proprietário tem a faculdade de usar, gozar e dispor da coisa, e o Direito de reavê-la do poder de quem quer que injustamente a possua ou detenha.” Não obstante, o art. 1.228 ressalva no § 1º que “o Direito de propriedade deve ser exercido em consonância com as suas finalidades econômicas e sociais e de modo que sejam preservados, de conformidade com o estabelecido em lei especial, a flora, a fauna, as belezas naturais, o equilíbrio ecológico e o patrimônio histórico e artístico, bem como evitada a poluição do ar e das águas.”

do “fato consumado”⁷⁹ ou do “Direito adquirido” quando se trata de serviços ecossistêmicos deve ser necessariamente abordado por uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos

Revisando a literatura jurídica e recentes decisões no Brasil e na Europa, é possível identificar julgados que poderiam ter seus fundamentos amplamente reforçados com a abordagem dos serviços ecossistêmicos. Examinemos os seguintes exemplos:

Exemplo 1: A decisão proferida em 2012 pela Segunda Turma do Superior Tribunal de Justiça (STJ) brasileiro no Recurso Especial – REsp 1198727/MG constitui um marco na jurisprudência brasileira ao referir o conceito de serviços ecológicos. No caso, uma ação civil pública buscava a reparação do dano ambiental – desmatamento de uma área de cerrado – e a respectiva indenização. Tanto o juiz de primeiro grau quanto o Tribunal de Justiça de Minas Gerais reconheceram o dano e condenaram o réu a repará-lo. No entanto, “julgaram improcedente o pedido de indenização pelo dano pretérito e residual.” (STJ, 2013) A originalidade do acórdão sob análise está no reconhecimento do dever de indenizar o período no qual os ecossistemas não puderam desempenhar suas funções e prestar serviços ecossistêmicos em consequência do dano ambiental perpetrado. O STJ destaca nessa decisão que os serviços ecológicos ou ecossistêmicos constituem o fundamento de proteção à flora.⁸⁰ E, em consequência, quando perdidos esses serviços, a obrigação de indenizar é complementar à obrigação de reparação *in natura*. Desde a sua publicação em 09 de maio de 2013, esse acórdão serviu como precedente para o julgamento de vários processos em todo o Brasil.

Exemplo 2: Canotilho (1995) fez uma pormenorizada análise do caso da “Quinta do Taipal”, na obra *Proteção do Ambiente e Direito de Propriedade*. Segundo o autor, trata-se de verdadeiro *leading case* da jurisprudência ambientalista portuguesa. O caso versa sobre um conflito de interesses sobre uma área de reconhecida importância ecológica, mas que, todavia, era uma área privada e não declarada como espaço especialmente protegido. O Ministério Público propôs uma ação ordinária para a “defesa do equilíbrio ecológico e do são ambiente da zona em que se integra a Quinta do Taipal (...)” Cabe ao Ministério Público, de acordo com o art. 66 da Constituição da República Portuguesa, a propositura de ações e recursos com vistas a “prevenir e controlar a poluição e os seus efeitos”, “a defesa de paisagens biologicamente equilibradas”, “a conservação da natureza”, o “aproveitamento racional dos recursos naturais” e a “salvaguarda da capacidade de renovação e estabilidade ecológica.” Na ação, o Ministério Público requereu que o proprietário

⁷⁹ No Brasil recentemente o Superior Tribunal de Justiça editou a Súmula 613, a qual dispõe que “Não se admite a aplicação da teoria do fato consumado em tema de Direito Ambiental.” (Súmula 613, PRIMEIRA SEÇÃO, julgado em 09/05/2018, DJe 14/05/2018)

⁸⁰ “No âmbito específico da responsabilidade civil do agente por desmatamento ilegal, irrelevante se a vegetação nativa lesada integra, ou não, Área de Preservação Permanente, Reserva Legal ou Unidade de Conservação, porquanto, com o dever de reparar o dano causado, o que se salvaguarda não é a localização ou topografia do bem ambiental, mas a flora brasileira em si mesma, **decorrência dos excepcionais e insubstituíveis serviços ecológicos que presta à vida planetária, em todos os seus matizes.**” (STJ, 2013) [grifou-se]

mantivesse a área natural, se abstendo de cultivá-la. O réu, por sua vez, argumentou que teria o Direito de cultivar sua propriedade com base no “privilégio agrícola”. Canotilho (1995) critica a decisão de primeiro grau na forma de como o juiz fez o “balanceamento ou a ponderação de Direitos e interesses em conflito, designadamente entre o Direito do Ambiente e o Direito de propriedade privada.” O autor destaca ainda que, à época, não havia no Direito português o conceito de “agressão a habitats naturais” (Canotilho, 1995). O Tribunal decidiu a proibição da atividade agrícola na área, não designando qualquer compensação ao proprietário. Essa posição do Tribunal de Montemor-o-Velho revela-se, segundo o autor, “ecologicamente mais adequada, mas acaba por fazer (...) um balanceamento de Direitos com infravalorção dos interesses dos proprietários.” Canotilho questiona se, sem a instituição de uma reserva de proteção especial por parte do Poder Público, o proprietário impedido de cultivar sua propriedade deve ter reconhecido o “Direito à indenização pelos sacrifícios resultantes da inibição (...)?” Atualmente, ferramentas baseadas nos serviços ecossistêmicos – notadamente o Pagamento por Serviços Ecossistêmicos e as Medidas Agroambientais (na União Europeia) – trazem respostas efetivas a essa questão, estabelecendo contrapartidas financeiras pela preservação. Essas novas ferramentas operacionalizam o que já sinalizava Canotilho (1995): “*o ambiente é caro mas nunca é demasiado caro.*”

Exemplo 3: No caso envolvendo a edificação no Parque Natural da Arrábida, o Município de Sesimbra autorizou a construção de uma casa de 368 m² em um terreno de 3,9 hectares em uma área supostamente localizada no “espaço de transição delimitado no Plano Diretor Municipal de Sesimbra.” O proprietário já havia adquirido o prédio com o projeto de arquitetura da moradia deferido pela Câmara Municipal de Sesimbra. Em 2007, na ação administrativa especial, intentada pelo Ministério Público contra o Município de Sesimbra, foi postulada a demolição da obra. No curso da ação restou “manifesta impossibilidade de legalização da obra em análise.” A ilegalidade decorre de a obra ter sido erigida dentro da área do Parque Natural da Arrábida, em clara ofensa ao disposto no Plano de Ordenamento do PNA. Não obstante isso, a Seção do Contencioso Administrativo do Supremo Tribunal Administrativo entendeu que, antes de proceder à demolição da obra, o proprietário teria seis meses para (tentar!) obter a uma licença que autorizasse a permanência da edificação. De acordo com a decisão, “o pedido formulado pelo Ministério Público no que respeita à demolição das obras não tem, nesta fase, sustentáculo (...) Com efeito, a demolição de qualquer obra destituída de título [ab início ou porque é nulo o acto que a licenciou] pressupõe sempre um procedimento administrativo em que se avalie da possibilidade de legalização e, essa possibilidade tem sempre de existir.” E arremata a decisão: “à cautela (...) um prazo global de seis meses para obtenção de nova licença de construção, com obtenção de parecer vinculativo favorável do PNA.” Se analisadas a partir da perspectiva dos serviços ecossistêmicos, decisões como esta revelam que atualmente os Tribunais, seja no Brasil ou em Portugal, buscam de todas as formas evitar pequenos prejuízos privados/individuais, mas não se preocupam com os grandes prejuízos coletivos perpetrados contra os ecossistemas e a biodiversidade.

Exemplo 4: Em janeiro de 2016 a Terceira Câmara do Tribunal Administrativo Federal da Alemanha proferiu decisão sobre o caso envolvendo a construção de uma ponte sobre o

Rio Elba em um sítio de interesse para a conservação, em Dresden. O caso teve início em 2004, quando o Conselho da Cidade de Dresden aprovou os planos para a construção da “Waldschlößchenbrücke”, uma ponte que atravessa o Rio Elba e os seus prados ao longo das margens. Essa decisão se baseou em um estudo acerca dos impactos da obra sobre a fauna, a flora e os habitats, realizado em janeiro de 2003. Esse estudo considerou os impactos da obra sobre a conservação do sítio “Elbtal zwischen Schöna und Mühlberg.” Entretanto, o estudo não levou em consideração os artigos 6(3) e (4) da Diretiva Habitats⁸¹, concluindo que a obra não teria efeitos adversos significativos ou permanentes sobre os objetivos de preservação do local. Em abril de 2004 a Grüne Liga Sachsen, uma organização de proteção à natureza autorizada a ser parte em processos judiciais, interpôs um recurso de anulação da decisão que aprovou o empreendimento, bem como apresentou um pedido para impedir o início das obras. No entanto, esse recurso não possui efeito suspensivo. Em dezembro de 2004, a Comissão incluiu o vale do Elba entre Schöna e Mühlberg como SIC (sítio de interesse para a conservação), em conformidade com o art. 4º da Diretiva Habitats.⁸² Em 2006 o Conselho da Cidade de Dresden declarou essa região como área especial para a conservação das aves e seus habitats. No entanto, o ato excluiu os prados às margens do Rio Elba no centro de Dresden – onde iria ser construída a ponte. Em novembro de 2007, após o Superior Tribunal Administrativo da Saxônia arquivar o pedido de suspender a construção, apresentado pela Grüne Liga Sachsen, as obras tiveram início. Em 2008 a Administração Regional de Dresden levou a cabo outro estudo acerca dos impactos ambientais da obra, agora em observância ao disposto no art. 6(3) e (4). Esse novo estudo concluiu que as condições do art. 6(3) e (4) foram cumpridas e respaldou a obra. Em 2011, o Superior Tribunal Administrativo da Saxônia negou provimento ao recurso de anulação da autorização da obra, proposto pela Grüne Liga Sachsen

⁸¹ Artigo 6º (3). Os planos ou projectos não directamente relacionados com a gestão do sítio e não necessários para essa gestão, mas susceptíveis de afectar esse sítio de forma significativa, individualmente ou em conjugação com outros planos e projectos, serão objecto de uma avaliação adequada das suas incidências sobre o sítio no que se refere aos objectivos de conservação do mesmo. Tendo em conta as conclusões da avaliação das incidências sobre o sítio e sem prejuízo do disposto no n.º 4, as autoridades nacionais competentes só autorizarão esses planos ou projectos depois de se terem assegurado de que não afectarão a integridade do sítio em causa e de terem auscultado, se necessário, a opinião pública.

(4). Se, apesar de a avaliação das incidências sobre o sítio ter levado a conclusões negativas e na falta de soluções alternativas, for necessário realizar um plano ou projecto por outras razões imperativas de reconhecido interesse público, incluindo as de natureza social ou económica, o Estado-membro tomará todas as medidas compensatórias necessárias para assegurar a protecção da coerência global da rede Natura 2000. O Estado-membro informará a Comissão das medidas compensatórias adoptadas. *No caso de o sítio em causa abrigar um tipo de habitat natural e/ou uma espécie prioritária, apenas podem ser evocadas razões relacionadas com a saúde do Homem ou a segurança pública ou com consequências benéficas primordiais para o ambiente ou, após parecer da Comissão, outras razões imperativas de reconhecido interesse público.*

⁸² 1. Com base nos critérios estabelecidos no anexo III (fase 1) e nas informações científicas pertinentes, cada Estado-membro proporá uma lista dos sítios, indicando os tipos de habitats naturais do anexo I e as espécies do anexo II (nativas do seu território) que tais sítios alojam. No caso das espécies animais que ocupam vastas zonas, esses sítios corresponderão a locais dentro da área de repartição natural das referidas espécies que representem os elementos físicos ou biológicos essenciais à sua vida ou reprodução. No caso das espécies aquáticas que ocupam vastas zonas, esses sítios apenas serão propostos quando for possível identificar com clareza uma zona que apresente os elementos físicos e biológicos essenciais à sua vida ou reprodução. Os Estados-membros proporão, se necessário, adaptações à referida lista em função dos resultados da vigilância a que se refere o artigo 11.º

em 2004. A Grüne Liga Sachsen recorreu dessa decisão ao Tribunal Administrativo Federal. Não obstante, a ponte foi finalizada em 2013. Uma das questões centrais consideradas pelo Tribunal Administrativo Federal na decisão foi: diante do art. 6(2) da Diretiva Habitats (a ponte não se destina para o manejo do sítio) e do fato de que a obra foi autorizada antes da inclusão do local na lista SIC, não deveria ser objeto de revisão de seus impactos antes de ter sido construída? Ou seja, se a autorização se deu antes da inclusão na lista SIC, mas a construção foi posterior (e sem o estudo de impactos, que se deu somente em 2008, depois do início das obras), não há justificativa para a obra não ter sido suspensa com supedâneo no art. 6(2) da Diretiva Habitats. Isso ganha mais relevo pelo fato de que foram as autoridades administrativas e judiciárias advertidas através dos recursos da Grüne Liga Sachsen (para o cancelamento da autorização e para a suspensão da obra). A decisão do Tribunal Administrativo Federal merece destaque:

Where such a review proves in turn to be defective, after the project is completed, the fact that the authorisation had become definitive and could no longer be challenged under national law is of no relevance when determining the steps to be taken pursuant to Directive 92/43. Those steps must be such as to avoid further deterioration of habitats or disturbance of species within the site pursuant to Article 6(2) of that directive, should aim where appropriate at the restoration of a favourable conservation status, and, if they involve dismantling the completed project, must be subject to an assessment pursuant to Article 6(3). In the latter case, the economic cost of demolition cannot constitute an imperative reason of overriding public interest within the meaning of Article 6(4). (Germany - Federal Administrative Court, 2016)

Nos exemplos mencionados acima, caso os serviços ecossistêmicos tivessem considerados, haveria mais critérios para subsidiar as decisões judiciais e administrativas. Casos semelhantes, portanto, deverão considerar os serviços ecossistêmicos no futuro. Para tanto, a teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos deve oferecer critérios e parâmetros fiáveis para que os tribunais possam decidir com base nesses serviços.

3.1.1.2.5 O estabelecimento de critérios de justiça ambiental no acesso e distribuição do bem-estar proporcionado pelos serviços ecossistêmicos.

A adoção da abordagem dos serviços ecossistêmicos pode provocar relevantes distorções no tocante ao acesso e à distribuição dos benefícios e bem-estar proporcionado pelos ecossistemas. Utilizando a expressão de Sikor (2013), “as justças e injustças dos serviços ecossistêmicos” ainda devem ser explicitadas. Uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos pode propor instrumentos para solucionar tais questões. Por exemplo: atualmente, com mais

recursos financeiros é possível ter mais acesso aos serviços ecossistêmicos. Por outro lado, as populações mais vulneráveis são as que mais dependem dos serviços ecossistêmicos. Nesse sentido, Sikor (2013) identifica três dimensões de justiça ambiental aplicáveis aos serviços ecossistêmicos: distribuição; participação e; reconhecimento.⁸³ Em relação à justiça distributiva – talvez a dimensão mais importante relacionada aos serviços ecossistêmicos – questiona Sikor (2013): “serviços para quem?” E “serviços providos por quem?” Uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos, além de promover um quadro teórico sobre tais questões, deverá propor formas de implementar soluções práticas baseadas diferentes dimensões de justiça ambiental.

O TEEB (2010b) chama a atenção para o fato de que as “famílias mais pobres, especialmente as que vivem em áreas rurais, enfrentam perdas desproporcionais decorrentes da degradação do Capital Natural devido a sua dependência relativamente alta de certos serviços ecossistêmicos, seja para geração de renda ou como seguro em momentos difíceis.” A conservação da biodiversidade e a gestão sustentável dos ecossistemas, conclui o TEEB (2010b), “devem ser considerados elementos chave em estratégias que visam eliminar a pobreza e contribuir para objetivos acordados intencionalmente, como as Metas do Desenvolvimento do Milênio.” Nesse sentido, o BPBES (2018) destaca que “o uso e o acesso, com equidade, ao Capital Natural são elementos fundamentais para a superação da desigualdade no Brasil”. Em outros termos, o acesso equitativo aos bens e serviços dos ecossistemas é fundamental para a redução da pobreza e o aumento do bem-estar humano.

Além da *falta de equidade intrageracional*, é possível também apontar uma *inequidade intergeracional*, pois os serviços ecossistêmicos de produção são consumidos em larga escala pela presente geração em detrimento dos serviços de suporte e regulação, que são essenciais para as gerações futuras. Existe, também, uma distribuição desigual entre as *espécies*: as espécies com valor econômico ou importância para o ser humano normalmente tem preponderância sobre as demais na gestão dos ecossistemas. Por exemplo, poder-se-ia perquirir quais devem ser as prioridades da gestão sustentável dos sistemas ecológicos: a conservação da biodiversidade ou a otimização dos serviços que os ecossistemas fornecem?⁸⁴ O Direito deve, portanto, dispor de

⁸³ “Distributive justice is about the distribution of goods and bads between different people, such access to clean water or exposure to air pollution. (...) Participation considers how decisions are made and often referred to as ‘procedural justice’, including attention to the role of different people and rules governing decision making. (...) Recognition is about acknowledging people’s distinct identities and histories and eliminating forms of cultural domination of some groups over others.” (Sikor, 2013)

⁸⁴ Essa questão motivou a pauta da sessão “ecosystem services”, do 5º Congresso Internacional - EcoSummit 2016 - Sustentabilidade ecológica: alterações de engenharia (Montpellier, França, 29/08 – 01/09/2016), como destacado no resumo: “*Biodiversity, ecosystem services or naturalness, is this the question? Biodiversity & ecosystem services: In this session we welcome contributions that provide data, arguments, observations, etc., to make advances on the dilemma between ecosystem biodiversity, ecosystem services providing and naturalness. More precisely, it is aimed to contribute to answer the following questions (among many others): Does ecological sustainability relies on the biological diversity, ecosystem services or/and naturalness, on none of them? Are there antagonisms or a synergy between biodiversity, ecosystem services and naturalness? What are the relevant spatiotemporal scales to approach this dilemma? What are the ranges of relevant management strategy? What should be the priorities of sustainable management of ecological systems: biodiversity conservation, optimization of ecosystem services providing, restauration?* A large range of

ferramentas capazes de promover um acesso equitativo aos serviços ecossistêmicos, proporcionando justiça ecológica (intrageneracional, intergeracional e interespecies). Nesse sentido, o §5º do art. 225 da Constituição brasileira é um interessante exemplo.⁸⁵ Ao tornar indisponíveis as terras devolutas para a proteção ambiental, está a Constituição inovando na tutela dos bens e serviços ecossistêmicos para as presentes e futuras gerações. Leite (2013) lembra que não há registro de normas semelhantes anteriores à Constituição de 1988, eis que as constituições precedentes se limitaram a atribuir o domínio das terras devolutas aos entes federados sem, contudo, “nunca ter orientado uma destinação específica vinculada à proteção dos recursos naturais.” Em assim dispo, o §5º “representa relevante incremento para a estruturação da ação pública na proteção ambiental, restringindo o poder de livre disposição patrimonial que tradicionalmente gravava tais bens (...)” (Leite, 2013)

A comunidade científica voltada para o estudo e aplicação dos serviços ecossistêmicos está cada vez mais atenta no papel desempenhado pelo Direito e pelos critérios de justiça no tocante a esses serviços.⁸⁶ Jacobs et al. (2016) propõe que seja utilizada a valoração multicritério para os serviços ecossistêmicos, eis que qualquer decisão baseada nesse método “is likely to be more fair, sustainable, credible, legitimate and effective than a decision informed by single value methods.” Para tanto, sugerem os autores, é necessário entender o contexto sócio-político de tomada de decisões e, para ter isso claro, importante conhecer a estrutura jurídica, os Direitos, as inequidades, os benefícios, assim como os múltiplos aspectos de justiça. (Jacobs et al., 2016)⁸⁷ Aragão et al. (2016) sugerem a aplicação das diferentes formas de justiça ambiental (justiça distributiva, justiça comutativa, justiça retributiva, justiça restaurativa, justiça procedimental) na avaliação integrada dos serviços ecossistêmicos. Por exemplo, nos casos de projetos e planejamento sustentável, a aplicação de critérios de justiça comutativa na valoração integrada dos serviços ecossistêmicos pode auxiliar na definição da aceitabilidade dos impactos ecológicos desses projetos, planos ou programas. (Aragão et al., 2016)

contributions is expected, from various types of ecosystems, of different biomes, and based on various indicators and methods.” [grifou-se] Disponível <http://www.ecosummit2016.org/sessions-ecosystem-services.asp> Acesso 20 junho 2016.

⁸⁵ “§ 5º São indisponíveis as terras devolutas ou arrecadadas pelos Estados, por ações discriminatórias, necessárias à proteção dos ecossistemas naturais.”

⁸⁶ Exemplo disso foi a sessão intitulada “An appraisal of policies and interventions for the promotion of ecosystem services in Latin America”, realizada na 2ª Conferência Latinoamericana do Ecosystem Services Partnership. Dentre as conclusões dessa sessão, consta: “There are number of opportunities for a greater integration of ecosystem services into law and policies.” (ESP, 2018)

⁸⁷ Jacobs et al. (2016) sugerem, literalmente: “Consequently, any decision based on integrated valuation is likely to be more fair, sustainable, credible, legitimate and effective than a decision informed by singlevalue methods. The integration level of each study depends on the policy question or study context (...). We need to understand the socio-political setting of the decision-making mechanism (...) to determine the appropriate level of integration (...). Considerations to evaluate this appropriateness could be legal frameworks (...), the contribution to redressing inequities in benefits and rights (...) or multiple aspects of justice (...)”

3.1.1.2.6 A necessidade de recepção das novas descobertas científicas no Direito.

A abordagem dos serviços ecossistêmicos caracteriza-se pela transdisciplinaridade. Para que o sistema jurídico seja capaz de trabalhar com essa abordagem complexa, faz-se necessária uma atualização que acompanhe os avanços da ciência. Em muitos casos, o próprio sistema jurídico já prevê a necessidade de atualização de acordo com os avanços científicos. Um exemplo disso é o artigo 191 – 3, do Tratado da União Europeia, o qual dispõe que “na elaboração da sua política no domínio do ambiente, a União terá em conta [...] os dados científicos e técnicos disponíveis.” Sendo o Direito uma realidade cultural, explica Garcia (2015) que “a norma jurídica integra um processo adaptativo, capaz de incorporar os movimentos evolutivos, de ideias, conhecimentos, experiências comunitárias.” Antunes (2008) lembra que, em tempos de globalização, temos um Direito “à la carte, sem Estado, que perdeu o monopólio da criação das normas jurídicas e de resolução de conflitos, um Direito que assume uma dimensão global e transnacional, sendo que, por outro lado, sofre um processo de fragmentação crescente em múltiplos dialectos jurídicos.”

Nesse (novo) processo de criação da normatividade, o conhecimento científico desempenha um papel central, que não pode ser menosprezado pelos tomadores de decisão. De fato, Garcia (2015) lembra que hodiernamente “não se concebe que a decisão política possa ser a-científica.” Não se trata apenas de empregar a *melhor técnica disponível*, mas também de integrar as recentes inovações técnicas e científicas no processo decisório. Aragão (2015), ao elencar os princípios de Direito do Ambiente na União Europeia, chama a atenção para o *princípio do progresso ecológico*, o qual “identifica-se com a ideia de não estagnação legislativa, ou seja, com o dever de ir revendo a legislação existente de protecção ambiental.” Essa noção é de extremada importância em se tratando de serviços ecossistêmicos, vez que muitos ordenamentos jurídicos ainda não receberam expressamente esse conceito *científico*, bem como não assimilaram os alertas das avaliações científicas a respeito da degradação da biodiversidade e dos ecossistemas.⁸⁸ Também Canotilho (2015) ressalta que “o Direito constitucional acompanha o esforço da doutrina no sentido de se alicerçar a determinação jurídica dos *valores limite do risco* ambientalmente danoso através de exigências da protecção do Direito ao ambiente segundo o *estádio mais avançado da ciência e da técnica*.” Importante lembrar que em 2012 os países signatários da Declaração Final da Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável (Rio+20) – O futuro que queremos – reconheceram que “é preciso facilitar a tomada de decisão sobre questões de desenvolvimento sustentável com conhecimento de causa e, nesse sentido reforçar a interface entre ciência e política.” Especificamente em relação aos serviços ecossistêmicos, os países signatários apoiam “a integração da consideração dos impactos socioeconômicos, dos benefícios da

⁸⁸ “A existência de provas científicas do dano continua a ser o critério que permite passar da adopção voluntária de medidas de *precaução* de danos *prováveis e calculáveis por estimativa* para a adopção imperativa de medidas de *prevenção* de danos *certos e determináveis por avaliação*.” (Aragão, 2015)

conservação e do uso sustentável da biodiversidade e seus componentes, bem como dos ecossistemas que fornecem serviços essenciais, em programas e políticas relevantes em todos os níveis, de acordo com a legislação, as circunstâncias e prioridades nacionais.” O Direito deve, portanto, acompanhar estado mais avançado da ciência e da técnica. Na questão envolvendo os serviços ecossistêmicos, essa necessidade de recepção das inovações científicas pelo Direito é fundamental para que sejam fornecidas respostas jurídicas eficazes.

3.2 Conceito Jurídico de Serviços Ecossistêmicos ⁸⁹

O primeiro desafio teórico a ser enfrentado pela *teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos* é a elaboração de um conceito jurídico de serviços ecossistêmicos. Isto significa a assimilação e adequação para linguagem do Direito dos conceitos e princípios que orientam a racionalidade ecológica e econômica dos serviços ecossistêmicos. Essa tarefa se reveste de fundamental relevância no momento em que estão sendo elaborados os marcos legais para a recepção do conceito de serviços ecossistêmicos. Da mesma forma, é de extrema importância a assimilação desse conceito pelos tribunais e operadores jurídicos que estão a se defrontar com questões envolvendo a degradação dos ecossistemas e dos seus serviços.

O presente trabalho analisou nos Capítulos I e II os conceitos de serviços ecossistêmicos adotados pela ecologia e pela economia. Os juristas, entretanto, somente nos últimos anos (e esporadicamente) tem se defrontado com o tema dos serviços ecossistêmicos.⁹⁰ Observa-se, ainda, que esse conceito deve ser complementar aos conceitos já adotados pela Convenção da Diversidade Biológica, à Convenção do Clima e aos demais conceitos já recepcionados pelo Direito do Ambiente.

A recepção de um conceito jurídico de *serviços ecossistêmicos* constitui um passo decisivo para a implementação de uma racionalidade baseada na lógica destes serviços no Direito. Ou seja, a adoção de um conceito jurídico de serviços ecossistêmicos é parte relevante de um processo de *densificação normativa* dessa ideia, como se verá a seguir (3.2.2). E, mesmo que a racionalidade dos serviços ecossistêmicos não resolva os problemas ambientais na sua totalidade, a adoção desse conceito representa um importante avanço. Em outras palavras, a adoção de um conceito jurídico de serviços ecossistêmicos tem o potencial de renovar o Direito do Ambiente, no âmbito de vários países e internacionalmente, mediante a introdução de uma nova racionalidade.

⁸⁹ Sobre o tema, publicou-se o artigo intitulado “The *densification normative* of the ecosystem services concept in Brazil: analyses from legislation and jurisprudence.” (Altmann e Stanton, 2018) Este subcapítulo segue a linha de raciocínio adotada nesse artigo, particularmente no item 3.2.3 (*densification normative* do conceito de serviços ecossistêmicos).

⁹⁰ Nesse sentido, destacam-se pelo pioneirismo os trabalhos de Salzman (1997), Ruhl (1998), Salzman (1998) e Ruhl e Gregg (2001), os quais relacionaram o conceito de serviços ecossistêmicos e o Direito.

No Brasil, não obstante as diversas normas estaduais que utilizam a racionalidade dos serviços ecossistêmicos, existe uma clara assimetria entre os conceitos adotados. (Altmann e Stanton, 2018) Seria necessária, portanto, uma norma federal para uniformizar o conceito. As normas federais vigentes que utilizam o termo “serviços ambientais” não trazem um conceito.^{91 92} Como será analisado no tópico 3.2.1.1 abaixo, apesar dos vários projetos de lei federal que tramitam no Congresso Nacional e no Senado brasileiro, até o momento não foi editada uma norma que regulamente a matéria no âmbito federal. Os conceitos trazidos nos projetos de lei federal serão examinados no item 3.2.1.1 abaixo. Já as normas estaduais que adotam um conceito de “serviços ecossistêmicos” e/ou de “serviços ambientais” serão objeto de análise no ponto 3.2.1.2 a seguir.

A abordagem jurídica dos serviços ecossistêmicos, como já se afirmou acima, é dificultada pela complexidade da matéria e pela própria novidade do tema. No entanto, um dos maiores problemas enfrentados pelos tomadores de decisão e legisladores é a falta de uma uniformização dos conceitos, fato que tem implicações na instituição dos marcos legais. Tal problema também se verifica nos tribunais. Essa falta de uniformização tem conduzido a uma panaceia jurídica que pode gerar efeitos negativos para a proteção dos ecossistemas, da biodiversidade e, conseqüentemente, para os serviços ecossistêmicos. Uma uniformização do conceito pode contribuir sobremaneira para a *densificação normativa* da racionalidade dos serviços ecossistêmicos.

O presente subtítulo, portanto, possui dois objetivos: (i) analisar os conceitos utilizados na legislação brasileira e da União Europeia e, nesse particular, em Portugal; e (ii) lançar as bases teóricas para a formulação de um conceito jurídico de serviços ecossistêmicos.

⁹¹ Decreto nº 4.330 de 22 de agosto de 2002, que institui princípios e diretrizes para a implementação da Política Nacional da Biodiversidade. 9. A Política Nacional da Biodiversidade abrange os seguintes Componentes: (...) II - Componente 2 - Conservação da Biodiversidade: engloba diretrizes destinadas à conservação *in situ* e *ex situ* de variabilidade genética, de ecossistemas, incluindo os *serviços ambientais*, e de espécies, particularmente daquelas ameaçadas ou com potencial econômico, bem como diretrizes para implementação de instrumentos econômicos e tecnológicos em prol da conservação da biodiversidade; [grifou-se]

⁹² *Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012 (Novo Código Florestal Federal)*: Art. 41. É o Poder Executivo federal autorizado a instituir, sem prejuízo do cumprimento da legislação ambiental, programa de apoio e incentivo à conservação do meio ambiente, bem como para adoção de tecnologias e boas práticas que conciliem a produtividade agropecuária e florestal, com redução dos impactos ambientais, como forma de promoção do desenvolvimento ecologicamente sustentável, observados sempre os critérios de progressividade, abrangendo as seguintes categorias e linhas de ação:

I - pagamento ou incentivo a *serviços ambientais* como retribuição, monetária ou não, às atividades de conservação e melhoria dos ecossistemas e que gerem *serviços ambientais*, tais como, isolada ou cumulativamente:

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

Fundamental destacar que importa mais neste trabalho a *análise das bases teóricas* para a construção de um conceito do que propriamente a *formulação* de um conceito – muito embora o item 3.2.4 contenha uma proposta de conceito jurídico de serviços ecossistêmicos. A contribuição desse capítulo, deste modo, é analisar e debater *os fundamentos teóricos* para a formulação de um conceito jurídico de serviços ecossistêmicos que permita ao Direito acessar e operacionalizar a racionalidade engendrada pela *ideia* de serviços ecossistêmicos. A primeira etapa desta análise reside na revisão dos conceitos de serviços ecossistêmicos (ou ambientais) já adotados nos ordenamentos jurídicos do Brasil, da União Europeia e de Portugal, assim como nos projetos de lei em tramitação no Congresso Nacional brasileiro.

3.2.1 Conceito de serviços ecossistêmicos nos ordenamentos jurídicos Brasileiro, Português e Comunitário

O quadro abaixo sistematiza os conceitos adotados nos projetos de lei federal no Brasil.

3.2.1.1 Projetos de Lei Federal no Brasil

Ato	Objeto	Conceito
Projeto de Lei do Senado nº 276, de 2013	Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA).	II - Serviços Ambientais: serviços desempenhados pelo meio ambiente e que se dividem em: a) serviços de regulação: que promovem a manutenção da estabilidade dos processos ecossistêmicos; b) serviços de suporte: que promovem a melhoria das condições do habitat para os seres vivos, dos solos, da composição da atmosfera, do clima e dos ambientes aquáticos; c) serviços de suprimento: que proporcionam bens de produção e de consumo, com valor econômico, obtidos diretamente pelo uso e manejo sustentável dos ecossistemas; d) serviços culturais: derivados da preservação ou conservação dos recursos naturais

		<p>associados aos valores e manifestações da cultura humana. [EMENDA Nº 1-CCJ Substitua-se nos incisos I e II do art. 3º do Projeto de Lei do Senado nº 276, de 2013, a expressão “serviços ambientais” por “serviços ecossistêmicos”.] [EMENDA Nº 2-CCJ Acrescente-se ao art. 3º do Projeto de Lei do Senado nº 276, de 2013, o seguinte inciso III, renumerando-se os demais: “III - Serviços ambientais: iniciativas individuais ou coletivas que favoreçam a manutenção, a recuperação ou o melhoramento dos serviços ecossistêmicos;”]</p>
<p>Projeto de Lei do Congresso Nacional nº 792/2007</p>	<p>Dispõe sobre a definição de serviços ambientais e dá outras providências.</p>	<p>Art.1º Consideram-se serviços ambientais 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, tais como:</p> <p>I - os bens produzidos e proporcionados pelos ecossistemas, incluindo alimentos, água, combustíveis, fibras, recursos genéticos, medicinas naturais;</p> <p>II - serviços obtidos da regulação dos processos ecossistêmicos, como a qualidade do ar, regulação do clima, regulação da água, purificação da água, controle de erosão, regulação enfermidades humanas, controle biológico e mitigação de riscos; III - benefícios não materiais que enriquecem a qualidade de vida, tais como a diversidade cultura, os valores religiosos e espirituais, conhecimento – tradicional e formal –, inspirações, valores estéticos, relações sociais, sentido de lugar, valor de patrimônio cultural, recreação e ecoturismo;</p> <p>IV - serviços necessários para produzir todos os outros serviços, incluindo a produção primária, a formação do solo, a produção de oxigênio,</p>

		retenção de solos, polinização, provisão de habitat e reciclagem de nutrientes.
Projeto de Lei do Congresso Nacional nº 792/2007 [texto da subemenda substitutiva]	Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA). [Subemenda Substitutiva aos Substitutivos da Comissão de Agricultura, Pecuária, Abastecimento e Desenvolvimento Rural e da Comissão de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável ao Projeto de Lei nº 792, de 2007]	Art. 2º Para os fins desta Lei, consideram-se: I – ecossistemas: unidades espacialmente delimitadas, caracterizadas pela especificidade das inter-relações entre os fatores bióticos e abióticos; II – serviços ecossistêmicos: benefícios relevantes para a sociedade gerados pelos ecossistemas, em termos de manutenção, recuperação ou melhoria das condições ambientais, nas seguintes modalidades: a) serviços de provisão: os que fornecem bens ou produtos ambientais utilizados pelo ser humano para consumo ou comercialização, tais como água, alimentos, madeira, fibras e extratos, entre outros; b) serviços de suporte: os que mantêm a perenidade da vida na Terra, tais como a ciclagem de nutrientes, a decomposição de resíduos, a produção, a manutenção ou a renovação da fertilidade do solo, a polinização, a dispersão de sementes, o controle de populações de potenciais pragas e de vetores potenciais de doenças humanas, a proteção contra a radiação solar ultravioleta e a manutenção da biodiversidade e do patrimônio genético; c) serviços de regulação: os que concorrem para a manutenção da estabilidade dos processos ecossistêmicos, tais como o sequestro de carbono, a purificação do ar, a moderação de eventos climáticos extremos, a manutenção do equilíbrio do ciclo hidrológico, a minimização de enchentes e secas e o controle dos processos críticos de erosão e de deslizamento de encostas; e

		<p>d) serviços culturais: os que proveem à sociedade humana benefícios recreacionais, estéticos, espirituais e outros não materiais;</p> <p>III – serviços ambientais: atividades individuais ou coletivas que favorecem a manutenção, recuperação ou melhoria dos serviços ecossistêmicos;</p>
Projeto de Lei do Congresso Nacional nº 1190/2007	<p>Cria o Programa Nacional de Compensação por Serviços Ambientais – Programa Bolsa Verde, destinado à transferência de renda com condicionalidades.</p>	<p>Art. 1º Fica criado o Programa Bolsa Verde, destinado ao pagamento de benefício financeiro aos agricultores familiares, na forma de regulamento. [...] § 3º Para fins do disposto nesta Lei, considera-se serviço ambiental a adoção de práticas que visem: I. a redução do desmatamento;</p> <p>II. a recuperação de áreas degradadas;</p> <p>III. a redução do risco de queimadas;</p> <p>IV. a conservação do solo, da água e da biodiversidade;</p> <p>V. outras práticas que reduzam a emissão de gases causadores do efeito estufa.</p>
Projeto de Lei do Congresso Nacional nº 1999/2007	<p>Institui o Programa Nacional de Recompensa Ambiental (PNRA) e dá outras providências.</p>	<p>[não prevê o conceito de serviços ecossistêmicos/ambientais]</p>
Projeto de Lei do Congresso Nacional nº 2364/2007	<p>Dispõe sobre a adoção do Programa de Crédito Ambiental de Incentivo aos Agricultores Familiares e Produtores Rurais – Crédito Verde, e dá outras providências.</p>	<p>Art. 2º Serão beneficiados com o Crédito Verde o agricultor familiar e o produtor rural detentores de áreas ambientalmente importantes do ponto de vista da biodiversidade, que estejam averbadas, com restrição de uso no mínimo semelhante à da reserva legal, no respectivo Cartório de Registro de Imóveis. [não prevê o conceito de serviços ecossistêmicos/ambientais, apesar de utilizá-lo na justificção do projeto de lei]</p>

Projeto de Lei do Congresso Nacional nº 1667/2007	Dispõe sobre a criação do Programa Bolsa Natureza e dá outras providências.	Art. 1º Fica criado o Programa Bolsa Natureza, destinado ao pagamento ou à compensação às famílias pobres residentes na zona rural pelos serviços ambientais prestados. Parágrafo único. Consideram-se serviços ambientais as funções oferecidas naturalmente pelos ecossistemas para a manutenção de condições ambientais adequadas para a vida no Planeta.
Projeto de Lei do Congresso Nacional nº 1920/2007	Institui o Programa de Assistência aos Povos da Floresta – Programa Renda Verde.	Art. 1º Esta Lei institui o Programa de Assistência aos Povos da Floresta – Programa Renda Verde –, destinado a compensar os serviços e produtos ambientais prestados pelos povos da floresta. [não prevê o conceito de serviços ecossistêmicos/ambientais, apesar de utilizá-lo no texto do projeto de lei]
Projeto de Lei do Congresso Nacional nº 5487/2009	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.	Art. 2º Para os fins desta Lei, consideram-se: I - serviços ambientais: serviços desempenhados pelo meio ambiente que resultam em condições adequadas à sadia qualidade de vida, constituindo as seguintes modalidades: a) serviços de provisão: serviços que resultam em bens ou produtos ambientais com valor econômico, obtidos diretamente pelo uso e manejo sustentável dos ecossistemas; b) serviços de suporte e regulação: serviços que mantêm os processos ecossistêmicos e as condições dos recursos ambientais naturais, de modo a garantir a integridade dos seus atributos para as presentes e futuras gerações; c) serviços culturais: serviços associados aos valores e manifestações da cultura humana, derivados da preservação ou conservação dos recursos naturais;
Projeto de Lei do Congresso Nacional nº 5528/2009	Dispõe sobre o Programa Bolsa Floresta.	Art. 2º Fica criado o Programa Bolsa Floresta, como o objetivo de remunerar comunidades tradicionais pelo serviço de conservação das florestas e outros ambientes naturais. [não prevê

		o conceito de serviços ecossistêmicos/ambientais, apesar de utilizá-lo na justificção do projeto de lei]
Projeto de Lei do Congresso Nacional nº 6402/2009	Altera os arts. 3o e 5o da Lei nº 7.797, de 1989, que dispõe sobre o Fundo Nacional do Meio Ambiente.	[este PL busca incluir o sistema de PSE na Lei do Fundo Nacional de Meio Ambiente. No entanto, não prevê o conceito de serviços ecossistêmicos/ambientais, apesar de utilizá-lo tanto no texto como na justificção do projeto de lei]

Quadro 07: Projetos de Lei que tramitam no Congresso Nacional Brasileiro.

No quadro acima é possível identificar claramente a diferença entre os conceitos propostos nos projetos de lei que atualmente tramitam no Congresso Nacional. O que chama a atenção, de pronto, é o recurso ao termo “serviços ambientais” ao invés de “serviços ecossistêmicos”. Cumpre salientar que o uso do termo “serviço ambientais” na América Latina é bastante difundido desde os anos 2000, por conta das várias publicações sobre a matéria nesse período.⁹³ Também no Brasil os primeiros artigos acadêmicos na área jurídica se utilizaram do termo “serviços ambientais”. No plano internacional também são encontrados textos que utilizam a expressão “environmental services”. Somente depois da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (AEM, 2005) que o termo “serviços ecossistêmicos” viria a se tornar predominante na literatura científica internacional. Entretanto, na literatura jurídica brasileira, o termo “serviços ambientais” é amplamente utilizado ainda hoje, com poucas exceções.⁹⁴ Em vista disso, os primeiros projetos de lei utilizavam a terminologia “serviços ambientais”, o que recentemente foi corrigido no PL 792/2007 através de um substitutivo de 2015.

Outro aspecto que merece destaque é o fato de que todos os projetos de lei estão voltados para criar um sistema de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos no Brasil. Ou seja, o objetivo desses projetos de lei não é especificamente introduzir a racionalidade dos serviços ecossistêmicos no ordenamento jurídico brasileiro, mas sim criar um instrumento de incentivo positivo para a preservação dos ecossistemas no País. Como decorrência, o conceito de “serviços ambientais” foi moldado para se ajustar ao mecanismo concebido no respectivo projeto de lei. Isso se torna evidente nas justificativas que embasam os projetos de lei. E, na maioria dos projetos, a finalidade dos sistemas de Pagamento por Serviços *Ambientais* é a transferência de recursos aos entes privados impedidos de utilizar-se dos recursos naturais e do solo em virtude de restrições administrativas ou, ainda, criar um instrumento de incentivo às práticas conservacionistas.

⁹³ Nesse sentido: Camacho (2003), Merino Pérez (2005) e FAO e REDLACH (2004).

⁹⁴ Nesse sentido, pode-se apontar como exceções: IDPV (2010 – 14º Congresso Internacional de Direito Ambiental – *Florestas, mudanças climáticas e serviços ecológicos*); Altmann (2008); Rammé, 2018.

Na justificação do PL 792/2007 (Câmara dos Deputados, 2007), o autor assim fundamenta o projeto:

O Projeto de Lei em tela, se aprovado, criará um novo horizonte promissor para as populações rurais, especialmente os mais pobres que vivem em regiões estratégicas do ponto de vista da conservação ambiental. Os agricultores poderão ser recompensados financeiramente pelos esforços realizados em suas propriedades no sentido de mudar a relação com a natureza.

Também na justificação do PL 5.487/2009, proposto pela Presidência da República, aparecem incongruências no tratamento do conceito de “serviços ambientais” e “serviços ecossistêmicos”. De acordo com a justificativa, de lavra do então Ministro do Meio Ambiente Carlos Minc, “o desempenho da economia tem uma forte condicionalidade na conservação do ecossistema, ou para reafirmar o conceito de serviço ambiental, a recuperação e a conservação dos serviços ecossistêmicos é a condição primeira da produtividade da economia.” (Brasil, Câmara dos Deputados, 2009)

Outra proposta que merece destaque pelo tratamento inadequado do conceito de serviços ecossistêmicos é o Projeto de Lei do Senado nº 276/2013, o qual objetiva instituir a *Política Nacional de Serviços Ambientais*. O art. 3º, inciso II, utiliza o termo “serviços ambientais” para designar os “serviços desempenhados pelo meio ambiente”, os quais se dividem, segundo o PLS 276/2013, em serviços de regulação, de suporte, de suprimento e culturais. Não obstante essas categorias seguirem a AEM (2005), a Comissão de Constituição, Justiça e Cidadania propôs na Emenda nº 1-CCJC que “substitua-se nos incisos I e II do art. 3º do Projeto de Lei do Senado nº 276, de 2013, a expressão “serviços ambientais” por “serviços ecossistêmicos”. O parecer da Comissão de Constituição, Justiça e Cidadania, sobre o Projeto de Lei do Senado (PLS) nº 276, de 2013, do Senador Blairo Maggi, que institui a *Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA)* põe em relevo as dúvidas acerca dos conceitos na elaboração do marco regulatório:

Não obstante possa haver divergência teórica quanto aos conceitos envolvidos no tema, julgamos oportuno aproveitar o acúmulo de discussão já realizada na Câmara dos Deputados e, por isso, relevante incorporar novos conceitos no PLS em análise, alterando incisos do art. 3º. O conceito de serviços ecossistêmicos, prestados naturalmente pelos ecossistemas, diferencia-se de serviços ambientais, de iniciativa humana individual ou coletiva, que promovem alterações positivas nos ecossistemas. Neste sentido, consideramos que a subdivisão dos serviços ambientais contida no PLS (serviços de provisão, suporte, regulação e culturais) é, na verdade, uma subdivisão dos serviços ecossistêmicos. (Brasil, Senado Federal, 2013)

Alguns conceitos propostos, no entanto, são de questionável fundamentação científica, a exemplo do trazido pelo PL 1667/2007 (“Consideram-se serviços ambientais as funções

oferecidas naturalmente pelos ecossistemas para a manutenção de condições ambientais adequadas para a vida no Planeta.”) e do PL nº 1190/2007 (“para fins do disposto nesta Lei, considera-se serviço ambiental a adoção de práticas que visem...”). O próprio PL 792/2007, que é a proposta que está sendo encaminhada para votação plenária e pode se tornar o marco legal dos serviços ecossistêmicos no Brasil, teve o conceito de “serviços ambientais” alterados por “serviços ecossistêmicos”. Também o conceito do PL 5487/2009 é questionável do ponto de vista da biologia da conservação (“serviços desempenhados pelo meio ambiente que resultam em condições adequadas à sadia qualidade de vida, constituindo as seguintes modalidades ...”) O que são condições adequadas à sadia qualidade de vida”? Se é certo que a expressão se encontra no art. 225 da Constituição Federal Brasileira, essa carta remonta à década de 1980, quando os serviços ecossistêmicos não constavam da literatura jurídica.⁹⁵

No tocante ao conceito de serviços ecossistêmicos, os projetos de lei que tramitam no Congresso Nacional brasileiro merecem algumas considerações de ordem teórica:

- i) A primeira diz respeito à necessidade de um marco legal no âmbito federal para a uniformização do conceito de serviços ecossistêmicos. Fundamental destacar que, caso não for adotado um conceito claro, preciso e cientificamente estruturado, corre-se o risco de dificultar a implementação da abordagem dos serviços ecossistêmicos no País.
- ii) A segunda questão diz respeito à utilização comedida, pelo legislador, do conceito de “serviços ecossistêmicos”. A banalização desse conceito pode conduzir ao que se verifica com o conceito de “desenvolvimento sustentável”, o qual atualmente serve para justificar as mais antagônicas posições a respeito do ambiente.
- iii) Terceiro aspecto: uma terminologia sem fundamento científico pode acarretar o que aconteceu com o conceito jurídico de “meio ambiente” no Direito brasileiro (pois as palavras “meio” e “ambiente” possuem sentido equivalente e, portanto, o conceito é redundante). Evidência disso é que, no Direito português, a expressão jurídica análoga é “ambiente”. Seria inconcebível, portanto, conceituar “serviços ecossistêmicos” como sendo os “serviços dos ecossistemas”, pois trata-se de expressão equivalente.
- iv) Quarto: o conceito jurídico deve deixar clara a ideia de *benefícios para o bem-estar humano obtidos a partir das funções dos ecossistemas*, pois esse é o conceito científico mais aceito no âmbito internacional (AEM, 2005). Não obstante, nenhum projeto de lei federal analisado deixa isso explícito. E parece existir uma explicação razoável para essa imprecisão conceitual: a preocupação central dos projetos de lei e dos parlamentares é a implementação do sistema de PSE.⁹⁶ Isso revela que o marco legal

⁹⁵ Art. 225. Todos têm Direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.

⁹⁶ Prova disso é revelada no parecer do relator do PL 1876/1999 (Novo Código Florestal Federal). Apesar do processo legislativo dessa norma ter provocado o maior debate jusambiental já visto no Congresso Nacional, numa “queda de braço” entre a bancada ruralista e a ambientalista, a grande maioria dos parlamentares

que está sendo gestado no Congresso Nacional, portanto, não está atento ao potencial ligado da racionalidade dos serviços ecossistêmicos.

A ausência de um marco legal no âmbito federal impede a União empreender esforços de forma mais incisiva para a implementação da racionalidade dos serviços ecossistêmicos. Além disso, o vácuo legislativo na esfera federal deixa para os Estados a competência para legislar sobre a matéria, eis que possuem competência concorrente em matéria ambiental (art. 21 da Constituição Federal Brasileira). Em virtude disso, assiste-se hoje no Brasil uma panaceia de legislações estaduais a tratar da matéria, nas quais a situação é ainda mais preocupante.

3.2.1.2 Legislação Estadual Brasileira

Norma	Objeto	Conceito de ES
Lei Complementar nº 53, de 05 de junho de 2007, do Estado do Amazonas	Regulamenta o inciso V do artigo 230 e o § 1º do artigo 231 da Constituição Estadual, institui o Sistema Estadual de Unidades de Conservação - SEUC, dispondo sobre infrações e penalidades e estabelecendo outras providências.	Art. 2.º - Para os fins desta lei, considera-se: (...) XXXVI - Serviço Ambiental - o armazenamento de estoques de carbono, o sequestro de carbono, a produção de gases, água, sua filtração e limpeza naturais, o equilíbrio do ciclo hidrológico, a conservação da biodiversidade, a conservação do solo e a manutenção da vitalidade dos ecossistemas, a paisagem, o equilíbrio climático, o conforto térmico, e outros processos que gerem benefícios decorrentes do manejo e da preservação dos ecossistemas naturais ou modificados pela ação humana.
Lei Ordinária nº 4.266 de 01 de dezembro de 2015, do Estado do Amazonas	Institui a Política do Estado do Amazonas de Serviços Ambientais e o Sistema de Gestão dos Serviços Ambientais, cria o Fundo Estadual de	Art. 2.º Para os fins desta Lei, aplicam-se as seguintes definições: (...) XXVIII - serviços ambientais ou ecossistêmicos: processos e funções ecológicas relevantes gerados pelos ecossistemas, em termos de manutenção, recuperação ou melhoramento das condições ambientais, em benefício do bem-estar de todas as sociedades humanas e do planeta, nas

apoiaram a adoção do sistema de PSA. (Brasil, Câmara dos Deputados, 1999) Importante destacar que esse projeto de lei foi aprovado e culminou na Lei 12.651/2012, a qual refere o conceito de “serviços ambientais” no seu art. 41 sem, contudo, defini-lo.

	<p>Mudanças Climáticas, Conservação Ambiental e Serviços Ambientais, altera as Leis Estaduais n. 3.135/2007 e 3.184/2007, e dá outras providências.</p>	<p>seguintes modalidades: a) serviços de provisão: são relacionados com a capacidade dos ecossistemas em prover bens, sejam eles alimentos (frutos, raízes, pescado, caça, mel); matéria-prima para a geração de energia (lenha, carvão, resíduos, óleos); fibras (madeira, cordas, têxteis); fitofármacos; recursos genéticos e bioquímicos; plantas ornamentais e água; b) serviços de suporte: são os processos naturais necessários para a existência dos outros serviços, como a ciclagem de nutrientes, a decomposição de resíduos, a produção primária, a manutenção ou a renovação da fertilidade do solo, a polinização, a dispersão de sementes, o controle de populações de potenciais pragas e de vetores potenciais de doenças humanas, a proteção contra a radiação solar ultravioleta, a manutenção da biodiversidade e do patrimônio genético, entre outros que mantenham a perenidade da vida na Terra; c) serviços de regulação: são os benefícios obtidos a partir de processos naturais que regulam as condições ambientais que sustentam a vida humana, como a purificação do ar, regulação do clima, purificação e regulação dos ciclos das águas, controle de enchentes e de erosão; tratamento de resíduos, desintoxicação e controle de pragas e doenças; d) serviços culturais: os que proveem benefícios imateriais, educacionais, recreacionais, estéticos e espirituais;</p> <p>XXIX - serviços ambientais urbanos: processos e funções ecológicas relevantes, gerados pela interação entre os ecossistemas e os ambientes urbanos, em termos de manutenção, recuperação ou melhoramento das condições ambientais, em benefício do bem-estar e</p>
--	---	---

		<p>segurança das populações urbanas e demais populações do planeta;</p> <p>XXX - serviços hídricos: manutenção da qualidade hídrica por meio da regulação do fluxo da água, do controle da deposição de sedimentos, da quantidade de nutrientes, da deposição de substâncias químicas e da conservação de habitats e espécies aquáticas; assim como os processos e funções ecológicas relacionadas com o abastecimento e a manutenção da qualidade e quantidade de água, assegurando sua oferta para todo uso direto e indireto;</p>
Lei nº 13.223, de 12 de janeiro de 2015, do Estado da Bahia	<p>Institui a Política Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais, o Programa Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais e dá outras providências.</p>	<p>XVII - serviços ambientais: ações ou atividades humanas de natureza voluntária que resultem na manutenção, preservação, conservação, restauração, recuperação, uso sustentável ou melhoria dos ecossistemas e dos serviços ecossistêmicos que estes fornecem;</p> <p>XVIII - serviços ecossistêmicos: condições e processos gerados pelos ecossistemas naturais, incluindo aqueles gerados pelas espécies e os propiciados por seus genes, que resultam em benefícios tangíveis e intangíveis necessários para a sobrevivência dos sistemas naturais, seu equilíbrio ecológico e para o bem-estar humano;</p>
Decreto Nº 3182R de 20 de dezembro de 2012, do Estado do Espírito Santo	<p>Aprova o regulamento da Lei 9.864/2012, que dispõe sobre o Programa de Pagamento por Serviços Ambientais PSA</p>	<p>Art. 1º. O Programa de Pagamento por Serviços Ambientais PSA tem por objetivo contribuir para a conservação e recuperação dos serviços prestados pela natureza, denominados serviços ambientais de suporte, provisão e regulação das funções hídricas, ambientais e/ou ecossistêmicas, direcionado ao proprietário de área rural e/ou outros facilitadores que contribuam para a manutenção e/ou recuperação desses serviços ambientais, e</p>

		obedecerá aos dispositivos expostos neste Decreto.
Lei nº 17.134 de 25 de abril de 2012, do Estado do Paraná	Institui o Pagamento por Serviços Ambientais, em especial os prestados pela Conservação da Biodiversidade, integrante do Programa Bioclima Paraná, bem como dispõe sobre o Biocrédito.	Art. 2º. Para os efeitos desta Lei entende-se por: I serviços ambientais: as funções prestadas pelos ecossistemas naturais conservados, imprescindíveis para a manutenção das condições ambientais adequadas à sadia qualidade de vida, funções estas que podem ser restabelecidas, recuperadas, restauradas, mantidas e melhoradas pelos proprietários ou posseiros;
Decreto nº 43.946/2012, do Estado do Rio de Janeiro	Regulamenta a contribuição financeira devida pelos serviços ecossistêmicos proporcionados por Unidades de Conservação Estaduais e dá outras providências.	Art. 2º (...) III – Serviços ecossistêmicos: benefícios proporcionados por unidades de conservação estaduais a determinadas atividades, econômicas ou não, que minimizem seus custos operacionais, como, por exemplo a preservação e proteção de florestas nativas, a manutenção da quantidade e qualidade de recursos hídricos para abastecimento público ou não, bem como as ações para proteção da flora e fauna nativas.
Lei nº 15.133, de 19 de janeiro de 2010, do Estado de Santa Catarina	Institui a Política Estadual de Serviços Ambientais e regulamenta o Programa Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais no Estado de Santa Catarina, instituído pela Lei nº 14.675, de 2009, e estabelece outras providências.	Art. 3º Para os fins desta Lei consideram-se: I – serviços ambientais: as funções ecossistêmicas desempenhadas pelos sistemas naturais que resultam em condições adequadas à sadia qualidade de vida, constituindo as seguintes modalidades: a) serviços de provisão: serviços que resultam em bens ou produtos ambientais com valor econômico, obtidos diretamente pelo uso e manejo sustentável dos ecossistemas; e b) serviços de suporte e regulação: serviços que mantem os processos ecossistêmicos e as condições dos recursos ambientais naturais, de modo a garantir a integridade dos seus atributos para as presentes e futuras gerações;

Lei nº 14.675, de 13 de abril de 2009, do Estado de Santa Catarina	Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências.	Art. 28. Para os fins previstos nesta Lei entende-se por: (...) L - serviços ambientais: funções imprescindíveis desempenhadas pelos ecossistemas naturais e úteis ao Homem, tais como a proteção de solos, regulação do regime hídrico, controle de gases poluentes e/ou de efeito estufa, conservação da biodiversidade e belezas cênicas; (Redação dada pela Lei nº 16.342/2014)
Lei nº 13.798, de 09 de novembro de 2009, do Estado de São Paulo	Institui a Política Estadual de Mudanças Climáticas – PEMC	Artigo 4º - Para os fins previstos nesta lei, considerem-se as seguintes definições: (...) VI - Bens e serviços ambientais: produtos e atividades, potencial ou efetivamente utilizados para medir, evitar, limitar, minimizar ou reparar danos à água, atmosfera, solo, biota e humanos, diminuir a poluição e o uso de recursos naturais;
Decreto nº 55.947, de 24 de junho de 2010, do Estado de São Paulo	Regulamenta a Lei nº 13.798, de 9 de novembro de 2009, que dispõe sobre a Política Estadual de Mudanças Climáticas	Artigo 3º - Para os fins deste decreto, consideram-se as definições contidas no artigo 4º da Lei nº 13.798, de 9 de novembro de 2009, e as seguintes: I – serviços ecossistêmicos: benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas; II – serviços ambientais: serviços ecossistêmicos que têm impactos positivos além da área onde são gerados;
Lei nº 10.165, de 25 de novembro de 2013, do Estado da Paraíba	Dispõe sobre a Política Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais, autoriza instituir o Fundo Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais, e dá outras providências.	II - serviços ambientais ou ecossistêmicos: benefícios relevantes para a sociedade gerados pelos ecossistemas, em termos de manutenção, recuperação ou melhoramento das condições ambientais, nas seguintes modalidades: a) serviços de provisão: os que fornecem diretamente bens ou produtos ambientais utilizados pelo ser humano para consumo ou comercialização. b) serviços de suporte: os que promovem a ciclagem de nutrientes, a decomposição de resíduos, a produção, a

		<p>manutenção ou a renovação da fertilidade do solo, a polinização, a dispersão de sementes, o controle de populações de potenciais pragas e de vetores potenciais de doenças humanas, a proteção contra a radiação solar ultravioleta, a manutenção da biodiversidade e do patrimônio genético, entre outros que mantenham a perenidade da vida na terra; c) serviços de regulação: os que promovem o sequestro de carbono, a purificação do ar, a moderação de eventos climáticos extremos, a manutenção do equilíbrio do ciclo hidrológico, a minimização das enchentes e das secas, e o controle dos processos críticos de erosão e de deslizamentos de encostas, entre outros que concorram para a manutenção da estabilidade dos processos ecossistêmicos;</p>
<p>Lei nº 15.809, de 17 de maio de 2016, do Estado do Pernambuco</p>	<p>Institui a Política Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais, cria o Programa Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais e o Fundo Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais.</p>	<p>III - serviços ambientais: benefícios provenientes das funções e processos ecológicos gerados pelos ecossistemas, além de práticas, atividades e processos realizados pelo Homem que contribuam com o desempenho dessas funções de manutenção, recuperação ou melhoramento das condições de equilíbrio ambiental, adequadas à sadia qualidade de vida, nas seguintes modalidades:</p> <p>a) serviços de provisão: os que resultam em bens ou produtos ambientais com valor econômico, obtidos diretamente pelo uso e manejo sustentável dos ecossistemas;</p> <p>b) serviços de suporte: os que, assegurando as condições e processos naturais do ecossistema, promovem a ciclagem de nutrientes, a recomposição de resíduos, a produção, a manutenção ou a renovação da fertilidade do solo, a polinização por espécies nativas, a dispersão de sementes, o controle de populações</p>

		<p>de potenciais pragas e de vetores potenciais de doenças humanas, a proteção contra a radiação solar ultravioleta, a manutenção da biodiversidade e do patrimônio genético, entre outros que mantenham a perenidade da vida na Terra;</p> <p>c) serviços de regulação: os que promovem o sequestro de carbono, a purificação do ar, a manutenção do equilíbrio do ciclo hidrológico, a minimização das enchentes e das secas, o controle dos processos críticos de desertificação, erosão e de deslizamentos de encostas, entre outros que concorram para a manutenção da estabilidade dos processos ecossistêmicos; e</p> <p>d) serviços culturais: os que produzem benefícios recreacionais, estéticos, ou imateriais à sociedade;</p> <p>IV - serviços ambientais passíveis de remuneração: aqueles que decorrem das iniciativas sustentáveis individuais ou coletivas para manutenção, recuperação ou melhoramento do ecossistema;</p>
<p>Lei nº 2.308 de 22 de outubro de 2010 do Estado do Acre</p>	<p>Cria o Sistema Estadual de Incentivos a Serviços Ambientais - SISA, o Programa de Incentivos por Serviços Ambientais - ISA Carbono e demais Programas de Serviços Ambientais e Produtos Ecossistêmicos do Estado do Acre e dá outras providências.</p>	<p>II. serviços ambientais ou ecossistêmicos: funções e processos ecológicos relevantes gerados pelos ecossistemas, em termos de manutenção, recuperação ou melhoramento das condições ambientais, em benefício do bem-estar de todas as sociedades humanas, nas seguintes modalidades: a) serviços de provisão: os que fornecem diretamente bens ou produtos ambientais utilizados pelo ser humano para consumo ou comercialização; b) serviços de suporte: os que promovem a ciclagem de nutrientes, a decomposição de resíduos, a produção, a manutenção ou a renovação da fertilidade do solo, a polinização, a dispersão de sementes, o controle de populações de</p>

		potenciais pragas e de vetores potenciais de doenças humanas, a proteção contra a radiação solar ultravioleta, a manutenção da biodiversidade e do patrimônio genético, entre outros que mantenham a perenidade da vida na Terra; c) serviços de regulação: os que promovem o sequestro de carbono, a purificação do ar, a moderação de eventos climáticos extremos, a manutenção do equilíbrio do ciclo hidrológico, a minimização das enchentes e das secas e o controle dos processos críticos de erosão e de deslizamentos de encostas, entre outros que concorram para a manutenção da estabilidade dos processos ecossistêmicos; e d) serviços culturais: os que provêm benefícios recreacionais, estéticos, espirituais ou outros benefícios imateriais à sociedade humana.
Lei Nº 10.200 de 08 de janeiro de 2015 do Estado do Maranhão	Dispõe sobre a Política Estadual de Gestão e Manejo Integrado de Águas Urbanas e dá outras providências	Art. 2º Para os efeitos desta Lei consideram-se: XIII - serviços ambientais: externalidades positivas dos ecossistemas naturais relacionados ao suporte ambiental de um determinado bioma ou ecossistema e classificadas, nos termos do regulamento, como de provisão, regulação, suporte, culturais ou intangíveis.
Lei Nº 5955 de 02 de agosto de 2017 do Distrito Federal	Institui a Política Distrital de Pagamentos por Serviços Ambientais e o Programa Distrital de Pagamento por Serviços Ambientais.	Art. 2º Para os efeitos desta Lei, entende-se por: III - serviços ambientais: condições e processos por meio dos quais os ecossistemas naturais e as espécies que os compõem sustentam e completam a vida, incluindo: a) serviços de abastecimento: produtos obtidos dos ecossistemas, que abrangem alimentos, matérias primas, combustíveis, recursos genéticos, compostos bioquímicos, recursos ornamentais e água; b) serviços de regulação: benefícios obtidos com a regulação dos processos dos ecossistemas, tais como a manutenção da qualidade do ar, a regulação do clima, a regulação da água, o controle de erosão, a purificação da água, o tratamento de refugos, a regulação de moléstias humanas, o controle biológico, a polinização, entre outros; c) serviços culturais: serviços intangíveis que se obtêm dos ecossistemas por meio do

		enriquecimento espiritual, do desenvolvimento cognitivo, da recreação e das experiências estéticas e incluem a diversidade cultural, os valores espirituais e religiosos, os sistemas de conhecimento, os valores educacionais, a inspiração e os valores estéticos e paisagísticos; d) serviços de apoio: serviços necessários para a produção de todos os outros serviços prestados pelos ecossistemas;
Decreto nº 9.130, de 29 de dezembro de 2017 do Estado de Goiás	Dispõe sobre o Programa Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais – PEPSA – e dá outras providências.	Art. 6º Para os fins deste Decreto, aplicam-se as seguintes definições: X – serviços ambientais ou ecossistêmicos: funções e processos ecológicos relevantes gerados pelos ecossistemas, em termos de manutenção, recuperação ou melhoramento das condições ambientais, em benefício do bem-estar de todas as sociedades humanas, nas seguintes modalidades: a) serviços de provisão: fornecem diretamente bens ou produtos ambientais utilizados pelo ser humano para comercialização ou consumo; b) serviços de suporte: promovem a ciclagem de nutrientes, decomposição de resíduos, produção, manutenção ou renovação da fertilidade do solo, a polinização, dispersão de sementes, o controle de populações de potenciais pragas e de vetores potenciais de doenças humanas, a proteção contra a radiação solar ultravioleta, manutenção da biodiversidade e do patrimônio genético, entre outros que mantenham a perenidade da vida na Terra; c) serviços de regulação: promovem o sequestro de carbono, a purificação do ar, moderação de eventos climáticos extremos, manutenção do equilíbrio do ciclo hidrológico, minimização das enchentes e das secas, bem como o controle dos processos críticos de erosão e de deslizamentos de encostas, entre outros, que concorram para a manutenção da estabilidade dos processos ecossistêmicos; d) serviços culturais: os que proveem benefícios imateriais, recreacionais, estéticos, ou outros benefícios associados aos conhecimentos tradicionais;
Lei Nº 5235 DE 16 de julho de 2018 do Estado do Mato Grosso do Sul	Dispõe sobre a Política Estadual de Preservação dos Serviços Ambientais, cria o Programa Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais	Art. 2º Para os fins desta Lei consideram-se: II - serviços ambientais: serviços desempenhados pelo meio ambiente, que resultam em condições adequadas à sadia qualidade de vida, constituindo as seguintes modalidades: a) serviços de provisão: serviços que resultam em bens ou em produtos ambientais

	(PESA), e estabelece um Sistema de Gestão deste Programa.	com valor econômico, obtidos diretamente pelo uso e pelo manejo sustentável dos ecossistemas; b) serviços de suporte e de regulação: serviços que mantêm os processos ecossistêmicos e as condições dos recursos ambientais naturais, de modo a garantir a integridade dos seus atributos para as gerações presentes e futuras; c) serviços culturais: serviços associados aos valores e às manifestações da cultura humana, derivados da preservação ou da conservação dos recursos naturais;
--	---	--

Quadro 08: Normas estaduais que tratam de serviços ecossistêmicos no Brasil.

Existe uma grande heterogeneidade nas normas estaduais que adotam o conceito de serviços ecossistêmicos (Altmann e Stanton, 2018; Tejeiro e Stanton, 2014). Algumas normas tratam de recursos hídricos (Espírito Santo), enquanto outras versam sobre mudanças climáticas (Paraná, São Paulo). Outras, ainda, tem o foco no sistema de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos (Santa Catarina). O ponto comum das normas dos 14 estados brasileiros que adotaram a abordagem dos serviços ecossistêmicos em suas legislações é a adoção de um mecanismo de incentivo financeiro, normalmente o PSE. Entretanto, são notórias as diferenças entre os conceitos de serviços “ambientais” ou “ecossistêmicos”.

Observa-se que predomina a utilização da expressão “serviços ambientais”. Uma das justificativas para isso é, como destacado acima, a profusão do uso desse termo na América Latina. Não obstante a maioria das normas utilizarem a forma “serviços ambientais”, algumas normas adotam o termo “serviços ecossistêmicos”, a exemplo do Rio de Janeiro (Decreto nº 43.946/2012) e da Bahia (Lei nº 13.223, de 12 de janeiro de 2015). Outros, ainda, utilizam os termos “serviços ambientais” e “serviços ecossistêmicos” como sinônimos (Lei Ordinária nº 4.266/2015, do Amazonas; Lei nº 10.165/2013, da Paraíba; e Lei nº 2.308/2010, do Acre). A Lei nº 13.223/2015 da Bahia faz a distinção entre “serviços ambientais” (como os serviços gerados pela atividade humana) e “serviços ecossistêmicos” (gerados pelos ecossistemas). O Estado de São Paulo distingue “serviços ecossistêmicos” enquanto os “benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas”, e “serviços ambientais”, que seriam os “serviços ecossistêmicos que têm impactos positivos além da área onde são gerados” (Decreto nº 55.947, de 24 de junho de 2010).

Como forma de elucidar o conceito, determinadas normas estaduais se utilizam da consagrada classificação dos serviços ecossistêmicos trazida pela AEM (2005), a exemplo da Lei Ordinária nº 4.266/2015, do Amazonas e da Lei nº 15.809/2016 do Pernambuco, as quais mencionam os serviços de provisão, suporte, regulação e culturais. O Decreto 3182R/2012 do Espírito Santo, a Lei nº 15.133/2010 de Santa Catarina e a Lei nº 10.165/2013 da Paraíba mencionam os serviços de provisão, suporte e regulação, omitindo os serviços culturais.

Apesar da maioria desses conceitos seguir o utilizado pela AEM (2005), algumas normas desviam-se dessa publicação científica. O exemplo mais notável advém do Decreto nº 43.946/2012, do Estado do Rio de Janeiro, o qual prevê que “serviços ecossistêmicos” são os “benefícios proporcionados por unidades de conservação estaduais a determinadas atividades, econômicas ou não, que minimizem seus custos operacionais (...)”. Pois bem, não são as unidades de conservação geradoras de serviços ecossistêmicos, mas sim os ecossistemas protegidos por essas unidades. Além disso, os serviços ecossistêmicos não somente são proporcionados a *determinadas atividades econômicas*, mas beneficiam o bem-estar humano. Esse conceito está claramente dirigido a criar um “mercado” para esses tais serviços proporcionados pelas unidades de conservação. Outro exemplo é o conceito de “serviços ambientais” adotado pela Lei nº 15.133/2010 de Santa, Catarina, designadamente “as funções ecossistêmicas desempenhadas pelos sistemas naturais que resultam em condições adequadas à sadia qualidade de vida (...)” O que vem a ser “sadia qualidade de vida”? Como ressaltado alhures, a expressão contida no art. 225 da Constituição Federal brasileira é invocada (inadequadamente) para conceituar os serviços ecossistêmicos. Além disso, os serviços ecossistêmicos são distintos das funções dos ecossistemas: aqueles são os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas; já as funções dos ecossistemas não necessariamente contribuem para o bem-estar humano.

O que mais chama a atenção, entretanto, é que o objetivo das legislações estaduais *não é* a recepção do conceito de serviços ecossistêmicos enquanto uma mudança de paradigma na conservação da biodiversidade e dos ecossistemas. O objetivo de todas essas normas é tão somente implementar sistemas de PSE. Talvez por isso os conceitos são tão distintos: eles tiveram que se ajustar ao objetivo maior destas normas, ou seja, viabilizar os sistemas de PSE. Diante da heterogeneidade dos conceitos de “serviços ecossistêmicos” adotados pelas legislações estaduais, pergunta-se: haveria como harmonizar essas normas em um único sistema nacional? Essa questão é de extrema importância no momento em que o Congresso Nacional discute uma *Política Nacional* para os serviços ecossistêmicos.

Situação análoga ocorreu com a promulgação da Lei Federal nº 9985/2000, a qual instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). O SNUC tem como objetivo organizar as unidades de conservação existentes no território brasileiro, tanto no nível municipal, como no estadual e da União. Com esse diploma, foram estabelecidos os conceitos, os princípios, as diretrizes e os objetivos da política de unidades de conservação da natureza no País. Antes disso, existia uma grande variedade de normas que regulamentavam a matéria, verificando-se significativas discrepâncias. O Estado do Rio Grande do Sul, pioneiro em muitas normas ambientais, possuía um Sistema Estadual de Unidades de Conservação desde 1992 (Decreto nº 34.256/1992). Nesse, são previstos três grupos de unidades de conservação (de proteção integral, de manejo sustentável e unidades de conservação provisórias). Esse último grupo – unidades de conservação provisórias – não foi recepcionado pela Lei nº 9985/2000 e, portanto, não integram o SNUC. Foi necessário que o legislador federal criasse uma norma para viabilizar o funcionamento

de um sistema nacional de unidades de conservação. Situação semelhante certamente ocorrerá com as normas estaduais que tratam da abordagem dos serviços ecossistêmicos.

3.2.1.3 Conceito de Serviços Ecossistêmicos na Legislação Portuguesa

Ato	Objeto	Conceito
<p>Decreto-Lei n.º 142/2008 de 24 de Julho</p> <p>[Parcialmente alterado pelo Decreto-Lei n.º 242/2015 de 15 de outubro, o qual manteve o conceito de serviços dos ecossistemas]</p>	<p>Estabelece o regime jurídico da conservação da natureza e da biodiversidade.</p>	<p>Art. 3º (...) q) «Serviços dos ecossistemas» os benefícios que as pessoas obtêm, directa ou indirectamente, dos ecossistemas, distinguindo -se em: i) «Serviços de produção», entendidos como os bens produzidos ou a provisionados pelos ecossistemas, nomeadamente alimentos, água doce, lenha, fibra, bioquímicos ou recursos genéticos, entre outros; ii) «Serviços de regulação», entendidos como os benefícios obtidos da regulação dos processos de ecossistema, nomeadamente a regulação do clima, de doenças, de cheias ou a destoxificação, entre outros; iii) «Serviços culturais», entendidos como os benefícios não materiais obtidos dos ecossistemas, nomeadamente ao nível espiritual, recreativo, estético ou educativo, entre outros; iv) «Serviços de suporte», entendidos como os serviços necessários para a produção de todos os outros serviços, nomeadamente a formação do solo, os ciclos dos nutrientes ou a produtividade primária, ente outros;</p>
<p>Alteração ao Decreto -Lei n.º 166/2008, de 22 de agosto</p>	<p>Estabelece o Regime Jurídico da Reserva Ecológica Nacional, abreviadamente designada por REN.</p>	<p>3 — A REN visa contribuir para a ocupação e o uso sustentáveis do território e tem por objetivos: a) Proteger os recursos naturais água e solo, bem como salvaguardar sistemas e processos biofísicos associados ao litoral e ao ciclo hidrológico terrestre, que asseguram</p>

<p>[O Decreto-Lei n.º 239/2012 de 2 de novembro, que procede à primeira alteração ao Decreto -Lei n.º 166/2008, manteve a redação do art. 3]</p>		<p>bens e serviços ambientais indispensáveis ao desenvolvimento das atividades humanas;</p>
<p>Lei n.º 19/2014 de 14 de abril</p>	<p>Define as bases da política de ambiente, em cumprimento do disposto nos artigos 9.º e 66.º da Constituição.</p>	<p>- Componentes ambientais naturais - Artigo 10.º - A política de ambiente tem por objeto os componentes ambientais naturais, como o ar, a água e o mar, a biodiversidade, o solo e o subsolo, a paisagem, e reconhece e valoriza a importância dos recursos naturais e dos bens e serviços dos ecossistemas, designadamente nos seguintes termos:</p>
<p>Lei n.º 17/2014 de 10 de abril</p>	<p>Estabelece as bases da política de ordenamento e de gestão do espaço marítimo nacional.</p>	<p>Artigo 4.º Objetivos do ordenamento e gestão do espaço marítimo nacional 1 — O ordenamento e a gestão do espaço marítimo nacional têm como objetivo a promoção da exploração económica sustentável, racional e eficiente dos recursos marinhos e dos serviços dos ecossistemas, garantindo a compatibilidade e a sustentabilidade dos diversos usos e das atividades nele desenvolvidos, atendendo à responsabilidade inter e intrageracional na utilização do espaço marítimo nacional e visando a criação de emprego</p>
<p>Lei n.º 33/96 de 17 de agosto</p>	<p>Define as bases da política florestal nacional.</p>	<p>Artigo 2.º Princípios gerais 1 — A política florestal nacional obedece aos seguintes princípios gerais: a) A floresta, pela diversidade e natureza dos bens e serviços que proporciona, é reconhecida como um recurso natural renovável, essencial à manutenção de todas as formas de vida, cabendo a todos os cidadãos a responsabilidade de a conservar e proteger;</p>

<p>Decreto-Lei n.º 16/2009 de 14 de janeiro.</p>	<p>Aprova o regime jurídico dos planos de ordenamento, de gestão e de intervenção de âmbito florestal.</p>	<p>Art. 2º (...) d) «Ordenamento florestal» o conjunto de normas que regulam as intervenções nos espaços florestais com vista a garantir, de forma sustentada, o fluxo regular de bens e serviços por eles proporcionados; e) «Produção sustentada» a oferta regular e contínua de bens e serviços nas gerações presentes, sem afectar a capacidade das gerações futuras em garantir a oferta desses mesmos bens e serviços;</p> <p>Art. 6º - 3 — O documento estratégico, também designado relatório, inclui:</p> <p>d) Ponderação sobre os mecanismos de internalização dos benefícios decorrentes dos serviços dos ecossistemas florestais e dos serviços ambientais;</p>
<p>Lei n.º 31/2014, de 30 de maio.</p>	<p>Lei de bases gerais da política pública de solos, de ordenamento do território e de urbanismo</p>	<p>Art. 18º Direitos e deveres dos proprietários dos solos rústicos 1 — Os proprietários dos solos rústicos têm o Direito e o dever de utilizar os solos de acordo com a sua natureza, traduzida na exploração da aptidão produtiva desses solos, diretamente ou por terceiros. bem como de preservar e valorizar os bens culturais, naturais, ambientais, paisagísticos e de biodiversidade. 2 — Os proprietários dos solos rústicos têm o Direito de ser compensados pelos serviços ambientais prestados à sociedade.</p> <p>Art. 62º, 4 - Os municípios devem constituir um fundo municipal de sustentabilidade ambiental e urbanística, ao qual são afetas receitas resultantes da redistribuição de mais-valias, com vista a promover a reabilitação urbana, a sustentabilidade dos ecossistemas e a prestação de serviços ambientais, sem prejuízo do município poder afetar outras receitas urbanísticas a este fundo, com vista a promover a criação, manutenção e reforço de</p>

		infraestruturas, equipamentos ou áreas de uso público.
--	--	--

Quadro 09: Normas que tratam de serviços ecossistêmicos em Portugal.

A legislação do ambiente em Portugal mostra-se avançada quanto ao conceito de serviços ecossistêmicos. Ao contrário das legislações estaduais brasileiras, as quais visam apenas adotar o sistema de PSE, nas recentes normas ambientais portuguesas o conceito foi empregado para destacar o valor do *Capital Natural* do País. Isso fica muito claro no art. 10 da Lei de Bases do Ambiente, quando este dispõe que a política do ambiente “reconhece e valoriza a importância dos recursos naturais e dos bens e serviços dos ecossistemas.” Já o Decreto-Lei 142/2008, o qual estabelece o regime jurídico da conservação da natureza e da biodiversidade de Portugal, traz o conceito de serviços dos ecossistemas⁹⁷ no seu art. 3º. De acordo com esse dispositivo, serviços dos ecossistemas são “os benefícios que as pessoas obtêm, directa ou indirectamente, dos ecossistemas (...)”. Essa definição segue o conceito adotado pela AEM (2005), inclusive estabelecendo a distinção de serviços de regulação, de provisão, culturais e suporte. Observa-se que o Decreto-Lei 142/2008 foi alterado pelo Decreto-Lei 242/2015, o qual manteve o conceito de serviços dos ecossistemas (possivelmente) em virtude de sua acurada fundamentação científica. Esse conceito serve, assim, para subsidiar outras normas que utilizam o termo “serviços ecossistêmicos”, sem, contudo, conceituá-lo. Exemplo disso são as leis n.º 19/2014, no art. 10 (Lei de Bases do Ambiente) e a Lei n.º 17/2014, art. 4º - 1 (Estabelece as bases da política de ordenamento e de gestão do espaço marítimo nacional). Esses diplomas mais recentes sinalizam uma tendência da legislação portuguesa do ambiente de utilizar “serviços dos ecossistemas”. Já o Decreto-Lei n.º 16/2009 (regime jurídico dos planos de ordenamento, de gestão e de intervenção de âmbito florestal) e o Decreto-Lei n.º 166/2008 (Reserva Ecológica Nacional), utilizam o termo “serviços ambientais”, sem, contudo, conceituá-lo.

Conforme o art. 3º da Lei 17/2014, o ordenamento e a gestão do espaço marítimo nacional português deverão observar, além dos princípios gerais de Direito do Ambiente já expressamente mencionados na Lei 19/2014 (Lei de Bases do Ambiente)⁹⁸, os seguintes princípios fundados na abordagem de serviços ecossistêmicos:

⁹⁷ “Serviços dos ecossistemas” e “serviços ecossistêmicos” são utilizados como sinônimos na literatura. A AEM, por exemplo, diz que “a avaliação tem seu foco nas ligações entre os ecossistemas e o bem-estar humano e, em particular, nos “serviços dos ecossistemas” (AEM, 2005, p. 10).

⁹⁸ O art. 3º da Lei 19/2014 prevê os seguintes princípios: desenvolvimento sustentável; da responsabilidade intra e intergeracional; da prevenção; da precaução; do poluidor-pagador; do utilizador-pagador; da responsabilidade e da recuperação.

a) Abordagem ecossistêmica, que tenha em consideração a natureza complexa e dinâmica dos ecossistemas, incluindo a preservação do bom estado ambiental do meio marinho e das zonas costeiras;

b) Gestão adaptativa, que tenha em consideração a dinâmica dos ecossistemas e a evolução do conhecimento e das atividades;

Ainda em relação à Lei 17/2014, Miranda (2016) observa que, apesar do reconhecimento a todos os cidadãos da utilização *comum* ou *livre* do espaço marítimo nacional, o art. 16º permite a utilização privativa de áreas ou volumes “para aproveitamento do meio ou dos recursos marinhos ou serviços dos ecossistemas superior ao obtido pela utilização comum e que resulte em vantagem para o interesse público.” Essa utilização deve ser precedida de uma licença, concessão ou autorização (art. 17, nº 2 da Lei 17/2014), “o que se compreende uma vez que o sujeito titular do Direito obtém para si um aproveitamento maior do que aquele que é retirado pelos demais membros da coletividade ou a utilização por aquele feita implica uma alteração no estado dos recursos.” (Miranda, 2016). Outra observação pertinente sobre diz respeito à regulação, em diplomas distintos, de duas normas sobre ordenamento do território:

Suscetível de levantar mais dúvidas se revela a opção de regular, em duas leis de bases distintas, matérias tão próximas quanto o ordenamento e gestão do espaço marítimo e a política pública de solos, de ordenamento do território e de urbanismo, cujas bases gerais constam da Lei n.º 31/2014, de 30 de maio. (...) Ora, em lugar das “vidas separadas” não teria sido preferível firmar um “casamento” entre duas realidades com tantas afinidades entre si, tanto mais que partilham o mesmo objeto (território)? Na verdade, consideramos que o tratamento integrado de problemas que em muitos casos são semelhantes pode ficar prejudicado pela adoção de duas perspectivas distintas e, mais grave do que isso, através de instrumentos distintos. (Miranda, 2016)

Os serviços ecossistêmicos, sejam eles oriundos de ecossistemas marítimos ou terrestres, deveriam ser abrangidos pela mesma norma. Isso fica mais interessante quando analisados os instrumentos financeiros relacionados com os serviços ecossistêmicos previstos nestas normas. O art. 17 da Lei de Bases do Ambiente elenca dentre seus instrumentos econômicos e financeiros aqueles “que garantam a adequada remuneração dos serviços proporcionados pelo ambiente (...)”⁹⁹ Esses instrumentos devem promover soluções que estimulem (i) o cumprimento dos objetivos ambientais, (ii) a utilização racional dos recursos e (iii) internalização das

⁹⁹ Artigo 17.º - Instrumentos económicos e financeiros

1 - A política de ambiente deve recorrer a instrumentos económicos e financeiros, concebidos de forma equilibrada e sustentável, com vista à promoção de soluções que estimulem o cumprimento dos objetivos ambientais, a utilização racional dos recursos naturais e a internalização das externalidades ambientais.

2 - São instrumentos económicos e financeiros da política de ambiente, designadamente:

c) Os instrumentos que garantam a adequada remuneração dos serviços proporcionados pelo ambiente e pelas entidades públicas encarregadas da prossecução da política de ambiente, os quais podem implicar a aplicação de taxas, preços ou tarifas com vista a promover a utilização racional e eficiente dos recursos ambientais;

externalidades ambientais. Por sua vez, a Lei do Ordenamento do Território prevê no art. 62º, 4 que os municípios devem constituir um fundo municipal de sustentabilidade ambiental e urbanística com vista a promover a reabilitação urbana, a sustentabilidade dos ecossistemas e a prestação de serviços ambientais. Seria muito oportuno criar um mecanismo capaz de canalizar esforços e recursos voltados para a restauração e preservação dos ecossistemas que fornecem serviços ecossistêmicos. No entanto, uma das disposições mais interessantes da nova Lei 31/2014 é a constante do seu art. 18º, o qual prevê os Direitos e os deveres dos proprietários dos solos rústicos. O art. 18º, 1, expõe claramente que são deveres do proprietário a utilização conforme a aptidão dos solos, o que se traduz não apenas na exploração produtiva, mas também na preservação e valorização dos bens culturais, naturais, ambientais, paisagísticos e da biodiversidade. Já o art. 18º, 2 dispõe que “os proprietários dos solos rústicos têm o Direito de ser compensados pelos serviços ambientais prestados à sociedade.” Essa inovação – conferir o direito de ser compensado pelos serviços ambientais – opera em consonância com a racionalidade dos serviços ecossistêmicos e fornece a base jurídica para o sistema de *PSE* em Portugal.

3.2.1.4 Conceito de Serviços Ecossistêmicos no Direito Europeu

Ato	Objeto	Conceito
Directiva 2004/35/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 21 de Abril de 2004	Relativa à responsabilidade ambiental em termos de prevenção e reparação de danos ambientais	Art. 2º - Das definições - 13. «Serviços» e «serviços de recursos naturais», funções desempenhadas por um recurso natural em benefício de outro recurso natural ou do público;
Bruxelas, 6.5.2013 Com(2013) 249 Final, Comunicação Da Comissão Ao Parlamento Europeu, Ao Conselho, Ao Comité Económico E Social Europeu E Ao Comité Das Regiões	Infraestrutura Verde — Valorizar o Capital Natural da Europa	A sociedade humana depende dos benefícios oferecidos pela natureza, sob a forma de alimentos, materiais, água potável, ar puro, regulação climática, prevenção de cheias, polinização, recreio[1]. Todavia, muitos destes benefícios, frequentemente referidos como serviços ecossistêmicos, são usufruídos como manancial quase ilimitado e tratados como bens gratuitos cujo verdadeiro valor não é plenamente apreciado.

Regulamento (UE) N.º 1305/2013 do Parlamento Europeu e do Conselho de 17 de dezembro de 2013	Relativo ao apoio ao desenvolvimento rural pelo Fundo Europeu Agrícola de Desenvolvimento Rural (FEADER) e que revoga o Regulamento (CE) n.º 1698/2005 do Conselho.	Artigo 25.o Investimentos para a melhoria da resiliência e do valor ambiental dos ecossistemas florestais 1. O apoio previsto no artigo 21.o, n.o 1, alínea d), é concedido a pessoas singulares, a detentores privados e públicos de zonas florestais e a outros organismos públicos e de Direito privado e respetivas associações. 2. Os investimentos destinam-se a satisfazer a concretização de compromissos para fins ambientais, para a prestação de serviços ecossistémicos e/ou para o aumento do valor de amenidade pública das florestas e das terras arborizadas na zona em questão, ou a melhoria do potencial dos ecossistemas para atenuar as alterações climáticas, sem excluir os benefícios económicos a longo prazo.
---	---	--

Quadro 10: Normas que tratam dos serviços ecossistêmicos no âmbito da União Europeia.

No âmbito da União Europeia o conceito de serviços ecossistêmicos tem recebido crescente atenção nos últimos anos. No entanto, a sua recepção se deu com a Directiva 2004/35/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 21 de abril de 2004, a qual versa responsabilidade ambiental em termos de prevenção e reparação de danos ambientais. A expressão contida no art. 2º (serviços de recursos naturais), apesar de não mencionar os ecossistemas, traduz bem a ideia dos benefícios que tem origem nas funções destes. Quando o art. 2º reporta que os serviços são as “funções desempenhadas por um recurso natural em benefício de outro recurso natural ou do público”, engendra exatamente a ideia contida na AEM (2005). De acordo com Herve-Fournereau e Langlais (2012) o conceito de "serviço relacionado aos recursos naturais", trazido pela Diretiva 2004/35/UE, “goza de uma interpretação extensiva diferente da adotada no relatório sobre o AEM (‘benefícios que as pessoas retiram de ecossistemas’).” No entanto, alertam os autores,

(...) esta definição só deve ser entendida em relação ao objeto da Diretriz: a prevenção e a reparação de danos ambientais. Não visa, portanto, no momento, a fornecer uma definição jurídica generalizada dos serviços de ecossistema. Além disso, destinada a prevenir e reparar um dano ecológico puro, a definição pode ser considerada como logicamente estendida. Por outro lado, o conceito tende a ser cada vez mais marcado por uma leitura econômica (...)

Parece-nos que o conceito adotado pela Diretiva 2004/35/UE é bastante adequado para o propósito de tutela jurídica da biodiversidade, dos ecossistemas e seus serviços. Isso está diretamente ligado com a forma com que o conceito será implementado na prática. O sentido e o alcance do conceito jurídico de serviços ecossistêmicos, assim como as possibilidades/oportunidades de implantação desse conceito serão objeto da discussão a seguir.

Schmidt e Delicado (2014) lembram que, desde o ingresso de Portugal na Comunidade Europeia, em 1986, o País inicia um “processo de acompanhamento das medidas e políticas ambientais comunitárias, implicando uma elevação dos seus padrões de exigência e a transposição sistemática dos dispositivos legais europeus.”¹⁰⁰ A adesão à União Europeia, portanto, “trouxe uma importante viragem ao estatuto oficial das questões ambientais (...)”. (Schmidt e Delicado, 2014) A partir disso, se verifica uma crescente conscientização ambiental entre os portugueses. O Eurobarômetro sobre Ambiente, de 2011 (*apud* Schmidt e Delicado, 2014), aponta que 95% dos portugueses consideram o ambiente um assunto *importante* ou *muito importante* e 70% relacionam o ambiente com a qualidade de vida. A *perda da biodiversidade*, entretanto, aparece em nono lugar no inquérito “Problemas ambientais que mais preocupam os portugueses”, o que revela uma dissociação desse problema com o bem-estar. (Schmidt e Delicado, 2014) Em 2012 – ano internacional da biodiversidade – 46% dos portugueses desconheciam o termo enquanto 35% o conheciam, mas não sabiam o significado desse termo. (Schmidt e Delicado, 2014) O desafio das diretivas europeias que versam sobre os serviços ecossistêmicos é, portanto, introduzir esse conceito na vida cotidiana dos europeus – tal como ocorreu com o conceito de ambiente.

A revisão da Política Agrícola Comum, consubstanciada no Regulamento (UE) n° 1.305/2013 trata o conceito marginalmente, apenas no capítulo relativo aos ecossistemas florestais. Isso que demonstra que a PAC não deu a importância devida aos serviços ecossistêmicos, apesar do grande potencial dessa política para a preservação da biodiversidade e dos ecossistemas (ver item 3.3.8.2). A Resolução sobre *Infraestrutura Verde*, por outro lado, utilizou o conceito de serviços ecossistêmicos como fundamento para a valorização do Capital Natural europeu. Com isso, o conceito de serviços ecossistêmicos passa a fundamentar um ambicioso plano voltado à implantação de uma rede de áreas naturais e seminaturais por toda a União Europeia (ver item 3.3.8.3).

¹⁰⁰ As mudanças provocadas pelo ingresso de Portugal na Comunidade Europeia foram intensas. A esse respeito, Schmidt e Delicado (2014) apontam que “o país abreviou em 10 anos o que seus pares europeus mudaram em 30, como os indicadores de consumo e modernidade demonstram (...) E mudou depressa e muito e em quase tudo, sem dar tempo a si próprio para consolidar ferramentas culturais que permitissem aos cidadãos e aos decisores novas leituras para uma sociedade que acabara praticamente de sair de um modelo ruralista, fechado e ditatorial. A nível social deram-se alterações radicais sobretudo nos estilos de vida e de consumo, com impactos crescentes no estado do ambiente, sem que as diretivas europeias viessem a tempo para inflétir a degradação dos recursos que então se agudizou.”

3.2.2 Conceito jurídico de serviços ecossistêmicos: sentido, alcance e implementação

O conceito de serviços ecossistêmicos comporta apenas uma leitura *ecológica* ou, no máximo, *ecológica-econômica*? Ou o conceito possui também um viés jurídico relevante? E, a partir desse viés jurídico, seria possível dotar o conceito de serviços ecossistêmicos de *caráter normativo*? E esse caráter normativo teria o condão de contribuir para a tutela jurídica da biodiversidade, dos ecossistemas e seus serviços? Para tanto, quais os elementos que deveriam compor o *conceito jurídico dos serviços ecossistêmicos*? E, em sendo adotado nos textos legais, como fazer para o que conceito de serviços ecossistêmicos passe de “law in the books” para “law in the action”? Essas são as questões que o presente item busca elucidar.

Não descurando das críticas, entedemos que o sentido e o alcance do conceito dependerão em grande medida de como ela será apropriada pelo *Direito*. Ou, nas palavras de Sartre et al. (2014), “la question est dès lors autant de s'interroger sur la vocation de l'expression ‘services écosystémiques’ que sur son effet réel - cet effet dépendant fortement de la manière dont elle est appropriée.” Ou ainda nas palavras de Aragão (2016): “nós pensamos que a estrutura conceitual das fronteiras planetárias pode esclarecer esse problema (...), no entanto, a busca de uma estrutura conceitual não é apenas um problema de relatórios científicos. É também um problema de compreensão jurídica.”

Contextualizando o tema em meados dos anos 2000 nos Estados Unidos da América, Ruhl (2006) explica que, já então, o conceito não era novo, “but it is sufficiently recent that it is yet to be fully developed into coherent policy terms, and surely not yet into hard law to be applied.” Ruhl (2006) chama a atenção para o fato de que o aspecto menos desenvolvido na literatura dos serviços ecossistêmicos é o aspecto jurídico:

(...) the component that is least developed in the literature on ecosystem services is the law, particularly as it relates to property rights and governance institutions. While several authors recently have urged the need for foundational work in this field (Kysar 2001; Ruhl 1997; Salzman 1997), the ecological, geographic, economic, complexities of ecosystem services complicate any effort to forge such a body of law and policy.

Ruhl (2006) destaca que, não obstante a existência de um consenso acerca do tremendo valor serviços ecossistêmicos, o qual devemos incorporar nas decisões sobre o ambiente, na estrutura regulatória e nas normas sociais, essa incorporação ainda não se materializou. E completa Ruhl (2006) afirmando que “the status of ecosystem services in law and society, in other words, is that they have none.” Em relação ao Direito de propriedade, seria admitir que os serviços ecossistêmicos podem ser considerados *res nullius*. Lant et al. (2008) apontam, inclusive, que o caráter de *res nullius* é o principal motivo da degradação dos serviços ecossistêmicos. Esse status jurídico de *res nullius* implica no que a economia denomina de *bens livres* (common-pool resources), ou seja, recursos caracterizados pela *não-exclusividade*. Essa característica econômica

invariavelmente conduz os serviços ecossistêmicos à exaustão e à degradação, conforme descrito no Capítulo II. A questão é: como pode o Direito contribuir para evitar o que Lant et al. (2008) denominaram de “a tragédia dos serviços ecossistêmicos”? Tendo em vista que a maior parte dos serviços ecossistêmicos estão em declínio em virtude de uma “complexa armadilha social, a ‘tragédia dos serviços ecossistêmicos’, que em parte resulta do sobreconsumo dos *bens livres*” (Lant et al., 2008). Os autores ainda apontam uma que incentivos econômicos encorajam a produção de *commodities* em terras privadas em detrimento dos serviços ecossistêmicos que beneficiam o público. Segundo esses autores:

Such ecosystem services are therefore underprovided. Most critically, property law reinforces these market failures by creating incentives to convert funds of natural capital into marketable goods and by assigning no property rights to ecosystem service benefits. Although there is no one pathway out of this tragedy of ecosystem services, potentially effective remedies lie in the evolution of the common law of property, in the reform of economic incentives, and in the development of ecosystem service districts.

Harvé-Fournereau e Langlais (2012) também destacam que o conceito de serviços ecossistêmicos é novo e comporta muitas dúvidas acerca de suas potencialidades jurídicas e, “a resposta para essas perguntas é necessariamente delicada porque traduções jurídicas são recentes e ainda incompletas.” Os mesmos autores destacam que, através das avaliações envolvendo o conceito de serviços ecossistêmicos, seria possível apoiar a tomada de decisões entre soluções tecnológicas (talvez mais arriscadas e mais caras) ou os “benefícios dos ecossistemas fortes e resistentes”. Um conceito jurídico de serviços ecossistêmicos auxiliaria, portanto, na tomada de decisões complexas. Por exemplo, quando se está decidindo sobre soluções de sequestro e armazenamento de carbono, se de um lado se tem o chamado sequestro geológico (no subsolo) e, por outro, o aumento das florestas (supondo que o valor seria equivalente), a abordagem dos serviços ecossistêmicos indicaria a solução que envolve a conservação da biodiversidade em detrimento da que não envolve. Por isso, o conceito jurídico de serviços ecossistêmicos deve sinalizar claramente que o Direito valoriza e tutela esses serviços, decorrência direta da conservação da biodiversidade e dos ecossistemas. Não basta apenas destacar o valor econômico-monetário desses serviços: deve-se deixar clara a opção ético-jurídica em favor da preservação e promoção dos serviços ecossistêmicos. Poder-se-ia, inclusive, cogitar a formulação de um novo princípio: *in dubio pro serviços ecossistêmicos*.

Os autores Harvé-Fournereau e Langlais (2012) mencionam um exemplo interessante de como a racionalidade dos serviços ecossistêmicos pode ser incorporada no Direito. Em 2007 o Livro Verde da Comissão Europeia sobre instrumentos ambientais de mercado sugeriu que fossem adotados mecanismos como taxas, subsídios, créditos negociáveis e Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos. Desde então, houve um crescente interesse pela valoração econômica dos serviços ecossistêmicos, o que, segunda os autores, “reforça esta abordagem preconizada pela

Comissão Europeia consciente da insuficiência dos financiamentos públicos concedidos para a biodiversidade.” Tais mecanismos de mercado representam uma nova abordagem da conservação da natureza baseada no conceito de serviços ecossistêmicos. Obviamente não é a única abordagem baseada nesse conceito, mas talvez seja a que mais tenha recebido atenção nos últimos anos. Segundo ainda Hervé-Fournereau e Langlais (2012), tais instrumentos econômicos “poderiam ser ferramentas para o aprimoramento do comportamento "virtuoso" a serviço da biodiversidade e da luta contra a mudança climática, através da consideração de serviços ecossistêmicos.” Não obstante a importância dos instrumentos econômicos baseados no conceito de serviços ecossistêmicos – dos quais o pagamento por serviços ecossistêmicos é o maior expoente – entendemos que esse conceito possui um potencial mais amplo, que vai muito além dos mecanismos de mercado.

Nos últimos anos surgiram no Brasil diversas críticas ao conceito de serviços ecossistêmicos e, em particular, à ideia de PSE. Alguns autores apontam que a adoção do conceito de serviços ecossistêmicos resultaria na “mercantilização do ambiente”. Nesse sentido, a observação da Packer (2015) é um resumo dessas críticas, merecendo uma transcrição literal:

Impor limites ao crescimento de uma cadeia produtiva cuja atividade lucrativa provoca a poluição dos rios e mares e a emissão de CO₂, por exemplo, gera enormes custos para a indústria. Impedir o avanço da fronteira agrícola do agronegócio sobre as florestas também gera uma perda de lucros futuros com o avanço de commodities agrícolas como a soja. Deste modo, de forma ardilosa, tanto o mercado do carbono como o mercado dos pagamentos por serviços ambientais foram pensados para gerar lucros com os limites ambientais ao crescimento. (...) A lógica dessas teorias é que a única possibilidade de garantir a preservação ambiental é a inserção dos processos ecológicos e dos bens ambientais no mercado. Para isso, é fundamental que exista possibilidade de valoração monetária, para viabilizar a comercialização e também a criação de leis que, por meio do estabelecimento de obrigações, criem a demanda para o mercado hoje inexistente.

Inicialmente é necessário lembrar que o conceito de serviços ecossistêmicos tem origem na ecologia. Em termos claros: os serviços ecossistêmicos existem na natureza e devem ser preservados independentemente de qualquer modelo econômico. Os serviços ecossistêmicos *não são*, pois, uma criação do mercado. Segundo: a ciência econômica não é unívoca quanto à forma de preservação dos serviços ecossistêmicos, com destaque no Capítulo II deste trabalho. A economia ecológica, que está atenta a questões como o acesso equitativo aos recursos naturais e aos serviços ecossistêmicos, à justiça distributiva, à equidade *intra* e *intergeracional*, dentre outros aspectos, destaca a abordagem dos serviços ecossistêmicos como essencial ao desenvolvimento sustentável. Terceiro e mais importante: a abordagem dos serviços ecossistêmicos é mais ampla que

seu aspecto econômico. O fato é que, até o momento, esse aspecto foi o mais debatido pelos teóricos da abordagem dos serviços ecossistêmicos.¹⁰¹

O conceito de serviços ecossistêmicos, portanto, não se restringe unicamente ao aspecto econômico. Os aspectos jurídicos e os relacionados à justiça ambiental continuam em aberto, aguardando a acurada análise dos juristas. Apenas nos últimos anos e de forma muito incipiente o Direito passou a assimilar o conceito de serviços ecossistêmicos. E é justamente a aplicação da racionalidade dos serviços ecossistêmicos pelo Direito que poderá revelar o potencial desse conceito. O primeiro passo para isso, portanto, é a incorporação de um conceito jurídico de serviços ecossistêmicos capaz de permitir a ampla aplicação dessa racionalidade. Na abstenção do Direito – aí sim – o mercado agirá, apropriando-se do conceito de serviços ecossistêmicos e utilizando-o numa perspectiva tão somente monetária e de lucro. Essas críticas, portanto, não estão totalmente destituídas de sentido e apenas reforçam a necessidade de uma estruturação jurídica do conceito de serviços ecossistêmicos. Em outras palavras: para que os serviços ecossistêmicos não se tornem “*uma novíssima mercadoria inventada pelo capitalismo e [simplesmente] regulamentada pelo Direito*” (Packer, 2015), é necessário agir no sentido de promover as potencialidades desse conceito para além do aspecto monetário/econômico. No entanto, Hervé-Fournereau e Langlais (2012) advertem que, por ainda não ter sido “*pacificado no Direito, tal conceito é marcado por sua imaturidade e é susceptível de ser vetor de sinergias controvertidas.*” Daí a importância da construção das bases teóricas para a formulação de um conceito jurídico de serviços ecossistêmicos.

Mas quais seriam os imperativos jurídicos para a construção de um conceito de serviços ecossistêmicos *para além do ecológico e do econômico*? Ou seja, para que se evite que tão relevante conceito seja absorvido, apropriado ou instrumentalizado por uma racionalidade exclusivamente econômica? Como dimensionar e localizar esse conceito dentro da normatividade?

Nesta altura é necessário deixar claro que o conceito de serviços ecossistêmicos vai muito além do sistema de PSE. Importante destacar esse fato porque no Brasil o conceito de serviços ecossistêmicos está bastante ligado ao PSE, como restou evidenciado na análise da normas estaduais no Brasil (3.2.1.2). Além disso, imperioso se faz analisar o conceito a partir do prisma da justiça ambiental e ecológica, a fim de que seja dimensionado o principal aspecto ético que essa abordagem suscita: o acesso das presentes e futuras gerações, humanas e não-humanas, aos bens e serviços da biodiversidade e dos ecossistemas. Ainda, é importante esclarecer que os instrumentos econômicos e de mercado são coronários do conceito de serviços ecossistêmicos, assim como o são em relação a outras questões ambientais (poluição industrial, clima, florestas, etc.). Ademais, é fundamental ressaltar que o conceito de serviços ecossistêmicos concebe uma nova racionalidade para a questão ambiental, na medida em que os ecossistemas e seus serviços não mais são entendidos como mero

¹⁰¹ Nesse sentido, ver Castro e Sartre (2014): “De la biodiversité aux services écosystémiques: approche quantitative de la généalogie d’un dispositif.”

recurso natural ou *patrimônio material* e passam a ser percebidos como um valor imaterial essencial ao bem-estar humano (daí a relevância da noção de *fluxos* – 2.5.1.3).

Em algumas situações, os serviços ecossistêmicos *já* constituem *commodities* (a exemplo de alguns serviços de produção, como agricultura e fornecimento de madeira, pesca, etc.). Em outras circunstâncias os serviços ecossistêmicos constituem um bem intangível, mas já reconhecido (como, por exemplo, os serviços culturais ligados à erva-mate no sul da América do Sul e ao sobreiro na bacia mediterrânea). Em outras circunstâncias, os serviços ecossistêmicos ainda permanecem alheios ao Direito e “*à mercê da própria sorte*.” Os serviços de regulação e suporte são exemplo disso, por não possuir uma tutela jurídica específica. Isso enseja uma regulamentação/regime jurídico para aqueles serviços já reconhecidos pelo Direito e uma “visibilidade” para os que não. Cabe agora analisar como o conceito de serviços ecossistêmicos alcança normatividade jurídica.

3.2.3 Densificação Normativa e o conceito de serviços ecossistêmicos

Como explicar o processo através do qual uma ideia ganha corpo e alcança *normatividade*? A abordagem dos serviços ecossistêmicos está passando por esse processo? A *densificação normativa* pode auxiliar a explicar o processo que o conceito de serviços ecossistêmicos está atravessando nos últimos anos no Brasil e na Europa? E, finalmente, a *densificação normativa* pode indicar caminhos para a adoção de um conceito jurídico de serviços ecossistêmicos? Essas indagações nortearão o estudo nesse subtítulo, o qual tem como propósito *localizar no campo normativo a racionalidade inaugurada pelo conceito de serviços ecossistêmicos*.

O conceito de serviços ecossistêmicos tem recebido crescente atenção na literatura científica desde o final dos anos 1990, em especial após as publicações de Costanza et al. (1997) e Daily (1997), no qual os autores elencam e estimam o valor dos principais serviços ecossistêmicos do planeta. A partir de meados dos anos 2000, Rhul (2015) destaca que o termo tem sido objeto de análise de um pequeno grupo de juristas norte-americanos. No Brasil, verifica-se que no final da década de 2000, vários estados da federação adotaram legislação própria regulamentando a matéria. Esse *fenômeno de inflação normativa* tem se observado até hoje, na medida em que cada vez mais estados brasileiros legislam sobre o tema. Além dessa ampliação do número de normas, é possível também observar que estados e municípios tem *implementado* suas políticas de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos. (Altmann e Stanton, 2018) Outrossim, também os Tribunais brasileiros têm utilizado o conceito de serviços ecossistêmicos em suas decisões. (Altmann e Stanton, 2018) Esses aspectos indicam não apenas um aumento *quantitativo* (no número de normas, contratos,

decisões, atores sociais atingidos), mas também um aumento *qualitativo* da normatividade (aplicação, interpretação e desdobramentos diversos com origem nessas normas).

Isso revela que a transição do conceito de serviços ecossistêmicos – de mera *ideia* ou *termo científico* (ou seja, um conceito sem nenhuma força normativa) para norma jurídica (e, portanto, imperativa, geral e cogente) – se deu a partir de um *processo* bastante rápido, se comparados com a construção de outros conceitos jurídicos-ambientais.

Nesse contexto, a questão teórica que orienta esta parte do estudo é: o conceito de serviços ecossistêmicos adquiriu *normatividade*? Como se deu esse processo? As respostas dessas perguntas são fundamentais para a compreensão do fenômeno através do qual uma ideia e/ou um conceito técnico (serviços ecossistêmicos) transforma-se em norma jurídica, dotada de *normatividade* em diversos gradientes. O fio condutor da presente análise é a tese da “Densificação Normativa”, tese esta desenvolvida a partir dos trabalhos de Thibierge et al. (2013).

3.2.3.1 Densificação Normativa

O processo de *Densificação Normativa* se dá, conforme Thibierge et al. (2013), com o aumento quantitativo e qualitativo da normatividade. O primeiro aspecto apontado por Thibierge et al. (2013) para a compreensão desse processo concerne à multiplicação das normas, isto é, ao aspecto *quantitativo* da *densificação normativa*.¹⁰² Para utilizar a expressão de Savatier (1977, *apud* Thibierge, 2013), pode-se referir a esse aspecto quantitativo como “*inflation legislative*”. O aumento do número de normas sobre determinado tema é um importante indicador de uma *densificação normativa* dessa matéria. Entretanto, a simples inflação legislativa não necessariamente conduz ao adensamento da normatividade. Exemplo disso são as normas sem *efetividade*: muito embora estejam vigentes, não são aplicadas ou não são observadas pela sociedade, caindo em desuso. No Brasil esse fenômeno normativo é “conhecido como ‘leis que não colam’, ou seja, normas que não são observadas pela sociedade e/ou não são aplicadas pelos órgãos responsáveis.” (Altmann e Stanton, 2018)

Destarte, enquanto fenômeno quantitativo, a inflação legislativa é insuficiente para uma compreensão global da normatividade que o conceito de serviços ecossistêmicos tem adquirido nos anos recentes em muitos países. Nesse sentido, a abordagem da “Densificação Normativa” enquanto fenômeno *quantitativo* e *qualitativo* permite uma compreensão mais ampla do processo jurídico pelo qual esse conceito está passando. A figura abaixo, adaptada de Thibierge (2013) permite esquematizar o processo de *Densificação Normativa*:

¹⁰² *Densificação normativa*, em tradução livre. Nesse estudo será utilizada a tradução.

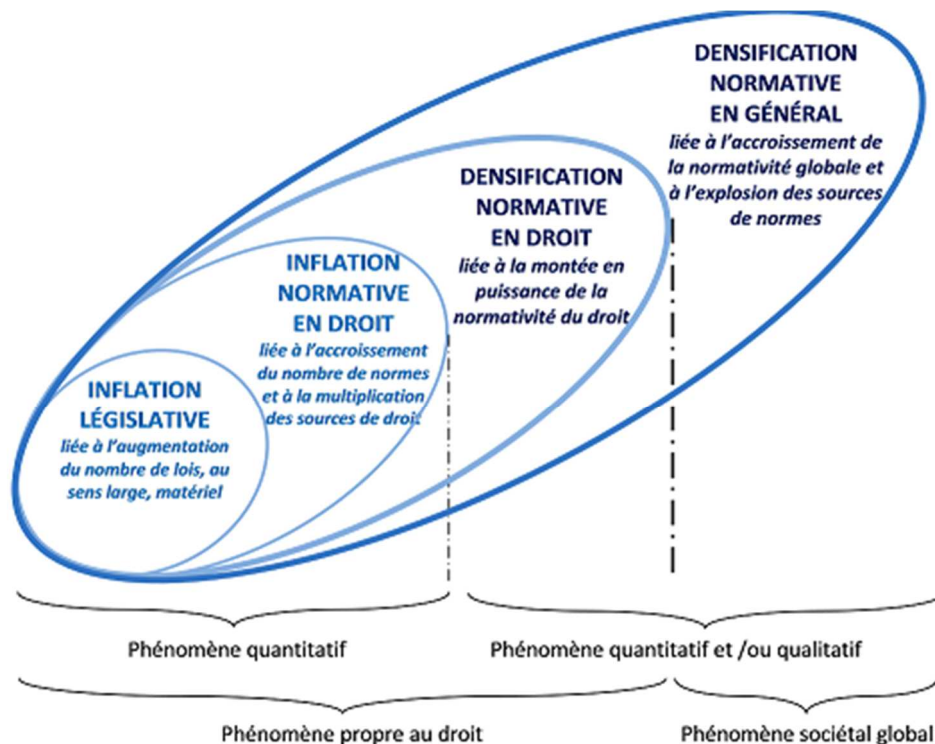


Figura 09: Da inflação legislativa à densificação normativa. (Adaptado de Thibierge et al., 2013)

Como observa Thibierge et al. (2013), “limitada por sua natureza – quantitativa – e por seu objeto – legislativo – a inflação legislativa não é mais suficiente para captar as evoluções normativas contemporâneas.” Por seu turno, a teoria da “Densificação Normativa ne concerne pas que le droit, loin s’em faut.” Thibierge et al. (2013) Ou seja, a “densificação normativa busca compreender o fenômeno normativo de forma muito mais global, ultrapassando os limites do Direito.” (Altmann e Stanton, 2018) O objetivo da teoria é compreender o *processo de densificação normativa* de uma forma muito mais ampla, abrangendo as fontes normativas de qualquer natureza (e não somente as fontes do Direito). Isso é possível através de uma análise tanto quantitativa quanto qualitativa das fontes normativas. A noção de *processo* também é utilizada de forma mais ampla e não pode ser confundido com o processo legislativo, administrativo ou judicial. Estes seriam, segundo Thibierge et al. (2013), o ‘envelope’, um aspecto meramente *formal* de um fenômeno mais amplo. A compreensão desse *processo* mais amplo que leva à densificação das normas de qualquer natureza é o objeto da ideia de Densificação Normativa.

Já *normatividade* é o termo utilizado para designar o caráter de normas de qualquer natureza – e não apenas as normas jurídicas:

Traditionnellement, la normativité du droit était comprise comme la capacité à régir de manière générale, obligatoire et sanctionnée l’avie des hommes em société. Mais, de nos

jours, la densification de formes souples de régulation sociale regroupées sous le nom de soft law change peu à peu la physionomie du droit. (...) Mais la Densificação Normativa affecte aussi la place et le rôle du droit parmi les autres types de normativités.

O termo *normatividade* possui aqui dois sentidos: enquanto campo normativo ou enquanto a qualidade de que se reveste a norma. No primeiro caso, a normatividade pode designar um campo normativo como, por exemplo, o Direito, a moral, a ética. É a normatividade no plural. Com essa conotação, a densificação normativa “désigne la montée en puissance de la normativité par la multiplication des champs normatifs et la diversification des types de normes et des dispositifs normatifs à l’oeuvre dans la société.” (Thibierge et al., 2013)

Já enquanto qualidade de que se reveste ou constitui uma norma, indica que a normatividade “possui a *capacidade de dirigir* – para orientar, canalizar ou enquadrar –, assim como *permite a medida* – para julgar, controlar ou avaliar.” (Altmann e Stanton, 2018). A *normatividade*, entretanto, não é equiparada à obrigatoriedade. A normatividade compreende a obrigatoriedade. Enquanto a normatividade relaciona-se com “modos autoritários e não autoritários de direção de condutas.” (Thibierge et al., 2013) Já a obrigatoriedade somente trabalha com a ideia de modos autoritários de direção de condutas. Pode se afirmar, assim, que a obrigatoriedade é um desdobramento da normatividade. As normas relacionadas ao sistema de PSE constituem um exemplo de normatividade não autoritária.

A densificação normativa se estende para além da *normatividade jurídica*, abarcando outras formas de normatividade, como, por exemplo, as normas técnicas ou de padronização. A densificação normativa não se restringe, portanto, à *normatividade jurídica*:

La Densificação Normativa se manifeste souvent par le mixage de normes juridiques avec d’autres types de normes au sein de dispositifs hybrides, d’”instruments”, de normes ISO, de chartes, de codes de conduite, de “règles de savoir-voyager”, etc. La règle de droit s’y présente comme un type de normes parmi d’autres, normes de gestion, de management, normes éthiques, normes de civilité, etc. Mise sur le même plan et indifférenciée, la norme juridique se confond parfois formellement avec elles.

A noção de densificação normativa enquanto *criadora de normatividade* se dá através de sua *função* e de sua *direção*. Enquanto um “processo normativo” – isto é, criador e transformador de normas, “la Densificação Normativa donne à voir comment la normativité émerge, se déploie et évolue dans le temps et dans l’espace.” (Thibierge et al., 2013)

Para elucidar o processo de densificação normativa, Thibierge et al. (2013) se utiliza da história do princípio da *precaução*. Esse seria um exemplo de *densificação normativa total*, pois compreende todo o processo gerador de normatividade a partir de um germe normativo. De fato, a noção de *precaução* remonta à Alemanha dos anos 1970, quando emerge uma maior conscientização ambiental. Disso decorre um princípio ético o qual afirma que, *quando os impactos*

ambientais são desconhecidos, deve-se empregar a precaução. Nessa fase ocorre a densificação *pré-jurídica*, ou seja, a precaução enquanto mera ideia e princípio ético ainda não se revestem de normatividade jurídica. Na etapa seguinte, quando o princípio da precaução passa a integrar a Declaração do Rio de 1992, ele se torna um *princípio declaratório, de soft law*. Ao ingressar no ordenamento jurídico dos países que adotaram esse princípio em suas legislações ambientais, a precaução inicia o processo de *densificação normativa jurídica* propriamente dita. A partir disso, a precaução, enquanto norma jurídica, passa a ser interpretada e aplicada, revelando sua *plasticidade*:

Come le montre l'exemple du principe de precaution, durant son processus de densification la norme émerge et évolue en se manifestant dans diverses expressions – textes, conventions, interpretations, applications. À travers ces derniers, elle vient à l'existence normative et juridique se précise, se renforce et "prend corps". Ce faisant, le processus de Densificação Normativa révèle la nature plastique et le caractère parfois non localisable, presque fluide, de la norme, qui se coule dans toutes ces expressions sans pour autant s'assimiler complètement à aucune. (Thibierge et al., 2013)

O princípio da precaução, após a Declaração do Rio de 1992, foi adotado em muitos países. Isso demonstra o processo de densificação normativa da noção de precaução iniciado nos anos 1970. Já a recepção nos ordenamentos jurídicos de diversos países revela a dimensão *criadora de normatividade* engendrada por esse processo. Após, com a aplicação dessas normas pelos tribunais, também é possível observá-las se moldando aos casos concretos e às demandas da sociedade. Esse processo de aplicação das normas as torna mais densas em conteúdo normativo, a exemplo do que ocorre com a jurisprudência.

Na figura abaixo, Thibierge et al. (2013) ilustra o processo de densificação normativa do princípio da precaução:

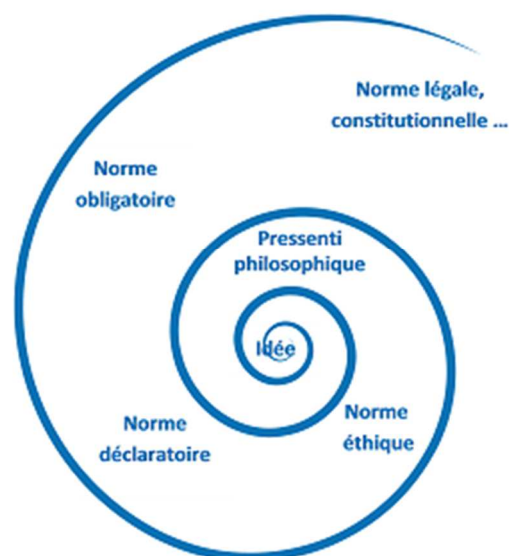


Figura 10: Processo de densificação normativa do princípio da precaução (adaptado de Thibierge et al., 2013).

O processo de densificação normativa se dá em *diferentes níveis* pois ele, segundo Thibierge et al. (2013), "concerne tous les niveaux d'expression de la normativité, des plus menus objets aux champs les plus vastes." Na origem desse processo é possível "identificar algo como um 'germe', com um potencial para 'densificar'." (Altmann e Stanton, 2018) É possível, portanto, identificar como o 'germe' do processo de densificação normativa *uma ideia, um fenômeno, um fato, uma manifestação, um escrito* que

Bref une émergence quelconque qui, peu à peu ou d'un seul coup, gagne en normativité, autrement dit se constitue en référence et, donc se concrétise, se matérialise davantage, s'intensifie, se renforce, se cristallise, s'enrichit, augmente, s'accroît, se multiplie, s'étend, bref, d'une manière ou d'une autre, monte en puissance, gagne en force, en précision, en volume, en champ, selon mille et un modes possibles...et se transforme en norme, en norme juridique, en norme juridique obligatoire. (Thibierge et al., 2013)

Seria possível identificar o 'germe' normativo do conceito de serviços ecossistêmicos? E, a partir disso, seria possível identificar como esse conceito adquire e cresce em normatividade?

A figura abaixo ilustra esse processo de ganho de normatividade:

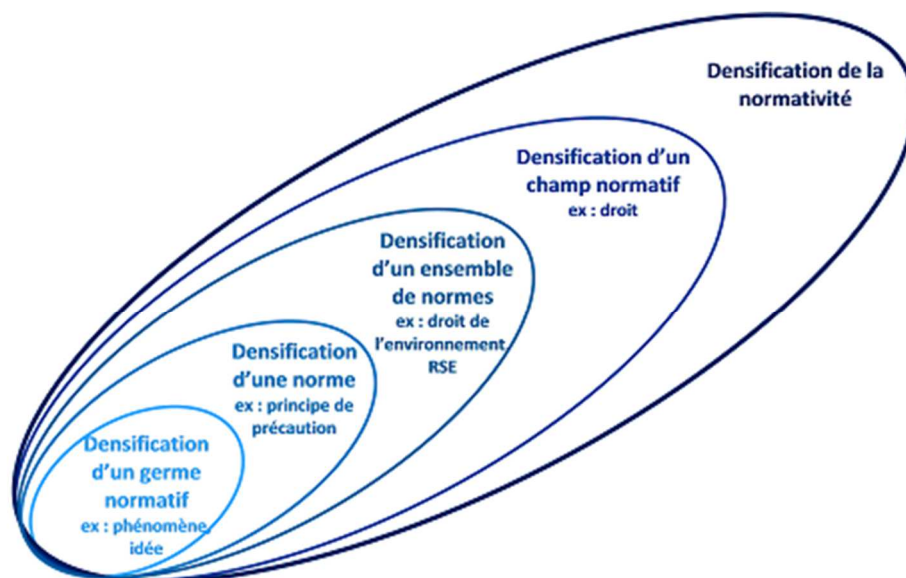


Figura 11: Objetos de densificação normativa (adaptado de Thibierge et al., 2013)

Para Thibierge et al. (2013) “la Densificação Normativa peut se définir comme un processus de croissance de la normativité, autrement dit de ‘gain de normativité’, de ‘développement de la fonction de modèle’.” Em uma visão mais global, “é possível definir a densificação normativa como ‘um processo de evolução do Direito’.” (Altmann e Stanton, 2018) São várias as formas pelas quais se observa o processo de densificação normativa: na proliferação do número de normas; na expansão do seu campo de aplicação; com o aumento no número de usuários; no enriquecimento do seu conteúdo; com o reforço na precisão e; com a intensificação da força normativa. O que se observa no processo de densificação normativa é, portanto, o fenômeno denominado por Thibierge de “plus normativité”:

Il est alors question de multiplication des normes, d’extension de leur champ, d’intensification de leur force normative, de cristallisation de leur sens, d’enrichissement de leur contenu ou encore d’accroissement de leur précision, autant de signes d’une capacité évolutive et d’une adaptabilité du droit. (Thibierge et al., 2013)

Interessa para o presente estudo o processo de densificação normativa enquanto criador de normatividade jurídica. Essa análise é crucial para verificar se existe uma *multiplicação de normas que adotam* o conceito de serviços ecossistêmicos, se esse processo está levando a um alargamento do campo do Direito ambiental, se existe uma intensificação da força normativa desse conceito, a cristalização da sua direção e um enriquecimento do seu conteúdo.

3.2.3.2 O processo de Densificação Normativa do conceito de serviços ecossistêmicos

Thibierge et al. (2013) define sete parâmetros para a verificação da existência de um processo de densificação normativa. Cada um desses parâmetros pode atestar e especificar algum aspecto do processo, seja ele quantitativo, qualitativo, formal ou substancial. Todos os parâmetros são marcos identificadores de densificação normativa, que fornecem uma referência de forma crescente e escalonada. Ou seja, o parâmetro anterior dá suporte ao posterior na identificação do processo de densificação normativa, reforçando a referência na qual se baseia a análise.

O quadro abaixo apresenta os sete parâmetros apresentados por Thibierge et al. (2013) para a identificação de um processo de densificação normativa:

1. Quais são as fontes? São elas múltiplas, diversificadas? Em que período?
2. Quais as formas que foram revestidas ao longo do tempo? Existe mudança nos “envelopes” formais ou alteração na hierarquia das normas?
3. Observa-se uma evolução da força normativa? Um aumento do valor conferido pelas fontes? Há um aumento na aplicação da norma sobre os destinatários e outros atores? Há uma elevação da garantia vinculada às normas concernentes?

4. O significado dado à norma evoluiu? Seu conteúdo enriqueceu, intensificou? Sua precisão foi reforçada? Seu regime se desenvolveu?
5. Há mais páginas nos códigos, mais artigos nas leis, mais cláusulas contratuais, etc?
6. A cobertura se estendeu geograficamente, no nível nacional, europeu, internacional? E, disciplinarmente, do Direito público ao Direito privado, por exemplo, a diferentes ramos do Direito?
7. Os destinatários da norma e as partes interessadas são mais numerosos?

Quadro 11: parâmetros indicadores do processo de densificação normativa. (Adaptado de Thibierge, 2013)

A figura abaixo destaca os parâmetros apontados por Thibierge como os marcos identificadores da densificação normativa.

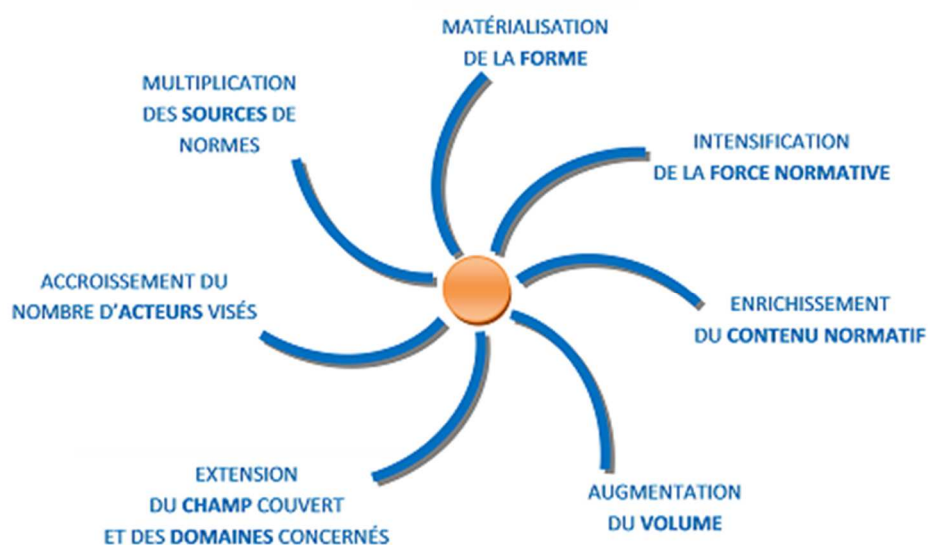


Figura 12: Os marcos de densificação normativa. (adaptado de Thibierge et al., 2013).

Cumpra aqui analisar pontualmente quais parâmetros listados por Thibierge podem indicar uma densificação normativa do conceito de serviços ecossistêmicos.

i) Quais são as fontes? São elas múltiplas, diversificadas? Em que período?

Em relação ao primeiro parâmetro é possível identificar, a partir principalmente dos estudos levados a cabo no capítulo 1 e 2, que a ecologia e, posteriormente a economia, elucidaram o conceito de serviços ecossistêmicos e ressaltaram sua importância para o bem-estar

humano. São diversas as pesquisas na área de ecologia que podem ser apontados como fonte desse conceito. A principal, entretanto, é a Avaliação Ecosistêmica do Milênio, publicada em 2005. Essa fonte é apontada como a principal por ser o estudo mais abrangente e completo do estado dos ecossistemas em todo o planeta. Muito embora a ideia (da importância dos serviços ecossistêmicos para o bem-estar humano) já existisse na literatura científica, a AEM teve o condão de inserir o conceito de serviços ecossistêmicos nos debates dos tomadores de decisão, ampliando em muito a repercussão desse conceito. Outra fonte que merece destaque pela repercussão foi o artigo intitulado “O valor dos ecossistemas e do Capital Natural mundial”, de Costanza et al. publicado em 1997, no qual os autores estimam o valor econômico dos serviços ecossistêmicos em 33 trilhões de dólares. Portanto, no período compreendido entre fins dos anos 1990 até o presente, a diversidade de fontes tem se proliferado em diversas áreas do conhecimento. Isso tornou a questão dos serviços ecossistêmicos um dos mais importantes temas ambientais da atualidade. Como destaca Thibierge, *“la multiplication et la diversification des sources constituent un premier marqueur, quantitatif et qualitatif, de Densificação Normativa.”*

ii) *Quais as formas que foram utilizadas ao longo do tempo? Existe mudança nos marcos formais ou alteração na hierarquia das normas?*

Esse ponto merece atenção, vez que o conceito de serviços ecossistêmico é novo no Direito. No entanto, ao se considerar a fase “pré-jurídica” do conceito, é possível mencionar *envelopes formais* de normas técnicas (boas práticas agrícolas para preservação dos serviços ecossistêmicos, por exemplo) e de *soft law* (Convenção da Diversidade Biológica). Atualmente alguns países estão adotando normas jurídicas, sejam sancionatórias, sejam de incentivo, a fim de regular a matéria. No Brasil, por exemplo, já existem leis ordinárias municipais e estaduais que tratam dos serviços ecossistêmicos (v. item 3.2.1.1 supra). No entanto, no âmbito federal, não existe uma norma que regule a matéria (não obstante o fato do Código Florestal Federal de 2012 ter previsto o Pagamento por Serviços Ambientais, tal dispositivo não foi regulamentado). No âmbito da União Europeia, entretanto, o conceito de serviços ecossistêmicos recebeu um papel de destaque na Estratégia da UE para a biodiversidade 2020, o que sinaliza avanços em relação à forma e à hierarquia das normas que regulamentam a matéria. Dentre os países membros da UE, Portugal adotou o conceito de serviços ecossistêmicos (ou serviços ambientais) em três normas (v. item 3.2.1.3 supra). Considerando, no exemplo do Brasil, os diversos projetos de lei que tramitam no Congresso Nacional, pode-se verificar uma tendência de aumento do número e da hierarquia das normas concernentes aos serviços ecossistêmicos. Um dos indicadores dessa tendência é o fato dos projetos de lei que versam sobre a matéria, reunidos no PL 792/2007, terem sido aprovados em várias comissões do Congresso Nacional. Outro indicador dessa tendência encontra-se no Relatório do PL 1.879/99, que deu origem ao Novo Código Florestal Federal (Lei Federal 12.651/2012). Nesse relatório estão reunidas as manifestações dos deputados, onde se verifica que a maioria dos

congressistas apoia a adoção do Pagamento por Serviços Ambientais (o PSA foi contemplado no art. 41, inciso I do Novo Código Florestal Federal). (Brasil, Câmara dos Deputados, 2012) Além disso, amplos setores da sociedade manifestaram apoio à proposta de pagamento por serviços ambientais.

A análise dos projetos de lei e das normas estaduais que versam sobre serviços ecossistêmicos no Brasil permite afirmar que:

*In relation to the second parameter, the legislation analysis allows us to verify that first the ecosystem services concept constituted the theme of government programs. After, with the adoption of state laws from 2007 on, it can be affirmed that the “formal casing” of the *Densificação Normativa* process has spread. An important improvement on the hierarchy of norms was observed with federal laws which adopted the concept. In addition, there is a great expectation in relation to federal bills that aim to establish a national policy for ecosystem services. Also, the Federal Constitution has been interpreted as a protection enforcement of ecosystem functions and, therefore, related to ecosystem services. (Altmann e Stanton, 2018)*

Na doutrina emerge um novo princípio de Direito Ambiental ligado ao Pagamento por Serviços Ecossistêmicos – o preservador-recebedor (ver item 3.3.8.1). A esse respeito, Thibierge et al. (2013) ressaltam que “la matérialization dans des formes normatives plus nombreuses, plus affinées, hiérarchiquement plus élevées, fournit un deuxième marqueur, formel, de *Densificação Normativa*, dont la légalisation, la codification e la constitutionnalisation donnent quelques illustrations.” No caso brasileiro, uma crescente doutrina sobre o tema, legislações estaduais e municipais, assim como diversos projetos de lei no âmbito federal prevendo a adoção de uma política nacional para os serviços ecossistêmicos demonstram um claro avanço formal na densificação normativa do conceito de *serviços ecossistêmicos*.

iii) Observa-se uma evolução da força normativa? Um aumento do valor conferido pelas fontes? Há um aumento na aplicação da norma sobre os destinatários e outros atores? Há uma elevação da garantia vinculada às normas concernentes?

Em que pese a dificuldade de aferir a *evolução da força normativa*, é possível tirar algumas conclusões a partir da experiência brasileira com a implementação de políticas baseadas em serviços ecossistêmicos. Inicialmente é necessário observar que o Direito Ambiental no Brasil se focou mormente em normas de comando e controle. Com o PSE surge outra perspectiva: os incentivos positivos àqueles que preservam os serviços ecossistêmicos. Surge, inclusive, um novo princípio de Direito Ambiental – o preservador-recebedor. Portanto, é possível pensar uma *evolução da força normativa*, considerando que a normatividade se baseia em modos autoritários e não autoritários de direção de condutas. Seria, nas palavras de Bobbio (2007), uma “função promocional

do Direito.” O PSE inaugura essa nova fase do Direito Ambiental brasileiro, fundada na função promocional do Direito e nos incentivos positivos. A racionalidade jurídica aqui é oposta ao princípio do Poluidor-Pagador. Ou seja, tendo o Direito recepcionado as fontes *ecológica* e *econômica* (as quais concebem os serviços ecossistêmicos enquanto *externalidades positivas*), é devida uma recompensa àquele que contribui para o fluxo de tais externalidades (preservador-recebedor). Seria, assim, reconhecida como medida de justiça a *valorização dos serviços ecossistêmicos* e a respectiva *internalização das externalidades positivas*. Nas palavras de Aragão (2013), “o dever de remunerar” pelos serviços ecossistêmicos ofertados à toda sociedade.

Nesse sentido, o Brasil tem assistido as normas que regulamentam os sistemas de PSA multiplicarem-se nos últimos anos: em 2005 apenas um município possuía legislação sobre o tema (Extrema, em Minas Gerais). Atualmente, são 14 estados da federação que possuem políticas de incentivo positivo para a preservação dos serviços ecossistêmicos. O número de pessoas beneficiadas com essas políticas tem crescido ano após ano, aumentando o contingente daqueles que se dispõem voluntariamente a preservar tais serviços. Como dito, muito embora exista dificuldade em aferir a efetividade das normas ambientais, é cediço na doutrina que as medidas baseadas na repressão das condutas danosas ao ambiente ajudaram, mas não resolveram o problema da degradação ambiental. Ainda que não existam resultados concernentes às políticas públicas de incentivo baseadas em serviços ecossistêmicos, é possível afirmar que estas constituem hodiernamente um importante *complemento* às medidas de comando e controle. Essas medidas consorciadas – repressão às condutas danosas e incentivo às condutas preservacionistas – constituem um importante passo em direção ao “Direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado”, na dicção do art. 225 da Constituição Federal brasileira. A intensificação da força normativa fornece um marco qualitativo de densificação normativa, a exemplo da norma de *soft law* que se torna norma de força obrigatória.

iv) O significado dado à norma evoluiu? Seu conteúdo enriqueceu, intensificou? Sua precisão foi reforçada? Seu regime se desenvolveu?

Nos últimos trinta anos o conceito de serviços ecossistêmicos migrou de *ideia* ou *conceito acadêmico-científico* para *norma jurídica* em vários países. Isso demonstra que houve uma evolução normativa do conceito de serviços ecossistêmicos, o qual deixa de ser apenas objeto de investigação científica da ecologia e da economia e passa a integrar o ordenamento jurídico. Thibierge et al. (2013) observa que esse quarto requisito – qualitativo e substancial – reside no “enrichissement du contenu normatif.” Esse salto dos serviços ecossistêmicos – de ideia para conteúdo normativo – representa um enriquecimento do conteúdo do Direito ambiental. Isso, pois, o conceito de serviços ecossistêmicos deixa mais evidente a importância da preservação dos ecossistemas e da biodiversidade. A precisão da norma foi reforçada, uma vez que o conceito de serviços ecossistêmicos indica exatamente quais os elementos do ambiente que estão a demandar

tutela jurídica (*in casu*, as externalidades positivas geradas pelos ecossistemas). A Constituição Federal brasileira, no seu art. 225 dispõe que “todos têm Direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado”, mas não especifica o que seria “ecologicamente equilibrado”.¹⁰³ O conceito de serviços ecossistêmicos possui, portanto, o condão de desenvolver e aprimorar o mandamento constitucional, vez define melhor as características ambientais que são relevantes para o bem-estar humano. Por fim, importante mencionar que o conceito de serviços ecossistêmicos está enriquecendo o Direito do Ambiente através do desenvolvimento do regime jurídico de proteção a esses serviços. Ou seja, o conteúdo normativo ligado ao conceito de serviços ecossistêmicos enriqueceu nos últimos quinze anos.

v) *Há mais páginas nos códigos, mais artigos nas leis, mais cláusulas contratuais, etc?*

É possível verificar um aumento do número de normas que regulamentam os serviços ecossistêmicos. No exemplo do Brasil, em decorrência dessas normas, vários contratos de PSA forma firmados em diferentes estados da federação. Na União Europeia, com base no conceito de serviços ecossistêmicos foi estruturada a Estratégia da Biodiversidade 2020, da qual decorrem vários projetos e programas. No caso de Portugal, já são três normas que se utilizam desse conceito. Esse marco quantitativo é observável em vários países, demonstrando uma proliferação das normas que tratam do tema. O aumento do “volume normativo” é um importante parâmetro de densificação normativa, a exemplo do que ocorre com as normas de Direito Urbanístico francês:

L’augmentation du volume normatif, tel est le cinquième marqueur, quantitatif et formel, de Densificação Normativa. Ainsi le fait que le code de l’urbanisme ait triplé de volume en vingt ans es-il un signe de Densificação Normativa – quantitative – du droit de l’urbanisme, certes insuffisant à lui seul, mais cependant signifiant, et ce d’autant plus qu’il est corrélé à plusieurs des autres paramètres.

Ainda que não seja um número expressivo de normas, é certo que esse número está crescendo. Impende observar que, no Brasil, essas normas têm se concentrado em regulamentar os sistemas de PSE. Já na União Europeia, as normas dizem respeito à gestão do território e à preservação da biodiversidade.

¹⁰³ Constituição da República Federativa do Brasil, Art. 225. “Todos têm Direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”.

vi) *A cobertura se estendeu geograficamente, no nível nacional, europeu, internacional? E, disciplinarmente, do Direito público ao Direito privado, por exemplo, a diferentes ramos do Direito?*

A observação de Thibierge sobre o sexto parâmetro claramente faz referência ao nível nacional francês e europeu. O objetivo desse marco é identificar os indicadores *geográficos da normatividade*. Aplicando esse critério ao Brasil, podemos perceber que, de experiências locais (Proambiente de 2002; Projeto OASIS de 2004; Programa Produtor de Água do Município de Extrema de 2005), os programas e projetos de PSA ganharam uma escala regional com a promulgação das normas estaduais que regulamentam o tema. Depois, com a promulgação do Código Florestal Federal, em 2012, o PSA foi recepcionado em uma norma de abrangência nacional. Também na União Europeia é possível identificar um aumento no número de normas que regulamentam as políticas públicas baseadas no conceito de serviços ecossistêmicos. Paulatinamente, essas políticas públicas serão implementadas em todo território da União Europeia, a exemplo da Estratégia da UE para a Infraestrutura Verde. Portugal fornece um exemplo interessante de *expansão geográfica* da normatividade relacionada ao conceito de serviços ecossistêmicos: além da Lei de Bases do Ambiente e da Reserva Ecológica Nacional, a Política de Ordenamento e de Gestão do Espaço Marítimo Nacional adota esse conceito e o expande para os domínios marítimos do País. O âmbito internacional dá ensejo a uma indagação: estaria a caminho um “tratado internacional sobre serviços ecossistêmicos”?

vii) *Os destinatários da norma e as partes interessadas nesta são mais numerosos?*

O aumento do número de atores atingidos pela norma dá uma ideia do crescimento *quantitativo* da densificação normativa. O exemplo do número de contratos de PSA firmados no Brasil poderia dar uma ideia exata do crescimento de pessoas abrangidas pelas normas que tratam do tema. O número de pessoas *beneficiadas* pela preservação dos serviços ecossistêmicos, embora difícil de precisar, é proporcionalmente superior ao número de pessoas envolvidas nas ações de preservação. O caso do PSE de Extrema (MG) é elucidativo, vez que a ação de um município com cinco mil habitantes contribuiu para a preservação dos recursos hídricos que abastecem os reservatórios da grande São Paulo, onde residem mais de dez milhões de pessoas.

À guisa de conclusão, ainda restam diversas questões a serem analisadas a respeito da densificação normativa do conceito de serviços ecossistêmicos. Não obstante, é possível afirmar que, desde a publicação da Avaliação Ecológica do Milênio em 2005, este conceito experimentou uma grande expansão, seja no número de normas a ele concernentes, seja em relação à *densificação* dessas normas. Isso pode ser atestado pelos sete marcos apontados por Thibierge et al. (2013) como os indicadores de densificação normativa de uma ideia, conceito ou fenômeno.

Encontrou-se em todos os sete marcos evidências – mais ou menos fortes – de um processo de densificação normativa do conceito de serviços ecossistêmicos.

É necessário observar, no entanto, que os marcos são mais evidentes em determinados países ou regiões. É possível, ainda, identificar que a densificação normativa do conceito de serviços ecossistêmicos se desloca do âmbito internacional para o âmbito nacional, tal como ocorreu com o princípio da precaução. Ou seja, um movimento que inicia com a *ideia/noção* de que os serviços ecossistêmicos são essenciais para o bem-estar humano e, portanto, merecedores de tutela, se desloca para o âmbito internacional através do comunicado das Nações Unidas (AEM, 2005). Mais recentemente se pode observar que o conceito de serviços ecossistêmicos vem adquirindo *normatividade* ao ser recepcionado nos ordenamentos jurídicos nacionais.

No Brasil, o processo de densificação normativa do conceito de serviços ecossistêmicos é perceptível através do aumento do número de normas, do crescente número de contratos de PSA, bem como pelas recentes decisões judiciais que tratam da matéria. Ou seja, não se trata de mera *inflação legislativa*, mas de um processo de *densificação normativa do conceito de serviços ecossistêmicos*. Também na União Europeia é possível observar que o conceito de serviços ecossistêmicos está adquirindo crescente normatividade. Isso é bastante evidente na Estratégia da União Europeia para a Biodiversidade 2020, na qual esse conceito exerce um papel central, dando origem a diversas políticas públicas. Diante disso é possível afirmar que o conceito de serviços ecossistêmicos passou de uma *ideia* para o campo normativo. E, além disso, tem ganhado *corpo* com a sua aplicação em diversas frentes (densificação do conteúdo), como explica a ideia de densificação *normativa*. Pode-se afirmar, portanto, que a racionalidade inaugurada pelo conceito de serviços ecossistêmicos ingressou no campo da normatividade jurídica e, mais do que isso, tem densificado essa normatividade. Resta, agora, analisar como a ideia de densificação normativa pode contribuir para a formulação de um conceito jurídico de serviços ecossistêmicos.

3.2.3.3 Contribuições da Densificação Normativa para a construção de um conceito jurídico de serviços ecossistêmicos

Muito embora diversas normas tenham adotado a abordagem dos serviços ecossistêmicos, existem discrepâncias importantes entre a terminologia utilizada. A análise dos conceitos adotados pelas normas brasileiras, portuguesas e europeias (3.2.1) dá uma ideia de como o conceito de serviços ecossistêmicos tem sido díspar entre os diferentes ordenamentos jurídicos. O caso do Brasil é ainda mais grave: na ausência de uma norma federal uniformizadora, as legislações estaduais criaram conceitos díspares. A assimetria desses conceitos trará dificuldades para a implementação de uma (futura) política nacional para a proteção dos serviços ecossistêmicos. Nesse sentido, a contribuição da teoria de densificação normativa é *identificar o processo através*

do qual a ideia de serviços ecossistêmicos ganha normatividade. Assim, foi possível observar como a ideia de serviços ecossistêmicos é recepcionada pelas normas, nos contratos e nas decisões judiciais e, com o tempo, se torna *densa*, consolidando-se no ordenamento jurídico. A adoção do conceito de serviços ecossistêmicos pela norma jurídica – leis, decretos, regulamentos – constitui o *envelope formal* de um processo de *ganho de normatividade* que começa muito antes. O processo de densificação do conceito de serviços ecossistêmicos tem início com a adoção do conceito técnico-científico, *in casu*, o conceito expresso na Avaliação Ecossistêmica do Milênio (2005). Da mesma forma, a positivação do conceito de serviços ecossistêmicos em normas não é o fim do processo de densificação normativa.

Em relação ao conceito de serviços ecossistêmicos, portanto, é possível identificar o seguinte caminho de densificação normativa: o conceito de serviços ecossistêmicos enquanto *ideia/noção* (racionalidade dos serviços ecossistêmicos estruturada pela ecologia e pela economia); o conceito utilizado enquanto *pressuposto filosófico* (importância dos serviços ecossistêmicos para o bem-estar humano); enquanto *norma ética* (é necessário preservar os serviços ecossistêmicos para as presentes e futuras gerações); *norma declaratória* (como, por exemplo, a Lei de Bases do Ambiente de Portugal, no seu art. 10º); *norma obrigatória* (no exemplo do art. 4º da Lei de Bases da Política de Ordenamento e Gestão do Espaço Marítimo Nacional de Portugal) e; *normas constitucionais* (art. 225 da Constituição Federal Brasileira).

A partir disso, a aplicação da norma fará com que o conceito de serviços ecossistêmicos se consolide, moldando-se à realidade e às demandas da sociedade. Um exemplo desse processo são as decisões judiciais que utilizam o conceito, aplicando-o ao caso concreto, pois a interpretação e aplicação da norma constituem elementos essenciais de densificação normativa. Assim, o conceito de serviços ecossistêmicos parte de um germe normativo, é adotado em uma norma jurídica (leis estaduais brasileiras, por exemplo), passa a integrar e densificar um conjunto de normas (Direito ambiental) e acaba por densificar o próprio campo normativo (Direito) e, por fim, criar um adensamento da própria normatividade. Esse movimento pôde ser identificado em relação ao conceito de serviços ecossistêmicos e revela *um processo de crescimento da normatividade* desse conceito. Portanto, para a construção de um conceito de serviços ecossistêmicos esse processo de crescimento de normatividade deverá ser considerado, tendo em vista que ele contribuirá para a *densificação* do próprio Direito ambiental. Em outros termos, o Direito ambiental experimentará um *upgrade* importante com a adoção do conceito de serviços ecossistêmicos, que o tornará mais complexo, mais *denso*.

3.2.4 Delineamentos para a construção de um conceito jurídico de serviços ecossistêmicos

A adoção de um conceito de serviços ecossistêmicos constitui um dos pilares da teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos. A partir desse conceito será possível elaborar novos institutos jurídicos e revisar os existentes a partir da racionalidade dos serviços ecossistêmicos. Algumas considerações preliminares são necessárias para o esboço de um conceito jurídico dos serviços ecossistêmicos.

De acordo com a ecologia, as funções dos ecossistemas geram os serviços ecossistêmicos. É, portanto, elemento essencial do conceito a biodiversidade, os ecossistemas e suas funções. Em uma das primeiras teses sobre Direito e serviços ecossistêmicos, Ruhl (2006) já destacava a importância jurídica da distinção entre *funções* e *serviços* dos ecossistêmicos, sublinhando o caráter antropocêntrico desses serviços. Ainda que seja tentador tentar identificar serviços ecossistêmicos em qualquer lugar, simplesmente por haverem vários ecossistemas, Ruhl (2006) adverte que “é importante não confundir *funções ecossistêmicas*, que são onipresentes, e *serviços ecossistêmicos*, que são consequência de apenas algumas funções ecossistêmicas.” Além disso, deve se ter em conta que a diferença crítica entre funções e serviços ecossistêmicos “é que os serviços dos ecossistemas têm relevância apenas na medida em que as populações humanas se beneficiam deles” (...) pois “eles são puramente antropocêntricos.” (Ruhl, 2006)

Já a economia informa que os serviços dos ecossistemas são aqueles que contribuem, direta ou indiretamente, para o bem-estar humano, buscando mensurar o *valor* desses serviços para a sociedade (em unidades mensuráveis, monetárias ou não). O conceito de serviços de ecossistemas, observam Fisher, Turner e Morling (2009), “tornou-se um modelo importante para ligar o funcionamento dos ecossistemas ao bem-estar humano” e, compreender essa ligação é essencial para a tomada de decisões. Para Joshua Farley (2012), o conceito de serviços ecossistêmicos constitui uma valiosa ferramenta para a análise econômica. A *justiça distributiva* é, segundo Farley (2012), um dos focos da análise econômica dos serviços ecossistêmicos – o que revela esse caráter antropocêntrico do conceito de serviços ecossistêmicos para a economia.¹⁰⁴

No entanto, resta em aberto a tarefa de *demonstrar* esse valor, essa importância da biodiversidade, ecossistemas, suas funções e seus serviços à sociedade e às instituições. E esta tarefa é incumbência do Direito enquanto *instrumento de mudança e direção social*. O Direito deve alertar

¹⁰⁴ Farley (2012) salienta que “Distributive justice — the proper allocation of resources among groups and individuals — is particularly important in economics. In the case of ecosystems services, justice concerns entitlements to both the structural building blocks of ecosystems and the services they generate. The two of course are frequently in conflict. If one individual has the right to the timber in a forest, this may conflict with the right of another individual to enjoy the water purification, flood regulation, climate regulation and other services provided by that forest. The economic debate in ecosystem services focuses largely on how to reconcile this conflict.”

a sociedade sobre o valor dos serviços ecossistêmicos e propor soluções justas e equânimes. Portanto, caberá ao Direito definir critérios de alocação *justa* dos benefícios dos ecossistemas e da biodiversidade, aproveitando a forte ligação entre economia e ecologia propiciado pela racionalidade dos serviços ecossistêmicos. Esse é o primeiro passo prático a ser dado pelo Direito em relação a estes serviços: criar instrumentos e mecanismos para *tornar os serviços ecossistêmicos visíveis perante a sociedade, mercado e instituições*. Atualmente, em decorrência de total omissão do Direito em seu papel de promoção e proteção, o valor e a importância dos serviços ecossistêmicos somente são reconhecidos após a sua perda. (Daily et al., 2009)

Um dos instrumentos que tem realizado essa tarefa é o sistema de *Pagamento por Serviços Ecossistêmicos*. Trata-se de um instrumento econômico baseado na racionalidade dos serviços ecossistêmicos que corrige uma falha de mercado ao tornar *visíveis* para a sociedade tais serviços, considerando-os *externalidades positivas* passíveis de remuneração. Através do PSE, aqueles que preservam as funções dos ecossistemas recebem incentivos – princípio do *preservador-recebedor* – como retribuição pela manutenção do fluxo dos serviços ecossistêmicos que beneficiam toda a sociedade. Não obstante a significativa evolução trazida por esse instrumento, ele ainda se encontra em vias de implementação no Brasil e na União Europeia e, portanto, possui um alcance limitado. Espera-se que, com a recepção do conceito de serviços ecossistêmicos pelo Direito, a racionalidade engendrada por esses serviços adquira *normatividade jurídica*. A partir disso, espera-se que esse conceito estimule a revisão dos institutos jurídicos existentes, bem como viabilize a criação de novos instrumentos baseados nessa nova racionalidade. Diante desse enorme potencial renovador para o Direito ambiental, não pode o conceito de serviços ecossistêmicos ficar confinado no sistema de PSE.

A dificuldade de se estabelecer um conceito jurídico de serviços ecossistêmicos traz consequências importantes para a adoção de políticas públicas que objetivam a proteção desses serviços. Essa dificuldade resta explícita no documento intitulado “Diretrizes para Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais” (Ferreira e Nahur, 2014), elaborada por diversas organizações¹⁰⁵ para orientar a elaboração de um marco legal para o PSE no Brasil:

A versão original do PL-792 apresentado em 2007 pelo deputado Anselmo de Jesus dispõe sobre a definição de serviços ambientais (e dá outras providências). Contudo, apresenta definições referentes a serviços ecossistêmicos como se fossem ambientais. Esta situação foi gradualmente sanada (mas não totalmente) ao passo das análises e publicações das diferentes versões dos substitutivos apresentados pelos relatores. Entretanto, a ausência de conceitos claros e seu uso de forma consistente dificulta compreender o escopo do PL,

¹⁰⁵ “Esta publicação foi elaborada no âmbito da iniciativa Diretrizes para Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais facilitada pelo WWF-Brasil e que conta com a participação das seguintes organizações: CIFOR, The Nature Conservancy, Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza, IDPV, Imazon, IPAM, Movimento Empresarial pela Biodiversidade, Forest Trends e SOS Mata Atlântica” (Ferreira e Nahur, 2014)

assim como suas respectivas implicações e sobreposições com outras legislações existentes. Recomenda-se a revisão desses termos adotados ao longo do texto da legislação, verificando se estão sendo corretamente empregados de acordo com a definição de serviços ecossistêmicos ou ambientais. O PL poderia sugerir ainda uma revisão dos termos adotados nas leis estaduais, garantindo uma consistência e alinhamento conceitual em todos os instrumentos vigentes.

A forma como o Direito recepcionará o conceito de serviços ecossistêmicos influenciará todas as políticas públicas que se baseiam nessa racionalidade. No âmbito da União Europeia, a adoção do conceito de serviços ecossistêmicos também provoca um interessante debate jurídico. Harvé-Fournereau e Langlais (2012) criticam a leitura econômica que cada vez mais caracteriza o conceito de serviços ecossistêmicos, o que pode ser verificado nos trabalhos do TEEB e na própria Avaliação Ecossistêmica do Milênio. O TEEB, por exemplo, foi financiado em parte pela Direção Geral do Ambiente da União Europeia. Isso auxiliou na “fase pré-normativa da legislação europeia aplicável” e (...) “em particular, deriva desses trabalhos uma certa aproximação entre biodiversidade e desenvolvimento sustentável, que traz implicações para o conceito de serviço ecossistêmico.” (Harvé-Fournereau e Langlais, 2012) As autoras destacam ainda que reduzir o conceito de serviços ecossistêmicos a uma abordagem antropocêntrica (serviços prestados pelos ecossistemas para o bem-estar humano), sem considerar o valor intrínseco da biodiversidade, pode também ser “questionável do ponto de vista jurídico porque é reservar um valor jurídico e, portanto, um sistema de proteção jurídica aos aspectos mais visíveis e mais úteis da biodiversidade.” (Harvé-Fournereau e Langlais, 2012)

Não obstante as críticas ao conceito de serviços ecossistêmicos concebido pela AEM (2005), é importante não perder de vista a capacidade que esse conceito possui de ligar economia e ecologia ao relacionar a saúde dos ecossistemas ao *bem-estar humano*. Se é certo que o *valor intrínseco* da biodiversidade foi negligenciado nesse conceito em detrimento de um caráter *utilitarista/antropocêntrico*, também é verdade que diversas políticas – incluindo uma convenção internacional, a CDB – foram elaborados considerando esse valor intrínseco. E, como se sabe, tais políticas surtiram limitados efeitos na preservação dos ecossistemas, especialmente nos países em desenvolvimento. Portanto, o conceito de serviços ecossistêmicos vai além do que já está posto em termos de proteção jurídica da biodiversidade ou conservação da natureza: o foco dos serviços ecossistêmicos é a valorização do *Capital Natural crítico para o bem-estar humano*. E isso representa um *complemento* ao valor intrínseco da biodiversidade, num quadro que a economia denomina de VET (valor econômico total). A proteção jurídica, destarte, deve incidir sobre os ecossistemas essenciais e insubstituíveis para a vida humana no planeta, das presentes e futuras gerações. Caso contrário, o conceito jurídico de serviços ecossistêmicos traria pouca ou nenhuma inovação, bastando invocar a proteção jurídica da biodiversidade já consagrada nos mais diversos ordenamentos jurídicos e tratados internacionais.

O conceito de bem-estar humano utilizado pode auxiliar na elaboração de um conceito jurídico de serviços ecossistêmicos. O bem-estar humano é “um estado que é ‘intrinsecamente e não apenas instrumentalmente valioso’ (ou bom) para uma pessoa ou grupo social.” (AEM, 2005) Assim, a AEM (2005) classifica o bem-estar humano em: material básico para uma vida boa; liberdade de escolha; saúde e bem-estar corporal; boas relações sociais; segurança; paz de espírito e experiência espiritual. Importante ressaltar que o 3º Objetivo do Desenvolvimento Sustentável da Agenda 2030 proposta pela ONU (2015) é “assegurar uma vida saudável e promover o bem-estar para todos, em todas as idades.”

Nesse contexto, e em uma tentativa de elaboração de um conceito jurídico, pode-se afirmar que os serviços ecossistêmicos são: *os benefícios para o bem-estar humano, juridicamente protegidos, que as pessoas obtêm, direta ou indiretamente, da biodiversidade e das funções dos ecossistemas.*

“Benefícios” são aqueles elencados acima para o *bem-estar humano*, os quais seriam juridicamente protegidos e promovidos. A expressão “*juridicamente protegidos*” evidencia que esses benefícios possuem valor ético e jurídico relevantes para a sociedade e para o Direito e que, portanto, demandam a tutela do Direito. O valor aqui, ressalte-se, vai além do mero valor econômico ou pecuniário: trata-se de verdadeiro *bem jurídico* protegido pelo Direito. A expressão “*pessoas*” é utilizada em sentido lato, designando tanto as presentes como as futuras gerações. Estão também incluídas no termo “pessoas” as pessoas jurídicas, pois em muitos casos são estas beneficiárias dos serviços ecossistêmicos e também porque, *de facto e de jure*, contribuem para a realização do bem-estar humano. A *biodiversidade e a função dos ecossistemas* são invocadas no conceito como a fonte desses benefícios e, por consequência lógica, a proteção jurídica conferida aos serviços ecossistêmicos se estende àqueles.

Essa tentativa de formulação de um conceito de serviços ecossistêmicos não está imune a críticas. E as principais críticas dizem respeito ao conceito *multidimensional de bem-estar* e suas relações com os serviços ecossistêmicos. O conceito técnico-científico de serviços ecossistêmicos refere-se a uma relação positiva entre bem-estar humano e ecossistemas. Diversos exemplos põem em questão essa relação positiva. Um exemplo é o fenômeno conhecido como “*paradoxo do ambientalista*”, o qual evidencia que os indicadores apontam que o bem-estar humano tem aumentado no mundo nos últimos anos, mesmo diante da crescente degradação ambiental. Outra situação aponta que “em escalas menores, as pessoas podem experimentar melhorias no bem-estar em face da degradação do ecossistema, quando isso aumenta as oportunidades para o desenvolvimento humano.” (Daw et al., 2016) E, por outro lado, “a conservação pode melhorar os ecossistemas com pouco benefício, ou mesmo prejudicar o bem-estar das populações locais, por exemplo, pela exclusão das reservas ou, ainda, onde os ‘desserviços do ecossistema’ como a destruição de lavouras por animais selvagens impacta os agricultores

locais.” (Daw et al., 2016) Esses exemplos de relação negativa entre a saúde dos ecossistemas e o bem-estar humanos podem variar muito

Such examples of a negative relationship between ecosystem health and human wellbeing may represent temporal or spatial effects, either that degradation will impact the well-being of people in the future, or in other places, or that benefits from ecological enhancement take time to materialize or are enjoyed by distant beneficiaries. However, what these examples demonstrate is that in particular places and times, and for particular people, the relationship between ecosystem quality and human well-being is variable and complex. (Daw et al., 2016)

Não se pode olvidar que na caracterização de bem-estar, estão contemplados tanto os aspectos *materiais* e como os *subjetivos* (conceito multidimensional de bem-estar). Utilizar apenas critérios materiais e monetários para caracterizar o bem-estar humano traria a vantagem de tornar mais objetivo esse conceito. Por outro lado, entretanto, não conseguiria captar os aspectos subjetivos que também fazem parte de uma vida plena e de qualidade, a exemplo da espiritualidade e contemplação (aspectos associados aos ecossistemas). Já o conceito multidimensional de bem-estar é análogo ao conceito de *pobreza* (entendido como oposto ao bem-estar) por envolver o entendimento de diversos aspectos *quantitativos e qualitativos* da vida das pessoas. Importante, ainda, considerar que a dificuldade na compreensão de como os ecossistemas contribuem para o bem-estar humano e para atenuar a pobreza possui implicações para as pessoas, em particular para “as mais pobres que dependem em maior medida dos ecossistemas para obtenção de comida, segurança física e modos de vida, sendo desproporcionalmente afetados pelas mudanças nos serviços ecossistêmicos.” (Daw et al, 2016)

Mesmo diante destas críticas quanto à relação entre saúde dos ecossistemas e bem-estar humano, esta abordagem não deve ser desconsiderada na construção de um conceito de serviços ecossistêmicos em virtude de sua relevância prática. Para superar essa crítica e conseguir captar as variáveis complexas associadas ao conceito multidimensional de bem-estar, Daw et al (2016) sugerem que se adote a ideia de *elasticidade* para abordar os impactos das alterações dos ecossistemas no bem-estar humano. Em economia, por exemplo, o conceito de elasticidade dos preços da demanda consegue capturar o quanto a demanda alterará em função da mudança de preços. Os autores aplicam esse conceito aos serviços ecossistêmicos e analisam a elasticidade do bem-estar humano em relação às alterações nos ecossistemas. Em outros termos, os autores analisam como o bem-estar humano muda em resposta ao incremento ou declínio da qualidade dos ecossistemas. Nesse sentido, “elasticidade elevada e positiva significa que o bem-estar humano está fortemente associado à mudanças na qualidade dos ecossistemas e as pessoas se beneficiam muito quando a qualidade do ecossistema melhora e sofrem quando verificam-se quedas de qualidade.” (Daw et al, 2016) Por outro lado, a *baixa elasticidade* “significa que a alteração da qualidade dos ecossistemas tem impactos menores ou insignificantes no bem-estar, por exemplo, quando as

“pessoas são dissociadas do ecossistema por causa de alternativas ou substitutos.” (Daw et al, 2016) O paradoxo do ambientalista é exemplos de baixa elasticidade, pois reflete situações em que o bem-estar das pessoas na realidade melhora à medida que a qualidade do ecossistema diminui ou as pessoas sofrem à medida que a qualidade do ecossistema melhora. Através do conceito de elasticidade dos serviços ecossistêmicos seria possível, de acordo com os autores, captar melhor o aumento ou declínio do bem-estar humano em resposta às alterações nos ecossistemas. Isso possibilita a utilização do conceito de bem-estar ligado aos benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas, cerne do conceito de serviços ecossistêmicos.

Não se trata, portanto, de abandonar a relação ecossistemas/bem-estar humano, mas interpretá-la de maneira mais abrangente, elástica, considerando as variáveis complexas que influenciam nessa relação. E isso pode ser contemplado na aplicação do conceito jurídico de serviços ecossistêmicos proposto acima. Com base nesse conceito jurídico, é possível estender a racionalidade dos serviços ecossistêmicos aos demais campos do Direito, promovendo um aprimoramento do Direito ambiental, seja através da criação de novos instrumentos como na revisão dos existentes, como se verá adiante. O importante é que o conceito de serviços ecossistêmicos possua uma *elasticidade* que seja capaz de fazer frente à complexidade dos conflitos de *justiça ambiental e ecológica* e dos *trade-offs* envolvendo economia e preservação.

3.3 Tipologia para aplicação do conceito de serviços ecossistêmicos no Direito

O presente subcapítulo busca estabelecer uma *tipologia* de instrumentos e institutos jurídicos com base teoria jurídica dos serviços ecossistêmicos. O objetivo é desta tipologia é *operacionalizar o conceito de serviços ecossistêmicos em diferentes campos do Direito*. A presente tipologia busca identificar e analisar os instrumentos jurídicos *que possuem potencial para operar com o conceito de serviços ecossistêmicos*. Merece destaque a contribuição do presente trabalho com o avanço da ciência jurídica ao introduzir o conceito de serviços ecossistêmicos em áreas do Direito hoje pouco acercadas a este termo. A adoção desse conceito nas áreas do Direito aqui abordadas, pode, destarte, significar um avanço na restauração e preservação da biodiversidade, dos ecossistemas e seus serviços no futuro.

O conceito de serviços ecossistêmicos, como discutido acima, invoca uma nova abordagem da questão ambiental. Importante observar que, ainda hoje, a racionalidade que estrutura o Direito do Ambiente é a dicotomia ‘Homem *versus* ambiente’. Essa racionalidade tem na

Conferência das Nações Unidas sobre *Ambiente e Desenvolvimento Humano*, ou seja, o ser humano para um lado e o ambiente para o outro. Com efeito, quando do surgimento do Direito do Ambiente, ele “nasce como um ‘Direito contra’, mas tem crescido como um direito de reconciliação entre o Homem e o meio (...)” (Gomes, 2014) O conceito de serviços ecossistêmicos – enquanto os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas – traz uma nova racionalidade à questão ambiental. Essa noção evidencia a relação de *dependência* do bem-estar humano para com *a biodiversidade e os serviços providos pelos ecossistemas*. Serviços ecossistêmicos, portanto, são os benefícios da natureza dos quais o ser humano depende para sua sobrevivência. E esse (nova) racionalidade tem o condão de lançar novas luzes sobre o Direito.

Essa nova perspectiva inaugurada pelo conceito de serviços ecossistêmicos, destarte, possui o condão de modificar os instrumentos jurídicos vigentes e fundamentar a criação de novos. A primeiras especulações com base nessa nova racionalidade possivelmente não exaurirão todo o potencial trazido por esse novo conceito. Entretanto, futuras investigações baseadas nessa perspectiva poderão lançar luzes para a inovação do Direito do Ambiente e, quiçá, para o próprio Direito. E, como lembra Silva (2002), a “multidisciplinaridade do Direito do Ambiente só tem a ganhar com as abordagens plurais e diversificadas, onde cada um dos cultores da ciência jurídica, sempre sem esquecer a visão de conjunto, possa trazer para este domínio o contributo das respectivas disciplinas (...)”

Acredita-se que a *densificação normativa* desse conceito tem o potencial de alterar, inclusive, outros campos jurídicos. Isso se deve a esta nova abordagem da questão ambiental, que confere mais precisão¹⁰⁶ aos institutos jurídicos.

O quadro abaixo sistematiza os campos do Direito com potencial para a aplicação do conceito de serviços ecossistêmicos:

Área	Ramo	Aplicação/instrumento	Detalhamento
Direito Público	Direito Tributário	Tributos ambientais	Promoção dos serviços ecossistêmicos através de incentivos ou de arrecadação tributária.
	Direito Administrativo	Licitações/contratações “verdes”	“Cláusula verde” prevendo a conservação dos serviços ecossistêmicos nas contratações públicas.

¹⁰⁶ Importante lembrar que *conferir maior precisão aos institutos jurídicos* é um dos marcos identificadores do processo de *densification normative* propostos por Thibierge et al. (2013).

		Licenciamento ambiental	Consideração dos serviços ecossistêmicos nos processos de licenciamento ambiental.
Direito Privado	Direito Empresarial	- Contratos empresariais (bancários; fornecimento); - Contrato de repartição de benefícios da biodiversidade;	Inserção do conceito de serviços ecossistêmicos em aspectos do Direito empresarial
	Direito Civil	- Contratos (bancários; arrendamento rural; parceria rural; contratos de PSE) - Direito de propriedade - Responsabilidade Civil	Alteração de institutos de Direito Civil para abordagem dos serviços ecossistêmicos.
Direito Internacional	Direito Internacional Público	Tratados e Convenções Internacionais	Inserção do conceito de serviços ecossistêmicos no Direito Internacional
	Direito Internacional Privado	Comércio Internacional	
Novos Instrumentos	Políticas Públicas; Direito Civil; Direito Empresarial; Direito do Ambiente	Pagamento por Serviços Ecossistêmicos	Remuneração pela restauração e preservação dos ecossistemas e da biodiversidade.
	Direito Comunitário; Direito Administrativo; Direito Civil; Direito Empresarial;	Infraestrutura Verde	Restauração e preservação de áreas naturais e seminaturais voltadas à provisão de serviços ecossistêmicos.

	Direito do Ambiente		
	Direito Comunitário; Direito do Ambiente	Medidas Agroambientais e Climáticas da PAC	Incentivos diretos para a restauração e preservação da biodiversidade, ecossistemas e seus serviços dentro da Política Agrícola Comum da União Europeia.

Quadro 12: Campos do Direito com potencial para a aplicação do conceito de serviços ecossistêmicos.

A respeito da metodologia utilizada, o critério para a seleção das áreas e/ou aplicações do conceito de serviços ecossistêmicos foi empírico, considerando a literatura sobre o tema, bem como as áreas que já tem sido objeto de análise pelo Direito do Ambiente. Assim, por exemplo, selecionou-se o *Direito Tributário* em virtude dos relevantes avanços na seara ambiental. Da mesma forma, dentro do *Direito Administrativo*, as *contratações ambientais* constituem um campo fértil para a adoção do conceito de serviços ecossistêmicos. Outros institutos, a exemplo do Direito de Propriedade no Brasil, já foram reestruturados a partir do Direito do Ambiente e, aqui, cabe perquirir se o conceito de serviços ecossistêmicos implicará em mais mudanças nestes institutos.

Importante se ressaltar que este rol é *exemplificativo* e que, portanto, não foram contemplados todos os campos e áreas do Direito com potencial de operar (ou que já operam) com esse conceito. Optou-se pela divisão entre os (i) *instrumentos existentes que podem ser reestruturados a partir do conceito de serviços ecossistêmicos* e (ii) *novos instrumentos*. Os instrumentos já existentes, mas que (ainda) não operam com o conceito de serviços ecossistêmicos foram selecionados de acordo com seu potencial para operacionalizar esse conceito. Já os novos institutos ou instrumentos foram selecionados por já operarem com o conceito e possuírem um grande potencial para colocar *on the ground* a teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos. Não foram selecionados para compor a presente tipologia institutos com baixo potencial para aplicabilidade do conceito de serviços ecossistêmicos, a exemplo do Direito de Família.

Cabe agora analisar cada ramo do Direito e a possível aplicação do conceito de serviços ecossistêmicos.

3.3.1 Direito Tributário

A utilização de instrumentos de Direito tributário tem sido invocada pela literatura como forma de alcançar objetivos de preservação e conservação do ambiente. Tanto os tributos com escopo arrecadatório como os tributos com finalidade de indução de condutas (extrafiscalidade) podem ser potencializados com o conceito de serviços ecossistêmicos. Os tributos, em consonância com os princípios do Poluidor-Pagador, do Usuário-Pagador e do preservador-recebedor, podem ser utilizados para desestimular condutas indesejáveis e/ou estimular condutas benéficas ao ambiente. Além disso, a destinação dos valores arrecadados com tributos, assim como os “ecosubsídios”, podem estimular a restauração e preservação da biodiversidade, dos ecossistemas e seus serviços. Exemplo disso são os estados brasileiros que possuem o Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços “Ecológico”, o qual destina o resultado da arrecadação para os municípios que possuem áreas protegidas. Outro exemplo disso é o imposto incidente sobre os combustíveis adotado na Costa Rica para arrecadar os recursos que financiam os programas de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos.

Nabais (2003) chama a atenção para o fato de que o direito tributário “se relaciona com a tutela do ambiente na medida em que possa ser constituído em instrumento ou meio dessa tutela.” Nesse sentido, esclarece Nabais (2003) as formas de atuação do direito do ambiente que devem ser observadas na utilização de instrumentos tributários:

Ora, hoje em dia ninguém tem dúvidas de que o direito dos impostos pode constituir-se em instrumento ou meio de tutela ambiental. Todavia, para compreendermos qual o verdadeiro lugar que o direito fiscal ocupa no domínio da tutela do ambiente, impõe-se começarmos por dar notícia dos instrumentos ou meios de que a protecção ambiental presentemente se serve. Pois bem, segundo uma parte importante da doutrina, os meios de que a tutela do ambiente se pode servir tendem a ser distribuídos por três grandes sectores, a saber: meios directos de conformação de comportamentos, meios de direcção de comportamentos através do planeamento e meios indirectos de conformação de comportamentos.

Cabe perquirir acerca da possibilidade de se utilizar a tributação para incentivar a provisão de serviços ecossistêmicos e/ou desestimular condutas que coloquem em risco essa provisão. Os tributos ditos “ambientais” atuam em duas frentes: em um sentido, se prestam para reorientar o comportamento dos contribuintes com a finalidade de preservação ambiental, desestimulando ou estimulando condutas que possam interferir na qualidade ambiental. Noutro sentido, os tributos ambientais podem gerar receita para a implementação de políticas públicas ambientais. Nabais (2007) lembra que o dever de pagar tributos é evitado pela doutrina, mas que é essencial para o funcionamento do Estado:

(...) propomos antes e apenas que os direitos e os deveres sejam colocados no mesmo plano, no mesmo plano constitucional. Pois tanto os direitos como os deveres fundamentais

integram o estatuto constitucional do indivíduo, ou melhor da pessoa. Um estatuto que assim tem duas faces, ambas igualmente importantes para compreender o lugar que a pessoa humana deve ter na construção do indivíduo, constituição que, como é bom de ver, deve estar em primeiro lugar. Efectivamente, a constituição do indivíduo ou dos direitos fundamentais deve preceder as outras constituições, a saber: a constituição política ou da organização política e a constituição económica ou da organização económica.

Em resumo, “os deveres ou custos dos direitos que outra coisa não são senão a responsabilidade comunitária que os indivíduos assumem ao integrar uma comunidade organizada, mormente uma comunidade organizada no Estado (moderno).” (Nabais, 2007). Montero (2011) distingue os tributos ambientais em *tributos ambientais em sentido amplo (impróprio)* e *tributos ambientais em sentido estrito (próprio)*. Os tributos ambientais em sentido estrito têm uma finalidade *extrafiscal*, uma vez que objetivam orientar a conduta dos agentes económicos conforme o fim ambiental perseguido pela política ambiental. Ou seja, o objetivo *não é* simplesmente arrecadação fiscal, mas internalizar as externalidades antes suportadas pela sociedade. Esse direcionamento de condutas promovida pela extrafiscalidade pode se dar através (i) de incentivos fiscais e (ii) através do estabelecimento de cargas tributárias. Em relação aos incentivos fiscais, ressalta Montero (2011) que estes podem “influenciar o comportamento almejado (comissivo ou omissivo), atribuindo-lhe consequências agradáveis ou facilitando-o”, de duas formas, a saber:

No primeiro caso, incentiva-se através do prêmio, intervindo nas consequências do comportamento – como por exemplo, na repartição de receitas de acordo com critérios ambientais no ICMS ecológico. No caso da facilitação, incentiva-se intervindo nas modalidades, nas formas e nas condições do comportamento, através de subsídios, isenções, créditos especiais, depreciações aceleradas etc. Trata-se de técnicas de estímulo com uma função de mudança social. (Montero, 2011)

As cargas tributárias, por sua vez, são utilizadas para desestimular “comportamentos ou atos que ainda que lícitos, são considerados prejudiciais para a sociedade.” Essas formas tributárias servem para “reorientar a conduta não desejada (comissiva ou omissiva), obstaculizando-a ou atribuindo-lhe consequências negativas.” (Montero, 2011) Observa-se, aqui, uma técnica de *desestímulo* com clara função de manutenção social. Assim, o que qualifica um tributo como *extrafiscal* é a sua “estrutura impositiva utilizada para promover ou desincentivar uma determinada atuação.” (Montero, 2011)

A utilização de tributos como forma de solucionar o problema das externalidades é sugerida por Pigou. As assim denominadas “taxas pigouveanas” teriam o condão de captar o custo marginal que, em situações de falha do mercado, seriam arcadas por toda a sociedade. O valor desses tributos reflete a externalidade e, portanto, seriam acrescentados ao valor dos produtos, distribuindo corretamente o ônus. Essa redistribuição do ônus elevaria o preço dos produtos e, em consequência, diminuiria seu consumo, reduzindo as externalidades. O resultado esperado, como

explica Silva (2012), é que “a instituição de impostos, realizada de forma adequada, limitaria comportamentos poluentes e minimizaria os custos sociais ambientais.

Logo, os tributos ambientais estão diretamente relacionados com a finalidade de proteção ambiental – podendo haver ou não relação concreta com o fato gerador. Silva (2012) destaca que “um tributo ambiental não assume esta característica apenas pelo fato de prever sua incidência sobre um ato de degradação ambiental, mas sim pelo fato de ter uma finalidade conexa com a política de promoção ambiental.”

Soares (2011) leciona que os tributos ambientais constituem *instrumentos regulatórios* da política ambiental, pois os objetivos de proteção ambiental são atingidos através de (i) mudanças de comportamento e (ii) progresso tecnológico, com adoção e/ou desenvolvimento de novas tecnologias. Entretanto, recorda a autora, que tais tributos devem ser orientados pelo *critério ambiental*. (Soares, 2011) O design desses tributos induz mudanças comportamentais da seguinte forma:

Their design induces behavioural change by promoting tax awareness and tax avoidance, as well as by adopting a ‘forward looking’ approach provided by its reference to the opportunity for improvement, without leaving essential needs unaddressed or ceasing productive activities, rather than mere pollution amounts. Therefore, environmental taxes must be raised on specific polluting emissions or a proxy for them. Their tax rate needs to be referred to pollution abatement costs or relative polluting impacts taking into account a specific pollutant, and be set at the level required to induce the behavioural change necessary to attain the environmental objective. (Soares, 2011)

Montero (2013) chama a atenção para o fato de que atualmente os tributos, “além de serem um mecanismo para financiar os requerimentos estatais, constituem um dos mais importantes instrumentos econômicos com que conta o Estado na direção da atividade econômica tanto pública como privada, toda vez que podem ser utilizados com uma finalidade extrafiscal.” Esta capacidade de *direção dos comportamentos para fins ambientais específicos* é a característica dos tributos ambientais que pode auxiliar na manutenção do fluxo de serviços ecossistêmicos. Tanto os incentivos fiscais (promoção de determinados comportamentos) como a utilização de cargas tributárias (para o desestímulo de atividades indesejadas, mesmo que lícitas), podem servir para alcançar objetivos de preservação dos serviços ecossistêmicos. Em outros termos, a finalidade *extrafiscal* dos tributos ambientais possui um grande potencial enquanto indutor de condutas em prol dos serviços ecossistêmicos.

A função arrecadatória dos tributos ambientais que visa a desestimular atividades consumptivas dos serviços ecossistêmicos é apontada como acessória e, inclusive, indesejável, eis que se verificará “uma maior ou uma menor arrecadação segundo se atinjam ou não os objetivos primários do tributo.” (Montero, 2013) Ou seja, é preferível *não arrecadar*, pois isso significaria o “êxito extrafiscal do tributo na prática”, ao revés do que se verifica com os tributos ordinários (nos quais o objetivo é arrecadatório). Destaca ainda Montero (2013) que “entre os tributos com fins

extrafiscais, encontramos os denominados tributos ambientais, também chamados tributos ecológicos, verdes ou ‘ecotaxes’, que são considerados como um dos principais instrumentos econômicos com que conta o Estado para a proteção do meio ambiente.”

Por sua vez, os tributos ambientais em sentido amplo (ou impróprio) são aqueles que visam a arrecadar receita para o financiamento das políticas ambientais e encontram fundamento no *poder de tributar* do Estado. Esses tributos são entendidos como ambientais “em razão da consignação destas receitas à realização da política ecológica (...)” (Silva, 2011) A tributação ambiental em sentido amplo, segundo Montero (2011), compreende tanto “o uso de técnicas fiscais – incentivos e benefícios fiscais – para estimular a proteção ambiental”, como os tributos ordinários que, “de maneira secundária ou indireta, contemplam problemas de caráter ambiental.” Assim, é possível distinguir entre os tributos ambientais que *orientam condutas* (incentivando ou desencorajando) e tributos ambientais com finalidade arrecadatória.

Suzana Tavares da Silva (2008) lembra, entretanto, que as *taxas* apenas podem ser exigidas em troca de um benefício individualizado de órgãos concretos da Administração ou de certos organismos autônomos. Em virtude disso, alguns esquemas de PSE buscam aferir a *adicionalidade* do projeto, como se verá no item 3.8.1. De acordo ainda com Silva (2008), “a *bilateralidade* traduz-se, então, para a *doutrina fiscal*, na verificação de uma contraprestação específica relativamente ao pagamento da taxa, que há-de traduzir-se na prestação de um serviço público, utilização de um bem do domínio público ou remoção de um obstáculo jurídico da atuação dos particulares.” Poderia-se, pois, afirmar que a cobrança pelos serviços ecossistêmicos constitui uma *taxa*?

Para elucidar o discutido no presente estudo, serão analisadas três experiências de tributação ambiental relacionadas aos serviços ecossistêmicos. As três experiências demonstram como a tributação pode se utilizar do conceito de serviços ecossistêmicos para a restauração ou manutenção desses serviços. A primeira experiência é a *cobrança pelo uso dos recursos hídricos*, adotada em 1997 no Brasil com a promulgação Política Nacional de Recursos Hídricos. Este instrumento articula os aspectos de *orientação de conduta* e de *arrecadação de recursos financeiros* – características dos tributos ambientais – e possui um grande potencial para financiar programas de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos. Outra interessante experiência de tributação ambiental com finalidade arrecadatória é a criação do *imposto sobre combustíveis na Costa Rica*, o qual está voltado para o financiamento dos programas de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos do País. A terceira experiência é o *ICMS Ecológico*, imposto que incentiva a criação de áreas protegidas e outras políticas ambientais implantado em diversos estados brasileiros.

Não ignorando as divergências a respeito da natureza jurídica da *cobrança pelo uso dos recursos hídricos*, a sua finalidade extrafiscal interessa sobretudo a este estudo em virtude do grande potencial para a preservação dos ecossistemas e seus serviços. Esse instrumento operacionaliza o princípio do *usuário-pagador*, pois insta aqueles que se beneficiam da utilização dos recursos hídricos a pagar pelo seu uso. A *cobrança pelo uso de recursos hídricos* tem como

objetivo o reconhecimento da água como um bem econômico, indicando seu real valor ao usuário. Além disso, a cobrança visa a incentivar o uso racional dos recursos hídricos. A Lei 9.433/97 estabelece, ainda, que a cobrança pelo uso dos recursos hídricos objetiva “obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos.”¹⁰⁷ São claros, portanto, os objetivos extrafiscais e arrecadatórios da Política Nacional de Recursos Hídricos. Assim, nada impede que tais recursos sejam empregados em programas de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos. Isso já se verifica no programa de PSE das bacias hidrográficas do Rio Capivari (MG) e do Rio Paraíba do Sul (RJ-SP).

O Programa “Produtor de Água”, implantando em 2005 no município de Extrema, em Minas Gerais, foi desenvolvido pela Agência Nacional de Águas com recursos da cobrança pelo uso dos recursos hídricos. Esse programa é apontado por Ditt (2008) como um dos exemplos de esquemas de PSE no Brasil integrado à Política Nacional de Recursos Hídricos:

A (...) example of policy initiative for the PES schemes in Brazil is the development of a national policy for water resources (NPWR), and the creation in 1997 of the National System of Management of Water Resources (NSMWR). One of the main instruments of the NPWR is the system of charging for the use of water (...) Within this framework, a programme that may drive funds for payments of ecosystem services is the “Programa Produtor de Água” (Water Producer Program), developed by the National Agency of Water which is one of the institutions that compose the NSMWR.

De acordo com o art. 22, §2º, da Lei 9.433/97, os valores arrecadados com a cobrança pelo uso dos recursos hídricos “poderão ser aplicados a fundo perdido em projetos e obras que alterem, de modo considerado benéfico à coletividade, a qualidade, a quantidade e o regime de vazão de um corpo de água.”¹⁰⁸ Aqui se enquadram os projetos e programas de PSE. Na prática, entretanto, existe uma dificuldade de financiar programas de PSE com os recursos da cobrança pelo uso de recursos hídricos, eis que a Lei 9.344/97 exige que tais recursos sejam aplicados no Plano de Gestão da Bacia Hidrográfica. Desta forma, somente será possível o financiamento de programas de PSE com os valores arrecadados com a cobrança pelo uso de recursos hídricos *se estes programas estiverem contemplados no Plano de Bacia*. Esse fato explica o porquê de apenas duas

¹⁰⁷ Art. 19. A cobrança pelo uso de recursos hídricos objetiva: I - reconhecer a água como bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu real valor; II - incentivar a racionalização do uso da água; III - obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos.

¹⁰⁸ Art. 22. Os valores arrecadados com a cobrança pelo uso de recursos hídricos serão aplicados prioritariamente na bacia hidrográfica em que foram gerados e serão utilizados: I - no financiamento de estudos, programas, projetos e obras incluídos nos Planos de Recursos Hídricos; (...) § 2º Os valores previstos no *caput* deste artigo poderão ser aplicados a fundo perdido em projetos e obras que alterem, de modo considerado benéfico à coletividade, a qualidade, a quantidade e o regime de vazão de um corpo de água.

bacias hidrográficas (Capivari e Paraíba do Sul) estarem financiando programas de PSA no Brasil atualmente.¹⁰⁹

Jardim e Bursztyn (2015) observam que a forma mais direta de criação de programas de PSE para recursos hídricos “seria pela cobrança da água aos usuários e aplicação desse dinheiro em benefícios, na forma de pagamento, aos produtores rurais que ofertam esses serviços.” Não obstante, os recursos obtidos com a cobrança são direcionados, pelos Comitês de Bacia, para outros objetivos constantes do Plano de Bacia. Em termos claros, a utilização desses recursos em programas de PSE dependerá da aprovação, pelo Comitê de Bacia, de um Plano de Bacia que contemple tal hipótese.

Veiga Neto (2008), por outro lado, entende que os Comitês de Bacia podem ser fortes aliados no estabelecimento de programas de PSE hídricos. Já as Agências de Bacia, que foram criadas pela Lei 9.433/97 para operacionalizar a cobrança pelo uso dos recursos hídricos e propor aos comitês a aplicação desses recursos¹¹⁰, poderiam também auxiliar nos programas de PSE:

Estas instituições ligadas às bacias, os Comitês e suas respectivas agências, podem ser consideradas não somente como uma importante fonte potencial de recursos para a implantação de sistemas de Pagamentos por Serviços Ambientais, por conta dos recursos anuais advindos da cobrança pelo uso da água, mas também, podem assumir um papel fundamental no gerenciamento destes esquemas no nível da bacia hidrográfica, fazendo a

¹⁰⁹ “Levando a análise para o caso de Extrema, o Comitê do PCJ foi o segundo do país a implementar a cobrança pelo uso da água, o primeiro foi o Paraíba do Sul. A cobrança na bacia do PCJ iniciou em 2006, em rios de domínio da União, em 2007 nos rios de domínio do Estado de São Paulo e em 2009 em rios de domínio do Estado de Minas Gerais. Percebe-se, pelo histórico da criação do Comitê do PCJ, sendo um dos pioneiros na organização estrutural e na implementação dos instrumentos de gestão, que um dos fatores que motivou todos esses passos foi exatamente a preocupação com a garantia da água necessária para suprir a demanda dessa região, onde se concentram os maiores números de população e indústrias do país.” (Jardim e Bursztyn, 2015).

¹¹⁰ Art. 44. Compete às Agências de Água, no âmbito de sua área de atuação:

- I - manter balanço atualizado da disponibilidade de recursos hídricos em sua área de atuação;
- II - manter o cadastro de usuários de recursos hídricos;
- III - efetuar, mediante delegação do outorgante, a cobrança pelo uso de recursos hídricos;
- IV - analisar e emitir pareceres sobre os projetos e obras a serem financiados com recursos gerados pela cobrança pelo uso de Recursos Hídricos e encaminhá-los à instituição financeira responsável pela administração desses recursos;
- V - acompanhar a administração financeira dos recursos arrecadados com a cobrança pelo uso de recursos hídricos em sua área de atuação;
- VI - gerir o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos em sua área de atuação;
- VII - celebrar convênios e contratar financiamentos e serviços para a execução de suas competências;
- VIII - elaborar a sua proposta orçamentária e submetê-la à apreciação do respectivo ou respectivos Comitês de Bacia Hidrográfica;
- IX - promover os estudos necessários para a gestão dos recursos hídricos em sua área de atuação;
- X - elaborar o Plano de Recursos Hídricos para apreciação do respectivo Comitê de Bacia Hidrográfica;
- XI - propor ao respectivo ou respectivos Comitês de Bacia Hidrográfica:
 - a) o enquadramento dos corpos de água nas classes de uso, para encaminhamento ao respectivo Conselho Nacional ou Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos, de acordo com o domínio destes;
 - b) os valores a serem cobrados pelo uso de recursos hídricos;
 - c) o plano de aplicação dos recursos arrecadados com a cobrança pelo uso de recursos hídricos;
 - d) o rateio de custo das obras de uso múltiplo, de interesse comum ou coletivo.

ligação entre os usuários, beneficiários dos serviços e os produtores rurais (e eventualmente Unidades de Conservação públicas), provedores do mesmo.

A cobrança pelo uso dos recursos hídricos, enquanto instrumento da PNRH, poderia ser potencializada sobretudo com a utilização do conceito de serviços ecossistêmicos. Nesse sentido, a cobrança pode ser uma fonte de arrecadação de recursos financeiros para programas de PSE, demonstrando o valor econômico da preservação dos ecossistemas associados aos recursos hídricos.

O ICMS Ecológico foi criado nos anos 1990 nos estados brasileiros do Paraná e Minas Gerais como forma de *compensar* os municípios que possuem unidades de conservação em seus territórios. O ICMS Ecológico “é amplamente enaltecido como um instrumento de reforma fiscal que premia governos locais pelo comprometimento em proteger os recursos florestais e biológicos.” (May et al., 2005) O Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços – ICMS – é um tributo instituído pelo art. 155, inciso II da Constituição Federal¹¹¹ e é repartido entre os estados federados (75%) e os municípios (25%), conforme o disposto no art. 158, inciso II da CF/88.¹¹² Com a adoção do ICMS Ecológico, critérios ambientais orientam a distribuição da parcela do ICMS que cabe aos municípios. Nesse sentido, os municípios que preservam os ecossistemas em unidades de conservação percebem um maior retorno de ICMS do que aqueles que não preservam. Em virtude disso, o ICMS Ecológico é reconhecido como uma forma de compensação por serviços ecossistêmicos. O ICMS Ecológico é, como salienta May et al. (2005), o “primeiro instrumento econômico a pagar pelos serviços provenientes das florestas em pé no Brasil.” Mais recentemente, o ICMS Ecológico tem sido relacionado ao conceito de serviços ecossistêmicos e ao Pagamento por Serviços Ecossistêmicos.

O ICMS Ecológico não possui um fato gerador relacionado ao meio ambiente e nem uma rubrica de aplicação dos recursos. Também não cria outra espécie tributária ou qualquer elevação da carga tributária. Trata-se de um cálculo que redistribui o montante de ICMS arrecadado, privilegiando os municípios que observarem determinados critérios ambientais. Furlan (2010) resume a lógica do ICMS Ecológico:

O essencial na política do ICMS Ecológico é a adoção de critérios ambientalmente relevantes para a repartição das receitas obtidas pelo ICMS. A implementação do ICMS ecológico depende apenas da publicação de uma lei estadual para regulamentar o repasse de receitas vinculado ao mote ecológico, já que a Constituição Federal, em seu artigo 158,

¹¹¹ Art. 155. Compete aos Estados e ao Distrito Federal instituir impostos sobre: (...) II - operações relativas à circulação de mercadorias e sobre prestações de serviços de transporte interestadual e intermunicipal e de comunicação, ainda que as operações e as prestações se iniciem no exterior;

¹¹² Art. 158. Pertencem aos Municípios: (...) IV - vinte e cinco por cento do produto da arrecadação do imposto do Estado sobre operações relativas à circulação de mercadorias e sobre prestações de serviços de transporte interestadual e intermunicipal e de comunicação.

§ único, inciso II, possibilita aos Estados definir critérios próprios para o repasse de cerca de ¼ do valor cabível aos municípios.

O ICMS Ecológico surgiu no Estado do Paraná com a Lei Estadual 59/1991 como uma forma de compensação aos municípios que possuem parte de seu território sob unidades de conservação. Além disso, o ICMS Ecológico constitui um incentivo voltado à criação de unidades de conservação públicas ou privadas.¹¹³ May et al. (2005) apontam que tanto no Paraná como em Minas Gerais observou-se um sensível aumento das áreas protegidas após a adoção do ICMS Ecológico.

Loureiro (2002) sustenta que o ICMS ecológico surge no Paraná a partir de um acordo entre os municípios e o Estado, pois aqueles “sentiam suas economias combatidas pelas restrições do uso do solo, originada por serem mananciais de abastecimento para municípios vizinhos e por integrarem unidades de conservação.” Com o tempo, o ICMS Ecológico evolui de mecanismo de compensação para um instrumento de “conservação ambiental, o que mais o caracteriza, representando uma promissora alternativa na composição dos instrumentos de política pública para a conservação ambiental no Brasil.” (Loureiro, 2002) Em virtude da característica de *incentivo à preservação ambiental*, o ICMS Ecológico tem sido relacionado ao sistema de PSE. Essa perspectiva “considera o ICMS Ecológico como PSA, no qual proprietários e gestores de áreas e recursos naturais seriam remunerados financeiramente pela conservação da biodiversidade.”

Para Belchior (2014) o ICMS Ecológico não se restringe a mera tributação ambiental, mas se refere a um “importante instrumento econômico utilizado para incentivar a proteção ambiental”, verdadeiro “mecanismo de Direito financeiro ou, como alguns autores preferem, uma das formas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA).” A ideia de incentivo à preservação – fundamento do ICMS Ecológico – aliada ao conceito de serviços ecossistêmicos pode potencializar a aplicação desse instrumento para a proteção da biodiversidade e dos ecossistemas. Em virtude disso que o ICMS Ecológico tem sido equiparado ao sistema de PSE.

Outra experiência de tributação ambiental merecedora de atenção é o imposto sobre os combustíveis instituído pela Costa Rica como fonte de recursos para o seu programa de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos. Até a década de 1990, a Costa Rica apresentava as maiores taxas de desflorestamento do mundo e, em decorrência disso, foram constatados severos impactos nos recursos hídricos.¹¹⁴ (Pagiola, 2005) O fracasso das políticas públicas para solucionar os

¹¹³ No Brasil, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) prevê a “Reserva Particular do Patrimônio Natural” – RPPN – equanto categoria do Grupo das Unidades de Uso Sustentável (art. 14, inciso VII, da Lei 9.985/2000). Já o artigo 21 do SNUC dispõe que a “Reserva Particular do Patrimônio Natural é uma área privada, gravada com perpetuidade, com o objetivo de conservar a diversidade biológica.”

¹¹⁴ “Nos últimos anos do período que compreende a década dos setenta e os primeiros anos dos noventa, estima-se que o país perdeu entre 35 e 40% da cobertura florestal, principalmente ao torná-las terras para uso agrícola e pastagem. A percepção geral é que o desmatamento teve um efeito adverso nos serviços dos recursos hídricos.” (Pagiola, 2005)

problemas ambientais conduziu o País a adotar novas abordagens. Nesse contexto, a Costa Rica instituiu em 1996 o Fundo Nacional de Financiamento Florestal (FONAFIFO)¹¹⁵ com a finalidade de financiar a gestão florestal, o reflorestamento, o incentivo à regeneração natural e a recuperação de áreas degradadas através de programas de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos. O FONAFIFO é, portanto, a estrutura financeira do programa de PSE da Costa Rica. De acordo com o Banco Mundial, o FONAFIFO aloca os recursos do imposto sobre os combustíveis fósseis, lembrando que apenas nos dois primeiros anos (1996-98), o Fundo já havia financiado “o reflorestamento de 14.000ha, a conservação florestal de 138,044ha e o manejo florestal de 17,885ha.” (World Bank, 2000) Pagiola (2006) explica que, inicialmente os programas de PSA receberiam um terço das receitas com o imposto sobre o combustível, mas após a reforma fiscal levada a cabo através da Lei 8114/2001, a parcela destinada ao FONAFIFO foi reduzida a 3,5%.

O FONAFIFO (2015a) demonstra a importância do imposto sobre os combustíveis fósseis para o financiamento do programa costarricense de PSE:

El Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (Fonafifo), cuenta con un sistema de compensación ambiental, por medio de la implementación del Programa de Pago por Servicios Ambientales (PSA), creado en la Ley Forestal 7575 (abril, 1996). Dicho programa se financia principalmente del 3.5% del impuesto único (en CR está determinado por litro) por el consumo de combustibles.

A alocação de parte das receitas arrecadadas com o tributo sobre combustíveis para a conservação ambiental significa um importante avanço das políticas ambientais. O pagamento por serviços ecossistêmicos com tais receitas é, por isso, destacado pelo Banco Mundial como uma forma de aplicação do princípio do Poluidor-Pagador. Em vista disso, o Banco Mundial chama a atenção para o fato de que “muitos países podem encontrar meios internos, como o imposto sobre combustíveis fósseis da Costa Rica, para o pagamento por serviços ambientais a proprietários de áreas florestais.” (World Bank, 2000) Este tributo, além de gerar recursos para os programas de PSE, pode servir como “um incentivo adicional para que os consumidores economizem energia.” (World Bank, 2000)

O que merece destaque é potencial da tributação para a preservação dos serviços ecossistêmicos. Projeções do FONAFIFO (2015b) realizadas em 2015 mostram que deveriam ser

¹¹⁵ Lei Florestal nº 7575, Art. 46: “Creación del Fondo Nacional de Financiamiento Forestal. Se crea el Fondo Nacional de Financiamiento Forestal, cuyo objetivo será financiar, para beneficio de pequeños y medianos productores, mediante créditos u otros mecanismos de fomento del manejo del bosque, intervenido o no, los procesos de forestación, reforestación, viveros forestales, sistemas agroforestales, recuperación de áreas denudadas y los cambios tecnológicos en aprovechamiento e industrialización de los recursos forestales. También captará financiamiento para el pago de los servicios ambientales que brindan los bosques, las plantaciones forestales y otras actividades necesarias para fortalecer el desarrollo del sector de recursos naturales, que se establecerán en el reglamento de esta ley. El Fondo Nacional de Financiamiento Forestal contará con personería jurídica instrumental; salvo que el cooperante o el donante establezcan condiciones diferentes para los beneficiarios.”

atingidos em 2016 um total de 302.040ha sob os programas de PSE mantidos pelo fundo, o que implicaria num gasto de 18,9 bilhões de Colones (cerca de 34,17 milhões de dólares), sendo que os ingressos estimados seriam de 14,17 bilhões de Colones (cerca de 25,6 milhões de dólares) somente com o imposto sobre os combustíveis. Não obstante os alertas acerca da fragilidade financeira da política de PSE¹¹⁶, o Banco Mundial reconhece que o governo da Costa Rica foi “ambicioso” ao elevar a meta do seu programa de PSE para 310,000ha financiados por meio do imposto sobre combustíveis, conforme se lê no relatório transcrito abaixo:

Ainda que a decisão de incluir esse objetivo no projeto acabou se revelando excessivamente ambiciosa, demonstrou a confiança da Costa Rica em suas habilidades para conservar e gerenciar de forma sustentável seus recursos florestais através do programa. (World Bank, 2000)

O PSE é o primeiro instrumento baseado na lógica dos serviços ecossistêmicos a destacar-se internacionalmente. Entretanto, as formas de financiamento desses projetos diferem muito uns dos outros. Nos três casos abordados acima, a tributação ambiental demonstrou um grande potencial para o financiamento de projetos de PSE. Não obstante isso, é importante e necessário buscar outras formas de aplicação dos tributos ambientais com base na abordagem dos serviços ecossistêmicos. A percepção desses serviços enquanto *externalidades positivas* autoriza a instituição de *taxas pigouveanas* voltadas para a correção da falha de mercado que gera essas externalidades. A teoria jurídica dos serviços ecossistêmicos pode contribuir para identificar as externalidades ligadas a esses serviços e propor a sua internalização através de tributos ambientais. Além disso, a extrafiscalidade dos tributos ambientais pode – e deve – ser utilizada para incentivar comportamentos preservacionistas, seja através de incentivos ou subsídios. E, pelo contrário, através de carga tributária, desencorajar condutas prejudiciais ao ambiente ou o uso abusivo dos serviços ecossistêmicos. No tocante ao tributo enquanto meio para arrecadar receitas, os exemplos trazidos elucidam bem o fato de que os instrumentos já se encontram à disposição em alguns países, bastando utilizá-los em consonância com a finalidade de preservação da biodiversidade, dos ecossistemas e seus serviços. Todavia, observa-se que a tributação ambiental possui um potencial inexplorado para a proteção dos serviços ecossistêmicos. Outra análise de extrema importância são os *incentivos perversos* sob forma de incentivos fiscais para as atividades nocivas aos serviços ecossistêmicos. A identificação e eliminação desses incentivos perversos é matéria que demanda maior atenção do direito tributário ambiental.

¹¹⁶ “On the one hand, while the PES Program has been an important instrument to increase forest cover, its ability to continue doing so is limited on both financial and political grounds. Scarce fiscal resources could also be redirected to more urgent ends given the 52% of forest cover achieved. Considering that the more substantial part of the PES program is being financed through revenues from the fuel tax, current efforts to promote Costa Rica as a carbon neutral country will in the long run reduce tax revenues as the consumption of fossil fuels is likely to decrease. To address this risk, the Bank is currently engaging in a dialogue to provide advice on how to reform the PES, following an analysis of the program’s impact and the sustainability of its financing in the context of the country’s overall development agenda.” (World Bank, 2000)

3.3.2 Contratação Pública Sustentável

Dentre os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da Agenda 2030 (ONU, 2015), está o de “assegurar padrões de consumo sustentáveis” (Objetivo 12) Para tanto, a agenda 2030 recomenda a promoção de “práticas de compras públicas sustentáveis, de acordo com as políticas e prioridades nacionais.” De fato, os contratos públicos representam uma significativa parcela do total das aquisições de bens e serviços. Na União Europeia, por exemplo, a estimativa das despesas totais das “administrações públicas em contratos públicos, excluídos os gastos em defesa e utilidades, foi de 1931,5 bilhões de euros em 2014, 2,7% superior à de 2013, continuando a tendência crescente dos últimos anos.” (União Europeia, 2016a) Isso equivale a 13% do GDP do bloco.¹¹⁷ Assim, as contratações públicas, “pelo peso que têm na economia, são considerados um importante instrumento de política ambiental europeia, nomeadamente enquanto estímulo às empresas no sentido da redução das emissões e do uso mais eficiente dos recursos naturais em geral, reduzindo simultaneamente a própria pegada ecológica das entidades adjudicantes.” (Almeida, 2015)

A UNEP (2012) ressalta que “a despesa pública, que representa entre 15% e 30% do PIB de um determinado país, pode ajudar a impulsionar os mercados para a inovação e a sustentabilidade, permitindo assim o crescimento verde e a transição para uma economia verde.” Por meio dos contratos públicos *sustentáveis*, “os governos podem dar o exemplo e alcançar os principais objetivos políticos nos campos ambiental, social e econômico.” (UNEP, 2012) Essa escala de contratações representa uma parcela significativa do total de gastos em obras, bens e serviços. Justamente por isso, os contratos públicos são entendidos hoje como uma forma de promover a sustentabilidade ambiental. No entanto, até o momento, as contratações públicas estão voltadas para a *ecoeficiência*, redução da poluição e mudanças climáticas, com pouca ou nenhuma preocupação com a preservação dos ecossistemas e seus serviços. A questão que se impõe é: como utilizar o grande volume de gastos do poder público como uma ferramenta para induzir a criação de novos mercados para bens e serviços ecossistêmicos? Ou, pelo menos, como fazer com que estas compras não afetem a biodiversidade, os ecossistemas e seus serviços?

Na União Europeia, a noção de que as entidades adjudicantes poderiam considerar critérios ambientais na contratação de bens, serviços e obras foi prevista inicialmente pela diretiva 2004/18/CE.¹¹⁸ A Diretiva de 2004 invocava as exigências em matéria de proteção do ambiente do

¹¹⁷ Conforme estimativas do “Public Procurement Indicators 2014”, publicado em 02 de fevereiro de 2016, as contratações públicas de obras, bens e serviços na União Europeia, excluindo gastos em defesa e utilidades, somaram, respectivamente: 1848.4 bilhões de euros em 2011 (13,1% do GDP); 1866.8 bilhões de euros em 2012 (12,8% do GDP); 1880.0 bilhões de euros em 2013 (12,9% do GDP) e; 1931.5 bilhões de euros em 2014 (13% do GDP). (União Europeia, 2016a)

¹¹⁸ DIRECTIVA 2004/18/CE DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO de 31 de Março de 2004 relativa à coordenação dos processos de adjudicação dos contratos de empreitada de obras públicas, dos contratos públicos de fornecimento e dos contratos públicos de serviços.

Tratado que instituiu a Comunidade Europeia (art. 6º) a fim de que estas fossem “integradas na definição e execução das políticas e acções da Comunidade previstas no artigo 3º do Tratado, em especial com o objectivo de promover um desenvolvimento sustentável.” Essa diretiva determina a “forma como as entidades adjudicantes poderão contribuir para a protecção do ambiente e para a promoção do desenvolvimento sustentável, garantindo ao mesmo tempo a possibilidade de obterem para os seus contratos a melhor relação qualidade/preço.” Antes disso, a OCDE (2002) já recomendava um melhor desempenho ambiental das contratações públicas nos países membros “através do desenvolvimento e aplicação de políticas de compras públicas mais eficientes e eficazes, por exemplo através da recolha e divulgação de informações sobre ‘melhores práticas’ e do desenvolvimento de indicadores adequados.”

Pelo artigo 53 da Diretiva 2004/18/CE, os critérios em que as entidades adjudicantes se devem basear para a adjudicação são (a) a proposta economicamente mais vantajosa ou (b) unicamente o preço mais baixo. No caso da adjudicação da proposta economicamente mais vantajosa, serão considerados “diversos critérios ligados ao objecto do contrato público em questão, como sejam qualidade, preço, valor técnico, características estéticas e funcionais, características ambientais, custo de utilização, rentibilidade, assistência técnica e serviço pós-venda, data de entrega e prazo de entrega ou de execução; ou b) Unicamente o preço mais baixo.” (art. 53, I, “a”). A partir dessa diretiva, os países membros foram autorizados a adjudicar a proposta que contemplasse as características ambientais exigidas pelo órgão adjudicante, ainda que de maior preço. Em outros termos, o preço mais baixo deixa de ser o principal critério de adjudicação em se tratando de sustentabilidade ambiental. Já em 1993, *pagar mais* por um produto ou serviço amigo do ambiente era a opção declarada de 23% dos portugueses. (Schmidt e Delicado, 2014) Se os cidadãos-consumidores há tempos estão conscientes da importância do seu papel em relação às *compras verdes*, por que o Poder Público não deveria se preocupar com isso? Deve se preocupar sim, mesmo que isso signifique *pagar mais por produtos e serviços amigos do ambiente*.

Em 2014 o quadro normativo das contratações públicas foi revisado, a fim de conferir mais dinamicidade às contratações públicas. Na dicção do art. 1º, 2, da Diretiva 2014/24 UE entende-se por ‘contratação pública’ a “aquisição, mediante contrato público, de obras, fornecimentos ou serviços por uma ou mais autoridades adjudicantes a operadores económicos seleccionados pelas mesmas, independentemente de as obras, os fornecimentos ou os serviços se destinarem ou não a uma finalidade de interesse público.” A ‘Estratégia Europa 2020’ foi um marco na revisão das normas que regulamentam a matéria, uma vez que a contratação pública possui um papel de destaque nessa estratégia “(...) enquanto um dos instrumentos de mercado a utilizar para alcançar um crescimento inteligente, sustentável e inclusivo, assegurando simultaneamente a utilização mais eficiente dos fundos públicos.” Para tanto, a Diretiva 2014/24/UE revoga a diretiva 2004/18/CE, atualizando as contratações públicas “a fim de aumentar a eficiência da despesa

pública (...) e de permitir que os adquirentes utilizem melhor os contratos públicos para apoiar os objetivos sociais comuns.”¹¹⁹

Sobre as directivas europeias, Ramos (2018) esclarece que

A política de compras públicas da UE reconhece há tempo a importância que as considerações em matéria ambiental podem ter nas decisões das entidades adjudicantes, introduzindo preocupações em matéria de impacte ambiental do sector público. Através delas, as entidades adjudicantes podem, por um lado, diminuir o impacte ambiental da sua actividade e, por outro lado, criar mecanismos de incentivo aos mercados para a redução dos impactes ambientais globais. As novas Directivas que regulam os procedimentos de adjudicação dos contratos públicos na Europa vêm permitir que as entidades adjudicantes internalizem as externalidades ambientais dos produtos, procurando, desta forma, aumentar a eficiência dos mercados pela eliminação ou minimização dessas falhas de mercado.

A respeito da consideração de critérios ambientais para adjudicação, esclarece Almeida (2015) que “a possibilidade de as entidades adjudicantes tomarem em consideração, no momento da avaliação das propostas, critérios relacionados com a sustentabilidade dos bens e serviços que adquirem, era já permitida pelas directivas de 2004 e vem reforçada pela revisão do quadro normativo de 2014.” A Diretiva 2014/24/UE prevê que as entidades adjudicantes podem levar em consideração os critérios ambientais de duas formas: (i) internalizando as externalidades ambientais no *custo* (o denominado *custo do ciclo de vida* do produto ou serviço) ou (ii) através da *relação qualidade-preço*, quando são considerados as características ambientais de produtos ou serviços no critério *qualidade*.¹²⁰

A respeito dos critérios de adjudicação, Almeida (2015) destaca que

¹¹⁹ DIRETIVA 2014/24/UE DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO de 26 de fevereiro de 2014 relativa aos contratos públicos e que revoga a Diretiva 2004/18/CE.

¹²⁰ Diretiva 2014/24 - Artigo 67º - Critérios de adjudicação:

1. Sem prejuízo das disposições legislativas, regulamentares ou administrativas nacionais relativas ao preço de certos fornecimentos ou à remuneração de determinados serviços, *as autoridades adjudicantes devem adjudicar os contratos públicos com base no critério da proposta economicamente mais vantajosa.*

2. A proposta economicamente mais vantajosa do ponto de vista da autoridade adjudicante deve ser identificada com base no *preço* ou *custo*, utilizando uma abordagem de custo-eficácia, como os *custos do ciclo de vida* em conformidade com o artigo 68.o, e pode incluir a melhor *relação qualidade/preço*, que deve ser avaliada com base em critérios que incluam aspetos qualitativos, ambientais e/ou sociais ligados ao objeto do contrato público em causa. Estes critérios podem compreender, por exemplo:

- a) Qualidade, designadamente valor técnico, características estéticas e funcionais, acessibilidade, conceção para todos os utilizadores, características sociais, *ambientais* e inovadoras, negociação e respetivas condições;
- b) Organização, qualificações e experiência do pessoal encarregado da execução do contrato em questão, caso a qualidade do pessoal empregue tenha um impacto significativo no nível de execução do contrato; ou
- c) Serviço e assistência técnica pós-venda, condições de entrega, tais como a data de entrega, processo de entrega e prazo de entrega ou de execução.” [grifou-se]

Sendo a proposta economicamente mais vantajosa o critério de adjudicação obrigatório, esta pode assumir duas formas: o custo, incluindo aí a possibilidade de consideração dos chamados “custos do ciclo de vida”, por um lado; e a “relação qualidade-preço”, que corresponde à anterior “oferta economicamente mais vantajosa”, por outro.

Destarte, o art. 67º da Diretiva 2014/24 dispõe que “a proposta economicamente mais vantajosa do ponto de vista da autoridade adjudicante deve ser identificada com base no preço ou custo (...)”. Na consideração do critério *custo*, serão contemplados os “custos imputados a externalidades ambientais ligadas ao produto, serviço ou obra durante o seu ciclo de vida, desde que seja possível determinar e confirmar o seu valor monetário.”¹²¹ O art. 67º determina que a *relação qualidade-preço* “deve ser avaliada com base em critérios que incluam aspetos qualitativos, ambientais e/ou sociais ligados ao objeto do contrato público em causa”, sendo que a adjudicação será feita através de um “modelo de avaliação das propostas e respectivas escalas de pontuação” determinada pela entidade adjudicante.

Os critérios ambientais de adjudicação devem ser considerados em contratações públicas de obras, serviços ou produtos que causam impactos negativos ou que tragam benefícios à biodiversidade, aos ecossistemas e seus serviços. Nesse sentido, uma análise multicritério poderia estimar o valor dos serviços ecossistêmicos atingidos pela obra, produto ou serviço objeto da contratação pública. Essa análise pode ser feita tanto no critério do custo do ciclo de vida, como no critério qualidade-preço. Nada impede que o órgão adjudicante utilize os contratos públicos para alcançar uma finalidade *ambiental*, no caso, a manutenção dos ecossistemas e seus serviços. Importante referir que a Diretiva 2014/24 admite a exigência de *rótulos* para efeitos de comprovação do atendimento de características específicas de ordem ambiental em contratações públicas.¹²² A diretiva designa por rótulo “qualquer documento, certificado ou atestado que confirme que as obras, produtos, serviços, processos ou procedimentos em causa preenchem

¹²¹ Diretiva 2014/24 - Artigo 67º - Cálculo dos custos do ciclo de vida

1. O cálculo dos custos do ciclo de vida abrange partes ou a totalidade dos custos relevantes a seguir indicados ao longo do ciclo de vida de um produto, serviço ou obra:

a) Custos suportados pela autoridade adjudicante ou outros utilizadores, nomeadamente:

i) custos relacionados com a aquisição,
ii) custos de utilização, tais como consumo de energia e de outros recursos,
iii) custos de manutenção,
iv) custos de fim de vida, tais como custos de recolha e reciclagem.

b) Custos imputados a externalidades ambientais ligadas ao produto, serviço ou obra durante o seu ciclo de vida, desde que seja possível determinar e confirmar o seu valor monetário; estes custos podem incluir o custo das emissões de gases com efeito de estufa e de outras emissões poluentes, assim como outros custos de atenuação das alterações climáticas.

¹²² Art. 43º. Rótulos. Sempre que pretendam adquirir obras, fornecimentos ou serviços com características específicas do ponto de vista ambiental, social ou outro, as autoridades adjudicantes podem, nas especificações técnicas, nos critérios de adjudicação ou nas condições de execução dos contratos, exigir um rótulo específico para atestar que as obras, fornecimentos ou serviços correspondem às características exigidas (...)

determinados requisitos.” Desse modo, é possível que a autoridade adjudicante exija critérios ambientais de uma forma mais célere nos contratos públicos.

Três exemplos de contratos públicos que exigiram critérios relativos à saúde humana e ao ambiente são as aquisições de alimentos provenientes da agricultura orgânica (biológica) pelas cidades de Lens (França), Malmö (Suécia) e East Ayrshire Council (Escócia). Importante lembrar que na União Europeia os alimentos biológicos devem ser certificados por um órgão de inspeção reconhecido pelo Poder Público. Esses alimentos devem atender aos requisitos do Regulamento CE 834/2007, que normatiza a rotulagem e a produção de alimentos biológicos.

O quadro abaixo resume as três experiências:

Alimentos biológicos para escolas em França	Alimentos sustentáveis em Malmö, Suécia	East Ayrshire Council, Escócia
A cidade de Lens exigiu que 20% dos produtos alimentares fornecidos nas refeições das escolas fossem biológicos. Os alimentos fornecidos tinham de ser certificados como biológicos. Os prestadores de serviços são obrigados a garantir a rastreabilidade, com cláusulas de execução do contrato que incluem multas pela não prestação de informações sobre os métodos de produção e a rastreabilidade dos produtos, quando solicitadas. Este contrato teve efeitos benéficos na saúde humana e no ambiente e contribuiu para promover e aumentar a procura de alimentos biológicos. (União Europeia, 2016a)	A cidade de Malmö estabeleceu como objetivo servir, em 2020, alimentos 100 % biológicos em todos os seus serviços públicos de fornecimento de refeições. Um concurso-piloto para a escola de Djupadal definiu um conjunto de requisitos, como sejam a inclusão de produtos biológicos no sortido de produtos e entregas uma vez por semana com veículos que cumpram os critérios de sustentabilidade dos transportes da cidade. No final do contrato-piloto, 97 % dos alimentos servidos na cantina eram biológicos. O impacto no orçamento foi reduzido ao mínimo graças à substituição de produtos de carne por legumes sazonais. (União Europeia, 2016a)	A iniciativa "Fome de Sucesso" visa a promover a alimentação saudável nas escolas da Escócia através da melhoria de padrões nutricionais e uma abordagem integrada das refeições escolares como parte da experiência de aprendizagem. East Ayrshire foi um dos primeiros conselhos no Reino Unido a alterar suas práticas de compras atendendo às diretrizes da Associação do Solo sobre alimentos sustentáveis. Isso se concentra na redução de alimentos processados, na agricultura orgânica, no uso de ingredientes frescos e na implementação de padrões nutricionais e programas de educação para crianças em idade escolar. O Conselho também tomou medidas para

		tornar mais ecológicos outros contratos, tal como estabelecidos na sua estratégia de adjudicação de contratos. (European Commission, 2012)
--	--	--

Quadro 13: exemplos de contratos públicos que exigiram critérios relativos à saúde humana e ao ambiente.

Os exemplos acima demonstram de que forma os produtos e serviços mais saudáveis podem ser integrados aos critérios exigidos pela autoridade adjudicante nas contratações públicas.¹²³ De forma análoga, a preservação da biodiversidade, ecossistemas e seus serviços poderá, no futuro, ser adotado com critério para as contratações públicas. Essas contratações, destarte, seriam indutoras de novos mercados, os quais levariam em consideração os serviços ecossistêmicos. Outro exemplo de contratação pública sustentável é o Decreto nº 53.047/2008 do Estado de São Paulo, Brasil, o qual “estabelece procedimentos para a aquisição de produtos e subprodutos de madeira de origem nativa pelo Governo do Estado de São Paulo.” O art. 9º, inciso I da referida norma estabelece os critérios que deverão ser observados na contratação de execução de obras ou prestação de serviços:

Artigo 9º - Os contratos que tenham por objeto a execução de obras ou a prestação de serviços de engenharia deverão conter, a partir de 1º de junho de 2009, cláusulas específicas que indiquem:

I - a obrigatoriedade de utilização de produtos ou subprodutos de madeira de origem exótica, ou de origem nativa, que tenham procedência legal;

Com isso, o Poder Público dá impulso (i) à criação de um mercado para madeiras exóticas e/ou certificadas e (ii) à utilização dessas madeiras extraídas legalmente, evitando, em consequência, (iii) o corte de espécies nativas protegidas. Esse importante passo nas compras públicas gera efeitos não apenas no Estado de São Paulo, mas principalmente na Amazônia, local de origem de grande parte da madeira consumida naquele estado. Percebe-se, com isso, o potencial que as compras públicas sustentáveis possuem para a proteção dos serviços ecossistêmicos. Entretanto, é absolutamente necessário que o conceito e a racionalidade de valoração desses serviços ingressem na lógica das compras públicas sustentáveis.

¹²³ Importante recordar que *alimentos biológicos* não são sinônimos de sustentabilidade ambiental. Exemplo disso é a importação por via aérea de frutas ‘bio’ de outros continentes: sua *pegada ecológica* é imensa e não pode ser desconsiderada nas contratações públicas sustentáveis.

As compras públicas sustentáveis são decorrência da implementação da Agenda 21, no tocante à mudança nos padrões de consumo. (ONU, 1995)¹²⁴ O Capítulo 4º dessa agenda chama a atenção para o fato de que “alguns economistas vêm questionando os conceitos tradicionais do crescimento econômico e sublinhando a importância de que se persigam objetivos econômicos que levem *plenamente em conta o valor dos recursos naturais*.” (Agenda 21, item 4.6 - grifou-se) Para o atingimento de um consumo sustentável, a Agenda 21 prevê a adoção das seguintes medidas: “(a) promover padrões de consumo e produção que reduzam as pressões ambientais e atendam às necessidades básicas da humanidade; (b) desenvolver uma melhor compreensão do papel do consumo e da forma de se implementar padrões de consumo mais sustentáveis.” Os serviços ecossistêmicos enquadram-se nessa perspectiva, uma vez que *desenvolver uma melhor compreensão do que vem a ser “consumo sustentável”* é uma medida que deve sempre orientar as compras públicas. Compreendendo a essencialidade da preservação da biodiversidade, ecossistemas e seus serviços, é possível a promoção de padrões de consumo e produção que reduzam as pressões sobre o ambiente.

No Brasil, a denominada *Lei de Licitações* (Lei 8.666/1993) foi alterada pela Lei nº 12.349/2010 a fim de incluir *a promoção do desenvolvimento nacional sustentável* enquanto objetivo das contratações realizadas pela administração pública.¹²⁵ O Decreto nº 7.746/2012, que veio a regulamentar o art. 3º da Lei de Licitações, enumera no seu art. 4º as diretrizes de sustentabilidade que orientam os contratos da administração pública federal:

Art. 4º São diretrizes de sustentabilidade, entre outras:

I – menor impacto sobre recursos naturais como flora, fauna, ar, solo e água;

II – preferência para materiais, tecnologias e matérias-primas de origem local;

III – maior eficiência na utilização de recursos naturais como água e energia;

IV – maior geração de empregos, preferencialmente com mão de obra local;

¹²⁴ A Agenda 21 menciona diretamente a importância dos governos na busca de padrões sustentáveis de consumo, conforme o disposto no item 4.23: “Os próprios Governos também desempenham um papel no consumo, especialmente nos países onde o setor público ocupa uma posição preponderante na economia, podendo exercer considerável influência tanto sobre as decisões empresariais como sobre as opiniões do público. Conseqüentemente, esses Governos devem examinar as políticas de aquisição de suas agências e departamentos de modo a aperfeiçoar, sempre que possível, o aspecto ecológico de suas políticas de aquisição, sem prejuízo dos princípios do comércio internacional.” [grifou-se]

¹²⁵ Lei nº 8.666/1993, art. 3º (alterado pela Lei 12.349/2010): “Art. 3º A licitação destina-se a garantir a observância do princípio constitucional da isonomia, a seleção da proposta mais vantajosa para a administração e a promoção do desenvolvimento nacional sustentável e será processada e julgada em estrita conformidade com os princípios básicos da legalidade, da impessoalidade, da moralidade, da igualdade, da publicidade, da probidade administrativa, da vinculação ao instrumento convocatório, do julgamento objetivo e dos que lhes são correlatos.” [grifou-se]

V – maior vida útil e menor custo de manutenção do bem e da obra;

VI – uso de inovações que reduzam a pressão sobre recursos naturais; e

VII – origem ambientalmente regular dos recursos naturais utilizados nos bens, serviços e obras.

Diante desse arcabouço normativo, Garcia e Ribeiro (2012) afirmam que, atualmente no Brasil, “a realização de um processo licitatório no qual o aspecto da sustentabilidade sequer é considerado ou ponderado estará em desconformidade com a ordem jurídica em vigor.” Não obstante esse entendimento, é lento o processo de adequação das compras públicas à sustentabilidade, considerando-se o potencial desse instrumento no País. O conceito de serviços ecossistêmicos pode representar um significativo avanço na implementação das licitações sustentáveis. O primeiro passo é *internalizar* a ideia nos órgãos públicos, eis que tal conceito é um completo desconhecido da maioria desses órgãos. Visto isso, nenhuma norma impede que os serviços ecossistêmicos sirvam de critério balizador para as compras públicas no Brasil, sendo possível, portanto, sua imediata implementação no País.

3.3.3 O licenciamento (autorização) ambiental de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras e o Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental (EIA-RIMA)

A finalidade ou os objetivos a atingir com o licenciamento ambiental, segundo Silva (2002) referem-se à prevenção e ao controle da poluição advinda de determinadas atividades mediante o estabelecimento de medidas destinadas a evitar reduzir emissões ou produção de resíduos. A exigência de uma avaliação prévia de impacto ambiental e de um procedimento administrativo de *licenciamento ambiental* de atividades poluidoras constituem desdobramentos práticos dos princípios da precaução e da prevenção. Esses dois instrumentos encontram-se presentes nas legislações da maioria dos países e são essenciais para viabilizar o *desenvolvimento sustentável*. A avaliação de impacto ambiental, enquanto instrumento nacional, consta expressamente no Princípio 17 da Declaração do Rio sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. De acordo com esse princípio, a avaliação de impacto ambiental deverá ser “efetuada para as atividades planejadas que possam vir a ter um impacto adverso significativo sobre o meio ambiente e estejam sujeitas à decisão de uma autoridade nacional competente.” (ONU, 1992) Já o licenciamento prévio para atividades efetiva ou potencialmente poluidoras constitui um instrumento do qual os órgãos ambientais dispõem para o controle dos impactos no planejamento, instalação e operação dessas atividades. Com efeito, Dias (2007) destaca que a doutrina é quase unânime em “considerar que o Direito constitucional e, sobretudo, o Direito administrativo, têm a posição de maior protagonismo

na tutela jurídica do ambiente.”¹²⁶ E, dentro do Direito administrativo do ambiente, o licenciamento e a avaliação de impactos ambientais figuram dentre os instrumentos mais relevantes. Logo, a inserção da estrutura dos serviços ecossistêmicos nos procedimentos de licenciamento ambiental, assim como a sua observância nas avaliações de impacto ambiental, pode significar um avanço na proteção dos ecossistemas e da biodiversidade.

No Brasil, a Lei nº 6.938/81, a qual instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente, prevê dentre seus instrumentos a *avaliação de impactos ambientais* (art. 9º, inciso III) e o *licenciamento e a revisão de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras* (art. 9º, inciso IV). Logo, a “construção, instalação, ampliação e funcionamento de estabelecimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais, efetiva ou potencialmente poluidores ou capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental *dependem de prévio licenciamento ambiental.*” (Lei 6.938/81, art. 10 – grifou-se) Já a Constituição Federal de 1988 dispõe no art. 225, §1º, inciso IV, que incumbe o Poder Público “exigir, na forma da lei, para instalação de obra ou atividade potencialmente causadora de significativa degradação do meio ambiente, estudo prévio de impacto ambiental, a que se dará publicidade.” A Resolução 01/86 do Conselho Nacional de Meio Ambiente traz uma lista exemplificativa das atividades que dependerão de elaboração de Estudo de Impacto Ambiental e respectivo Relatório de Impacto Ambiental (EIA-RIMA), no âmbito do licenciamento dessas atividades. Essa resolução também traz o conceito de *impacto ambiental* como sendo

(...) qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: (I) a saúde, a segurança e o bem-estar da população; (II) as atividades sociais e econômicas; (III) a biota; (IV) as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; (V) a qualidade dos recursos ambientais. (Resolução 01/86 do Conselho Nacional de Meio Ambiente, art. 1º)

A Resolução 237/97 do CONAMA é a norma que regulamenta as atividades sujeitas ao licenciamento ambiental no País, prevendo conceitos, procedimentos, bem como listando tais atividades. O *licenciamento ambiental*, de acordo com o art. 1º, inciso I dessa resolução, é o “procedimento administrativo pelo qual o órgão ambiental competente licencia a localização, instalação, ampliação e a operação de empreendimentos e atividades utilizadoras de recursos ambientais, consideradas efetiva ou potencialmente poluidoras ou daquelas que, sob qualquer forma, possam causar degradação ambiental, considerando as disposições legais e regulamentares e as normas técnicas aplicáveis ao caso.” A *licença ambiental*, na dicção do art. 1º, inciso II, é o “ato administrativo pelo qual o órgão ambiental competente, estabelece as condições, restrições e medidas de controle ambiental que deverão ser obedecidas pelo empreendedor, pessoa

¹²⁶ Dentre estes autores, Dias (2007) destaca a posição de Michel Prieur, *verbis*: “o Direito do Ambiente está principalmente relacionado com o Direito administrativo em razão da importância das regras de polícia e do papel do Estado na política do ambiente.”

física ou jurídica, para localizar, instalar, ampliar e operar empreendimentos ou atividades utilizadoras dos recursos ambientais consideradas efetiva ou potencialmente poluidoras ou aquelas que, sob qualquer forma, possam causar degradação ambiental.”

A Resolução CONAMA 237/97 faz uma importante distinção entre atividades efetiva ou potencialmente poluidoras e as atividades causadoras de significativo impacto ambiental. O licenciamento ambiental de empreendimentos e atividades consideradas efetiva ou potencialmente causadoras de significativa degradação do meio ambiente será precedido de um estudo prévio de impacto ambiental (art. 3º). Já as atividades e empreendimentos considerados efetivamente ou potencialmente poluidores (mas que não causam um impacto significativo no ambiente) dependerão apenas do prévio licenciamento ambiental para a sua localização, construção, instalação, ampliação, modificação e operação (art. 2º). Esses empreendimentos e atividades estão relacionados no anexo 1 da resolução, cabendo ao órgão ambiental definir os critérios de exigibilidade das atividades sujeitas ao licenciamento, considerados os riscos ambientais, o porte, as especificidades e outras características do empreendimento ou atividade (art. 2º, §2º).

Já em Portugal, Silva (2002) lembra “o regime do licenciamento ambiental tanto se aplica relativamente a uma instalação nova como a alteração da instalação pré-existente, nas quais se incluem as respectivas ampliação, alteração das características ou do funcionamento.” Segundo ainda Silva (2002), a decisão do licenciamento ambiental está subordinada a dois critérios:

1) de ordem formal. Pois cabe à autoridade administrativa verificar o cumprimento pelo requerente dos requisitos formais relativos ao pedido de licença (v.g. descrição de instalação, das fontes energéticas, da tecnologia utilizada) (...);

2) de ordem material. Já que cabe à autoridade administrativa verificar: se foram tomadas medidas preventivas de combate à poluição, se vai existir poluição relevante, se é evitada a produção de resíduos, se são utilizados critérios de eficiência energética, se ficam prevenidos os acidentes, se está salvaguardada a desactivação da instalação (...).

A inclusão do conceito de serviços ecossistêmicos nos processos de licenciamento ambiental é uma necessidade, vez que traz mais precisão para a norma protetiva. Ao determinar, no processo de licenciamento de obras e empreendimentos, quais os ecossistemas e suas funções que demandam atenção especial por parte do empreendedor, o órgão ambiental acrescentaria maior precisão das condicionantes previstas na *licença ambiental*. Em obras e empreendimentos considerados de significativo impacto ambiental e que necessitam de Estudo Prévio de Impacto, essa assertiva ganha maior relevo. O EIA-RIMA deveria trazer as informações acerca dos serviços ecossistêmicos que seriam impactados no caso de instalação da obra ou empreendimento. Portanto, os instrumentos do *licenciamento ambiental* e do Estudo de Impacto Ambiental e respectivo Relatório de Impacto Ambiental (EIA-RIMA), ganham em precisão com o conceito de serviços

ecossistêmicos, o que traria mais objetividade na preservação dos ecossistemas que proveem esses serviços.

A internalização da ideia de serviços ecossistêmicos no processo de licenciamento ambiental representaria, como visto, um expressivo avanço nesse instrumento. Infelizmente, o Brasil caminha em sentido contrário. É notório que, dentre as políticas ambientais que o País tem implementado desde os anos 1980, o licenciamento ambiental é uma das mais importantes. Não obstante isso, um projeto de lei que objetiva a “flexibilização” desse instrumento tem recebido crescente atenção no Congresso Nacional. Destarte, existe uma clara intenção do PL 3.729/2004¹²⁷ de liberação de obras e empreendimentos que, hoje, dependem de estudo de impacto ambiental ou de licenciamento ambiental.¹²⁸ Se aprovado, será mais um marco de retrocesso ambiental no País. Uma alteração legislativa para incluir o conceito de serviços ecossistêmicos e, assim, reforçar a proteção dos ecossistemas, não encontra eco na política brasileira atualmente. Nesse contexto, uma maior sensibilização dos órgãos ambientais e de Justiça pode auxiliar na internalização do conceito de serviços ecossistêmicos nos *procedimentos administrativos* de licenciamento ambiental.

No âmbito da União Europeia, o controle da poluição é regulamentado pela Diretiva 2010/75/UE, a qual “define as regras aplicáveis à prevenção e ao controlo integrados da poluição provenientes das actividades industriais.” (artigo 1º) Essa diretiva também define as regras que buscam evitar ou reduzir as emissões para o ar, a água e o solo, assim como evitar ou reduzir a produção de resíduos. A finalidade da Diretiva 2010/75 UE é, portanto, “alcançar um elevado nível de proteção do ambiente no seu todo.” (artigo 1º) Poluição é definida pelo artigo 3º, 1 da Diretiva 2010/75 UE como “a introdução directa ou indirecta, por acção humana, de substâncias, de vibrações, de calor ou de ruído no ar, na água ou no solo, susceptíveis de prejudicar a saúde humana ou a qualidade do ambiente e de causar deteriorações dos bens materiais ou deterioração ou entraves ao usufruto do ambiente ou a outras utilizações legítimas deste último.”

Para o atingimento de um elevado nível de proteção do ambiente é necessário, portanto, prevenir, reduzir e, sempre que possível, eliminar a poluição das atividades industriais.

¹²⁷ O Projeto de Lei (PL) nº 3.729, de 2004, do Deputado Luciano Zica e outros, dispõe sobre o licenciamento ambiental e regulamenta o inciso IV do § 1º do art. 225 da Constituição Federal, pelo qual se exige, na forma da lei, para instalação de obra ou atividade potencialmente causadora de significativa degradação do meio ambiente, estudo prévio de impacto ambiental.

¹²⁸ Como, por exemplo, as obras e empreendimentos previstos no art. 6º do PL 3.729/2004, a saber: “Art. 6º - Ficam dispensadas do licenciamento ambiental as seguintes atividades e empreendimentos:

I – agrossilvipastoris, em áreas consolidadas.

II – de pesquisa e serviços de caráter temporário, de execução de obras que não resultem em instalações permanentes, testes pré-operacionais, bem como aquelas que possibilitem a melhoria ambiental.

III – de melhoria ou reforço de sistemas de transmissão e distribuição de energia licenciados.

IV- as intervenções nas faixas de domínio das rodovias federais pavimentadas e em leitos naturais já implantadas que tenham como objetivo a execução da Política Nacional de Transportes, tais como: conservação, recuperação, restauração, melhoramentos, pavimentação, implantação ou substituição de obras de arte especiais e adequação da capacidade e segurança.

V- a execução de dragagens de manutenção e outras atividades destinadas à manutenção das condições operacionais pré-existent em hidrovias, portos organizados e instalações portuárias em operação.”

Nesse sentido, o enunciado 2 da Diretiva 2010/75 UE estabelece que “é necessário estabelecer um quadro geral para o controlo das principais actividades industriais que dê prioridade a uma intervenção a montante que garanta uma gestão cuidadosa dos recursos naturais (...)”¹²⁹ Com vistas à prevenção e ao controlo da poluição, a Diretiva 2010/75 UE dispõe no seu enunciado 5 que “as instalações só poderão funcionar se estiverem licenciadas”. Já o enunciado 44 da diretiva sob comento traz a justificativa para a adoção de uma normativa no âmbito da União Europeia, salientando que o atingimento de um elevado nível de proteção do ambiente e a melhoria da qualidade ambiental “não podem ser suficientemente realizados pelos Estados-Membros”, tendo em vista a “dimensão transfronteiriça da poluição provocada pelas atividades industriais.”

Diante de tal contexto normativo, o conceito de serviços ecossistêmicos pode contribuir sobretudo na tomada de decisões acerca do licenciamento ambiental de instalações na União Europeia enquanto um critério concreto. Com a adoção desse critério – manutenção dos serviços ecossistêmicos – o licenciamento de instalações em determinados locais poderia ser obstado ou até mesmo incentivado. Assim, o complexo normativo que trata da qualidade ambiental e do nível elevado de proteção do ambiente poderia se utilizar do conceito de serviços ecossistêmicos enquanto um critério comum. Um exemplo disso é a integração da Diretiva 2010/75 UE com a ideia de implantação de uma *infraestrutura verde* transfronteiriça na União Europeia (ver item 3.3.8.3).

Dias (2007), em um resgate histórico da implantação do regime europeu de avaliação de impacto ambiental em Portugal, lembra que

Para sublinhar a influência directa das Directivas comunitárias no regime nacional pode-se mencionar o facto de o nosso país ter sido alvo de acções de incumprimento instauradas pela Comissão Europeia em 1997, em virtude da demora da transposição da segunda daquelas directivas [Directiva 97/11/CE – n.a.], acções de incumprimento que justificaram as alterações intercalares ao regime nacional ocorridas nesse mesmo ano.

Importa ainda destacar que a Diretiva 2010/75 UE exige que, no licenciamento das atividades industriais, “as licenças deverão contemplar todas as medidas necessárias para alcançar um grau elevado de proteção do ambiente no seu todo (...)” Além disso, a licença deverá “incluir os valores-limite de emissão de substâncias poluentes, ou parâmetros ou medidas técnicas equivalentes, requisitos adequados à protecção dos solos e das águas subterrâneas e requisitos de controlo aplicáveis.” (Diretiva 2010/75 UE, 12)¹³⁰ Para tanto, as condicionantes para emissão da

¹²⁹ “(2) A fim de *prevenir, reduzir e, na medida do possível, eliminar a poluição decorrente das actividades industriais*, em conformidade com o *princípio do «poluidor-pagador»* e com o *princípio da prevenção da poluição*, é necessário estabelecer um quadro geral para o controlo das principais actividades industriais que dê prioridade a uma intervenção a montante que garanta uma gestão cuidadosa dos recursos naturais e que tenha em conta, sempre que necessário, a *situação económica e as especificidades do local em que a actividade industrial é desenvolvida.*” [grifou-se]

¹³⁰ “(12) As licenças deverão contemplar todas as medidas necessárias para alcançar um grau elevado de protecção do ambiente no seu todo e para assegurar que a instalação funcione de acordo com os princípios

licença deverão ter por base as *melhores técnicas disponíveis*. As melhores técnicas disponíveis são estabelecidas nos *documentos de referência sobre as melhores técnicas disponíveis* (MTD).¹³¹ Esses documentos de referência deverão, sempre que necessário, passar por atualizações. É de extrema importância que os Documentos de Referência MTD contemplem a manutenção dos serviços ecossistêmicos e a forma de fazê-lo. Desse modo, a manutenção dos serviços ecossistêmicos pode ser incluída dentre as condicionantes dos licenciamentos de atividades industriais na União Europeia. Sobre o tema, Silva (2002) adverte que, enquanto “a verificação dos critérios formais é predominantemente vinculada, a apreciação dos critérios materiais confere à autoridade administrativa uma maior margem de apreciação e de decisão.” Contudo, Silva (2002) assevera que essa margem de apreciação e de decisão deve se basear na adoção da melhor técnica disponível:

No âmbito destes poderes discricionários, é de realçar o estabelecimento de um parâmetro decisório, que tem vindo a assumir nos últimos tempos uma relevância especial no Direito do Ambiente, e que é o critério (preventivo da poluição) da ‘utilização das melhores técnicas disponíveis’ (...) Saber se uma dada empresa utiliza ou não as ‘melhores técnicas disponíveis’ é uma questão que envolve escolhas da responsabilidade da Administração (...) Em todos estes momentos da actuação administrativa nos deparamos com escolhas da Administração, que envolvem juízos técnicos e regras de bom-senso, que sendo discricionárias não são livres, antes correspondem à realização do Direito do caso concreto.”

É de extrema importância que os serviços ecossistêmicos sejam contemplados em uma norma da esfera comunitária (como no caso dos documentos de referência MTD, na União Europeia ou uma resolução do CONAMA, no Brasil). Do contrário, corre-se o risco da “guerra das exigências ambientais”. Ou seja, na disputa por novos empreendimentos, os estados federados (no caso do Brasil) diminuem as exigências ambientais para tornarem-se mais atrativo aos investidores. Essa é a grande crítica ao PL 3.729/2004 em tramitação no Congresso brasileiro, pois prevê a transferência da competência do licenciamento para os estados federados ou, até, para os

gerais que regem as obrigações básicas do operador. A licença deverá igualmente incluir os valores-limite de emissão de substâncias poluentes, ou parâmetros ou medidas técnicas equivalentes, requisitos adequados à protecção dos solos e das águas subterrâneas e requisitos de controlo aplicáveis. As condições de licenciamento deverão ser definidas com base nas melhores técnicas disponíveis.”

¹³¹ (13) A fim de determinar as *melhores técnicas disponíveis* e de limitar os desequilíbrios na União no que respeita ao nível das emissões provenientes das actividades industriais, deverão ser elaborados, revistos e, quando necessário, actualizados documentos de referência sobre as melhores técnicas disponíveis (a seguir designados «documentos de referência MTD»), através de um intercâmbio de informações com as partes interessadas, e os elementos essenciais dos documentos de referência MTD (a seguir designados «conclusões MTD») deverão ser aprovados pelo procedimento de comité. A este propósito, a Comissão deverá estabelecer, através do procedimento de comité, orientações sobre a recolha de dados, sobre a elaboração de documentos de referência MTD e sobre a garantia da sua qualidade. As conclusões MTD deverão constituir a referência para a definição das condições de licenciamento, podendo ser complementadas por outras fontes. A Comissão deverá providenciar para que a actualização dos documentos de referência MTD esteja concluída no prazo de oito anos após a publicação da versão anterior.

municípios. Sua aprovação levará à uma disputa por “quem exige menos proteção ambiental”, gerando perniciosos efeitos para o ambiente e significando um grande retrocesso das políticas ambientais no País.

3.3.4 Direito de propriedade

O direito de propriedade é o “direito mais amplo da pessoa em relação à coisa”, na medida em que confere ao seu titular as prerrogativas de *usar, gozar, dispor e de a reaver de quem a injustamente a possua*. (Venosa, 2012) A propriedade, na dicção do artigo 544 do Código Civil francês de 1804¹³², “est le droit de jouir et de disposer des biens matériels de la manière la plus absolue, pourvu qu’on n’en fasse pas un usage prohibé par les lois et par les règlements.” O Código Napoleônico, de forte concepção individualista sobre a propriedade, “caracterizou o surgimento do paradigma privado, em que a propriedade era vista como um direito absoluto de que o proprietário poderia usar, dispor e fruir da forma que bem entendesse.” (Gonçalves e Ceresér, 2013) Essa concepção de *propriedade absoluta* acabou por orientar o regime jurídico de vários países sobre a matéria¹³³, trazendo sérias implicações para o ambiente. Para Gonçalves e Ceresér (2013), a propriedade absoluta trouxe consequências negativas para o ambiente, “já que viabilizava a apropriação dos bens ambientais de forma desregrada e desenfreada, tudo com amparo legal de poderes conferidos ao proprietário.”

Não obstante as críticas ao direito de propriedade *absoluto*, ele ainda é peça chave no direito privado. E, sob a ideia de *propriedade privada* se estrutura o sistema capitalista de produção. O direito de propriedade é apontado como um dos institutos jurídicos que promoveram a degradação do ambiente por legitimar o proprietário a dispor livremente dos bens ambientais e, inclusive, a poluir. Conforme Benjamin (2015), “a crise ambiental dos últimos cem anos não deixa, até certo ponto, de ser também um dos subprodutos dos exageros do modelo anterior de domínio, em que, à míngua de determinações legais explícitas restritivas da exploração predatória e não sustentável dos recursos naturais, preconizava-se que ao proprietário tudo era permitido.” Ao narrar a história da destruição da Mata Atlântica no início do Século XX, Dean (1992) transcreve um trecho de Navarro de Andrade de 1915, no qual esse autor afirma que “obrigar um proprietário a conservar sua floresta, impedindo-o de explorá-la como lhe aprouver, é vexatório, violento e

¹³² “O Código Civil francês exerceu, durante muito tempo, uma função semiconstitucional, pois as estruturas jurídicas mais caras à sociedade burguesa estavam previstas e reguladas mais naquele código do que nas inúmeras constituições que a França teve.” (...) “nessas três esferas [família, propriedade e contrato], a função primária do Estado era proteger a propriedade privada, garantir a execução de contratos legalmente formados e assegurar a autonomia da família patriarcal” (FACCHINI NETO, 2013)

¹³³ No Brasil, o Código Napoleônico inspirou o artigo 524 do Código Civil de 1916 (revogado): “A lei assegura ao proprietário o Direito de usar, gozar e dispor da coisa e o Direito de reavê-la do poder de quem injustamente os possua.”

brutal.”¹³⁴ Esse trecho caracteriza bem a concepção de propriedade – e a sua relação com o ambiente – que foi adotada pelo Código Civil brasileiro de 1916.

Diante dos efeitos nocivos desse modelo absoluto de propriedade, a teoria geral do direito ambiental tem buscado adequar o direito de propriedade aos preceitos de preservação e uso sustentável dos recursos naturais. O princípio da *preponderância do interesse público sobre o interesse privado* é coronário disso, na medida em que a proteção do ambiente prevalece sobre a proteção da propriedade privada. No entanto é ainda muito recente o entendimento de que o ambiente constitui um *bem* especial e, por consequência, não pode se sujeitar ao *tradicional* instituto da propriedade privada. Lorenzetti (2011) sinaliza que

La historia jurídica de Occidente se ha construido sobre la base de la protección de la propiedad e la persona, lo que ha dejado una marca indeleble sobre numerosas investigaciones que han trasladado aquel modelo de tutela a un nuevo objeto: el ambiente. (...) Los bienes ambientales no son un mero supuesto de hecho pasivo de la norma, sino un sistema complejo y entramado que motiva sus propias regulaciones y órdenes clasificatorios.

Tratando da evolução histórica das normas protetivas do ambiente no Brasil, Leite e Ferreira (2010) destacam, que no período Colonial, as Ordenações do Reino contemplavam o ambiente como bem a ser protegido. Entretanto, essa proteção era ainda restrita, pois o “patrimônio natural era considerado como propriedade privada e apenas nessa condição resguardado.” (Leite e Ferreira, 2010) No período da transição do Império para a República, ainda preponderava o interesse privado sobre o público. Anote-se que, nesse momento histórico, não havia interesse público que justificasse a proteção do ambiente, excetuando os recursos naturais que eram usufruídos pela coletividade. O Código Civil promulgado em 1916 é caracterizado pela ênfase na propriedade privada absoluta, traço marcante de uma sociedade rural. Não obstante essa clara orientação patrimonialista do Direito brasileiro em meados do Século XX, as normas protetivas do ambiente que surgiram a partir da década de 1930 iniciam um processo de *relativização* do direito de propriedade.¹³⁵ ¹³⁶ Entretanto, somente a partir da Constituição Federal de 1988 – por inspiração da Constituição Portuguesa de 1976 – o Brasil positiva a *função social da propriedade* (art. 5º,

¹³⁴ Nessa época e mesmo antes, já haviam intensas discussões a respeito da obrigatoriedade da preservação das florestas em áreas privadas, a exemplo do preconizado por José Bonifácio de Andrade e Silva ainda em meados do séc. XIX.

¹³⁵ Dentre estas normas, merecem menção o Código Florestal de 1934, o Código Florestal de 1965, a Lei da Política Nacional de Meio Ambiente de 1981.

¹³⁶ Dean (1992) destaca que o Código Florestal de 1934 “(...) negava o direito absoluto de propriedade, proibindo, mesmo em propriedades privadas, o corte de árvores ao longo de cursos d’água, árvores que abrigavam espécies raras ou que protegiam mananciais. Aos proprietários vedava cortar mais de três quartos das árvores restantes em sua propriedade. As indústrias eram obrigadas a replantar árvores suficientes para manter suas operações. (...) Foi uma rejeição histórica do liberalismo e uma reversão para o controle estatal, abafado desde os primeiros dias do império, mas agora revivido sob a bandeira de um nacionalismo modernizante e tecnocrata.”

inciso XXIII). Ou seja, ao garantir o Direito de propriedade no inciso XXII, o art. 5º, inciso XXIII da Constituição Federal exige que a propriedade atenda sua função social.

Benjamin (2015) explica a mudança no regime da propriedade privada no Brasil trazida pela Constituição Federal de 1988:

A ecologização da Constituição, portanto, teve o intuito de, a um só tempo, instituir um regime de exploração limitada e condicionada (= sustentável) da propriedade e agregar à função social da propriedade, tanto urbana como rural, um forte e explícito componente ambiental. (...) Com novo perfil, o regime de propriedade passa do direito pleno de explorar, respeitado o direito dos vizinhos, para o direito de explorar, só e quando respeitados a saúde humana e processos e funções ecológicas essenciais.

Em consonância com o mandamento constitucional, o Código Civil Brasileiro de 2002 prevê em seu artigo 1.228 como será exercido o direito de propriedade no País:

Art. 1.228. O proprietário tem a faculdade de usar, gozar e dispor da coisa, e o direito de reavê-la do poder de quem quer que injustamente a possua ou detenha.

§ 1º O direito de propriedade deve ser exercido em consonância com as suas finalidades econômicas e sociais e de modo que sejam preservados, de conformidade com o estabelecido em lei especial, a flora, a fauna, as belezas naturais, o equilíbrio ecológico e o patrimônio histórico e artístico, bem como evitada a poluição do ar e das águas.

Observa-se na redação do parágrafo primeiro do art. 1.228 do Código Civil Brasileiro (Lei nº 10.406/2002) um claro avanço no sentido da sustentabilidade e em detrimento da noção do direito de propriedade absoluto. A lista de *bens comuns* (*common goods*) arrolada pelo §1º não é taxativa e, portanto, o Direito de propriedade deve ser exercido de modo que sejam preservados os elementos ambientais importantes para a consecução do direito fundamental ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, em conformidade com o mandamento constitucional. Quando da elaboração do Código Civil, o conceito de serviços ecossistêmicos ainda não havia sido recepcionado pelo Direito Brasileiro e, portanto, não constou no rol do §1º. Não obstante a falta de menção expressa, é possível concluir que o direito de propriedade deve ser exercido de modo que sejam preservados os serviços ecossistêmicos. Essa interpretação deve ficar clara e deve ser difundida entre os aplicadores da norma. E, em havendo conflito entre *quais serviços ecossistêmicos* manter, deve ser priorizado os serviços afetos aos bens comuns. Por exemplo, entre manter a produção agrícola (serviços de produção) e o ciclo hidrológico (serviço de suporte), este deverá prevalecer, pois atende as finalidades econômicas e sociais do Direito de propriedade, além das ambientais.

Venosa (2012) corrobora com essa posição ao afirmar que estão presentes na dicção do art. 1.228, §1º os “princípios afastados do individualismo histórico que não somente buscam coibir o uso abusivo da propriedade, como também procuram inseri-la no contexto de

utilização para o bem comum.”¹³⁷ Lôbo (2009) destaca que, para o Direito Civil brasileiro atual, “o patrimônio está a serviço da pessoa e não esta a serviço daquele.” Nesse sentido, completa o autor afirmando que “o meio ambiente é bem de uso comum do povo e prevalece sobre qualquer direito individual de propriedade, não podendo ser afastado até mesmo quando se deparar com exigências de desenvolvimento econômico (...)”. (Lôbo, 2009) Benjamin (2015) defende, com base no art. 225 da Constituição Federal, a existência de uma *função ecológica da propriedade* no sistema constitucional brasileiro. Com a finalidade de “se ressaltar as funções e processos ecológicos essenciais, que se encontram nas finalidades mais profundas do Direito Ambiental, é preferível referirmo-nos à função ‘ecológica’ da propriedade.” (Benjamin, 2015) Essa interessante abordagem se aproxima muito da noção de serviços ecossistêmicos. Poderíamos, hodiernamente, invocar a ideia de uma *função ecossistêmica da propriedade*, pela qual o Direito de propriedade deverá manter e restaurar a biodiversidade, os ecossistemas e seus serviços?

Aragão (2016c) ressalta que, no Direito Português, o direito de propriedade não é mais absoluto e o proprietário não mais possui a prerrogativa de *abusar* da coisa. A Suprema Corte Administrativa portuguesa já decidiu em casos envolvendo conflitos entre o ambiente e a propriedade privada que este direito “não é um direito absoluto e nada previne a lei de impor limites ao seu exercício.” No caso 403/2008, esta Corte salientou que a imposição de restrições de ordem ambiental ao direito de propriedade não fere a Constituição, bem como tais restrições estavam limitadas ao mínimo necessário para salvaguardar os outros direitos e interesses também constitucionalmente protegidos. De fato, afirma Aragão (2016c), que o Direito do Ambiente português “impõe obrigações tanto ao proprietário quanto ao usuário dos recursos naturais, seja público ou privado.”¹³⁸ Com efeito, isso decorre da Constituição Portuguesa de 1976, a qual prevê que:

*In Portugal, the right to private property is a fundamental right but is not included in the core catalogue of constitutional rights and freedoms. Property right is the last of the economic rights and duties, after the workers’ rights and the consumers’ rights. When describing the content and extent of the right, the Constitution does not go beyond the right to transmit it and to be compensated when it is lost for reasons of public interest. The option not to repeat the classical Latin description of property as *ius utendi, fruendi et abutendi* in the wording of the constitutional text is usually considered as an indicator of low constitutional priority and reflects a social rather than liberal conception of property.* (Aragão, 2016)

¹³⁷ Aqui o autor faz referência ao bem-estar da coletividade – e não aos *common goods*, bens comuns.

¹³⁸ Lembra ainda Aragão (2016c) que o proprietário que violar as restrições de ordem ambiental poderá responder administrativa e criminalmente: “There is even the possibility of criminal sanctions against the owner in case of intentional destruction of important natural values present in the property. In 2013 and 2014 two separated actions (administrative and criminal) were brought against a real estate developer for the intentional destruction of vegetation in a wetland in the south of Portugal, where he intended to build a touristic resort. He was condemned in both cases and obliged to restore the vegetation.”

Por outro lado, o Direito do Ambiente é considerado pela Constituição Portuguesa tanto um *direito* como um *dever* fundamental dos cidadãos: “(...) the environment is far more than a citizens’ right. It is also a constitutional duty. Ever since it was laid down in the Constitution in 1976, the environment has been understood as a fundamental duty of the citizens.” (Aragão, 2016b) Essa concepção de ambiente e de direito de propriedade está a orientar a elaboração das novas normas, as quais também já operam com o conceito de serviços ecossistêmicos, a exemplo da Lei 31/2014 (Lei da Política do Ordenamento do Território, Solos e Espaço Urbano). Aragão (2016b) destaca que essa norma trouxe “uma substancial mudança jurídica ao introduzir novas regras e critérios mais claros na relação entre propriedade e ambiente no que concerne ao solo”, criando direitos e deveres para proprietários do território nacional, tanto públicos quanto privados.

Locke, um dos teóricos que se dedicou a fundamentar o direito de propriedade no Século XVII, já tinha o cuidado de “apontar os limites deste direito de apropriação privativa dos recursos originalmente comuns.” (Ost, 1995) A propriedade privada, de acordo com Locke, deixaria de ser legítima quando se está diante do *esbanjamento*, ou seja, quando a utilização dos recursos ultrapassa o limite da necessidade. Nesse mesmo sentido, Locke (apud Ost, 1995) aponta que a fundamentação do direito de propriedade enseja que o restante dos recursos (que ainda não foram apropriados) “seja suficiente para os outros, em quantidade e qualidade.”

Importante notar que, diante dessas características e do que os serviços de suporte e de regulação não constituem nem bens públicos *strictu sensu*, nem bens privados, é possível relacioná-los com a noção de *Commons*. Como detalhado no Capítulo II, a economia caracteriza os serviços ecossistêmicos enquanto *bens livres* – especialmente os serviços de suporte¹³⁹ e de regulação¹⁴⁰ – em virtude de seu atributo de *não exclusividade*. Diante desse atributo, tais serviços mostram-se de difícil apropriação. Em consequência disso existe uma grande dificuldade na criação de mercados “puros” de serviços ecossistêmicos. Logo, a técnica jurídica de tornar o ambiente um *bem* e, conseqüentemente (também através de técnica jurídica), permitir que ele seja *apropriado*, é uma estratégia de difícil aplicação em relação a alguns serviços ecossistêmicos. Será, portanto, necessária pensar num *estatuto jurídico dos serviços ecossistêmicos* completamente diferente da atual concepção de *bens* (coisas, res) e propriedade privada.

No Direito brasileiro encontramos duas concepções de propriedade que contribuem para a formulação de um estatuto jurídico para os serviços ecossistêmicos. A primeira é o artigo 225 da Constituição Federal, o qual trata o meio ambiente enquanto *bem de uso comum do povo*. Essa ideia permite que se conceba os serviços ecossistêmicos enquanto bens não exclusivos. Se é certo que a ciclagem de nutrientes, a regulação do clima, o controle de doenças, o controle de

¹³⁹ Exemplos de serviços ecossistêmicos de suporte, conforme a AEM (2005): formação de solos; produção primária; ciclagem de nutrientes; processos ecológicos.

¹⁴⁰ Exemplos de serviços ecossistêmicos de regulação, conforme a AEM (2005): regulação do clima; controle de doenças; controle de enchentes e desastres naturais; purificação da água; purificação do ar; controle de erosão.

desastres naturais dentre outros tantos serviços ecossistêmicos, possuem valor, isso, por si só, não autoriza que o Direito atribua propriedade privada sobre eles. Por outro lado, a noção de *bem de uso comum do povo* ainda é muito recente para o Direito brasileiro. Um dos motivos é o caráter vago da expressão “bem de uso comum do povo”. Em resposta a isso, uma teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos, ao determinar quais são os bens e serviços a serem protegidos pela norma, poderia reforçar a precisão do artigo 225 da Constituição Federal Brasileira, contribuindo para a *densificação normativa* desse conceito.

Outra concepção que merece a atenção nessa altura é o tratamento jurídico dos recursos hídricos no Brasil. Destarte, a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433/97), ao dispor no art. 1º, inciso I, que “a água é um bem de domínio público” está retirando a possibilidade de apropriação privada desse recurso. Registre-se que a expressão “domínio público” se refere menos a um bem público dominical e mais a um bem de uso comum do povo gerido pelo Poder Público (através dos instrumentos previstos na PNRH). Já o art. 2º, inciso I, dispõe que é objetivo da PNRH “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos.” Ou seja, a água é um recurso não exclusivo, pois de domínio público, devendo ser preservado em quantidade e qualidade adequados às presentes e futuras gerações. Resgatando a ideia de Locke, o estatuto jurídico dos serviços ecossistêmicos deve garantir que eles sejam suficientes para os outros (presentes e futuras gerações), em quantidade e qualidade e sem esbanjamento.

Uma proposta de estatuto jurídico para os serviços ecossistêmicos que chama a atenção é a noção de *ambiente enquanto condomínio*. O projeto intitulado “Condomínio Terra”, idealizado pelo Instituto *Condomínio da Terra*, de Portugal, propõe tratar as “áreas comuns”¹⁴¹ do Planeta (atmosfera, hidrosfera, biosfera) enquanto um condomínio mundial:

A presente proposta alicerça-se, pois, na experiência jurídica, amplamente testada, da propriedade condominial, agora trabalhada à escala da Casa Comum da Humanidade. Por analogia, propomos que a soberania que cada Estado exerce dentro do seu território seja exercida, em simultâneo, sob a forma de soberania partilhada relativamente às partes insusceptíveis de divisão jurídica. Por isso, e dada a circulação incerta e global da Atmosfera, Hidrosfera e da Biodiversidade e os seus serviços, propõe-se a existência de um administrador de condomínio que contabilize e organize o seu uso. (Condomínio da Terra, 2009)

¹⁴¹ De acordo com a proposta, “embora a humanidade tenha dividido a superfície terrestre com linhas imaginárias de modo a poder exercer sobre elas a sua titularidade e soberania, a verdade é que o planeta comporta partes que não são passíveis de divisão jurídica – as partes comuns do planeta. (...) Os ecossistemas são os ‘motores’ das partes comuns, ou seja, são eles que as beneficiam e desenvolvem. Por exemplo, uma floresta, beneficia a Atmosfera, fazendo trocas gasosas de CO₂ por O₂, beneficia a Hidrosfera, aumentando a humidade do ar e potenciando o ciclo da água, protege o solo, beneficia a Biodiversidade pois é suporte de animais, plantas, fungos, etc...”

Uma solução baseada na analogia da propriedade privada – já que o condomínio do Direito Civil é copropriedade de coisas indivisas – não apresenta grande inovação enquanto estatuto jurídico para os serviços ecossistêmicos. O maior problema vislumbrado em relação a essa proposta é que seria muito difícil instituir um *administrador de condomínio* para os bens comuns. Além disso, os próprios bens comuns não possuem um estatuto jurídico, sendo atualmente considerados *res nullius* (e a proposta de condomínio não resolve esse ponto). Portanto, antes de empreender tão complexa tarefa de *gestão*, é necessário estabelecer um estatuto jurídico para os serviços ecossistêmicos.

A natureza dos serviços ecossistêmicos implica uma abordagem distinta: enquanto *serviços* oriundos das funções dos ecossistemas, os serviços ecossistêmicos distinguem-se de *recursos naturais* (que são bens *materiais* ou *tangíveis*). Diante dessa especialidade, sugere-se que os serviços ecossistêmicos sejam tratados enquanto *bens imateriais* ou *intangíveis*. Nesse sentido, sua apropriação poderia se dar de forma semelhante à propriedade industrial (registro de marcas e patente de inventos). No entanto, considerando sua característica de não exclusividade, nos parece mais adequado um sistema semelhante ao adotado na Convenção para a Proteção do Patrimônio Cultural¹⁴² e Natural¹⁴³ Mundial. Nesse sistema, a ONU, através da UNESCO, identifica os sítios e bens materiais de grande significado, natural ou cultural, para a humanidade. Podem, também, ser reconhecidos enquanto Patrimônio Mundial, *bens imateriais* merecedores de especial proteção. Diante da identificação, os Estados signatários comprometem-se a adotar medidas voltadas para proteger os bens inscritos na lista do Patrimônio Mundial.¹⁴⁴

¹⁴² Article 1. For the purposes of this Convention, the following shall be considered as "cultural heritage": monuments: architectural works, works of monumental sculpture and painting, elements or structures of an archaeological nature, inscriptions, cave dwellings and combinations of features, which are of outstanding universal value from the point of view of history, art or science; groups of buildings: groups of separate or connected buildings which, because of their architecture, their homogeneity or their place in the landscape, are of outstanding universal value from the point of view of history, art or science; sites: works of man or the combined works of nature and of man, and areas including archaeological sites which are of outstanding universal value from the historical, aesthetic, ethnological or anthropological points of view.

¹⁴³ Article 2. For the purposes of this Convention, the following shall be considered as "natural heritage": natural features consisting of physical and biological formations or groups of such formations, which are of outstanding universal value from the aesthetic or scientific point of view; geological and physiographical formations and precisely delineated areas which constitute the habitat of threatened species of animals and plants of outstanding universal value from the point of view of science or conservation; natural sites or precisely delineated natural areas of outstanding universal value from the point of view of science, conservation or natural beauty.

¹⁴⁴ Article 6. 1. Whilst fully respecting the sovereignty of the States on whose territory the cultural and natural heritage mentioned in Articles 1 and 2 is situated, and without prejudice to property rights provided by national legislation, the States Parties to this Convention recognize that such heritage constitutes a world heritage for whose protection it is the duty of the international community as a whole to cooperate. 2. The States Parties undertake, in accordance with the provisions of this Convention, to give their help in the identification, protection, conservation and preservation of the cultural and natural heritage referred to in paragraphs 2 and 4 of Article 11 if the States on whose territory it is situated so request. 3. Each State Party to this Convention undertakes not to take any deliberate measures which might damage directly or indirectly the cultural and natural heritage referred to in Articles 1 and 2 situated on the territory of other States Parties to this Convention.

Nesse sentido, concorda-se com Ost (1995) quando este autor afirma que o conceito de *patrimônio* se refere aos bens, mas também engendra uma ideia “de um estatuto, um papel, uma simbólica, que se transmite de geração para geração.” O modelo de *transmissão de um patrimônio comum*, proposto por Ost (1995) para o tratamento da natureza, tem por base os conceitos de *responsabilidade, de gerações futuras, de patrimônio e de humanidade*. A responsabilidade não diz respeito somente à responsabilidade pelos danos ao ambiente. Mais do que isso, refere-se à responsabilidade pelo cuidado de um patrimônio herdado dos ancestrais e legado aos descendentes. A ideia de humanidade reside exatamente nisso, pois ligada à ideia de patrimônio comum, “visa inscrever a transmissão numa linha virtualmente infinita, tanto do lado dos ancestrais como dos descendentes.” (Ost, 1995).

De acordo com a proposta de Ost (1995), a natureza – assim como o patrimônio histórico, artístico e o imaterial (línguas, por exemplo) – é “por excelência, um elemento essencial deste patrimônio comum – *common heritage*, dizem os ingleses – da humanidade.” Diante desse entendimento, serão necessárias “regras coercitivas de controle, de limitação e de gestão, com vista à ‘preservar a herança’ ameaçada pelas gerações prodigas.” Também serão necessárias regras de reparação e compensação dos danos a esse patrimônio. Além disso, acrescenta o autor, “é razoável que aceitemos uma forma de contribuição financeira, necessária à reabilitação dos recursos exageradamente consumidos ou alterados.” Assim, conclui o autor sobre a necessidade de elaboração de um estatuto jurídico para o ambiente:

Um estatuto para o meio, que confira uma forma jurídica ao conceito económico de ‘desenvolvimento sustentável’, isto é, que canalize os modos de produção e de consumo para vias que preservem as capacidades de regeneração dos recursos naturais, e, de forma mais geral, os ciclos, os processos e equilíbrios, locais e globais, que asseguram a reprodução do ser vivo. (...) Assim, o patrimônio inscreve-se, simultaneamente numa lógica pecuniária e numa racionalidade simbólica; ele surge simultaneamente alienável e fora do comércio, consoante o consideramos sob o ângulo do conteúdo ou do continente, do parcial ou do global. (Ost, 1995)

Com efeito, com a noção de serviços ecossistêmicos enquanto patrimônio – privado em algumas situações ou comum em outras – demandará regras claras sobre a utilização e preservação desses serviços. Alguns desses serviços, (como, por exemplo, os de provisão) admitem a apropriação privada, enquanto outros (como os de suporte e de regulação) devem ser considerados patrimônio imaterial comum da humanidade. A Diretiva 79/409/CEE sobre aves migratórias, por exemplo, trata as colônias dessas aves como *patrimônio comum da Comunidade Europeia*. Essa noção de patrimônio comum para determinados bens ambientais, destarte, não é nova. O novo aqui seria reforçar a precisão da noção de patrimônio *imaterial* comum da humanidade em relação aos serviços ecossistêmicos. Disso decorre a necessidade de instituição de mecanismos que assegurem a preservação desses serviços, a iniciar pela própria noção de propriedade. Nesse sentido, Ost (1995) complementa que o patrimônio “é como um nimbo, lançado em nome do interesse geral,

sobre bens e coisas, revelando ora da propriedade privada, ora do domínio público, ora da soberania nacional, ora do regime internacional.” Cabe ao Direito, portanto, criar e aprimorar as ferramentas adequadas para o tratamento dos serviços ecossistêmicos.

Aragão (2016c) propõe que o próprio “Sistema Terra”¹⁴⁵ seja considerado *um patrimônio natural intangível ameaçado* e, diante disso, admitido no Patrimônio da UNESCO. A autora sugere que a convenção da UNESCO pode ser utilizada para proteger o “Sistema Terra” (Earth System) por este encontrar-se severamente ameaçado pela poluição, sobreexploração dos recursos e degradação ambiental, o que “ameaçaria a capacidade dos ecossistemas em atender as funções vitais, não apenas para a humanidade, mas também para todas as outras espécies que igualmente dividem as mesmas necessidades ecológicas.” (Aragão, 2016) O “Sistema Terra”, portanto, “pode ser considerado como patrimônio natural mundial em decorrência de seu excepcional valor universal.” (Aragão, 2016c) E de fato, o “Sistema Terra” atende os dois critérios para a sua declaração enquanto *patrimônio comum da humanidade*, quais sejam:

1. *O patrimônio comum a ser protegido deve estar ameaçado;*¹⁴⁶
2. *A falta de condições (econômicas, científicas ou tecnológicas) para os Estados protegerem o patrimônio comum sozinhos, sem ajuda supranacional.*

Ainda que a noção original de *patrimônio comum da humanidade* adotada na Convenção da UNESCO de 1972 não contemple bens e serviços tão complexos quanto os serviços ecossistêmicos e o “Sistema Terra”, Aragão (2016c) explica que essa noção deve ser interpretada em conformidade com “modernos métodos científicos.”¹⁴⁷ Essa noção de *patrimônio comum da humanidade*, portanto, deve abranger a biodiversidade e os ecossistemas, os quais são parte fundamental do “Sistema Terra”. Mas esta interpretação de *patrimônio comum da humanidade* está de acordo com os estatutos da UNESCO? Aragão (2016c) sustenta que a UNESCO foi criada para promover a paz, mas a paz pretendida não está fundamentada apenas na organização política e econômica dos governos: o objetivo é atingir uma paz fundada na solidariedade moral e intelectual

¹⁴⁵ “The Earth System is a natural, material and overall system which can and should be regarded as an example of *sui generis* natural world heritage, with features common to the “serial properties” and to the “transnational properties.” (...) It is also a complex natural global system which can and should be regarded as an example of the combined natural world heritage, material and immaterial, in a similar way to mixed cultural heritage (material and immaterial cultural heritage). However, the vastness and complexity of the Earth System does not mean that it is not worthy of autonomous legal protection. Rather, precaution requires that legal mechanisms of protection of the Earth System as a whole are established and not just the punctual protection offered by a few isolated conventions protecting the climate or the ocean.” (Aragão, 2016c)

¹⁴⁶ De acordo com o sétimo parágrafo da Convenção: “In view of the magnitude and gravity of the new dangers threatening them, it is incumbent on the international community as a whole to participate in the protection of the cultural and natural heritage of outstanding universal value, by the granting of collective assistance which, although not taking the place of action by the state concerned, will serve as an efficient complement the reto.”

¹⁴⁷ “If the ultimate goal is that the system of protection established matches the reality of the world heritage in need of protection, then the UNESCO Convention must be subject to an actualistic and teleological interpretation.” (Aragão, 2016)

da humanidade. Reportando-se ao reconhecimento do trabalho do IPCC com o Prêmio Nobel da Paz em 2007, Aragão (2016) questiona: “há melhor exemplo que reflita “a solidariedade moral e intelectual da humanidade” que o “Sistema Terra”? Nesse sentido, comungamos do entendimento de que o Sistema Terra merece proteção no âmbito supra estatal enquanto *patrimônio imaterial comum da humanidade*, tendo em vista a desproporção das ameaças ecológicas e a capacidade reactiva dos Estados.

O problema dos bens públicos globais está, segundo Lavouras e Almeida (2009), na sua *definição* e no seu *financiamento*. Bens públicos globais seriam “aqueles cujos os benefícios se estendem a todos os países, indivíduos e gerações.” (Lavouras e Almeida, 2009) E, com esse sentido, “bens públicos globais existem desde o início dos tempos, como, por exemplo, a atmosfera, o espectro electromagnético da Terra ou o alto mar.” As autoras destacam, ainda, a dificuldade da provisão de bens públicos a um nível global:

Ao nível político, o problema prende-se com as discrepâncias entre as agendas políticas nacionais e as necessidades ao nível global. Compreende-se que, sendo os decisores políticos escrutinados nacionalmente, tenham alguma dificuldade em assumir claramente certas decisões motivadas por necessidades mais difusas do que o simples “interesse nacional”. O desafio será, então, o de encontrar convergências entre estes dois níveis. A sugestão deixada é começar por “internalizar as externalidades” geradas, agora a um nível internacional – se todos os países tiverem um elenco de externalidades que eles próprios causam e se comprometerem em assumir as suas responsabilidades é já um enorme progresso. (Lavouras e Almeida, 2009)

Importante sinalizar que o conceito de *patrimônio imaterial comum da humanidade* é compatível com a ideia de *Capital Natural*. A noção de *Capital Natural crítico* deixa isso ainda mais evidente, na medida em que essa modalidade de Capital Natural merece um esforço de proteção nacional e internacional, intra e intergeracional. Lant et al. (2008) invocam a *tragédia dos serviços ecossistêmicos*, em referência à alegoria de Hardin (‘A tragédia dos comuns’, de 1968) para argumentar que tais serviços estão sendo perdidos em virtude de sua característica de ‘bem comum’ (common pool resources). Os autores citam como exemplo de uso indiscriminado dos bens comuns o declínio dos cardumes de bacalhau e a emissão de gases de efeito estufa, no âmbito global e, no âmbito local, a perda de solos. Entretanto, como bem lembram os autores, desde 1968, os conceitos, ecológico e econômico, de Capital Natural e de serviços ecossistêmicos têm evoluído, modificando o debate acerca dos *common pool resources*.

Tanto Hardin (1968) como Lant et al. (2008) argumentam que o caráter de *bem não exclusivo* permite o comportamento *free rider* (caroneiro) de determinados agentes do mercado, os quais se beneficiariam dos serviços ecossistêmicos sem contribuir para sua disponibilidade no longo prazo. Nesse contexto, percebemos dois caminhos possíveis: a privatização dos bens comuns ou a elaboração de um estatuto jurídico para esses bens. Cientes de que, assim como a privatização do patrimônio comum da humanidade seria inviável, determinados serviços ecossistêmicos (suporte e regulação, por exemplo) também não podem ser submetidos à apropriação privada. Encontramos

várias justificativas para isso: valor incalculável desses serviços; sua importância transgeracional; as particularidades desses serviços; inutilidade de apropriação privada desses bens para a coletividade. Já outros serviços ecossistêmicos, tais como os de provisão e alguns culturais, podem se adequar ao instituto da propriedade privada (a exemplo de um parque de ecoturismo ou uma floresta privada para manejo sustentável de madeira).

No entanto, em relação aos serviços ecossistêmicos que não se adequam ao regime de propriedade privada, será necessário a instituição de um novo estatuto jurídico. Lembram os autores que, diferente da ‘tragédia do acesso livre aos bens comuns’ descrito na fábula de Hardin, que ocorre quando não existe um sistema de direito de propriedade que regule o acesso aos recursos, resultando assim no consumo excessivo desses, a ‘tragédia’ dos serviços ecossistêmicos é que eles são subprovidos. (Lant et al., 2008)

Lant et al. (2008) explicam essa situação nos EUA:

US common law evolved over time to disfavor leaving land in its wild, undeveloped state (...), meaning owners of lands and the accompanying diversity of ecosystems have little incentive to treat them as a fund of natural capital providing valuable ecosystem services. No counterbalancing doctrines have arisen to enable or require a property owner to protect or enhance the continued flow of essential services from ecosystems on their properties. This is the situation regardless of whether the ecosystem services are utilized locally, regionally, or globally.

A constatação é de que diminuição do fluxo de serviços ecossistêmicos resulta, segundo os autores, de uma “armadilha social.” Diante disso, questionam Lant et al. (2008), se os serviços ecossistêmicos são “recursos a serem gerenciados por instituições ou políticas distintas das que governam a propriedade privada?” Ou, ao contrário, percebemos os ecossistemas como “apenas uma parte da paisagem que foi dividida em parcelas de propriedade privada, cuja gestão e uso são determinados pelos seus proprietários?” Como visto, o estatuto da propriedade privada por si só é incapaz de garantir a provisão de serviços ecossistêmicos. Também a situação de *res nullius* não a garante. A falta de um estatuto para os serviços ecossistêmicos e instituições capazes de geri-los, leva a subprovisão desses serviços:

In a perverse positive externality dynamic, the nonexcludable, public-good nature of supporting, regulating, and some cultural and provisioning ecosystem services leads to their underprovision, and existing public institutions fail to make up the growing gap between what society needs and what is being provided. Property law, the backbone of common law, reinforces these market failures because, in advanced capitalist states, ecosystem services have no legal status; their status as common-pool resources is not recognized. (Lant et al., 2008)

Mas a concepção de propriedade pode evoluir para abranger os serviços ecossistêmicos. Nesse ponto, Lant et al. (2008) lembram que nada na *common law* é estático e o Direito de propriedade, em particular, “is recognized as always a work in progress, with new

knowledge and changed circumstances fueling judicial adjustments to applied principles.” Para afirmar isso, os autores consideram que o direito de propriedade estadunidense se baseia nas concepções do Século XIX, quando o País era dotado de recursos naturais abundantes. Agora, entretanto, o próprio papel dos serviços ecossistêmicos enquanto essencial para o bem-estar humano “is good reason to believe the common law of property will respond accordingly over time.” (Lant et al., 2008) De fato, os novos conhecimentos acerca dos serviços ecossistêmicos estão a ensejar essa mudança na concepção do direito de propriedade. Os tribunais estadunidenses, por exemplo, “quando informados dos serviços ecossistêmicos, estão mais dispostos a revisar os princípios previamente estabelecidos.”¹⁴⁸ (Lant et al., 2008)

À guisa de conclusão, o conceito de serviços ecossistêmicos ainda é novo para o Direito. Ao tomar conhecimento desse novo conceito, espera-se que as instituições empreendam esforços para a adequação dos institutos jurídicos contemporâneos, movimento que já pode ser observado nos tribunais. Os serviços ecossistêmicos que atualmente não possuem um estatuto jurídico deverão receber atenção nos próximos anos por parte da comunidade internacional, vez que os ecossistemas e suas funções não estão adstritos às fronteiras nacionais. Uma alternativa que afigura razoável, considerada suas particularidades, é a sua concepção enquanto *patrimônio imaterial comum da humanidade*. A gestão desse patrimônio imaterial comum da humanidade poderia se dar de forma análoga ao patrimônio gerido pela UNESCO.

3.3.5 Contratos

Contrato é o instrumento através do qual se assumem obrigações e adquirem direitos. Na sua acepção hodierna, o contrato pouco contribui para a preservação da biodiversidade, dos ecossistemas e seus serviços. Entretanto, com as novas aplicações e conformações dos contratos, uma nova leitura – a partir do conceito de serviços ecossistêmicos – poderia dar um direcionamento mais *verde* para esse importante instrumento. Com efeito, nos contratos empresariais e nos contratos de consumo, bem como nos contratos agrários, pode-se vislumbrar aplicações práticas na manutenção dos serviços ecossistêmicos. Há, ainda, uma novel modalidade que já está a utilizar o conceito de serviços ecossistêmicos: os contratos de PSE. Esse subcapítulo tem por escopo analisar, a partir do conceito de serviços ecossistêmicos, possíveis (novas) aplicações para os contratos de Direito Civil e Empresarial.

O primeiro princípio de Direito Civil a ser considerado aqui é a *liberdade de contratar*. Sob o prisma desse princípio é possível conceber contratos que versem, por exemplo,

¹⁴⁸ For example, a Rhode Island court recently prevented a developer from filling a marsh area on the ground that the marsh benefits other properties by filtering and cleaning runoff, and a Louisiana court ruled that a freshwater diversion project would further the public trust in navigable water resources by restoring coastal wetlands that mitigate storm surges (as discussed in Ruhl et al. 2007).

sobre *obrigação de fazer* (recuperar os ecossistemas, manter os serviços ecossistêmicos) ou *pagar* (pagar por serviços ecossistêmicos). Não podemos, contudo, olvidar os princípios da *função social do contrato* e da *supremacia do interesse público sobre o privado*. Diante desses princípios, os contratantes possuem liberdade para contratar, desde que não transijam sobre ou em detrimento dos direitos difusos. E, além disso, o objeto do contrato deve trazer algum benefício para a sociedade como um todo, seja por meio da circulação de riquezas, da geração de postos de trabalho ou mesmo através da preservação dos ecossistemas.

A seguir, analisar-se-á a aplicação do conceito de serviços ecossistêmicos nas diferentes modalidades de contratos.

3.3.5.1 Contratos Agrários

No Brasil o art. 92 da Lei 4.504/1964 (Estatuto da Terra) determina que a posse ou uso temporário da terra dependerão de contrato entre o proprietário e os que nela exercem atividade agropecuária, nas modalidades de arrendamento rural ou parceria agrícola. O proprietário deverá garantir ao arrendatário ou ao parceiro rural o uso e o gozo do imóvel, estabelecendo no contrato as limitações e condições para a exploração. Os contratos agrários – dos quais o arrendamento¹⁴⁹ e a parceria rural¹⁵⁰ são expoentes – se destinam a tutelar a exploração dos imóveis rurais. Assim, os contratos agrários podem ser definidos “como aqueles acordos de vontades que tenham por objeto a tutela da atividade agrária, isto é, todo negócio jurídico que regulamente exploração permanente ou temporária de imóvel rural com intuito de nele exercer atividade agrícola, pastoril ou mesmo extrativista.” (Gonçalves e Ceresér, 2013) É evidente, portanto, a importância econômica e social dos contratos agrários, considerando que mais áreas passam a ser cultivadas ou a servir para o pastoreio. Igualmente importante os desdobramentos ambientais desses contratos, na medida em que muitos ecossistemas se localizam no perímetro dessas áreas.

Com efeito, os serviços ecossistêmicos são relevantes para a própria exploração agropecuária do imóvel. Considerando que a preservação dos ecossistemas que prestam os serviços

¹⁴⁹ O contrato de arrendamento rural é definido no Brasil pelo art. 3º do Decreto 59.566/1966: “Art 3º Arrendamento rural é o contrato agrário pelo qual uma pessoa se obriga a ceder à outra, por tempo determinado ou não, o uso e gozo de imóvel rural, parte ou partes do mesmo, incluindo, ou não, outros bens, benfeitorias e ou facilidades, com o objetivo de nele ser exercida atividade de exploração agrícola, pecuária, agro-industrial, extrativa ou mista, mediante, certa retribuição ou aluguel, observados os limites percentuais da Lei.

¹⁵⁰ O contrato de parceria rural é definido no Brasil pelo art. 4º do Decreto 59.566/1966: “Parceria rural é o contrato agrário pelo qual uma pessoa se obriga a ceder à outra, por tempo determinado ou não, o uso específico de imóvel rural, de parte ou partes do mesmo, incluindo, ou não, benfeitorias, outros bens e ou facilidades, com o objetivo de nele ser exercida atividade de exploração agrícola, pecuária, agro-industrial, extrativa vegetal ou mista; e ou lhe entrega animais para cria, recria, invernagem, engorda ou extração de matérias primas de origem animal, mediante partilha de riscos do caso fortuito e da força maior do empreendimento rural, e dos frutos, produtos ou lucros havidos nas proporções que estipularem, observados os limites percentuais da lei (artigo 96, VI do Estatuto da Terra).”

ecossistêmicos é uma forma de proteger e valorizar o imóvel rural, Gonçalves e Ceresér (2013) ressalta que a função ambiental da propriedade rural “possui uma dupla função protetora, que vem sendo desprezada pelos operadores jurídicos e pelos proprietários”, pois

Essa dupla função protetora está configurada na ideia de que a função ambiental visa à proteção do meio ambiente e a proteção da própria propriedade. Nestes termos, o que se evidencia é a proteção do interesse difuso (coletivo, da sociedade), traduzindo-se na proteção do meio ambiente conjugado com a proteção do interesse individual do proprietário, que se opera na proteção da propriedade contra a perda de seu potencial produtivo devido a danos ambientais irreversíveis.

Dadas as questões econômicas relativas aos serviços ecossistêmicos (externalidades positivas ou negativas em caso de dano) e os desdobramentos jurídicos (reparação de danos, por exemplo), é legítima a preocupação dos contratantes acerca desse tema. Nos contratos de arrendamento e de parceria os contratantes podem estipular cláusulas relativas à preservação da biodiversidade, aos ecossistemas e seus serviços. Por exemplo: vedação do uso de agrotóxicos; preservação da biodiversidade e da paisagem; manutenção do fluxo de serviços ecossistêmicos hídricos; manutenção da floresta em pé; etc. A primeira hipótese é de extrema importância para o desenvolvimento de culturas agroecológicas, visto que determinadas certificações de produtos agroecológicos demandam um tempo mínimo sem a utilização de agrotóxicos na propriedade. Já a manutenção da biodiversidade ou paisagem natural tem efeitos importantes sobre aspectos econômicos como o turismo e a exploração de determinadas espécies. Não obstante essa potencialidade, Damasceno et al. (2017) lembra que a insegurança sobre os direitos propriedade “provoca conflitos pelo uso da terra, aumento do desmatamento e entraves para o desenvolvimento de mercados de arrendamento.”¹⁵¹ Nada obstará, entretanto, contratos de parceria rural ou de arrendamento nos quais fosse objeto áreas objeto de programas de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos onde os arrendatários e arrendadores repartissem os rendimentos. Importante recordar que a maior parte destes contratos contemplam cláusula nas quais o beneficiário assume obrigações de restauração de áreas degradadas – o que poderia ficar a cargo do arrendatário.

Assim, tanto nos contratos de arrendamento quanto de parceria rural seria possível estipular cláusulas de preservação da biodiversidade e ecossistemas, bem como a conservação dos serviços ecossistêmicos. Essas cláusulas podem ter como finalidade a manutenção dos ativos ambientais da propriedade e o condicionamento do uso do imóvel rural. O contrato poderá, inclusive, prever a rescisão diante do descumprimento dessas cláusulas, pois, ao degradar os

¹⁵¹ As autoras destacam que existe um mercado de arrendamento de terras subdesenvolvido no País: “O risco de desapropriação de terras para a reforma agrária contribui para o baixo número de contratos de arrendamento no Brasil (em torno de 3,3% das áreas agrícolas, enquanto que a média na Europa é de 33% e, nos EUA, 38%) (...) Devido à incerteza fundiária, proprietários rurais evitam contratos de arrendamento mesmo quando eles são vantajosos de um ponto de vista puramente econômico. Expandir o mercado de arrendamento poderia garantir o uso mais eficiente da terra, especialmente quando se consideram os altos índices de demanda por terra não relacionada à agricultura.” (Damasceno et al., 2017)

ecossistemas e a biodiversidade, o arrendatário ou parceiro estaria dilapidando o patrimônio natural. Destarte, a utilização de contratos agrários seria uma forma de implementação do conceito de serviços ecossistêmicos sem necessidade de aprovação de uma lei especial sobre o tema.

É possível citar exemplos de contratos agrários nos quais seria de grande utilidade o conceito de serviços ecossistêmicos. Nas propriedades rurais na região de Extrema (Estado de Minas Gerais), onde foram implementados os primeiros contratos de PSE no Brasil, as obrigações de conservação do solo poderiam se estender aos arrendatários e aos parceiros rurais. Outro exemplo é a pecuária de corte no Bioma Pampa, na região sul do Estado do Rio Grande do Sul, onde é possível a certificação de carne produzida em consonância com as diretrizes de preservação da biodiversidade (Alianza de los Pastizales, 2018).

3.3.5.2 Contratos bancários

O financiamento das atividades econômicas se dá, em grande parte, através de contratos bancários. Os bancos, tanto públicos como privados, ao financiar as atividades econômicas, podem estar viabilizando a degradação ambiental. Nesse contexto, os contratos bancários podem trazer uma grande contribuição para preservação da biodiversidade dos ecossistemas. Um dos grandes óbices a isso pode residir na incerteza acerca do que exatamente deve estar previsto em um contrato de concessão de crédito bancário. O conceito de serviços ecossistêmicos pode fornecer parâmetros para tornar os contratos bancários mais precisos na fixação de critérios para a concessão de financiamentos.

Desde 2008, a Resolução 3.545 do Banco Central do Brasil (2008) exige que, para a concessão de financiamento de atividades agropecuárias, as instituições financeiras deverão exigir as respectivas licenças ambientais. O Instituto Climate Policy Initiative estima que essa medida impediu o desmatamento de 2.700 km² na Amazônia, tendo em vista que “US\$ 1,4 bilhões em crédito rural não foram contraídos entre 2008 e 2011 devido às restrições impostas pela Resolução 3.545.” (Assunção et al., 2013) Logo, exigir condicionantes ambientais para o financiamento de atividades degradadoras da biodiversidade e dos ecossistemas é uma alternativa efetiva para a conservação dos serviços ecossistêmicos.

A responsabilidade dos bancos no financiamento do desmatamento na Amazônia foi arguida em algumas ações promovidas pelo IBAMA e pelo Ministério Público Federal. (IBAMA, 2016) No Estado do Pará, por exemplo, o MPF ajuizou ação contra o Banco do Brasil e contra o Banco da Amazônia por conceder financiamento à empresas e fazendeiros com irregularidades ambientais. (Estadão, 2011) Nessa ação, o MPF pede que os bancos realizem auditorias internas para apurar a extensão dos danos causados a partir dos financiamentos de atividades agropecuárias.

O Banco Mundial, desde os anos 1990, exige salvaguardas sociais e ambientais para a concessão de financiamentos, a fim de estes não afetem negativamente as pessoas e o ambiente. Mais recentemente, em 04 de agosto de 2016, o Banco Mundial aprovou “um novo Marco Ambiental e Social que aumenta a proteção às pessoas e ao meio ambiente nos projetos de investimento financiados pela instituição.” (World Bank, 2016) Dentre os temas revisados, a conservação da biodiversidade, os ecossistemas e seus serviços receberam papel de destaque no 6º Critério Ambiental e Social (6º Environmental and Social Standart – ESS6). (World Bank, 2016)

No ESS6 do Critério Ambiental e Social, o Banco Mundial estabelece exigências acerca da Conservação da Biodiversidade e Gestão Sustentável dos recursos naturais vivos. Com efeito, no 6º Critério Ambiental e Social o Banco Mundial reconhece a importância da conservação da biodiversidade e a essencialidade dos serviços ecossistêmicos:

ESS6 recognizes that protecting and conserving biodiversity and sustainably managing living natural resources are fundamental to sustainable development. Biodiversity is defined as the variability among living organisms from all sources including, inter alia, terrestrial, marine and other aquatic ecosystems and the ecological complexes of which they are a part; this includes diversity within species, between species, and of ecosystems. Biodiversity often underpins ecosystem services valued by humans. Impacts on biodiversity can therefore often adversely affect the delivery of ecosystem services. (World Bank, 2016)

Por conseguinte, a ESS6 reconhece “a importância de manter as principais funções ecológicas dos habitats, incluindo as florestas, e a biodiversidade que elas apoiam.” (World Bank, 2016) A conservação da biodiversidade, dos ecossistemas e seus serviços enquanto fundamento do critério ambiental para concessão de financiamentos do Banco Mundial evidencia o valor que os serviços ecossistêmicos têm recebido nos anos recentes.¹⁵² Isso também revela a responsabilidade das instituições financeiras em relação às consequências ambientais dos projetos que financiam. Exigir que tais projetos conservem a biodiversidade, os ecossistemas e os serviços ecossistêmicos é, antes de mais nada, a operacionalização do Princípio da Precaução. Mas também constitui uma medida de economia, visto que projetos que redundam em passivos ambientais podem significar uma pauperização das comunidades que dependem dos serviços ecossistêmicos. Não observar critérios ambientais, portanto, pode produzir um resultado oposto ao esperado nos financiamentos com o objetivo de enfrentamento da pobreza (o que, no caso do Banco Mundial, constitui um dos principais objetivos dos projetos financiados).

¹⁵² “The environmental and social risks and impacts which the Bank will take into account in its due diligence are project-related and include the following: (a) Environmental risks and impacts, including: (i) those identified in the World Bank Group Environmental, Health, and Safety Guidelines (EHSs); (ii) those related to community safety (including dam safety and safe use of pesticides); (iii) those related to climate change and other transboundary or global risks and impacts; (iv) any material threat to the protection, conservation, maintenance and restoration of natural habitats and biodiversity; and (v) those related to ecosystem services and the use of living natural resources, such as fisheries and forests; (...)” (World Bank, 2016) [grifou-se]

Uma das iniciativas mais relevantes dos anos recentes na seara ambiental são os Princípios do Equador (2013). De acordo com esses princípios, as instituições financeiras deverão observar critérios de sustentabilidade na concessão de financiamentos. Esses princípios constituem um referencial para o setor financeiro objetivando a identificação, avaliação e gerenciamento de riscos socioambientais relacionados aos projetos financiados. De acordo com o documento firmado pelas instituições financeiras:

Nós, as Instituições Financeiras Signatárias dos Princípios do Equador (...), adotamos os Princípios do Equador com o intuito de garantir que os Projetos que financiamos e assessoramos sejam desenvolvidos de forma socialmente responsável e que incorporem práticas seguras de gestão ambiental. Nós reconhecemos a importância das mudanças climáticas, da biodiversidade e dos Direitos humanos, e entendemos que os impactos negativos de projetos sobre os ecossistemas, as comunidades e o clima devem ser evitados sempre que possível. Se esses impactos forem inevitáveis, eles deverão ser minimizados, mitigados e/ou compensados.

Muito embora não faça referência explícita aos serviços ecossistêmicos, essa iniciativa tem um grande potencial para a promoção e preservação desses serviços. Fundamental, ainda, que as instituições financeiras incluam critérios de justiça ambiental relacionados aos serviços ecossistêmicos nas análises de concessão de crédito.

3.3.6 Responsabilidade Civil Ambiental

Um dos princípios que norteiam o Direito ambiental é o da *reparação integral do dano ao ambiente*. Através desse princípio, o ambiente deve ser restaurado ao *status quo ante*, ou seja, nas condições que se encontrava antes do dano. A indenização em dinheiro somente será exigida na impossibilidade da restauração do ambiente. No entanto, no caso de danos a ecossistemas que fornecem serviços ecossistêmicos, mesmo que seja possível a restauração ao estado anterior, o período no qual tais serviços deixaram de ser fornecidos deverá ser indenizado. Esse é o entendimento de recentes decisões do Tribunal de Justiça do Rio Grande do Sul.¹⁵³

¹⁵³ Estas decisões foram objeto de análise no artigo “The densification normative of the ecosystem services concept in Brazil: Analyses from legislation and jurisprudence.” (Altmann e Stanton, 2017). Conforme destacamos nesse artigo, “it was search in the jurisprudence for the judgements in which ecosystem services constitute the subject of the litigation. Only three cases were found in the Rio Grande do Sul State Court – TJ/RS, in which the Court imposed an indemnification for the lost ecosystem services. In this cases, the Court which gave grant the State Public Persecution (Ministério Público do Estado do Rio Grande do Sul – MP/RS) to condemn offenders to pay compensation for non-recoverable environmental damage, i.e., the ecosystem services they left that be provided as damage/ecosystem restoration. In fact, the decision of the Civil Appeal no. 70050318179, the Second Civil Chamber of TJ/RS, judgement on 30/04/2014, brought a new perception of ecosystem services to the jurisprudence of this Court (...).” (Altmann e Stanton, 2018) [grifou-se]

A Apelação Cível no. 70041232406, julgada em 12.09.2012 pela Segunda Câmara Cível do Tribunal de Justiça do Estado do Rio Grande do Sul negou provimento à apelação do Ministério Público do Estado do Rio Grande do Sul (MP/RS) que pretendia a reparação pecuniária por dano ambiental. (TJ/RS, 2012) No caso ocorrido em 2003 na Comarca de Osório/RS, o autor do dano converteu 10.951 metros quadrados de banhado em um lago artificial para criação de peixes e lazer familiar, sem licença ambiental. O MP/RS ajuizou Ação Civil Pública para a reparação do dano, pedindo, além da restauração do ecossistema, indenização pela “perda dos serviços ecológicos.” Em primeira instância, a indenização pelos serviços ecológicos foi afastada pelo juízo singular, pois a “sentença entendeu que estavam comprovados os danos, mas não admitiu a pena pecuniária porque não está comprovado que os danos tenham sido irreversíveis, o que se tornou incontroverso, entendendo o Ministério Público que são irreversíveis os danos coletivos decorrentes da privação do uso pela coletividade, o que caracteriza os lucros cessantes ambientais.” (TJ/RS, 2012) O juízo de primeiro grau, portanto, entendeu que a indenização pelos serviços ecossistêmicos equivaleria a uma indenização a título de *lucros cessantes ambientais*.

Na sua apelação ao Tribunal de Justiça do Rio Grande do Sul, o MP/RS alegou que “que o réu deve ser condenado também ao pagamento de indenização por lucros cessantes ambientais, uma vez que se constatou a privação do meio ambiente de seus processos naturais e, conseqüentemente, não foi permitido à comunidade usufruí-lo com os atributos da higidez e equilíbrio.” (TJ/RS, 2012) Para embasar as razões da apelação, o MP “refere que estão presentes os requisitos da responsabilidade objetiva, subsistindo não só o dever de recuperação da área degradada, mas também o de indenização pela parcela irreversível ou pelo período de espera até o cumprimento da obrigação.” (TJ/RS, 2012) O MP requereu o provimento do recurso objetivando que o réu fosse condenado ao pagamento de R\$ 2.228,50 (cerca de 490 euros) para fundos ambientais a título de indenização pelos serviços ecológicos perdidos.

A Desembargadora Relatora adotou o entendimento de comparar a indenização pelos serviços ecossistêmicos enquanto *lucros cessantes ambientais*. Não obstante, entendeu a relatora que, no caso, não foram comprovados os lucros cessantes, ou seja, esses não podem ser “hipotéticos, precisam ser demonstrados, porque aquilo que razoavelmente se deixou de lucrar pode ser provado, quanto mais não seja, por meio de comparação ao que se usufruiu em situação semelhante.” (TJ/RS, 2012) Assim, o Tribunal entendeu que não existiu prova de que a sociedade fora privada de usufruir dos serviços ecossistêmicos, pois “o valor empregado para medir os serviços ecológicos dos banhados utilizado no laudo do assistente técnico do autor é o apontado em artigo que não analisou dados brasileiros e não há mínima demonstração das razões pelas quais a realidade analisada foi transposta para o caso, sem qualquer verificação dos dados específicos da região.” (TJ/RS, 2012) Em outros termos, a metodologia utilizada no laudo técnico do MP para estimar as perdas relacionadas com os serviços ecossistêmicos foi desconsiderada pelo Tribunal. Além disso, a metodologia utilizada no laudo técnico adota o valor de mercado para estimar a recuperação, o que, segundo o Tribunal, “condiz com o conceito de danos emergentes, e não de

lucros cessantes”. (TJ/RS, 2012) A pretensão de indenização da parcela não recuperável da degradação ambiental – os serviços ecossistêmicos – acabou não sendo acolhida pelo Tribunal.

A decisão proferida na Apelação Cível no. 70050318179, também da Segunda Câmara Cível, julgada em 30.04.2014, trouxe uma nova percepção dos serviços ecossistêmicos para a jurisprudência do TJ/RS. O acórdão refere-se à Ação Civil Pública ajuizada pelo MP/RS visando “a responsabilização do apelante pelo corte, derrubada e danificação de árvores nativas, sem licença do órgão ambiental competente, em área de 9.000 m², localizada no município de Tramandaí.” (TJ/RS, 2014a) Além disso, o réu terraplanou a área, provocando uma alteração radical do ecossistema, conforme consta no Boletim de Ocorrência da Polícia Ambiental.

Na contestação, o réu argumentou que havia cortado apenas “vegetação rasteira sem valor ecológico (...), bem como que não era necessária autorização do órgão ambiental para tal fim.” (TJ/RS, 2014a) A sentença de primeiro grau reconheceu o dano ambiental e, dando parcial provimento ao pedido do MP/RS, condenou o réu a recuperar o dano. No entanto, a sentença não acatou o pedido do Ministério Público para condenar o réu ao pagamento de indenização das “perdas ecológicas transitórias decorrentes do tempo de recuperação *in natura* do meio ambiente lesado”. (TJ/RS, 2014a) Esse pedido se baseava na perda temporária dos serviços ecológicos, ou seja, no período compreendido entre o dano e a efetiva restauração do ecossistema degradado. O juiz singular entendeu, entretanto, que a recuperação *in natura* do dano seria o suficiente, não ensejando o caso qualquer indenização. De acordo com a sentença, “existe a possibilidade de recuperação da área, questão reconhecida pelo próprio autor, o que afasta a possibilidade de imediata condenação a pagamento de quantia certa.” (TJ/RS, 2014a) Percebe-se, nesse trecho da sentença, que o juiz desconsiderou qualquer hipótese de indenização pelos serviços ecossistêmicos, condenando o réu apenas na obrigação de fazer, ou seja, recuperar a área degradada.

A Relatora, opinou pelo provimento do apelo do MP/RS, no qual requer que além da restauração do ecossistema degradado, seja o réu condenado a indenizar o período que esse ecossistema deixará de prestar os serviços ecossistêmicos. No entendimento da Relatora, o dano ambiental deve ser reparado integralmente, “numa perspectiva que valorize as características e inter-relações essenciais dos sistemas ecológicos atingidos”. (TJ/RS, 2014a) Não obstante a posição pacífica da doutrina brasileira¹⁵⁴ de que a reparação do dano ambiental deve priorizar a restauração do ambiente lesado e de que a indenização somente deve ser aplicada enquanto última opção, nesse caso a Relatora reconheceu que o período necessário para a restauração dos serviços ecossistêmicos deve ser considerado para fins de reparação integral do dano ambiental.

¹⁵⁴ “Por força de uma hermenêutica teleológica e sistemática, deve-se interpretar este dispositivo, à luz da própria principiologia da Lei n° 6.938/81, referida nos arts. 2° e 4°, como atribuindo primazia à restauração natural, sendo a indenização uma medida cabível apenas quando impossível a recuperação *in natura*, ou quando se trata de danos extrapatrimoniais.” (Steigleder, 2011)

De acordo com o acórdão, “no caso em tela há um fator que não pode ser olvidado”, pois, mesmo tendo sido o réu condenado a obrigação de fazer, ou seja, recuperar o dano, o laudo técnico elaborado pelo Divisão de Assessoramento Técnico do MP/RS aponta que será necessário “um período mínimo de 3 anos para que a vegetação nativa suprimida pelo demandado alcance o estágio de regeneração em que se encontrava quando da supressão.” (TJ/RS, 2014a) Os serviços ecossistêmicos perdidos nesse período são a justificativa para uma indenização aparte da obrigação de fazer. Nas palavras da Relatora,

Nesse período, serviços ecológicos essenciais prestados pelos ecossistemas florestais, como controle da erosão, influência sobre o clima, abrigo de animais, dentre outros, sofrem prejuízos. Tratam-se de perdas transitórias, resultantes da impossibilidade de o ecossistema florestal lesado exercer suas funções e serviços ecológicos essenciais no período em que a medida primária da recuperação do ambiente lesado não for efetivamente implementada. E se estamos dispostos a reconhecer que em matéria de responsabilidade civil ambiental vige o princípio da recuperação integral do dano, tais perdas transitórias não podem ser desconsideradas. (TJ/RS, 2014a)

Na falta de norma brasileira expressa para embasar esse entendimento, a Relatora menciona a Diretiva 2004/35/CE, a qual prevê “a possibilidade de que sejam impostas ao causador do dano ambiental medidas de reparação cujo custo seja equivalente ao valor monetário estimado dos recursos naturais ou serviços ecológicos perdidos.” (Europa, 2004) A Diretiva define *danos* como sendo “a alteração adversa mensurável, de um recurso natural ou a deterioração mensurável do serviço de um recurso natural, quer ocorram diretamente ou indiretamente.” (Europa, 2004) Conquanto a Diretiva mencionada não utilize a terminologia *serviços ecossistêmicos*, noção análoga está expressa no conceito de *serviços de recursos naturais*: “funções desempenhadas por um recurso natural em benefício de outro recurso natural ou do público.” (Europa, 2004)

No estabelecimento do valor da indenização, mesmo reconhecendo a dificuldade de se atribuir valor econômico aos serviços ecológicos, a Relatora acatou o parecer da DAT/MP/RS, a qual aplicou o modelo de valoração econômica do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais – IBAMA (2002). De acordo com o voto, o parecer técnico chegou ao valor de R\$16.196,25 (cerca de 3.600 euros) “como valor econômico correspondente aos serviços ecológicos perdidos e não passíveis de recuperação.” (TJ/RS, 2014a) Na parte dispositiva do voto, a relatora acolhe o apelo do Ministério Público para “julgar totalmente procedente a presente ação civil pública, devendo o réu reparar o ambiente lesado nos termos já definidos em sentença, bem como indenizar as perdas ecológicas transitórias decorrentes do tempo de recuperação in natura do meio ambiente lesado.” (TJ/RS, 2014a) Esse entendimento – obrigação do causador do dano de indenizar o período de tempo no qual o ecossistema deixou de prestar os serviços ecossistêmicos – constitui verdadeiro avanço no tocante à responsabilidade civil ambiental.

Também julgado na data de 30.04.2014, a Apelação Cível 70053667705, da Segunda Câmara Cível do TJ/RS, na qual o réu Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra –

MST foi condenado a reparar o dano ambiental *in natura* e a indenizar a parcela não recuperável desse dano, ou seja, os serviços ecossistêmicos perdidos no período. (TJ/RS, 2014b) Na inicial da Ação Civil Pública, o MP/RS narra que em 12.04.2011, no Município de Almirante Tamandaré do Sul, membros do MST cortaram a vegetação nativa em estágio inicial e médio de regeneração, em área de preservação permanente, além de depositar e queimar lixo doméstico. Nessa ação, o MP/RS busca apenas a indenização pela parcela dos danos ambientais não recuperáveis, tendo em vista que a restauração *in natura* do ambiente foi objeto de inquérito civil próprio. A sentença de primeiro grau julgou totalmente procedente o pedido. A Relatora Desembargadora Lúcia de Fátima Cerveira destaca que “a presente ação civil pública foi manejada com o intento de responsabilizar os demandados pelos danos ambientais que não podem ser recuperados *in natura*” (...) e, portanto, o MP/RS busca “uma indenização pecuniária pelo passivo ambiental, ou seja, de compensação ambiental pelas perdas irreparáveis ao ambiente degradado.” (TJ/RS, 2014b)

Merece destaque o fato que, diferente da Apelação Cível no. 70050318179 (TJ/RS, 2014a), julgada na mesma sessão e comentada acima, na qual o MP/RS requereu a condenação do réu a recuperar o dano *in natura* e mais a indenização pelos serviços ecossistêmicos perdidos, nesta sob comento o MP/RS requer apenas a indenização pelos serviços que deixaram de ser prestados durante o período que durou o dano e a efetiva restauração do ecossistema danificado. (TJ/RS, 2014b) O Tribunal entendeu necessária a manutenção da sentença condenatória, vez que para a reparação integral do dano, “numa perspectiva que valorize as características e inter-relações essenciais dos sistemas ecológicos atingidos”, devem ser indenizados os serviços ecossistêmicos. (TJ/RS, 2014b)

Segundo a Relatora:

*Consta dos autos parecer técnico emitido por biólogo da Unidade de Assessoramento Ambiental do Ministério Público (fls. 27-29) em que são mencionados serviços ecológicos essenciais prestados pelos ecossistemas florestais, como controle da erosão, influência sobre o clima, abrigo de animais, dentre outros. No caso em tela, considerando o tempo necessário para que o ambiente degradado alcance o estágio em que se encontrava quando da degradação, mesmo mediante implantação de projeto de recuperação, (tempo esse estimado no parecer técnico da fls. 27-29 em duas décadas), é evidente a ocorrência de um passivo ambiental, sujeito à compensação, já que não abrangido pela recuperação *in natura*. (TJ/RS, 2014b)*

Como explica a Relatora, “tratam-se de perdas transitórias, resultantes da impossibilidade de o ecossistema florestal lesado exercer suas funções e serviços ecológicos essenciais no período em que a medida primária da recuperação do ambiente degradado não for efetivamente implementada.” (TJ/RS, 2014b) O entendimento de que, diante do princípio da reparação integral do dano ambiental, a perda dos serviços ecossistêmicos por vários anos não pode ser desconsiderada, levou a Segunda Câmara a acolher o voto da Relatora, negando provimento ao apelo do réu de forma unânime. A indenização pelos serviços ecossistêmicos perdidos, na

concepção da Relatora, serviria como “reparação na forma de compensação pelo passivo ambiental gerado.” (TJ/RS, 2014b) A Relatora entendeu, ainda, “que o valor fixado a título condenatório é inclusive modesto, considerando o valor ecológico dos serviços ecossistêmicos afetados pela degradação gerada pelos demandados.” (TJ/RS, 2014b) Tudo isso evidencia que o conceito de serviços ecossistêmicos serviu como fundamento para a reparação integral do dano ambiental, no que tange à parcela não recuperável do dano.

No mesmo sentido da decisão acima, o julgamento da Apelação Cível no. 70065534364, ocorrido em 26.08.2015, a Quarta Câmara Cível do TJ/RS considerou que os serviços ecológicos fundamentam a indenização da parcela não recuperável do dano ambiental. (TJ/RS, 2015) De acordo com os autos da Ação Civil Pública, o réu construiu um açude de 250m² no curso de um córrego, em área de preservação permanente, o que acarretou mudanças no ecossistema durante dez anos. O laudo técnico, elaborado pela Divisão de Assessoramento Técnico do MP/RS informa no processo que a modificação da drenagem natural, além de acarretar diversos danos à biota, modifica o sistema de vazão do córrego, afetando os “serviços ecológicos”. Na valoração da parcela não recuperável do dano, o Tribunal considerou o laudo técnico elaborado pelo MP/RS, em particular no seguinte trecho destacado no acórdão:

(...) considerando a área de preservação permanente degradada como 250m², um período estimado de dez anos (entre o período da degradação ambiental e a recuperação da área degradada, possibilitando o restabelecimento da prestação dos serviços ecológicos do ambiente), obtém-se como valor econômico de referência, na hipótese de indenização por parcela não recuperável da degradação ambiental, o valor de R\$ 1.229,20 (...). (TJ/RS, 2015)

A Ação Civil Pública foi julgada procedente em primeiro grau e confirmada pelo TJ/RS. O réu foi condenado a recuperar o dano, assim como pagar o valor de R\$1.229,20 (273 euros) como indenização pelos “serviços ecológicos” que o ecossistema deixou de oferecer no período de restauração (dez anos, de acordo com a estimativa do MP/RS). (TJ/RS, 2015)

Importante, ainda, ressaltar que a responsabilidade civil ambiental é *objetiva*. E, em relação aos danos perpetrados contra a biodiversidade, os ecossistemas e seus serviços, a responsabilidade objetiva funda-se na *teoria do risco integral*, não sendo admitidas as excludentes de responsabilidade. Acerca da responsabilidade objetiva com base no risco, Barbosa (2018) esclarece que:

A responsabilidade deixa, nesta perspectiva, de ser entendida exclusivamente do ponto de vista dogmático, mas ser compreendida do ponto de vista ético-axiológico. A própria ação, de onde se parte, deve ser vista como uma categoria onto-axiológica o que, no diálogo com a pressuposição do risco, nos permite inverter alguns dos aspectos tradicionais do problema. Assim, e desde logo, podemos afirmar que o filão fundamentador da imputação objetiva não pode deixar de se encontrar numa esfera de risco que se assume. Não basta

contemplar a esfera de risco assumida pelo agente de uma forma atomística, desenraizada da tessitura antropológico-social e mundanal em que ele está inserido.

Disso decorre que o conceito de serviços ecossistêmicos pode trazer mais precisão e eficácia ao princípio da *reparação integral do ambiente* nos casos envolvendo responsabilidade civil por dano ambiental. Com isso, será possível internalizar os custos do dano ambiental que, caso não fossem considerados os serviços ecossistêmicos perdidos, seriam suportados pela sociedade. Um exemplo disso é o grave dano ambiental no Rio Doce, provocado pelo rompimento da barragem de rejeitos da mineradora Sanmarco S/A, no município de Marina (Estado de Minas Gerais). Como consequência desse dano, milhares de pessoas ficaram sem água potável, pescadores sem trabalho e populações inteiras foram privadas do uso recreativo do Rio Doce. Ou seja, o fluxo de importantes serviços ecossistêmicos foi obstado por um longo período de tempo. Disso surge a questão: é justo que as pessoas sejam indenizadas pelos danos aos serviços ecossistêmicos dos quais dependem?

3.3.7 Direito Internacional

O conceito de serviços ecossistêmicos, no que respeita às implicações transfronteiriças desses serviços, pode ter aplicações no Direito Internacional, tanto público quanto privado. Em relação ao Direito internacional privado, o conceito de serviços ecossistêmicos pode ser utilizado em contratos de comércio internacional de produtos e serviços da biodiversidade. Além disso, certificações que atestam que determinados produtos foram obtidos sem a degradação dos ecossistemas e seus serviços poderiam ser utilizadas em larga escala no comércio internacional. Um interessante exemplo disso é a certificação do café de sombra na América Central, tema abordado no Capítulo II. Outra iniciativa recente, baseada no conceito de serviços ecossistêmicos é a certificação da carne obtida a partir do gado criado em campos nativos do bioma Pampa. A iniciativa Alianza del Pastizal (2018) preconiza o manejo adequado do campo nativo para a produção de gado de corte ou leiteiro permite a preservação da biodiversidade, mantendo assim os serviços ecossistêmicos brindados por esse ecossistema.¹⁵⁵ A carne exportada recebe um selo que garante que o produto foi obtido sem prejuízo aos serviços ecossistêmicos. *Contrario sensu*, produtos resultantes da destruição de ecossistemas deveriam ser barrados no âmbito do comércio internacional por empresas e governos. Esta barreira, no entanto, não deve entendida pela OMC

¹⁵⁵ “Los Pastizales del Cono Sur de Sudamérica constituyen uno de los pocos ecosistemas de praderas y sabanas templadas del mundo, y son reconocidos como una prioridad de conservación en el Neotrópico. Conocidos también como “pampas”, abarcan una superficie aproximada de 1 millón de kilómetros cuadrados, compartidos por cuatro países que integran el tratado del Mercosur: Paraguay, Uruguay, Brasil y la Argentina. Estos pastizales del Cono Sur sudamericano comprenden en realidad 4 ecorregiones (WWF 2001): (a) “Pampa Semiárida”, (b) “Pampa Húmeda”, (c) “Sabana Mesopotámica” (d) “Sabana Uruguayense” (que en Brasil suelen llamarse “Campos Sulinos”). Estas ecorregiones no respetan límites políticos y están estrechamente relacionadas en términos biogeográficos, económicos y sociales. La mayor proporción de los pastizales se encuentra en la Argentina (60%), con Uruguay y Brasil compartiendo proporciones similares (18% y 18% respectivamente) y el remanente 4% corresponde al Paraguay.” (Alianza del Pastizales, 2018)

como uma *barreira não-tarifária*.¹⁵⁶ Esse entendimento pode ter como base os alertas da AEM (2005), para além dos argumentos baseados no CITIES. Além disso, no âmbito do GATT o princípio da transparência pode ser um grande aliado na preservação dos serviços ecossistêmicos, vez que os Estados membros da OMC podem exigir informações acerca das medidas tomadas para a preservação da biodiversidade e dos ecossistemas nos produtos e serviços (financeiros, por exemplo, como se verá no item 3.3.5.2). Sobre o princípio da transparência, leciona Cunha (2016):

Transparência pode significar uma garantia, para cada um dos membros da OMC, do acesso à informação relevante, em matéria de políticas comerciais (lato sensu) dos seus parceiros nessa organização internacional. Veja-se o que está previsto no art. 10º do GATT. Aplicam-se então aos membros da OMC regras que procuram assegurar a “transparência” das medidas de política comercial adoptados por vários Estados, unilateral ou multilateralmente. (...) a OMC tem por incumbência fiscalizar a actuação dos países membros desta organização nessa matéria (e também estes se “vigiam” uns aos outros).

No entanto, regulamentações e restrições ao comércio internacional podem caracterizar, no âmbito do GATT, “proteccionismo regulamentar.” Cunha (2010) explica que, de acordo com o GATT, “poderia considerar-se proteccionismo todas as medidas que discriminem importações.” Mas, por outro lado, não pode ser considerada protecionista – defende Cunha (2010) – as medidas que afetem o bem-estar mundial. Segundo esse entendimento, “normas restritivas do comércio que se revelem as (relativamente) mais eficazes no combate a uma falha de mercado (externalidade ou outra) podem ser consideradas não protecionistas.” (Cunha, 2010)

Em se tratando de Direito internacional público, muito embora não exista um tratado internacional específico sobre a proteção dos serviços ecossistêmicos, tanto a Convenção Sobre Diversidade Biológica como a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança no Clima¹⁵⁷ já demonstram preocupação com a proteção dos ecossistemas e o reflexo de sua degradação no bem-estar humano. Um dos instrumentos elaborados para a mitigação dos efeitos da mudança no clima que se utiliza do conceito dos serviços é o denominado REDD+ (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation). O REDD+ foi criado no âmbito da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança no Clima para “recompensar financeiramente países em desenvolvimento por seus resultados relacionados às atividades de: (i)

¹⁵⁶ Nesse sentido, ver o caso ‘Índia, Malásia, Paquistão e Tailândia *versus* EUA’ na OMC, a respeito das barreiras a respeito da importação de camarão desses países. A OMC entendeu que a restrição imposta pelos EUA à importação de camarão com base em motivos ambientais não deveria ser considerada “barreira não-tarifária”. (World Trade Organization, 1998)

¹⁵⁷ De acordo com o artigo 1º, §1 da Convenção, “Efeitos negativos da mudança do clima significa as mudanças no meio ambiente físico ou biota resultantes da mudança do clima que tenham efeitos deletérios significativos sobre a *composição, resiliência ou produtividade de ecossistemas naturais e administrados*, sobre o funcionamento de sistemas socioeconômicos ou sobre a saúde e o bem-estar humanos.” (grifou-se) Disponível http://www.onu.org.br/rio20/img/2012/01/convencao_clima.pdf Acesso 29 maio 2017.

redução de emissões provenientes de desmatamento; (ii) redução das emissões provenientes de degradação florestal; (iii) conservação dos estoques de carbono florestal; (iv) manejo sustentável de florestas; e (v) aumento dos estoques de carbono florestal.” Essa estratégia foi negociada durante dez anos pelos países membros da UNFCCC. No sistema do REDD+, os países em desenvolvimento que comprovarem suas reduções de emissões de GEE ou o aumento dos estoques de carbono receberão pagamentos de fundos internacionais condicionados aos resultados apresentados. (Ministério do Meio Ambiente do Brasil, 2017a)

De acordo com o Ministério do Meio Ambiente do Brasil (2017b), a estratégia parte do pressuposto que a floresta provê vários serviços ecossistêmicos, contribuindo, assim, para a mitigação e adaptação aos efeitos da mudança no clima:

REDD+ foi criado no âmbito da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC) para incentivar países em desenvolvimento a conservar e a recuperar suas florestas. A conservação e recuperação de florestas traz benefícios para a mitigação e adaptação à mudança clima, frente a seus efeitos adversos, ao mesmo tempo em que proporcionam benefícios para a conservação da biodiversidade e oferece serviços ecossistêmicos para os povos que vivem na floresta, e também para as populações que vivem nos centros urbanos, como a regulação do clima.

A ideia central do REDD+ é a transferência de recursos financeiros para países com grandes áreas florestadas, principalmente os países tropicais. Isso leva em consideração que as florestas tropicais possuem maior biocapacidade para absorver e reter gases de efeito estufa (GEE), além de abrigarem maior biodiversidade. Em sua estratégia para descarbonização, o Governo dos Estados Unidos da América reconhece que a mudança do clima irá reduzir o crescimento econômico a longo prazo e ameaçar a segurança nacional. Dentre os efeitos negativos relacionados com a mudança no clima estão “more frequent and severe heat waves, droughts, floods and extreme weather events, degraded air quality, changing rainfall patterns, and disrupted ecosystems, all of which pose risks to human health and welfare.” (USA, 2016) O bem-estar humano está, portanto, no centro das preocupações com a mudança no clima. E os ecossistemas florestais fazem parte das soluções propostas, em particular na estratégia de REDD+. Embora o Acordo de Paris tenha recebido o REDD+ enquanto uma de suas principais estratégias, algumas dificuldades ainda impedem sua implementação no âmbito internacional.¹⁵⁸

¹⁵⁸ “The risk of emissions leakage is highest in commodity markets with a high degree of international trade, such as certain manufacturing, agricultural, and forestry products. In the land sector, international cooperation under the UNFCCC Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD+) framework is already helping to ensure that reductions in unsustainable logging in one country are not negated by increased logging elsewhere. More work remains to put in place domestic policies consistent with the international REDD+ framework in countries around the world, and additional policies will be required for activities that do not result in deforestation but that impact agriculture and forestry products.” [USA, 2016]

De fato, como recorda Gomes (2014), a “tutela ambiental, nas suas diversas vertentes e cada vez mais num contexto de luta contra os efeitos do aquecimento global, afirma-se como um desígnio internacional, fortemente dependente da cooperação entre os Estados e reflexo de novos valores de solidariedade, inter e intrageracional.” Acredita-se, diante desse contexto, que o conceito de serviços ecossistêmicos desempenhará importante papel no Direito Internacional.

3.3.8 Novos instrumentos baseados no conceito de serviços ecossistêmicos

A partir da racionalidade inaugurada pelo conceito jurídico de serviços ecossistêmicos é possível traçar novas estratégias de preservação da biodiversidade e dos ecossistemas que provêm tais serviços. Esse subcapítulo analisa os mais recentes instrumentos que tem como fundamento a manutenção dos ecossistemas e biodiversidade a partir do conceito de serviços ecossistêmicos. Inicialmente analisa-se o sistema de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos ou Ambientais, com foco na implantação desse mecanismo no Brasil e nas diversas críticas a sua implantação. A seguir, analisar-se-á o potencial das medidas agroambientais da Política Agrícola Comum da União Europeia com a adoção do conceito de serviços ecossistêmicos. Por fim, é analisada a noção europeia de *Infraestrutura Verde*, a qual tem nos serviços ecossistêmicos seu fundamento.

Os aspectos econômicos relacionados ao conceito de serviços ecossistêmicos têm recebido muita atenção entre os juristas que se dedicam ao estudo dos instrumentos da Política Ambiental (Rhul, 2006; Salzman, 2008; Aragão, 2011; Nusdeo, 2012; Tejeiro e Stanton, 2014; Altmann et al., 2015; Mamed, 2016; Melo, 2016; Rammé, 2018). No Brasil, por exemplo, os mecanismos voltados para a correção das falhas de mercado relacionadas à internalização das externalidades positivas passaram a ganhar força dentre as propostas de modernização do Direito ambiental no País. Nesse sentido, políticas como a Política Nacional de Mudança do Clima (Lei 12.187 de 29 de dezembro de 2009), a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12.305 de 12 de agosto de 2010) e o Novo Código Florestal Federal (Lei 12.651 de 25 de maio de 2012) passaram a adotar, dentre seus instrumentos econômicos, *incentivos fiscais, financeiros e creditícios*. Dentre estes incentivos, o PSA recebe destaque em vários dispositivos. O Decreto 7.404 de 23 de dezembro de 2010, que regulamenta a Política Nacional de Resíduos Sólidos, recepciona o PSA dentre seus instrumentos econômicos (art. 80, inciso VI). Também o Novo Código Florestal Federal prevê expressamente o Pagamento por Serviços Ambientais dentre seus instrumentos (art. 41, inciso). O §5º desse artigo prevê, inclusive, que o programa de PSA “deverá integrar os sistemas em âmbito nacional e estadual, objetivando a criação de um mercado de serviços ambientais.” A Política Nacional de Resíduos Sólidos adota em seu artigo 6º, inciso II, o princípio que embasa o PSA: o

Protetor-Recebedor. As normas de 14 estados da federação foram ainda mais longe e criaram políticas específicas de PSA. O item 3.3.8.1 cuida, portanto, de analisar criticamente o sistema de PSA, com ênfase no ordenamento jurídico brasileiro.

No âmbito da União Europeia, as medidas agroambientais podem ser designados como “*PES-like*, uma vez que não tem as características puras de um PSE” (...) pois “constituem políticas de subsídios que se baseiam exclusivamente no financiamento público, mas têm um elevado potencial para se reorientarem e integrarem uma política de promoção da provisão de serviços dos ecossistemas.” (Santos, 2012). Por esse motivo, as medidas agroambientais e climáticas são analisadas de forma crítica no item 3.3.8.2. Uma análise crítica dessas medidas é deveras importante no momento em que se discute o rumo da PAC – e que os serviços ecossistêmicos são invocados para tornar essa política mais voltada ao ordenamento do território.

Outra abordagem igualmente relevante é a *estratégia europeia de Infraestrutura Verde*. Até o advento dessa estratégia, a noção de *infraestrutura verde* se baseava em soluções voltadas à economia de água e energia, conforto térmico, paisagismo, permeabilidade dos solos, dentre outras intervenções *urbanas*. Já a União Europeia tem no fornecimento de serviços ecossistêmicos a finalidade de sua estratégia de infraestrutura verde. Assim, a restauração e preservação de áreas naturais e seminaturais que fornecem serviços ecossistêmicos às cidades constituem a tônica desse grande projeto. O objetivo é, portanto, integrar o maior número de áreas naturais e seminaturais a fim de formar um sistema contíguo de ecossistemas que prestam serviços ecossistêmicos. Pela abordagem nova e ambiciosa – totalmente baseada no conceito de serviços ecossistêmicos –, a estratégia de infraestrutura verde da União Europeia será esmiuçada no item 3.3.3.

3.3.8.1 Pagamento por Serviços Ecossistêmicos – PSE

O termo *Pagamento por Serviços Ecossistêmicos*, designado também por *Pagamento por Serviços Ambientais*, refere-se a um novo instrumento de política ambiental baseado no conceito de serviços ecossistêmicos. O PSE busca corrigir as falhas de mercado que levam a economia a perceber tais serviços como bens “livres”. O objetivo deste subtítulo é realizar uma análise crítica do conceito, das características, dos princípios relacionados, pontuando as principais objeções dirigidas ao PSE. Essa análise será realizada através de uma revisão da literatura sobre tema.

3.3.8.1.1 Conceito, características e natureza jurídica do sistema de PSE

O sistema de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos surgiu no final dos anos 1990 enquanto um promissor instrumento de mercado voltado para a conservação da biodiversidade e dos ecossistemas. Desde então, ele vem “sendo incorporado às políticas públicas de diversos países, sobretudo na América Latina.” (Eloy et al., 2013) Ressaltam Eloy et al. (2013) que a emergência do PSE se dá em um contexto de avanço do neoliberalismo, no qual buscavam-se alternativas para “suprir as deficiências dos estados e encontrar novas fontes de financiamento para a conservação e o desenvolvimento.” O PSE surge também enquanto resposta à falta de efetividade das normas de comando-e-controle que formaram a parte substancial das políticas ambientais desde os anos 1970 nos países em desenvolvimento. De fato, Antunes (2015) destaca que recentemente o mercado tem sido interpretado como um aliado na defesa do ambiente:

As forças de mercado são habitualmente encaradas como uma ameaça para o ambiente. Em finais do século XX, porém, uma corrente de pensamento (maioritariamente adveniente da ciência económica) passou a defender o uso de mecanismos de mercado como uma ferramenta adequada à proteção da natureza e ao controlo da poluição. Seguindo esta abordagem, diversos mercados ambientais têm vindo a ser criados, nomeadamente quanto às emissões atmosféricas, efluentes hídricos, pescas, biodiversidade, energias renováveis e eficiência energética, sendo o mais significativo de todos o mercado de carbono – considerado um dos instrumentos mais eficazes para lidar com as alterações climáticas.

Dentre as primeiras experiências de PSE, merece destaque a política nacional da Costa Rica, que recebeu forte impulso do Banco Mundial e tomou forma a partir da década de 1990. O objetivo das instituições internacionais era o de “promover instrumentos de mercado independentes do Estado, num contexto de liberalização econômica” desse país. (Eloy et al., 2013) Le Coq et al. (2012), ao analisar a gênese do programa de Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos na Costa Rica, esclarece que esse país foi o “pioneiro na implementação do conceito de serviços ecossistêmicos através de um instrumento específico: o programa de Pagamento por Serviços Ambientais (PESP), formalizado em fevereiro de 1996 na 4ª Lei Florestal.” [Lei nº 7575/1996 – n.a.] Segundo ainda os autores, o PESP foi rapidamente adotado em decorrência de um particular contexto interno do País, assim como em virtude de vários fatores externos:

Em primeiro lugar, o desmatamento foi amplamente reconhecido e já existiam instrumentos de incentivo florestal, assim como organizações e instituições florestais consolidadas. Em segundo lugar, foram alcançados acordos entre os principais atores envolvidos, em um contexto em que o grupo de interesse representando o setor florestal foi o mais poderoso. Em terceiro lugar, os subsídios públicos foram banidos no âmbito de um acordo internacional sobre comércio, enquanto o mercado internacional de carbono oferecia novas oportunidades. (Le Coq et al., 2012)

A Lei Florestal nº 7575/1996 estruturou o PESP com base em três elementos-chave. (Le Coq et al., 2015) Primeiramente, foi fundamental o reconhecimento da provisão de serviços ecossistêmicos pelas florestas. A Lei Florestal, destarte, reconhece quatro serviços ecossistêmicos prestados pelas florestas: serviços hidrológicos; mitigação de gases de efeito estufa; beleza cênica e conservação da biodiversidade. Em segundo lugar, a Lei nº 7575/1996 estabeleceu as bases jurídicas que permitem ao estado firmar contratos de PSE com os proprietários aderentes ao programa. Também foi designado o Fundo Nacional de Financiamento Florestal (FONAFIFO) como administrador do sistema. Em terceiro, definiu o mecanismo de financiamento do PSEP, fixando um percentual sobre o tributo que incide sobre os combustíveis. Le Coq et al. (2015) lembram que o programa previa inicialmente três modalidades de contratos de PSE (proteção florestal, reflorestamento e manejo florestal). Já no ano de 2014, os autores identificaram 16 modalidades de contratos de PSE. (Le Coq et al., 2015)

Cumprir esclarecer que a literatura tem diferenciado o termo “serviços ecossistêmicos” do termo “serviços ambientais”. Godecke, Chaves e Souza (2013) esclarecem que, via de regra, ambos são utilizados como sinônimos, mas que alguns autores os diferenciam denominando “de serviços ecossistêmicos aqueles que ocorrem naturalmente (...) e serviços ambientais os ecossistêmicos acrescidos daqueles promovidos pelo ser humano pelo manejo ativo dos ecossistemas, através de práticas como o plantio agrícola e manejo florestal.” Tejeiro e Stanton (2014) são mais enfáticos, argumentando que o termo *serviços ambientais* refere-se às “iniciativas antrópicas com o objetivo de favorecer a provisão de serviços ecossistêmicos”.

Já em relação aos termos “Pagamento por Serviços Ambiental” e “Pagamento por Serviços Ecossistêmicos”, Santos (2012) lembra que, “embora haja diferenças conceituais na literatura, as duas expressões são utilizadas comumente para designar uma transação voluntária na qual um serviço ecossistêmico (ou ambiental) bem definido ou uma forma de uso da terra que possa assegurar esse serviço é comprado por pelo menos um comprador, de pelo menos um provedor, sob a condição de que o provedor garanta a provisão desse serviço.” Esclarece ainda o autor que “na União Europeia, o termo mais usado é Pagamento por Serviços Ecossistêmicos, enquanto no Brasil e na América Latina utiliza-se com mais frequência Pagamento por Serviços Ambientais.” (Santos, 2012) Entretanto, ambos termos se referem ao mesmo mecanismo.

O conceito mais difundido de PSE é o proposto por Wunder (2005), segundo o qual o Pagamento por Serviços Ecossistêmicos constitui uma transação voluntária através da qual um serviço ecossistêmico específico ou determinado uso do solo é ‘adquirido’ por (pelo menos um) adquirente de (pelo menos) um provedor do serviço ecossistêmico se, e somente se, o(s) provedor(es) do(s) serviço(s) ecossistêmico(s) assegurar(em) sua provisão (condicionalmente).”

O primeiro requisito do conceito acima (transação voluntária) remete a um *contrato*, ou seja, um acordo de vontades entre o provedor e àquele que se dispõe a remunerar o serviço ambiental, característica esta que difere o pagamento por serviços ecológicos dos instrumentos de comando-e-controle. Além disso, ambos contratantes (adquirente e provedor) possuem obrigações previamente estabelecidas. O segundo requisito concerne à correta definição

do serviço ecossistêmico ou uso do solo pelo qual se está pagando, de modo que não existam dúvidas sobre o objeto da transação.

O termo “*adquirentes*” de serviços ambientais ou “*usuários dos serviços ecossistêmicos*” ou, ainda, “*beneficiários*” reporta-se tanto àqueles que efetivamente aproveitam os serviços ecossistêmicos quanto àqueles que indiretamente se beneficiam de sua manutenção. Em muitas experiências de PSE, no entanto, verifica-se que “aqueles que pagam pelos serviços ambientais não necessariamente *adquirem* os serviços ecológicos, mas sim *financiam* sua manutenção (governos, doadores, organizações não-governamentais, dentre outros financiadores)”. (Altmann, 2008a)

Já os designados *provedores de serviços ecossistêmicos* são aquelas pessoas (físicas ou jurídicas) capazes de assegurar a manutenção da provisão destes serviços e que, para isso, recebem uma contrapartida. Em alguns projetos de PSA pode-se prever a adoção de determinadas práticas agrícolas que assegurem a provisão dos serviços ecossistêmicos. Esse requisito reforça a necessidade de Direitos de propriedade bem definidos.

O conceito proposto por Wunder (2005), portanto, caracteriza o PSE enquanto um *mercado* de serviços ecossistêmicos. Entretanto, a maior parte dos programas de PSE implementados tem a intervenção do estado, sem a qual tais programas não existiriam. Eloy et al. (2013) chamam a atenção para o fato de que “na prática, poucos projetos chamados de PSA estabelecem verdadeiros mercados de Serviços Ambientais, pois geralmente diversos atores, tanto públicos quanto privados, precisam se envolver nessas iniciativas.”¹⁵⁹ Diante dessa observação, Muradim et al. (2010, *apud* Eloy et al, 2013) propõe que o PSE seja entendido como um arranjo institucional que visa a “promoção de transferências de recursos entre atores sociais objetivando a criação de incentivos econômicos e a compatibilização das decisões de uso de terras de indivíduos e/ou comunidades aos interesses sociais de promoção do Capital Natural.”

No Brasil, o PSA é conceituado pelo PL n. 5.487/2009¹⁶⁰ como a “retribuição, monetária ou não, às atividades humanas de restabelecimento, recuperação, manutenção e melhoria dos ecossistemas que geram serviços ambientais e que estejam amparados por planos e programas específicos” (PL n. 5.487/2009, art. 2º, II). Conforme comentou-se anteriormente, o conceito

¹⁵⁹ Nesse sentido, Eloy et al. (2013) ressaltam que “as experiências-piloto de PSA mais citadas foram desenvolvidas por governos, com apoio de organizações internacionais e ONGs, como é o caso na Costa Rica e no México.”

¹⁶⁰ O Projeto de Lei nº 5.487/2009, de autoria do Poder Executivo, “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”. Essa Política tem por fim disciplinar a ação do Poder Público em relação aos serviços ambientais, tendo em vista a promoção do desenvolvimento sustentável e o aumento da provisão desses serviços no território nacional. A proposição apresenta um artigo de definições e, em seguida, os princípios e diretrizes da Política Nacional dos Serviços Ambientais. Serão instrumentos da Política: planos e programas de pagamento por serviços ambientais, assistência técnica e capacitação, inventário de áreas protegidas e o Cadastro Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. Encontram-se apensados os Projetos de Lei nºs 792/2007, 1.190/2007, 1.667/2007, 2.364/2007, 1.920/2007, 1.999/2007, 5.487/2009, 5.528/2009, 6.204/2009, 6.005/2009 e 7.061/2010. A tramitação pode ser consultada em <http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=348783>

trazido pelo projeto de lei mencionado “deixa claro que o sistema de PSA é uma retribuição às *atividades humanas*, ou seja, é um incentivo positivo àqueles que colaboram com a preservação dos serviços ambientais”, retribuição esta que “pode ser feita em espécie ou através de qualquer outra recompensa lícita, é dirigida a proprietários ou não proprietários (posseiros, povos e comunidades tradicionais, povos indígenas) de áreas contendo ecossistemas que geram serviços ambientais.” (Altmann, 2010)

Importante observar que, no Brasil, o termo PSA tem designado a remuneração às condutas (atividades humanas) ambientalmente desejáveis – e não a retribuição pelo fornecimento de *serviços ecossistêmicos*. Esse entendimento gerou distorções que desvirtuaram a ideia original do PSE enquanto *instrumento de conservação da biodiversidade e dos ecossistemas*. Um exemplo disso é a proposta de *Pagamento por Serviços Ambientais Urbanos* para os catadores de materiais recicláveis, através da qual as pessoas que recolhem resíduos sólidos de forma autônoma ou em cooperativas receberiam uma retribuição por esse trabalho – considerado um “serviço ambiental”.¹⁶¹

No Brasil existem hoje 11 projetos de lei tramitando na Câmara dos Deputados (todos apensos ao PL 792/2007). O PL 792/2007 tem gerado muitos debates, sendo os principais acerca do objeto do contrato (Melo, 2016). Interessa saber exatamente *pele que está se pagando* quando se trata de *pagamento* por serviços ambientais ou ecossistêmicos. Nessa esteira, Paker (2015) sintetiza a controvérsia nas seguintes questões:

a) *os contratos de PSA recaem sobre serviços, obrigações ou frutos, isto é, sobre as qualidades e funções ofertadas pelo bem ambiental principal, com ou sem intervenção humana?*

b) *Aplicam-se as regras dos contratos de prestação de serviços do Direito Civil (arts. 593 a 609, CC/2002) aos serviços ambientais?;*

c) *São contratadas ações e/ou omissões humanas para beneficiar o ambiente e, conseqüentemente, são obrigações de fazer (plantio de mudas nativas em APP ou RL) e/ou não fazer (desmatamento evitado, renúncia dos Direitos de supressão e manejo da vegetação, etc.)?*

d) *E quando for o caso da contratação da entrega de determinada quantidade e qualidade ambiental, como no caso das toneladas de CO2 equivalentes evitadas, da qualidade e vazão da água ou, ainda, hectares de floresta nativa (CRA) – são contratados os frutos gerados*

¹⁶¹ “A adoção de um sistema de PSA para o incentivo aos catadores encontra respaldo no art. 80, inciso VI, do Decreto 7.404 de 23 de dezembro de 2010, decreto esse que regulamenta a PNRS [Política Nacional de Resíduos Sólidos – Lei 12.305/2010 – n.a.]. O art. 80 do Dec. 7.404/2010 dispõe que as iniciativas previstas no art. 42 da PNRS serão fomentadas por meio das medidas indutoras previstas nos seus incisos. O inciso VI do art. 80 prevê expressamente que o pagamento por serviços ambientais poderá ser adotado como medida indutora para a gestão dos resíduos sólidos, observados os termos definidos na legislação.” (Altmann, 2012a)

a partir do bem principal (art. 95 do CC/02), produzidos com ou sem a intervenção humana?

Para responder a tais indagações é fundamental considerar que a principal característica do PSE é a *flexibilidade na sua aplicação*. Isso dá suporte ao “entendimento de que a sua natureza jurídica consiste em um *negócio jurídico* envolvendo uma *obrigação de fazer ou não fazer* (por parte do provedor) e uma *obrigação de dar* (por parte do beneficiário), obrigações estas consolidadas através de *contrato*, com interveniência ou participação do Poder Público.” (Altmann, 2012b) Por se utilizar de um contrato entre o provedor e o beneficiário, o sistema PSE “pressupõe *voluntariedade*, tendo em vista que as partes devem concordar com os termos estipulados (obrigações de fazer ou não fazer, valores, etc.).” (Altmann, 2012b) Esse entendimento fornece a base jurídica para as muitas variações do sistema de PSA (denominadas PES-like). Exemplo de uma variação que é entendida como um PES-like são as Medidas Agroambientais da Política Agrícola Comum da União Europeia ou o ICMS Ecológico de alguns estados brasileiros.

No entanto, essa característica de flexibilidade do PSE não permite desvirtuar seu objetivo de instrumento de incentivo para a conservação da biodiversidade e dos ecossistemas. Como já salientou-se em outras oportunidades, o PSE não visa transacionar sobre o ambiente, bem indisponível, mas acerca da conduta de preservar:

Tal entendimento permite uma ampla e flexível aplicação do instrumento, considerando a multiplicidade de situações que podem ser contratadas. No entanto, tendo em vista que o objetivo maior do Direito Ambiental é a melhoria da qualidade do meio ambiente, os princípios daquele devem ser observados em toda sua extensão em contratos de PSA. A utilização de um contrato, entretanto, não significa que se está transigindo sobre o meio ambiente o qual, de acordo com a Constituição, é bem indisponível. O objeto do contrato é o justo pagamento por uma ação ou omissão, ou seja, uma parte obriga-se a pagar e a outra se obriga a fazer ou não fazer ato estipulado. Importante salientar que a obrigação de fazer ou não fazer deverá resultar em melhoria da qualidade ambiental. Por outro lado, atos ilícitos ou vedados expressamente em lei não podem constituir objeto do contrato de PSA, tal como no Direito civil. Em prevalecendo tal entendimento, nada obsta que a conduta de preservar e restaurar os ecossistemas que fornecem os serviços ecossistêmicos seja objeto de um contrato de PSA. (Altmann, 2012b)

Para Rech (2011), o contrato de PSA se assemelha ao *contrato de prestação de serviços* previsto nos artigos 593 a 609 do Código Civil brasileiro. Rech (2011) distingue ainda os serviços ecossistêmicos – que são indisponíveis – e “os serviços de preservação, manutenção, restauração, etc., prestados pelas pessoas que se dispõe a garantir o fluxo de serviços ecossistêmicos – sendo essas pessoas as merecedoras de remuneração em contratos de PSA.”

Aragão (2011) propõe uma interessante analogia entre o PSE e a obrigação de ressarcimento das benfeitorias necessárias, considerando que o “utilizador-que-deve-pagar é quem desenvolve uma actividade consumptiva de recursos naturais ou outra actividade, que embora não

tenham carácter extractivo ou similar, beneficia igualmente do acesso aos serviços dos ecossistemas.” Por outro lado, o *protetor-que-deve-receber*, na concepção da autora, é aquele que “desenvolve actividades que vão mais além da mera guarda passiva dos recursos” e que, portanto, investe esforços na conservação dos ecossistemas (Aragão, 2011) Traçando um paralelo com o que prevê o Direito Civil para as *benfeitorias*, a conduta do protetor-que-deve-receber equipara-se com as *benfeitorias necessárias* ou com as *benfeitorias úteis*. As primeiras dizem respeito ao custo de manutenção, pois buscam “evitar a perda, destruição ou deterioração da coisa.” (Art. 216, nº 3 do Código Civil Português). Já as *benfeitorias úteis* “são aqueles investimentos que promovem a valorização, ou seja, despesas que, não sendo indispensáveis à conservação do ecossistema, lhe aumentam a capacidade de desempenhar as suas funções ecológicas típicas, a saber, as funções de produção, de regulação e de suporte.” (Aragão, 2011) Lembra ainda a autora das *benfeitorias voluptuárias*, as quais são entendidas enquanto os investimentos que, embora não sejam “indispensáveis para a conservação do ecossistema nem lhe aumentam a capacidade de desempenhar as suas funções ecológicas típicas.” Entretanto, tais investimentos “valorizam as funções culturais e imateriais dos ecossistemas, potencializando o seu interesse espiritual, recreativo, estético ou educativo.” (Aragão, 2011)

Nesse aspecto, “se o *provedor de serviços ambientais* é equiparado ao benfeitor que possui Direito de ressarcimento pelas benfeitorias úteis e necessárias realizadas, pode-se afirmar que dentro de programas de PSA específicos, esse provedor teria o Direito à justa remuneração por seus serviços.” (Altmann, 2012b) E, se os programas e projetos de PSE evidenciam, através de indicadores científicos fiáveis, quais e quantas ‘benfeitorias úteis e/ou necessárias’ foram realizadas pelos provedores de serviços ecossistêmicos, isso torna possível a sua remuneração com base em parâmetros justos. Em outros termos, a valoração dos serviços ecossistêmicos e o estabelecimento de indicadores de *adicionalidade* são essenciais para o êxito de programas de PSE.

O debate sobre a terminologia adequada (PSA e PSE) concentra-se em determinar se está a se pagar por (i) serviços ecossistêmicos resultantes das funções do ecossistema ou (ii) ação ou omissão de pessoas físicas ou jurídicas sobre determinado uso do solo que garante o fluxo de serviços ecossistêmicos. Nesse contexto, se destaca a posição de Eloy et al. (2013), segundo a qual o PSA surge “como uma maneira de condicionar pagamentos a prestação de um serviço que poderia ser controlado.” Para tanto, “as noções de condicionalidade, adicionalidade e voluntarismo são centrais na criação de mercados de serviços ambientais, vistos como uma solução pragmática, eficaz e eficiente para resolver problemas ambientais e para promover, ao mesmo tempo, a luta contra a pobreza.” (Eloy et al., 2013) Portanto, a característica de *flexibilidade* do sistema de PSE permite tanto o pagamento por um serviço ecossistêmico específico (ou um conjunto de serviços ecossistêmicos), como o pagamento por determinado uso da terra que assegure o fluxo de serviços ecossistêmicos. Em outros termos: podem ser objeto de contratos de PSE tanto um determinado ‘uso do solo’ como um ‘serviço ecossistêmico’. Não obstante essa flexibilidade, deve ser evidenciado que o PSA ou PSE refere-se à proteção e conservação da biodiversidade e dos

ecossistemas que fornecem os serviços ecossistêmicos. Também não desnatura o sistema de PSE o fato de o pagador ser entidade privada ou pública.

O caráter inovador do PSE fez com que alguns autores apontassem o surgimento de um novo princípio de Direito ambiental: o Protetor-Recebedor ou preservador-recebedor. A seguir serão analisados os fundamentos jurídicos dos mecanismos de incentivo que tem sido recepcionado pelo Direito ambiental nos últimos anos, com atenção particular ao PSE.

3.3.8.1.2 O princípio do Protetor-Recebedor

O princípio do Protetor-Recebedor, também designado como preservador-recebedor, assim como o princípio do Usuário-Pagador é coronário do princípio do Poluidor-Pagador. O Princípio do Poluidor-Pagador, recomendado pela Conferência das Nações Unidas de Estocolmo de 1972, estabelece que os custos da poluição (externalidades negativas) sejam arcados pelo poluidor. Já o Princípio do Usuário-Pagador estabelece que o usuário dos recursos naturais deve pagar pelo seu real valor, no sentido de sensibilizá-los para um uso racional e sustentável.

O embasamento teórico do princípio do Protetor-Recebedor parte da constatação de que o mercado geralmente não capta todos os custos e/ou benefícios de todas atividades econômicas. Esses custos e benefícios não considerados pelo mercado são denominadas *deseconomias* ou *externalidades*. E, portanto, a internalização dessas *deseconomias* ou *externalidades* “é um imperativo de justiça e a forma mais eficaz de orientar tais actividades, desincentivando as que comportam externalidades negativas (...) e incentivando as que originam externalidades positivas (investimentos na protecção dos ecossistemas, que acarretam ganhos sociais e ambientais).” (Aragão, 2012) Nesse contexto emerge, seguindo o entendimento de Aragão (2012), um novo princípio:

(...) a internalização, pelos gestores de ecossistemas (em regra espaços com elevada biodiversidade), das externalidades positivas associadas à preservação das funções ecossistêmicas, pode ser visto como um afloramento de um novo princípio, conhecido no Brasil por princípio do protector-recebedor que, em comum com o princípio do Poluidor-Pagador tem, desde logo, a fundamentação.

Em notável avanço, o princípio do Protetor-Recebedor preconiza que aqueles que contribuem para a restauração e preservação da natureza (e dos serviços ecossistêmicos, consequentemente) percebam uma justa retribuição. Até hoje, segundo Rech (2012), “quem preserva nada recebe pelo serviço que presta (...)”, mas, completa o autor, “recentemente, surgiu o princípio do Protetor-Recebedor, que busca valorizar os serviços prestados à sociedade por aqueles que zelam, cuidam e protegem o meio ambiente.” Para Rech (2012), o princípio do Protetor-Recebedor tem no PSE “a forma mais eficaz de multiplicar agentes motivados a preservar a

natureza, para que ela continue prestando serviços indispensáveis à preservação da biodiversidade e da própria dignidade humana.”

Mamed e Silveira (2012) ressaltam que são comuns contradições entre direitos constitucionalmente protegidos, a exemplo do uso de recursos naturais e crescimento da economia. Os instrumentos econômicos para fins de preservação ambiental, na concepção das autoras, teriam o condão de conjugar direitos diversos, “havendo, assim, uma clara tentativa de agregar fatores sociais, econômicos e ecossistêmicos em sistemas cujo escopo seria atender aos Direitos socioambientais previstos constitucionalmente.” Mamed e Silveira (2012) Entendem Mamed e Silveira (2012) que “dentre esses instrumentos econômicos, apresentam-se os sistemas de Pagamento por Serviços Ambientais, baseados na noção de um princípio novo, o do Protetor-Recebedor, o qual pugna pela concessão de benefícios financeiros àqueles que permitem a continuidade das funções dos ecossistemas.”

Como exemplo, pode-se citar a Mata Atlântica, o bioma mais ameaçado do Brasil e um dos mais ameaçados do mundo. O Ministério do Meio Ambiente aponta o PSE como alternativa de conservação do bioma, pois esse mecanismo permite reconhecer “o valor econômico da proteção de ecossistemas e dos usos sustentáveis e promove um incentivo econômico aos ‘provedores’ de serviços ambientais, assim como cobra do usuário dos serviços seguindo os conceitos de Protetor-Recebedor e usuário-pagador.” (Guedes e Seehusen, 2011)

Verifica-se, destarte, uma tendência do Direito Ambiental para utilização de instrumentos de incentivo positivo. Nesse contexto, se faz necessário um princípio capaz de orientar a aplicação das políticas públicas baseadas em incentivos. Já nos anos 1960, Norberto Bobbio (2007) afirmava que “o Estado não mais resigna-se a mero coadjuvante, apenas punindo e protegendo, torna-se protagonista, incentivando e promovendo as condutas socialmente desejáveis”. Defende-se que, diante a adoção de instrumentos de incentivo e, em particular o PSE, o Direito Ambiental inova, assumindo uma *função promocional*.

Furlan (2008), em tese dedicada ao tema, defende que o Protetor-Recebedor constitui um novo princípio de Direito Ambiental:

Após constatar que as normas ambientais de cunho exclusivamente protetivo-repressivo nem sempre garantem o efetivo respeito ao meio ambiente, propomos que o Direito assumira de modo mais ativo sua função promocional, incentivando comportamentos e ações ambientalmente desejáveis por meio das sanções positivas e da utilização do princípio do Protetor-Recebedor, via sistema de Pagamento por Serviços Ambientais.

O mencionado PL nº 792/2007 faz referência expressa ao princípio do Protetor-Recebedor, nos termos seguintes: “são diretrizes da Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais: I – o atendimento aos princípios do provedor-recebedor, do Poluidor-Pagador e do usuário-pagador.” (Brasil, Câmara dos Deputados, 2007) Já Mamed e Silveira (2012) ponderam que a preservação ambiental, na Constituição Federal Brasileira, corresponde a um Direito-dever do Poder Público e de toda a sociedade, de modo que a legitimidade de benefícios financeiros carreados

através do princípio Protetor-Recebedor seja questionada. Arguem as autoras: “receber benefícios financeiros para colaborar na preservação ambiental atentaria contra a observância já obrigatória deste Direito-dever?” (Mamed e Silveira, 2012) Diante dessa questão, cumpre reiterar o que já se defendeu em diversas oportunidades:

Não se trata de premiar quem cumpre a lei (...) o Princípio do Preservador-Recebedor pugna pela recompensa daqueles que, mesmo tendo a oportunidade de agir diferente, optam por empreender esforços conservacionistas (...) quem conserva os ecossistemas que prestam os serviços ecossistêmicos, beneficiando, assim, toda a coletividade, deve ser remunerado, ao menos pelos custos de oportunidade do uso do solo para outras finalidades. (Altmann, 2008b)

Também no entendimento de Mamed e Silveira (2012), “quem conserva deve receber um pagamento, ou seja, quem presta ou contribui para um benefício ambiental deve ser de alguma forma recompensado, ao menos pelos custos que teve de suportar”. Para Aragão (2012), as “vantagens da valoração da natureza são a criação de um desincentivo à utilização consumptiva dos recursos naturais e a promoção de actividades de manutenção ativa dos recursos naturais.” E, nessa esteira, “(...) a consideração do valor e o pagamento dos serviços dos ecossistemas, mais do que uma evidência científica, mais do que um imperativo ético, mais do que uma opção política correcta, é já um dever jurídico.” (Aragão, 2012) A autora ressalta, ainda, que “(...) valorar e remunerar os serviços ecossistêmicos, além de uma forma eficaz de promover a sustentabilidade, corresponde a uma exigência de justiça e é, actualmente, um dever dos Estados de Direito Ambiental.” (Aragão, 2012)

3.3.8.1.3 PSE no Brasil

A polêmica envolvendo as alterações do Código Florestal Federal (Lei 4.771/1965) evidenciou o conflito existente entre a preservação ambiental e o desenvolvimento econômico, em particular a expansão da agricultura, pecuária e silvicultura no Brasil.¹⁶² Pesou no debate o fato de ser o setor agropecuário o “motor” da economia nacional, pois foi o que mais contribuiu para o resultado positivo do PIB nos últimos anos. Durante os debates sobre referida alteração legislativa que culminou na Lei 12.651/2012, observou-se que apenas um ponto era passível de consenso: o Pagamento por Serviços Ambientais.

A hipótese de remunerar pela proteção do meio ambiente vem sido aventada no país desde a década de 1990, através, sobretudo, de estudos acadêmicos e técnicos. Muitos desses

¹⁶² Segundo Rammê (2018), a utilização de “instrumentos de mercado para a proteção dos serviços ecossistêmicos divide opiniões.” A respeito do *Programa de Apoio e Incentivo à Preservação e à Recuperação Ambiental*, trazido pelo Novo Código Florestal Federal, as “críticas e desconfianças vinculam-se ao fenômeno da flexibilização da legislação ambiental brasileira que se notabilizou nos últimos anos e que teve seu ápice com a reforma do Código Florestal pátrio.” (Rammê, 2018)

estudos analisavam a experiência da Costa Rica, país que conseguiu recuperar suas florestas aplicando uma ferramenta de gestão ambiental inovadora: o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). No caso costarricense, o PSA foi utilizado inicialmente para recuperar as bacias hidrográficas, remunerando os proprietários das áreas inseridas no programa que voluntariamente se dispusessem a proteger a cobertura florestal.

O programa Proambiente, do Governo Federal, foi implantado como projeto-piloto de PSA em algumas localidades da Amazônia Legal, servindo como uma experiência pioneira. Em 2003 foi proposto o Projeto de Lei Federal número 60/2003 na Câmara dos Deputados. Tal projeto, posteriormente anexado aos Projetos de Lei n. 144/2003 e ao n. 4.160/2004, propunha “estabelecer mecanismos de compensação e incentivos econômicos aos proprietários rurais que mantenham em suas propriedades, glebas especialmente destinadas à preservação ambiental”, através de isenção de tributos e da concessão de “um bônus financeiro anual correspondente ao valor do arrendamento para fim de produção agrícola”. Os demais projetos de lei seguem a mesma ideia, no sentido de compensar os proprietários com bônus, mas não criam propriamente um sistema de PSA. Interessante anotar que tais projetos de lei foram rejeitados à época sob o argumento de que não haveria como se estipular qualquer espécie de remuneração ou ressarcimento para que se obedecesse à lei.

No entanto, o debate sobre a adoção do PSA no Brasil já estava instaurado na sociedade civil e o apelo à criação de mecanismos de incentivo econômico para aqueles que preservam voluntariamente o meio ambiente começa a tomar vulto. Mas, para que isso se tornasse possível no âmbito estatal, se fazia necessária a criação de um marco legal. Digno de nota que, até então, a legislação ambiental brasileira fundamentava-se quase que exclusivamente em normas de comando e controle.

Nesse cenário, merece destaque o Programa Produtor de Água, concebido em 2005 pela Agência Nacional de Águas (ANA) e realizado em parceria com o município de Extrema, em Minas Gerais. Através da criação de uma lei municipal que autorizou o pagamento direto aos agricultores aderentes ao programa e do suporte técnico da ANA, foi possível recuperar e preservar as áreas de mananciais e nascentes com base no sistema de PSA. Importante se salientar que foi essa a primeira lei a tratar da matéria no Brasil.

Após essas experiências, vários municípios e Estados passaram a estudar a adoção de legislações que recepcionam o PSA. No âmbito federal, surgiram propostas legislativas que aprimoraram a ideia de incentivos econômicos para a preservação, como, por exemplo, o PL n. 792/2007¹⁶³, que prevê a criação de uma política nacional de pagamento por serviços ambientais.

¹⁶³ Histórico de tramitação: “De autoria de Anselmo de Jesus (PT/RO), o PL 792/2007 já passou por duas comissões, a Comissão de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (CMADS) e Comissão de Agricultura, Pecuária, Abastecimento e Desenvolvimento Rural (CAPADR), e encontra-se atualmente aguardando deliberação na Comissão de Finanças e Tributação (CFT), mas no último dia 03/12[2015 – n.a.]

Ao lado dessas iniciativas, os Estados e o Governo Federal implantaram programas e projetos que incluem estratégias baseadas no PSA, a exemplo do programa Bolsa Floresta, do Estado do Amazonas e do Programa de Apoio à Conservação Ambiental (Bolsa Verde), do Governo Federal.¹⁶⁴

Hoje contabilizam-se várias legislações municipais e 14 estados brasileiros que adotaram normas prevendo o sistema de PSA. Também os projetos de lei que objetivam instituir o marco legal para PSA no âmbito federal provocam intenso debate no Congresso Nacional, especialmente após a aprovação do novo Código Florestal e da Política Nacional de Resíduos Sólidos (que prevêm expressamente o PSA dentre seus instrumentos).¹⁶⁵ É certo, destarte, que o tema recebeu imensa atenção em todo país e que cada vez mais municípios e estados têm adotado normas que regulamentam a matéria. Não obstante esse crescente interesse no sistema de PSA, não existem resultados que demonstrem a eficácia desse instrumento nos projetos já implantados. Merece destaque o resumo sobre a tramitação do marco normativo federal de PSA, realizado pela *Coalizão em PSA* (2016)¹⁶⁶:

Ações de pagamentos por serviços ambientais (PSA) tem ganhado bastante visibilidade nos últimos anos no Brasil e no mundo. No Brasil, o tema ganhou espaço em 1997, a partir da lei da Política Nacional de Recursos Hídricos que, de maneira preliminar, instituiu a necessidade de pagamento por uso da água e reinvestimento na própria bacia hidrográfica. Com a aprovação do novo Código Florestal (Lei 12.651/2012) o país passou a ter a primeira indicação específica ao PSA, tratado no Artigo 41, que autoriza o poder público a instituir o PSA como programa de apoio e incentivo à conservação do meio ambiente. No entanto, para que as ações possam ser postas em prática em escala nacional, ainda há a necessidade da regulamentação deste artigo indicando a forma de implementação, a origem dos recursos, entre outras providências.

Na medida em que o PSA recebe mais atenção, torna-se necessário um maior cuidado com a criação de novos projetos, especialmente no tocante à legislação. Traçando um paralelo com a questão dos Espaços Especialmente Protegidos, pode-se afirmar que, antes do Sistema Nacional de Unidades de Conservação, existia (e continua a existir, pois o problema é

foi retirado de pauta. O atual relator do projeto é o Deputado Evair de Melo (PV-ES), que sucedeu o Deputado Arnaldo Jardim do PPS de São Paulo. Assim que aprovado na CFT, seguirá seu tramite para a Comissão de Constituição e Justiça (CCJ) para então ir à revisão pelo Senado Federal. Como possui sua apreciação conclusiva pelas comissões, não há necessidade de encaminhamento ao Plenário principal.” (Coalizão em PSA, 2016)

¹⁶⁴ Sobre o sistema de PSA adotado pelo Estado do Amazonas, ver ALTMANN, Alexandre. *Pagamento por serviços ambientais no Amazonas e no Acre: análise crítica do estado da arte das leis estaduais*. In GOMES, Carla Amado (coord). *Compensação ecológica, serviços ambientais e proteção da biodiversidade*. Instituto de Ciências Jurídico-Políticas, 2014. pp.7-31.

¹⁶⁵ Essa discussão foi detalhada no artigo “The densification normative of the ecosystem services concept in Brazil: Analyses from legislation and jurisprudence.” (Altmann e Stanton, 2018).

¹⁶⁶ A *Coalizão em PSA* tem por finalidade o acompanhamento dos projetos de lei sobre PSA e reúne as seguintes entidades: CEBDS, MEBB, TNC, WWF e Fundação Grupo Boticário. O documento citado é inédito.

difícil solução) uma panaceia de áreas ditas “protegidas” em muitos Estados e municípios. Cumpre ao Direito Ambiental uniformizar a matéria e orientar a implantação desse novo instrumento.

Uma vez consolidada a ideia de que é *questão de justiça* valorar os serviços ecossistêmicos e a biodiversidade e, em consequência, remunerar as pessoas que garantem o fluxo desses serviços, o princípio do Protetor-Recebedor terá um papel de destaque no Direito Ambiental. O PSE é o mecanismo que permite instrumentalizar essa remuneração aos protetores dos ecossistemas e, em virtude disso, tem recebido muita atenção. Não obstante, existem diversas críticas à adoção do PSE, as quais serão analisadas a seguir.

3.3.8.1.4 Críticas ao sistema de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos

O objetivo desse subtítulo é pontuar as principais críticas ao sistema de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos. As críticas dirigem-se aos diversos aspectos do PSE: ético, jurídico, econômico, científico e prático. O quadro abaixo busca sintetizar as principais críticas ao sistema de PSE:

ASPECTO	CRÍTICA
ÉTICO	<i>Mercantilização da natureza e ‘commoditificação’ dos serviços ecossistêmicos</i>
ÉTICO	Incentivos financeiros podem “corroer” as motivações intrínsecas de conservação da natureza (pagamentos subverteriam uma consciência ambiental já consolidada da população).
ÉTICO	Promovem o acesso desigual à terra e aos recursos.
JURÍDICO	Impossibilidade de pagar pela observância da Lei
SOCIAL	O êxito de alguns esquemas de PSE depende da miséria da população (<i>poor sale cheap</i>)
ECOLÓGICO	Os valores atribuídos aos serviços ecossistêmicos em sistemas de PSE não refletem a importância destes (pois tendem ao infinito)
ECOLÓGICO	Um serviço ecossistêmico com mais <i>demand</i> no mercado do que outros pode gerar assimetrias em ecossistemas modelados para fornecerem o serviço objeto do PSE
ECONÔMICO	Valor econômico (PSE) <i>versus</i> valor intrínseco
ECONÔMICO	Risco de criar <i>incentivos perversos</i> através de programas de PSE
ECONÔMICO	Programas de PSE são inviáveis em locais onde o custo de oportunidade do uso do solo é demasiado alto
GESTÃO	Os programas de PSE abrangem áreas pequenas

Quadro 14: Principais críticas ao sistema de Pagamento por Serviços Ecosistêmicos.

Mercantilização da natureza, monetarização ou ‘comoditificação’ dos serviços ecosistêmicos são expressões que questionam o aspecto ético de se atribuir um “preço” à natureza. Os críticos ponderam que não é justo pôr um preço nos serviços que os ecossistemas fornecem gratuitamente. Além disso, atribuir Direitos de propriedade sobre bens considerados historicamente como ‘livres’ ou ‘comuns’ e, com isso, permitir sua livre comercialização no mercado, traz implicações éticas insuperáveis. Uma destas implicações é o caráter antropocêntrico e utilitarista dessa medida, que somente percebe valor e calcula o preço daquilo que é útil ao Homem:

When governments and PES proponents talk about employing marketplace solutions instead of traditional regulatory approaches, he says, “what they are really talking about is shrinking democracy, shrinking public involvement in decision making, shrinking transparency and accountability. By handing it over to the market you are in effect handing it over to corporations and the very rich,” and to “a very plutocratic” decision-making process. (Conniff, 2012)

Os defensores do PSE invocam a necessidade de valoração – e não necessariamente *precificação* – dos serviços ecosistêmicos em virtude de estes serem ‘invisíveis’ para a economia e, exatamente por isso, degradados. Mesmo assim, a crítica ética ainda persiste pois, como observa Kronenberg (2015), apesar de existir hoje “um espectro mais amplo de técnicas de valoração que nos permite capturar muitos tipos diferentes de valor, tanto monetário como não monetário” (...), “a maioria das discussões sobre o valor da natureza ainda se concentram na dimensão monetária - novamente por razões práticas - e exibem uma perspectiva similarmente utilitária e antropocêntrica sobre a natureza.”

Gómez-Baggethun (2016) lembra que o *novo pragmatismo ambiental* “parte da premissa que a conservação baseada na ética falhou” e, diante disso, “defende um uso mais amplo dos valores e instrumentos de mercado.” Os “MIB’s” – *Market-based instruments* – marcam a segunda geração de instrumentos de políticas ambientais. Esses instrumentos representariam, segundo Salzman e Rhul (2001), uma “commodification das políticas ambientais.” A partir dos anos 1990 o foco das políticas ambientais sai das rígidas normas de comando e controle para “flexible MBI’s”. (Gómez-Baggethun, 2016) Os princípios do Poluidor-Pagador e do Protetor-Recebedor emergem com o *ambientalismo de mercado*, dando origem aos mercados ambientais e ao PSE, respectivamente. Em comparação com os instrumentos de comando e controle, os defensores dos MBI’s argumentam que estes instrumentos são (i) mais custo-efetivos e mais capazes de captar recursos do setor privado, (ii) mais flexíveis e respeitam a livre iniciativa, uma

vez que são voluntários e (iii) mais propensos a criar soluções vantajosas para todos entre desenvolvimento e conservação (estratégias ‘win-win’). (Gómez-Baggethun, 2016)

Gómez-Baggethun (2016) aponta três críticas fundamentais aos MBI's: (i) MBI's podem corroer motivações intrínsecas para a conservação; (ii) contribuem para a mercantilização das relações Homem-natureza e (iii) promovem o acesso desigual à terra e aos recursos. Além disso, observam que o processo sociopolítico de valoração econômica do ambiente, que se tornou proeminente a partir dos anos 1980, abre a possibilidade “de pavimentar o caminho para a mercantilização dos serviços ecossistêmicos, com efeitos potencialmente contraproducentes, a longo prazo, para a conservação da biodiversidade e a equidade do acesso aos benefícios dos serviços ecossistêmicos.” (Gomez-Baggethun e Ruiz-Perez, 2011) A expressão “commodification” descreve a alteração *simbólica* e *institucional* através da qual um bem ou serviço que antes não era destinado à compra e venda ingressa na esfera do mercado. Como consequência, adverte Gómez-Baggethun (2016), “a *comodificação* altera os valores que regem as relações entre as pessoas à medida que estas adotam a lógica das transações de mercado.”

Gómez-Baggethun (2016) resume as principais objeções à ideia de *precificação e mercantilização dos serviços ecossistêmicos*:

1. Mercados não conseguem proteger o ambiente sem o Poder Público. Além disso, o autor aponta como falsa a dicotomia entre o mercado e os instrumentos de comando e controle. “Os mercados podem, na melhor das hipóteses e sob certas condições, melhorar o ‘custo-benefício’ para atingir uma meta política.”
2. A natureza seria uma *commodity* “não cooperativa”, pois a maioria dos serviços ecossistêmicos são infungíveis. Ou seja, haveria dificuldade em separar os serviços em unidades comercializáveis.
3. A maioria dos serviços ecossistêmicos constituem *bens livres, públicos ou comuns* no sentido econômico (ou seja, caracterizados por serem *não exclusivos*). Em virtude disso, a exclusão ao acesso é tecnicamente difícil e/ou economicamente dispendiosa.
4. As trocas no mercado nem sempre são *verdadeiramente voluntárias*. Isso ocorre quando existem assimetrias de poder econômico entre as partes contratantes. Por exemplo, quando as pessoas envolvidas em um PSE se encontram na extrema pobreza. Segundo o autor, isso “explica o motivo pelo qual os ‘pobres vendem barato’ e normalmente estão mais dispostos a suportar riscos maiores em troca de dinheiro (por exemplo, resíduos nucleares, poluição).”
5. Motivações extrínsecas (como pagamentos monetários dentro da lógica de mercados) podem “erodir” motivações intrínsecas (tais como princípios, normas e senso de dever moral). O autor aponta a introdução do sistema de PSE em Chiapas como um exemplo de redução das motivações intrínsecas.

6. Alguns bens e serviços não devem ser ‘postos à venda’. O autor destaca que a *commodificação*, durante a história, tem sido objeto de intensas lutas sociais e, inclusive, episódios de ‘*de-commodification*’. Exemplos de ‘*de-commodification*’ são a abolição da escravidão e a abolição da venda de indulgências espirituais. Portanto, o processo de *commodificação* deve ser encarado como um fenômeno controverso e transitório – e não como um processo unidirecional e irreversível.

A valoração, portanto, não pode ser entendida como uma panaceia capaz de substituir as atuais políticas ambientais, suplantando os mecanismos de comando e controle por um sistema de mercado. Os instrumentos de mercado (MBI’s) voltados para a preservação do ambiente podem e devem ser utilizados quando o contexto permitir e de acordo com uma estrutura jurídica que propicie sua aplicação com *justiça ambiental e ecológica*. A sua utilização além dessas premissas conduz à chamada “tragédia da valoração bem-intencionada”. A valoração não trata apenas de *preferências*, mas também sobre princípios e normas: “valoração diz respeito à compreensão e elucidação do valor das coisas.” E, portanto, a valoração monetária pode ser um importante instrumento para pôr em evidência o que está em jogo quando se trata da conservação da biodiversidade e dos ecossistemas. E, acompanhando o raciocínio de Gómez-Baggethun (2016), é necessário destacar que a valoração dos serviços ecossistêmicos não é um problema técnico sobre a obtenção de preços, senão “um dilema político e ético sobre o alcance e os limites dos mercados”, pois uma vez que “definimos os limites de mercado na governança ambiental, podemos decidir quais as externalidades internalizar e quais as internalizações externalizar.”

A tabela abaixo demonstra o processo de *comodificação* dos serviços ecossistêmicos:

Período	Estágio	Conceptualização	Ação	Valor	Publicações influentes
Anos 1960 a 1990	Estrutura utilitarista	Funções ecossistêmicas enquanto <i>serviços</i>	Funções ecossistêmicas estruturadas em termos utilitaristas	Valor de uso	Daily, 1997; De Groot et al., 2002 ; AEM, 2003.
Iniciado nos anos 1960, potencializado nos anos de 1990	Monetarização	Serviços ecossistêmicos como serviços passíveis de valoração/mone- tarização	Refinamento dos métodos para valoração dos serviços ecossistêmicos em termos monetários	Valor de troca	Costanza et al., 1997; Stern, 2006.

Iniciado nos anos 1970, potencializado nos anos de 2000	Apropriação	SE como <i>apropriável</i>	Definições claras de <i>Direitos de propriedade</i> sobre os SE	Valor de troca	Wunder, 2005; Engel et al., 2008.
	Troca	SE como <i>comercializável</i>	Estruturas institucionais criadas para a venda/troca de SE (PSE e MSE)		

Tabela 04: O processo de *commodificação*: de serviços ecossistêmicos para *commodities ecossistêmicas*. (Adaptado de Gomez-Baggettum, 2016).

Ao revisar a história dos serviços ecossistêmicos na teoria e prática econômicas, Gómez-Baggethun et al. (2010) explica que a tendência para a monetização e mercantilização desses serviços “é em parte o resultado de uma lenta passagem da concepção econômica original dos benefícios da natureza como valores de uso na economia clássica para sua conceituação em termos de valores de troca [exchange values] na economia neoclássica.” A partir dessa revisão histórica, os autores concluem que “o foco na valoração monetária e nos esquemas de pagamento contribuiu para atrair o apoio político para a conservação, mas também para mercantilizar (commodify) um crescente número de serviços ecossistêmicos e reproduzir o paradigma da economia neoclássica e a lógica de mercado para enfrentar os problemas ambientais.” (Gómez-Baggethun et al., 2010)

Melo (2016) transporta essas críticas para a realidade latino-americana ao afirmar que, com a valoração dos serviços ecossistêmicos, ocorre a simplificação de todos os valores envolvidos, “utilizando-se apenas critérios quantitativos monetários e uma mercantilização do ambiente.” E arremata afirmando que os “aspectos qualitativos como a distribuição equitativa dos benefícios do desenvolvimento e dos recursos naturais não são considerados, bem como o respeito às especificidades culturais e, portanto, não logrando justiça social.” E, complementa Melo (2016), que “antes da atribuição de valores econômicos aos recursos ou serviços ambientais, é preciso desenvolver a percepção social de que eles existem e são valiosos.”

Não obstante tais objeções, lembram os defensores da valoração dos serviços ecossistêmicos que atribuir valor a esses serviços não implica necessariamente *precificá-los*. Antes disso, valorar os serviços ecossistêmicos é uma importante ferramenta para alertar os tomadores de decisão acerca dos tradeoffs envolvendo a degradação ou conservação dos ecossistemas. O valor da natureza, segundo Sukhdev (2011), pode ser discutido em três níveis: reconhecer, demonstrar e

capturar. O nível mais geral é o de *reconhecer o valor da natureza*, através do que seria possível criar políticas favoráveis à conservação e ao uso sustentável dos ecossistemas e da biodiversidade. *Demonstrar o valor* corresponde aos estudos e exercícios de valoração que tem como objetivo orientar decisões em situações específicas, como, por exemplo, evitar *tradeoffs* que impliquem na perda de biodiversidade e degradação de ecossistemas. Já o nível de *capturar o valor* envolve a utilização de estimativas de valor para criar ou reformar incentivos econômicos ou mercados, situações nas quais a valoração mostra-se fundamental.

Outro argumento contrário à valoração dos serviços ecossistêmicos diz respeito à fragilidade de invocar a sua *utilidade para o bem-estar humano*. A *essencialidade* dos serviços ecossistêmicos para a economia e para o bem-estar humano (i.e., *Capital Natural crítico*) não seria um argumento suficiente para garantir preservação dos ecossistemas e da biodiversidade, na medida em que a técnica poderia, no futuro, suprir essa dependência. Apostar que a técnica e a ciência não serão capazes de substituir esses serviços é uma “aposta na ignorância humana.” (Kronenberg, 2015) Ou seja, o conceito de serviços ecossistêmicos baseado na utilidade desses serviços para o bem-estar humano pode significar um *backfire* caso, no futuro, a tecnociência seja capaz de suprir essa utilidade.

Kronenberg (2015) sustenta que o *utilitarismo* (fundamento do valor dos ecossistemas e da biodiversidade) seria um argumento que funcionaria ao contrário, caso uma tecnologia futura fosse capaz de substituir os serviços ecossistêmicos, tornando obsoleta a valoração destes serviços. O autor traz o exemplo da “economia ornitológica”, que entre o final do século XIX e o início do século XX criou uma nova especialidade voltada para valorar os serviços que as aves prestavam ao bem-estar humano, tais como o controle de pragas nas lavouras. No entanto, com o advento dos pesticidas, esse serviço foi substituído por meios artificiais, tornando obsoletos os estudos de *economia ornitológica*. O autor sugere que o mesmo possa ocorrer com os serviços ecossistêmicos, uma vez que a sua principal característica é a *utilidade para o bem-estar humano*.

Não atribuir nenhum valor aos serviços ecossistêmicos ou desconsiderar sua importância para o bem-estar humano não é, todavia, a melhor solução. Mesmo diante das objeções enfrentadas pela valoração dos serviços ecossistêmicos, “não atribuir preço aos mesmos jamais será a solução para o problema de sua desvalorização.” (Melo, 2016) O tema é incontornável hoje para a questão ambiental pois “não há como refutar a necessidade de valoração dos serviços ecossistêmicos, uma vez que, enquanto a eles não for atribuído um respectivo valor, também não haverá a sua valorização e consideração dentro do processo econômico de produção de mercadorias.” (Melo, 2016). Não obstante a fundamental importância da valoração econômica dos serviços ecossistêmicos, quando se trata de esquemas de PSE, o que prepondera é o critério da melhor alocação de recursos e melhor custo-benefício. Rammê (2018) pondera, entretanto, que o Estado é um importante ator na “regulação de arranjos e esquemas de pagamento”, pois deixar à mercê do livre mercado “incentiva a disputa, o lucro, a competitividade e a produção, valores estes

que nem sempre são compatíveis com a justiça ambiental, com a solidariedade ecológica, com a sustentabilidade, com a precaução e com a proteção das funções e serviços ecossistêmicos.”

A opção pela eficiência em detrimento da equidade é clara no conceito de PSE, pois “a abordagem coaseana do PSA é marcada pela busca da obtenção de resultados eficientes, utilizando-se da livre negociação para atingir-se um preço ideal para todo e qualquer serviço ambiental.” (Melo, 2016) Para haver equidade, seria necessário que os esquemas de PSE valorassem corretamente os benefícios dos serviços ecossistêmicos e os repartissem entre os participantes a fim de contemplar os diversos aspectos de justiça ambiental. Mas como a valoração desses serviços pode contemplar os aspectos de justiça ambiental – e não meramente soluções baseadas no melhor custo-benefício? Seria possível perpassar a questão da *eficiência econômica* e alcançar aspectos sociais e ecológicos em esquemas de PSE?

Uma proposta que visa unir a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos com critérios de justiça ambiental é defendida por Aragão et al. (2016). No entendimento dos autores é necessário incorporar critérios de justiça ambiental em uma valoração integrada dos serviços ecossistêmicos. A consideração das formas de “justiça ambiental como uma base lógica e ética para a avaliação integrada dos serviços ecossistêmicos” pode evitar impasses éticos na aplicação dos resultados dessas valorações em situações reais:

(...) reunir ciência jurídica e outras ciências na valoração integrada de serviços ecossistêmicos pode contribuir para a justiça ambiental e garantir respostas justas e aceitáveis para questões complexas da vida real. A ciência jurídica fornece o quadro teleológico necessário para evitar impasses éticos (...) Este trabalho confirma os usos potenciais da valoração integrada dos serviços ecossistêmicos na busca de objetivos sociais e ambientais quando a ciência jurídica e outras ciências naturais e sociais são reunidas para operacionalizar os serviços ecossistêmicos. (Aragão et al., 2016)

Para tanto, os autores abordam cinco formas de justiça ambiental (justiça distributiva, comutativa, retributiva, reparadora e processual). No desenvolvimento do trabalho, essas formas de justiça ambiental são aplicadas à quatorze questões jurídicas, envolvendo Direito público e privado, Direitos humanos, responsabilidade civil do Estado, danos ambientais, uso de instrumentos econômicos para a proteção ambiental, dentre outros. No entendimento dos autores, o Direito tem o condão de “articular uma ampla gama de valores associados aos ecossistemas e seus serviços, especialmente valores que dificilmente são capturados por métodos e unidades de valoração individualistas e econômicos.” (Aragão et al., 2016) E, portanto, seria vantajoso envolver juristas nos processos de valoração integrada dos serviços ecossistêmicos porque “as ciências jurídicas aceitam preferências e concentram seus esforços na transformação da sociedade, a fim de escolher entre cenários e alcançar as disposições sociais e ambientais desejadas.” (Aragão et al., 2016) Isso representaria uma evolução nos métodos de valoração voltados para a aplicação prática

do conceito de serviços ecossistêmicos, tendo em vista que uma valoração desses serviços “sem uma estrutura teleológica e estratégias coerentes conduz a impasses éticos.” (Aragão et al., 2016)

Environmental justice (...) allows performing ecosystem service valuations while systematically balancing fairness. Far more than being a merely academic theoretical exercise, valuation of ecosystem services can help fulfilling social justice and other socially relevant objectives. (...) Vice-versa, the developing field of ecosystem service integrated valuation can help lawyers in providing fair and acceptable answers to complex real life questions. (Aragão et al., 2016)

Atualmente o conceito de serviços ecossistêmicos está indissociavelmente ligado ao PSE. De fato, Castro e Sartre (2014) asseveram que a noção de serviços ecossistêmicos “depuis sa naissance, se decline en d’autres notions qui ont aujourd’hui un grand succès: PES, REDD.” O PSE é, portanto, uma operacionalização do conceito de serviços ecossistêmicos, sendo o primeiro instrumento de gestão e conservação da natureza criado com base nesse conceito. Pesche et al. (2013) defendem, inclusive, a existência de dois processos relativamente independentes que conduziram à emergência das noções, por um lado, de serviços ecossistêmicos e, por outro, de pagamento por serviços ecossistêmicos. Na literatura jurídica brasileira, por exemplo, o PSE recebe mais atenção do que o próprio conceito de serviços ecossistêmicos. No entanto, como afirmado em diversas oportunidades, “es importante llevar la discusión más allá del Sistema de Pago por Servicios Ambientales (PSA), ya que creemos que el enfoque de los servicios de los ecosistemas tiene una dimensión jurídica muy mayor que el PSA.” (ESP, 2016) Em outras palavras, não desconhecendo da potencialidade do sistema de PSE, o debate acerca da *operacionalização* do conceito de serviços ecossistêmicos não pode ficar adstrito a esse instrumento. É importante se ressaltar que o PSE é um instrumento inovador e com grande potencial para a restauração e conservação da biodiversidade e dos ecossistemas. No entanto, o conceito de serviços ecossistêmicos pode subsidiar a criação de outros instrumentos.

3.3.8.2 As medidas agroambientais e climáticas enquanto instrumento de valorização, restauração e proteção dos serviços ecossistêmicos na União Europeia

As medidas agroambientais constituem um mecanismo já consolidado na União Europeia enquanto instrumento de confluência das políticas agrícola e ambiental. Desde o início da integração da Europa, nos anos 1950, a agricultura constitui um setor estratégico e prioritário, recebendo um significativo aporte de recursos financeiros. Mais recentemente, a partir de 1993 e, em particular com a entrada em vigor do Tratado de Maastrich, o ambiente passa a integrar as mais

diversas políticas públicas da União Europeia. Dentro da Política Agrícola Comum (PAC), o ambiente tem nas medidas agroambientais e climáticas um instrumento de grande alcance, considerando que essa política impacta a maior parte do território da Europa. Nesse contexto, as medidas agroambientais e climáticas constituem um instrumento com grande potencial para a difusão e consolidação do conceito de serviços ecossistêmicos na União Europeia e, conseqüentemente, para as estratégias e ações baseadas nesse conceito. Muito embora as recentes alterações introduzidas na PAC tenham sofrido importantes críticas, cabe aqui analisar o potencial das medidas agroambientais e climáticas enquanto instrumento voltado para a valorização, restauração e preservação dos serviços ecossistêmicos no âmbito da União Europeia.

Três apontamentos preliminares merecem destaque. O primeiro diz respeito ao artigo publicado na Revista de Direito Ambiental no ano de 2015, intitulado “Medidas Agroambientais na União Europeia: perspectivas para a proteção dos serviços ecossistêmicos.” (Altmann, 2015) Esse artigo serviu como ponto de partida para a investigação que se seguiu e resultou no presente subcapítulo, o qual atualiza os debates acerca das alterações da PAC para o período 2014-2020 e suas implicações para a valorização, restauração e proteção dos serviços ecossistêmicos. O segundo apontamento se refere à importância para a presente investigação do estudo intitulado “Lições de experiências internacionais de uso de pagamentos por serviços ecossistêmicos” (Santos, 2012), levado a cabo pelo Projeto “Apoio aos Diálogos Setoriais União Europeia – Brasil”. Neste ponto, merece destaque também o contato mantido em 2013 com o Prof. Doutor Rui Ferreira dos Santos, da Universidade Nova de Lisboa, que foi consultor da parte europeia do referido estudo. Isso foi fundamental para a elaboração do presente subtítulo, quando então se dimensionou o potencial das medidas agroambientais para a preservação dos serviços ecossistêmicos na União Europeia. Terceiro: desde 2013 surgiram diversas críticas acerca papel (diminuto) dos serviços ecossistêmicos na reforma consolidada pela PAC, conforme se verá nas diversas fontes citadas adiante. A questão é da maior relevância, pois em dezembro de 2017 a Comissão Europeia exarou a Comunicação COM(2017)713 – “O futuro dos Alimentos e da Agricultura” a qual ressalta, como se analisará adiante, a necessidade de maior atenção da PAC em relação aos serviços ecossistêmicos. Logo, se as medidas agroambientais e climáticas não são hoje um instrumento de valorização, restauração e preservação dos serviços ecossistêmicos, existem fortes evidências que será este o caminho que PAC tomará no próximo período. Esses três aspectos nos levaram a incluir as medidas agroambientais e climáticas nesta tipologia dentre os novos instrumentos para a tutela promoção dos serviços ecossistêmicos.

3.3.8.2.1 A Política Agrícola Comum Europeia – PAC

O Pós-Guerra trouxe uma grande preocupação com a produção, abastecimento e autossuficiência de alimentos na Europa. Nesse contexto, em 1962 é criada a Política Agrícola Comum (PAC) com o objetivo de estimular a produção e garantir o abastecimento de gêneros

alimentícios. Com isso, a PAC criou um mercado único, o qual autoriza a livre comercialização de produtos agrosilvopastoris nos países membros. Nesse contexto, é possível afirmar que a PAC é um elemento agregador da União Europeia. Moyano-Estrada e Ortega (2014) lembram que “analistas são quase unânimes em apontar que a PAC, criada em 1962, representou um dos pilares de sustentação para a construção europeia, pois, afinal, constituía-se a agricultura no único setor a receber elevada prioridade de todos os estados-membros.” Aerni (2016) destaca que a PAC foi guiada por três grandes princípios: “mercado único; preferência comunitária e; solidariedade financeira – tudo direta ou indiretamente estruturado para assegurar o suporte aos agricultores visando o aumento da produção agrícola na Europa.” Essa conformação inicial da política seguiu uma preferência da França por uma forte intervenção estatal no setor agrícola.

Desde sua origem, a PAC passou por várias reformas. Diversas críticas, como, por exemplo, as do GATT, introduziram mudanças na estrutura de financiamentos e apoios. A questão ambiental é introduzida em 1992, mas a política somente muda, segundo Aerni (2016), para uma *agricultura multifuncional*¹⁶⁷ a partir da Agenda 2000 da PAC “quando várias medidas de desenvolvimento rural e esquemas agroambientais foram introduzidos nos Estados-Membros.” Para uma noção geral, o quadro abaixo sistematiza em ordem cronológica as etapas da PAC diante do contexto europeu e mundial, assim como em relação ao discurso dominante em cada período:

Etapas	Contexto social, político e econômico	Discurso dominante
Implementação da PAC (Conferência de Stressa –1960/1982)	<ul style="list-style-type: none"> • Reconstrução da economia europeia. • Déficit alimentar na Europa. • Necessidade de aumentar a produção de alimentos. • Pacto franco-alemão para a construção de um mercado único e de uma política agrária comum. 	<ul style="list-style-type: none"> • Discurso keynesiano de expansão do gasto público. • Modernização produtiva. • Exploração familiar moderna. • Mecanização. • Intensificação agrícola e pecuária. • Industrialização agroalimentar.

¹⁶⁷ “The multifunctional character of agriculture, taking into account also its contribution to the sustainable management of ecosystem services, thus became officially enshrined in EU agricultural policy. *The concept of multifunctionality recognizes the positive externalities that agriculture generates for society and the environment (e.g., protection of the environment, preservation of landscapes and agrobiodiversity, safe food, socioeconomic and cultural well-being of farm families, recreation value for urban residents).* It is assumed that all these public goods may not be valued in the global market for agricultural commodities but reflect the concerns, preferences and values of taxpayers and consumers in affluent countries.” [Aerni, 2016 - grifou-se]

<p>Primeiras medidas corretoras (1983-1992)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Ingresso do Reino Unido, Irlanda e Dinamarca na UE (1983). • Primeiros problemas de excedentes agrícolas. • A agricultura no GATT. • Publicação do <i>Livro Verde sobre a PAC</i> (1985). • Publicação do Informe “O <i>Futuro do Mundo Rural</i>” (1988). • Entrada da Grécia, Espanha e Portugal (1986). • Aprovação da Ata Única (1987). 	<ul style="list-style-type: none"> • Hegemonia do discurso neoliberal. • Racionalização do gasto agrícola. • Preocupação com o problema dos excedentes (leite, cereais e carne bovina). • Observação de importantes desigualdades econômicas e territoriais no meio rural.
<p>Reforma MacSharry (1992-1999)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Maiores exigências do GATT /OMC. (Rodada de Cancun). • Entrada da Suécia, Áustria e Finlândia. • O debate sobre a PAC se abre ao conjunto da sociedade. 	<ul style="list-style-type: none"> • Tratado de Maastricht (preparação da UEM). • Plano de Estabilização e Convergência. • Limitação do gasto público. • Redução do orçamento da PAC. • Competitividade da agricultura nos mercados. • Preocupação com os efeitos dos modelos intensivos agrícolas sobre o meio ambiente. • Necessidade de nova legitimidade social para a PAC.
<p>Agenda 2000 (1999-2003)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Mudanças internas na PAC para gerir sua aplicação na UE-15. • Limitação do orçamento comum europeu. • Hegemonia do discurso neoliberal. 	<ul style="list-style-type: none"> • Desenvolvimento rural não agrário. • Preocupação com o meio ambiente. • Luta contra a contaminação agrícola. • Limitação do gasto agrícola

		<ul style="list-style-type: none"> • Aposta em novas políticas comuns.
Reforma Fischler (2003)	<ul style="list-style-type: none"> • Ampliação da UE aos países que eram economias comunistas. • Aprovação do Livro Verde de Desenvolvimento Territorial. • Ronda Doha da OMC. 	<ul style="list-style-type: none"> • Coexistência entre enfoques setoriais e territoriais sobre a agricultura. • Predomínio do discurso territorial e ambientalista. • O discurso da multifuncionalidade agrária.
Reforma Ciolos (2013)	<ul style="list-style-type: none"> • Implementação do Tratado de Lisboa (protagonismo do Parlamento Europeu). • É aprovada a Estratégia Europa 2020 • É aprovado o MFA (2014-2020). • Crise do Euro. 	<ul style="list-style-type: none"> • Redução do orçamento da PAC. • Aposta na diversidade agrícola e rural da UE. • Coexistência entre enfoques setoriais e territoriais. • Interação rural-urbana. • Uma PAC territorial e ambientalista (luta contra as mudanças climáticas). • Coesão social e econômica dos territórios rurais.

Quadro 15: Períodos da PAC relacionados com o contexto histórico e discurso dominante. (adaptado de Moyano-Estrada e Ortega, 2014).

Observa-se que cada período histórico influenciou a PAC em maior ou menor grau. A questão ambiental influenciou sobremaneira a PAC, introduzindo mudanças nos seus instrumentos, mecanismos de ação, medidas e programas. O quadro abaixo detalha estas mudanças:

Etapas	Mercados Agrícolas e (instrumentos e mecanismos de atuação)	Estruturas agrárias/ Desenvolvimento rural (medidas e programas)	Fundos econômicos
Implementação da PAC (1960/1982)	<ul style="list-style-type: none"> • Mecanismos de intervenção (importações autorizadas para baixar os preços, armazenamento de 	<ul style="list-style-type: none"> • Indenizações compensatórias para agricultores situados em zonas desfavorecidas. 	Fundo agrícola (Feoga) <ul style="list-style-type: none"> • Seção Orientação.

	<p>excedentes, compras públicas pelos organismos europeus etc.).</p> <ul style="list-style-type: none"> • Incentivos à exportação. • Organizações Comuns de Mercados (uma para cada subsetor). • Preços garantidos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Ajudas para planos de modernização e melhoria das explorações. • Ajudas à instalação de jovens agricultores. 	<ul style="list-style-type: none"> • Seção Garantia. <p>Outros fundos (estruturais):</p> <ul style="list-style-type: none"> • Feder • FSE
<p>Primeiras medidas corretoras (1983-1992)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Limites de garantia (redução do nível de preços garantidos). • Taxas de corresponsabilidade. • Cotas de produção em alguns setores (por exemplo, o leite). • Retirada de terras (set-aside). 	<ul style="list-style-type: none"> • São revisados os fundos estruturais e os critérios de concessão dos programas de desenvolvimento. 	<p>Fundo agrícola (Feoga)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Seção Orientação. • Seção Garantia. <p>Outros fundos (estruturais):</p> <ul style="list-style-type: none"> • Feder • FSE
<p>Reforma MacSharry (1992-1999)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Reforma de algumas OCMs. • Redução generalizada dos preços de garantia. • Complemento com ajudas diretas aos agricultores (acopladas à produção). • Visibilidade das ajudas agrícolas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Reforma dos fundos estruturais. • Organização das áreas rurais de acordo com os níveis de renda per capita • Aprovação do Regulamento Horizontal de Desenvolvimento Rural-Agrário. • Aprovação do programa agroambiental. • iniciativa Leader I para a diversificação de atividades no meio rural. 	<p>Fundo agrícola (Feoga):</p> <ul style="list-style-type: none"> • Seção Orientação. • Seção Garantia. <p>Outros fundos (estruturais):</p> <ul style="list-style-type: none"> • Feder • FSE <p>Fundos de coesão.</p>

		<ul style="list-style-type: none"> • Programa de aposentadoria antecipada. 	
Agenda 2000 (1999-2003)	<ul style="list-style-type: none"> • Integração da política de mercados no “primeiro pilar” da PAC. • Eliminação do sistema de preços de garantia. • Eliminação dos mecanismos de intervenção. • Perda de importância dos temas agrários. • Novas prioridades europeias. • Introdução da eco-condicionalidade nas ajudas agrícolas. 	<ul style="list-style-type: none"> • É criado o “segundo pilar” da PAC para integrar as medidas de estruturas agrárias e de desenvolvimento rural-agrário. • É incluído o “segundo pilar” ao programa agroambiental. • É aprovada a segunda fase da Iniciativa Leader II. 	<p>Fundo Agrícola (Feoga):</p> <ul style="list-style-type: none"> • Seção Orientação • Seção Garantia <p>Outros fundos (estruturais):</p> <ul style="list-style-type: none"> • Feder • FSE <p>Fundos de coesão.</p>
Reforma Fischler (2003)	<ul style="list-style-type: none"> • Sistema de pagamentos diretos aos agricultores sobre a base de Direitos históricos. • Dissociação parcial ou total dos pagamentos referentes à produção. • Criação de somente uma OCM. • Mantida a eco-condicionalidade. • Início da modulação das ajudas agrícolas. 	<ul style="list-style-type: none"> • É aprovado um novo Regulamento de Desenvolvimento Rural. Integrando as dimensões agrária, territorial e ambiental. • É eliminada a Iniciativa Leader. • São integradas ao Regulamento de Desenvolvimento Rural as ações de diversificação de atividades. 	<ul style="list-style-type: none"> • Supressão do Feoga. • Criação do Feoga (primeiro pilar da PAC). • Criação do Feader (segundo pilar da PAC). • Continuação dos fundos estruturais e de coesão.
Reforma Ciolos (2013)	<ul style="list-style-type: none"> • Pagamento único por exploração e pagamentos complementares. • Reforma de sistema de pagamentos diretos 	<ul style="list-style-type: none"> • Modifica-se o Regulamento de Desenvolvimento Rural. • Diferencia-se o desenvolvimento rural-agrário e o 	<ul style="list-style-type: none"> • São mantidos os fundos Feoga e Feader. • Abre-se a possibilidade de que o desenvolvimento

	(eliminação dos “Direitos históricos”). <ul style="list-style-type: none"> • Convergência interna e externa dos pagamentos diretos. • Dissociação total dos pagamentos. • Introdução do greening obrigatório. • Definição de “agricultor ativo” como preceptor das ajudas diretas. • Avança-se na modulação das ajudas agrícolas (capping). 	desenvolvimento rural-territorial. <ul style="list-style-type: none"> • Começa-se a separar a política agrária e a política rural. • A política rural pode ser financiada com os demais fundos estruturais. 	rural seja financiado com a partir de multifundos.
--	--	---	--

Quadro 16: Períodos da PAC relacionados com os instrumentos, mecanismos de ação, medidas e programas introduzidos. (adaptado de Moyano-Estrada e Ortega, 2014)

É nos anos 1990 que o ambiente passa a receber maior atenção dentro da PAC. Diante das preocupações expressas na Conferência da ONU sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (Rio-92), a Reforma MacSharry (1992-1999) aprova o primeiro Programa Agroambiental da PAC. Em 1992, portanto, a PAC passa de um “apoio ao mercado a um apoio ao produtor”, pois

O apoio aos preços é escalonado e substituído por pagamentos diretos de auxílios aos agricultores. Estes são estimulados a ser mais amigos do ambiente. Esta reforma coincide com a Cimeira da Terra, realizada no Rio de Janeiro em 1992, que lança o princípio do desenvolvimento sustentável. (Comissão Europeia, 2012)

Na etapa que compreende 1999 a 2003, atendendo à Agenda 2000, são introduzidas as eco-condicionalidades nas ajudas agrícolas. Além disso, o Programa Agroambiental passa a integrar o Segundo Pilar da PAC¹⁶⁸, criado para coordenar o desenvolvimento rural-agrário. Já na Reforma Fichler de 2003, as eco-condicionalidades são mantidas e ganham destaque enquanto medidas agroambientais. Essas medidas agroambientais são mantidas na Reforma Ciolos de 2013, tendo em vista sua capacidade de gestão do território e potencial para a proteção do ambiente.

¹⁶⁸ Atualmente a PAC é dividida em dois pilares: o 1º Pilar é voltado para medidas de suporte ao mercado e ajudas diretas às fazendas e empresas rurais; o 2º Pilar é voltado para as Políticas de Desenvolvimento Rural. O componente ambiental do 1º Pilar é o ‘greening obrigatório’. No 2º Pilar, o instrumento direcionado ao ambiente são as ‘medidas agroambientais e climáticas’, como se verá abaixo.

3.3.8.2.2 Medidas Agroambientais na PAC

As medidas agroambientais consistem em pagamentos diretos, isenções tributárias ou concessão de bônus com o objetivo de apoiar a agricultura sustentável e a preservação do ambiente. Esses pagamentos constituem cerca de 30% do orçamento da PAC para o 2º Pilar e se justificam pela extensão da área sob esta política e pelos efeitos diretos e indiretos sobre a população da União Europeia, particularmente no meio urbano.

Cerca de 90% do território da União Europeia é destinado à agricultura. Entretanto, 75% da população vive nas cidades, sendo que a tendência é o aumento desse percentual. Importante salientar que a população urbana depende dos alimentos e dos serviços ecossistêmicos produzidos nas zonas naturais e agrícolas. A Comunicação da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu de 26 de janeiro de 2000, sobre os “indicadores da integração das preocupações de carácter ambiental na Política Agrícola Comum” já então sinalizava que “a relação desejável entre agricultura e ambiente é bem expressa pelos termos “agricultura sustentável.” (Comissão da Comunidade Europeia, 2000)¹⁶⁹ Nesse contexto – de percepção da importância de se preservar o ambiente nas áreas rurais – surgem as medidas agroambientais da PAC.

Como já salientou-se, “as medidas agroambientais surgiram nesse contexto de necessidade – concomitante – de proteção ambiental e incentivo à produção de alimentos e permanência no meio rural.” (Altmann, 2015) A exposição de motivos do Regulamento (CE) 1698/2005, ora revogado pelo Regulamento (UE) 1305/2013, descrevia as medidas agroambientais enquanto uma “resposta à procura crescente de serviços ambientais por parte da sociedade.”¹⁷⁰

Colle (2017) resume o surgimento das medidas agroambientais:

A agricultura produtivista que se desenvolveu sob a PAC inicial foi criticada desde cedo pelos ecologistas. Com a Reforma Mac Sharry, de 1992, as MAA se tornaram obrigatórias,

¹⁶⁹ “(...) actividades comerciais, a agricultura e a silvicultura têm essencialmente por objectivo a produção, dependendo da disponibilidade de recursos naturais. Cada vez mais, o desenvolvimento de actividades comerciais exerce novas pressões ambientais sobre o Capital Natural. O progresso tecnológico e o desejo de maximizar os rendimentos e minimizar os custos produziram uma intensificação acentuada da agricultura nos últimos 40 anos. Essa intensificação pode provocar a degradação do solo, da água e do ar. *Nas últimas décadas aumentou a consciencialização da ameaça que a intensificação da agricultura representa para a paisagem e sua biodiversidade.* Por outro lado, essa ameaça é também reforçada pela marginalização e abandono do uso das terras agrícolas por razões económicas. Os diversos desafios decorrentes da intensificação e do abandono da agricultura sublinham a complexidade das relações entre agricultura e ambiente.” (Comissão da Comunidade Europeia, 2000)

¹⁷⁰ “Os pagamentos agroambientais devem continuar a desempenhar um papel proeminente no apoio ao desenvolvimento sustentável das zonas rurais e na resposta à procura crescente de serviços ambientais por parte da sociedade. Estes pagamentos devem incentivar ainda mais os agricultores e outros gestores do espaço rural a servir a sociedade no seu conjunto através da introdução ou continuação da aplicação de métodos de produção agrícola compatíveis com a protecção e melhoria do ambiente, da paisagem e das suas características, dos recursos naturais, dos solos e da diversidade genética. (...)” Regulamento (CE) 1698/2005, Exposição de motivos, parágrafo 35.

e o mecanismo agroambiental se converteu em um aspecto importante para a nova PAC, de tal forma que seu objetivo não formulado, mas real, era a contribuição para a redução da produção. Os agricultores, ao se engajarem para aplicar uma MAA, assinaram um contrato com o Estado e se beneficiariam de contrapartidas financeiras (receita por hectare e/ou por animal) relacionadas à perda de lucro ou ao seu sobre custo, devido à modificação das práticas implicadas sobre as medidas. (...)

No período compreendido entre 2007-2013, as medidas agroambientais eram regidas pelo Regulamento (CE) 1698/2005. O período 2014-2020 é regido pelos Regulamentos (UE) 1305/2013 e 1307/2013.^{171 172} Diversas pressões, internas e externas à União Europeia, fizeram que o orçamento e o alcance das medias agroambientais nessa nova etapa ficassem aquém do que se almejava para o ambiente. Dentre as questões internas que pesaram pode-se citar a dificuldade de justificar o elevado custo da PAC.¹⁷³ Países que possuem uma população rural menor que a média europeia e um PIB agrícola pequeno, como a Alemanha, já não viam sentido em manter a PAC nos moldes do período 2005-2013.¹⁷⁴ Já no plano externo, os altos subsídios à agricultura europeia são criticados nos organismos multilaterais de comércio internacional. Esses fatores, somados à crise econômica na zona do Euro, levaram às alterações introduzidas pela Reforma Ciolos de 2013, dentre as quais merecem destaque: redução do orçamento total da PAC; coexistência entre as finalidades setoriais-agrícolas e de ordenamento do território; integração urbano-rural. Segundo Aerni (2016), desde 2013 a CAP busca “reconciliar a necessidade global de segurança alimentar com o desafio de assegurar a gestão sustentável dos serviços ambientais.” Em outros termos, a PAC tornou-se uma política multifuncional, voltada também para a gestão do território do ambiente.

¹⁷¹ REGULAMENTO (UE) Nº 1305/2013 DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO de 17 de dezembro de 2013 relativo ao apoio ao desenvolvimento rural pelo Fundo Europeu Agrícola de Desenvolvimento Rural (FEADER) e que revoga o Regulamento (CE) n.o 1698/2005 do Conselho.

¹⁷² REGULAMENTO (UE) Nº 1307/2013 DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO de 17 de dezembro de 2013 que estabelece regras para os pagamentos diretos aos agricultores ao abrigo de regimes de apoio no âmbito da política agrícola comum e que revoga o Regulamento (CE) Nº 637/2008 do Conselho e o Regulamento (CE) Nº 73/2009 do Conselho.

¹⁷³ “Apesar da reduzida e declinante participação do PIB agrícola no PIB total europeu (em média, 1,2%), a PAC sempre recebeu um orçamento substantivo que, durante muito tempo, superou os 70% do orçamento total da UE. Atualmente, a PAC representa algo em torno de 40% do orçamento da UE, para uma população rural, em média, de aproximadamente 27% da população total. Dessa maneira, mesmo se advogarmos um orçamento elevado em virtude da população, ainda assim fica difícil a justificativa.” (Moyano-Estrada e Ortega, 2014)

¹⁷⁴ “The largest agricultural support system worldwide, the common agricultural policy (CAP) of the European Union, had a producer-support budget of U.S.\$121 billion in 2009 (...). After several stepwise improvements, the CAP has now come to a critical point, as voices for a paradigmatic change of funding priorities have grown louder. In particular, the global economic crisis and high agricultural commodity prices represent an opportunity for a fresh, forward-looking approach to food and agricultural policy, with a frequently expressed imperative to target public money for agriculture directly to the provision of public goods. These include farmland biodiversity, soil functionality, agricultural landscapes and rural vitality—features that are often associated not only with natural, but also with importante social and cultural dimensions such as sense of place, rural tourism and recreation, or cultural heritage (...).” (Plieninger et al., 2012)

Para Santos (2012), as medidas agroambientais constituem “um instrumento supranacional inserido na política rural da UE, com flexibilidade de aplicação a nível nacional e com um impacto potencial elevado na conservação da biodiversidade e na provisão de serviços ambientais devido à escala a que se concretiza e aos recursos financeiros disponíveis.” Os órgãos encarregados do pagamento aos “benefícios gerados pelos esquemas agroambientais da UE são a Comissão Europeia, que financia a implementação de medidas através da PAC, e os governos dos Estados Membros, que são responsáveis por parte do financiamento dos Programas de Desenvolvimento Rural nacionais”. (Santos, 2012) Fazendo uma analogia com o sistema de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos, Santos (2012) ressalta que não existem “adquirentes” privados dos benefícios gerados pelas medidas agroambientais.

As medidas agroambientais são financiadas pelo Fundo Europeu Agrícola de Desenvolvimento Rural (FEADER), regido pelo Regulamento (UE) n. 1305/2013. As intervenções do FEADER devem observar os princípios da complementariedade, coerência e conformidade, sendo utilizadas para complementar as ações nacionais, regionais e locais. A abordagem estratégica do desenvolvimento rural se divide em (i) orientações estratégicas da União Europeia e (ii) planos estratégicos nacionais. A organização dessa abordagem se dá a partir da elaboração, pelos Estados-Membros, de um plano estratégico nacional em conformidade com as orientações da União.

Em 2012 a Comissão Europeia, durante as discussões acerca da adoção da atual normativa, propunha “incentivar as iniciativas agroambientais”, pois:

É necessário ter em conta as especificidades de cada território e encorajar as iniciativas agroambientais nacionais, regionais e locais. Para tal, a Comissão propõe que a preservação e reabilitação dos ecossistemas e a luta contra as alterações climáticas, bem como a utilização eficaz dos recursos naturais, sejam duas das seis prioridades da política de desenvolvimento rural. (Comissão Europeia, 2012)

Na normativa revogada, os pagamentos agroambientais tinham como finalidade “contribuir para o desenvolvimento sustentável, incentivando, em especial, os agricultores e silvicultores que adoptarem métodos de gestão das terras compatíveis com a necessidade de preservar as paisagens e o ambiente natural e de proteger e melhorar os recursos naturais.” (Europa, 2005) Esse objetivo foi mantido no Regulamento (UE) 1305/2013 e, por conseguinte, são considerados para fins de pagamentos agroambientais e climáticos: a proteção dos solos, da biodiversidade, dos recursos hídricos, o combate e adaptação às alterações climáticas, assim como auxílios para a gestão dos sítios Natura 2000. Na nova normativa foram mantidas, ainda, as compensações de desvantagens naturais para as regiões montanhosas e outras zonas que possuam desvantagens, como, por exemplo, as destinadas à preservação de florestas ou à prevenção de catástrofes naturais.

A exposição de motivos do Regulamento (UE) 1305/2013 deixa clara a importância dos pagamentos a título de medidas agroambientais e climáticas ao consignar que estes desempenham “um papel proeminente no apoio ao desenvolvimento sustentável das zonas rurais e na resposta à procura crescente de serviços ambientais por parte da sociedade.” (Regulamento (UE) 1305/2013, Exposição de Motivos: 22). A expectativa é de que estes pagamentos incentivem os agricultores a contribuir com a sociedade através da “introdução ou manutenção de práticas agrícolas que contribuam para a atenuação das alterações climáticas e a adaptação às mesmas e que sejam compatíveis com a proteção e melhoria do ambiente, da paisagem e das suas características, dos recursos naturais, e dos solos e diversidade genética.” (Regulamento (UE) 1305/2013, Exposição de Motivos: 22)

Um dos objetivos da PAC passa a ser, portanto, a melhoria do desempenho ambiental. Para tanto, a PAC adotou – além das medidas agroambientais e climáticas já previstas no 2º Pilar da PAC –, o ‘greening obrigatório’ introduzido no 1º Pilar da PAC. O ‘greening’ se dá “através de uma componente de ‘ecologização’ obrigatória dos pagamentos diretos que apoiará práticas agrícolas benéficas para o clima e o ambiente, aplicável em toda a União.” (Regulamento (UE) 1307/2013, art. 37) De acordo com o artigo 43, 2 do Regulamento (UE) 1307/2013, o pagamento para práticas agrícolas benéficas para o clima e o ambiente constituem um regime de apoio aos agricultores e são direcionados à: (a) diversificação das culturas; (b) manutenção dos prados permanentes existentes; e (c) detenção de uma superfície de interesse ecológico na superfície agrícola de, no mínimo, 5% da área agrícola arável (excetuando as propriedades com menos de 15 hectares). A observância dessas exigências ambientais é requisito para que os beneficiários acessem os demais apoios financeiros previstos no 1º Pilar da PAC (denominado de “cross compliance mechanism”).

No período 2014-2020 da PAC, o ambiente foi contemplado com as seguintes medidas:

1º Pilar		2º Pilar	
<i>‘Greening obrigatório’</i> (De observância obrigatória para acessar os outros benefícios/apoios financeiros. Orçamento: 30% do total de pagamentos)	diversificação das culturas	<i>Programas de Desenvolvimento Rural</i> (A adesão às medidas agroambientais e climáticas são voluntárias. Orçamento: 30% do total dos pagamentos)	Medidas agroambientais e climáticas
	manutenção dos prados permanentes existentes		Agricultura biológica
	detenção de uma superfície de interesse ecológico na superfície agrícola		Pagamentos a título da Natura 2000 e da Diretiva-Quadro da Água

previstos para o 1º Pilar.)		previstos para o 2º Pilar)	Pagamentos a favor de zonas sujeitas a condicionantes naturais ou a outras condicionantes específicas
-----------------------------	--	----------------------------	---

Quadro 17: Ações e medidas relacionadas ao ambiente no período 2014-2020 da PAC.

Os pagamentos agroambientais previstos no art. 28º do Regulamento 1305/2013 e regulamentados no art. 43º do Regulamento (UE) 1307/2013, são concedidos pelos Estados-Membro no conjunto do seu território, *de acordo com suas necessidades*. Os beneficiários são os agricultores que assumem voluntariamente compromissos agroambientais ou, quando devidamente fundamentado, podem participar outros gestores do espaço rural. O art. 28º, 3, do Regulamento (UE) 1305/2013 dispõe que os pagamentos agroambientais abrangem apenas os compromissos que ultrapassem as normas obrigatórias estabelecidas na legislação específica.¹⁷⁵ Esses compromissos são assumidos por um período de cinco a sete anos e, excepcionalmente, por um período mais longo.¹⁷⁶

Poláková et al. (2011) chamam a atenção para o fato de que no período de programação de 2007-2013, a despesa total das medidas agroambientais prevista para União Europeia, incluindo o co-financiamento nacional, é de 37 bilhões de euros, o equivalente a 23% do orçamento total do Pilar 2 da PAC. Dados de 2011 estimavam que durante o período 2007-2013 seriam firmados 7 milhões de contratos agroambientais, correspondendo a 42 milhões de hectares (ou 24% do total da área agrícola utilizada) sob alguma forma de gestão ambiental. (Poláková et al., 2011) Esses números refletem a dimensão das medidas agroambientais e seu potencial para preservação do ambiente.

Os pagamentos são realizados com periodicidade anual e abrangem a perda de rentabilidade e/ou os custos experimentados pelo agricultor em decorrência da adoção de medidas

¹⁷⁵ “3. Os pagamentos ligados ao agroambiente e ao clima abrangem apenas os compromissos que ultrapassem as normas obrigatórias pertinentes estabelecidas nos termos do Título VI, Capítulo I, do Regulamento (UE) Nº 1306/2013, os critérios pertinentes e as atividades mínimas nos termos do artigo 4.o, n.o 1, alínea c), subalíneas ii) e iii), do Regulamento (UE) n.o 1307/2013, e os requisitos mínimos relativos à utilização de adubos e produtos fitossanitários e outros requisitos obrigatórios pertinentes estabelecidos no Direito nacional. Todos estes requisitos obrigatórios são identificados no programa.”

¹⁷⁶ “5. Os compromissos no âmbito desta medida são assumidos por um período de cinco a sete anos. Contudo, se necessário, a fim de obter ou manter os benefícios ambientais pretendidos, os Estados-Membros podem fixar um período mais longo nos seus programas de desenvolvimento rural para determinados tipos de compromissos, nomeadamente prevendo a sua prorrogação anual após o termo do período inicial. No caso dos novos compromissos surgidos na sequência direta do compromisso inicial, os Estados-Membros podem fixar um período mais curto nos seus programas de desenvolvimento rural.”

agroambientais.¹⁷⁷ Os valores dos pagamentos respeitam os limites fixados no anexo II do Regulamento (CE) 1305/2013. A tabela abaixo resume os valores dos pagamentos relacionados ao ambiente:

Artigo	Objeto	Montante máximo (em Euros ou taxa)	
28.o, n.o 8	Agroambiente e clima	600 (*)	Por ha e por ano para as culturas anuais
		900 (*)	Por ha e por ano para as culturas perenes especializadas
		450 (*)	Por ha e por ano para outras utilizações das terras
		200 (*)	Por cabeça normal (CN) e por ano para a criação de raças locais ameaçadas de abandono
29.o, n.o 5	Agricultura biológica	600 (*)	Por ha e por ano para as culturas anuais
		900 (*)	Por ha e por ano para as culturas perenes especializadas
		450 (*)	Por ha e por ano para outras utilizações das terras
30.o, n.o 7	Pagamentos a título da Natura 2000 e da Diretiva-Quadro da Água	500 (*)	Máximo por ha e por ano durante o período inicial não superior a cinco anos
		200 (*)	Máximo por ha e por ano
		50 (**)	Mínimo por ha e por ano para os pagamentos a título da Diretiva-Quadro da Água
31.o, n.o 3	Pagamentos a favor de zonas sujeitas a condicionantes	25	Mínimo por ha e por ano para a média da superfície da exploração do beneficiário que recebe o apoio

¹⁷⁷ Regulamento (UE) 1305/2013, art. 28º, 6: “Os pagamentos são concedidos anualmente e compensam os beneficiários, total ou parcialmente, pelos custos adicionais e a perda de rendimentos resultantes dos compromissos assumidos. Se necessário, podem também abranger os custos de transação até ao máximo de 20% do prémio pago pelos compromissos ligados ao agroambiente e ao clima. Caso os compromissos sejam assumidos por agrupamentos de agricultores ou por agrupamentos de agricultores e outros gestores de terras, o nível máximo eleva-se a 30%.”

	naturais ou a outras condicionantes específicas	250 (*)	Máximo por ha e por ano em zonas de montanha, na aceção do artigo 32.o, n.o 2
		450 (*)	Máximo por ha e por ano em zonas de montanha, na aceção do artigo 32.o, n.o 2

Tabela 05: Montantes e taxa de apoio das Medidas Agroambientais e Climáticas. (Adaptado do Anexo II do Regulamento (UE) 1305/2013).

Santos (2012) destaca que “no final de 2009 a área englobada pelas medidas agroambientais era de cerca de 38,5 milhões de hectares, o que corresponde a 20.9% da área agrícola total.” Não obstante a extensa área atingida pelas medidas agroambientais, “existe um debate sobre a eficácia deste instrumento, principalmente em termos de proteção da biodiversidade e provisão de serviços ambientais.” (Santos, 2012) De fato, a manutenção do fluxo de serviços ecossistêmicos não constituía o enfoque principal do programa de medidas agroambientais previsto na Resolução (CE) 1698/2005. Plieninger et. tal. (2012) destacam que, antes da reforma Ciolos, a PAC não utilizava explicitamente o conceito de serviços ecossistêmicos, mas o seu potencial para a promoção dos bens ambientais já era reconhecido:

Though European agricultural policies do not explicitly use the ecosystem services concept, the potential role of agriculture as a provider of multidimensional environmental public goods has been acknowledged. However, financial endowment for incentives promoting public goods has remained low; in 2008, only 4.3% of the total EU agricultural budget was granted to agri-environmental schemes, seen as the most importante public goods delivery mechanism.

Em que pese o Regulamento (UE) 1305/2013 prever que os apoios a título de medidas agroambientais e climáticas deverão se manter nos mesmos níveis que no período anterior¹⁷⁸, existe uma crítica a respeito do alcance desses pagamentos. Diante do potencial das medidas agroambientais e climáticas da PAC de preservar a biodiversidade, os ecossistemas e seus

¹⁷⁸ “Os Estados-Membros deverão manter o apoio ao mesmo nível que no período de programação de 2007-2013 e deverão utilizar, no mínimo, 30 % da contribuição total do FEADER dedicada a cada programa de desenvolvimento rural na atenuação das alterações climáticas e adaptação às mesmas, bem como em questões ambientais. Essas despesas deverão ser efetuadas através de pagamentos a título de medidas agroambientais e climáticas e a favor da agricultura biológica e de pagamentos a favor das zonas sujeitas a condicionantes naturais ou outras condicionantes específicas, de pagamentos a favor da silvicultura, através de pagamentos a favor das zonas Natura 2000 e para apoio a investimentos relacionados com o clima e o ambiente.” (Regulamento (UE) 1305/2013, 22)

serviços, a questão que se impõe é: poderão tais medidas servirem como um instrumento de valorização, restauração e proteção dos serviços ecossistêmicos na União Europeia?

3.3.8.2.3 Medidas agroambientais e climáticas e a proteção dos serviços ecossistêmicos

Durante os debates acerca da adoção da reforma Ciolos de 2013, havia uma grande expectativa de que o conceito de serviços ecossistêmicos recebesse um papel central nas medidas agroambientais e climáticas, o que por fim não se concretizou. As reformas introduzidas para o período 2014-2020 não contemplaram de forma mais incisiva a promoção e preservação dos serviços ecossistêmicos, como se verá abaixo. Não obstante a reforma adotada, seguimos o entendimento de que as medidas agroambientais e climáticas seriam o âmbito ideal para a implementação de uma estratégia baseada nos serviços ecossistêmicos dentro da PAC.

No período que antecedeu o Regulamento (UE) 1305/2013 pairavam “incertezas acerca da adoção de medidas expressas e objetivas de proteção aos serviços ecossistêmicos pela Política Agrícola Comum da União Europeia” na nova normativa sobre o tema. Tendo em vista que o art. 36 do Regulamento (CE) 1698/2005 contemplava diversas hipóteses de apoio às ações de salvaguarda ambiental – as medidas agroambientais –, acreditava-se que esse seria o âmbito ideal para a recepção de políticas mais específicas de proteção e restauração dos serviços ecossistêmicos. Não se pode olvidar que, com o início da vigência do Tratado de Lisboa, a política da UE no tocante ao ambiente “terá por objetivo atingir um nível de proteção elevado, tendo em conta a diversidade das situações existentes nas diferentes regiões da União.” (art. 191º, 2) Para tanto, serão observados os princípios da precaução e da ação preventiva, da correção, prioritariamente na fonte, dos danos causados ao ambiente e do Poluidor-Pagador.

As medidas agroambientais e climáticas situam-se dentre as políticas da União Europeia que têm o condão de ligar a questão rural e agrária à questão ambiental. Com vistas a isso, no final da primeira fase dos Planos de Desenvolvimento Rural (ou seja, dezembro de 2013), foi debatido o papel das medidas agroambientais no âmbito de uma revisão geral do PAC para o período 2014-2020. O relatório United Kingdom National Ecosystem Assessment (UK-NEA, 2011) destacou na oportunidade que “o Programa de Desenvolvimento Rural, em particular os regimes agroambientais da Política Agrícola Comum da União Europeia, tem tido alguns sucessos, enquanto outras directivas ambientais da União Europeia, tais como a Directiva-Quadro da Água, levaram a melhorias significativas no estado ecológico nos últimos 10-15 anos.” Esperava-se que, com a revisão da PAC, seriam adotadas medidas eficazes acerca das “alterações na intensidade de manejo da terra, bem como uma redução na poluição difusa e na fonte e uma expansão de áreas protegidas”, o que contribuiria “para retardar o declínio de muitas espécies, incluindo as aves usadas

para monitorar tendências na qualidade do ecossistema.” (UK-NEA, 2011) Para Plieninger et al. (2012), “the debate on this reform process presents a unique opportunity to trigger a transition from commodity-based subsidy policies to policies centered on eficiente provision of ecosystem services from agricultural land.”

Um dos mais interessantes fóruns de debate sobre o papel dos serviços ecossistêmicos na nova PAC ocorreu no “grupo de interesse sobre a implementação de serviços ambientais”, o qual identificou os desafios e oportunidades de alteração da política agrícola na área ambiental. (European Network For Rural Development, 2012)¹⁷⁹ De acordo com o Grupo de interesse sobre a implementação dos serviços ambientais, os resultados do trabalho se destinaram a informar o desenho e a implementação de Programas de Desenvolvimento Rural (PDR) para o período (2014-2020), sendo que o objetivo do grupo abrangia os serviços ambientais prestados pela agricultura, silvicultura, bem como áreas rurais em geral. (European Network For Rural Development, 2012)

O “Grupo de interesse sobre a implementação de serviços ambientais”, analisando o período 2007-2013 da PAC, buscou responder as seguintes questões:

- *Que tipo de medidas políticas são necessárias e quais são mais eficazes e eficientes para a prestação de serviços ambientais?*
- *Que tipos de abordagens têm sido usadas para fornecer serviços ambientais no PDR sob o actual período de programação e quais foram os principais fatores de seu sucesso?*
- *Que oportunidades existem para a prestação de serviços ambientais, juntamente com a melhoria do desempenho econômico da área rural, bem como proporcionando benefícios sociais?*
- *Que lições podem ser tiradas a partir desses exemplos para o desenvolvimento, projeto e implementação de programas de desenvolvimento rural para o próximo período de programação (2014-2020)? (European Network For Rural Development, 2012)*

O “Grupo de interesse sobre a implementação de serviços ambientais” sugeriu na oportunidade que as ideias inovadoras e criativas relacionadas aos serviços ecossistêmicos deveriam integrar a reforma da PAC, especificamente *complementando* as medidas agroambientais, *que já então apresentavam bons indicadores na preservação do ambiente*. O estudo realizado apontava exemplos exitosos de proteção dos serviços ecossistêmicos dentro dos PDR nacionais do

¹⁷⁹ “O grupo de interesse criado em Dezembro de 2011 e concluído no início de 2013, identificou os aspectos fundamentais para a maximização da implementação de serviços ambientais e ofereceu um conjunto de recomendações para a elaboração e implementação da nova geração de Programas de Desenvolvimento Rural (2014-2020). Estas recomendações baseiam-se nos dados obtidos pelas experiências actuais (47 exemplos de 15 Estados-Membros), em diversas abordagens de implementação e factores de sucesso, assim como em visitas de campo e uma série de discussões com os intervenientes na área ambiental em toda a UE.” (European Network For Rural Development, 2012)

período 2007-2013, muitos deles utilizando soluções inovadoras e criativas. (European Network For Rural Development, 2012) Em Portugal, por exemplo, Poláková et al. (2011) mencionam o caso do programa agroambiental do Castro Verde.¹⁸⁰ Não obstante o êxito de alguns projetos dentro da antiga estrutura das medidas agroambientais, o estudo chama a atenção para a necessidade de “encontrar formas de revitalizar a concepção e implementação de programas de desenvolvimento rural” com o intuito de incrementar o fluxo de serviços ecossistêmicos em todo o território da União Europeia. (European Network For Rural Development, 2012)

A reforma da PAC de 2013 adotou as seguintes medidas em relação ao ambiente:

- *Um pagamento «ecológico» para preservar a produtividade a longo prazo e os ecossistemas: propõe reservar 30 % dos pagamentos directos às práticas que permitem otimizar a utilização dos recursos naturais (diversificação das culturas, manutenção das pastagens permanentes e preservação das reservas ecológicas e das paisagens.); [greening obrigatório – 1º Pilar]*
- *Incentivar as iniciativas agroambientais: propõe que a preservação e reabilitação dos ecossistemas e a luta contra as alterações climáticas, bem como a utilização eficaz dos recursos naturais, sejam duas das seis prioridades da política de desenvolvimento rural. [Medidas agroambientais e climáticas – 2º Pilar]*
- *Tomar melhor em conta as zonas frágeis: para evitar a desertificação e preservar a riqueza das nossas terras, a Comissão dá aos Estados-Membros a possibilidade de apoiarem mais os agricultores das zonas com desvantagens naturais, através de uma compensação suplementar. Esta ajuda vem juntar-se aos restantes apoios já acessíveis no âmbito da política de desenvolvimento rural. (Comissão Europeia, 2011)¹⁸¹*

A reforma da PAC para o período 2014-2020 foi criticada por não adotar mais medidas de proteção ao ambiente, particularmente no que tange à biodiversidade, aos ecossistemas e seus serviços. Muito embora reconheçam como um avanço a destinação de 30% do valor total do 1º Pilar da PAC para o ambiente (na forma de ‘greening obrigatório’), “ambientalistas e técnicos

¹⁸⁰ “Portugal, the Castro Verde Zonal agri-environment programme has been used to maintain and restore 64,000ha of HNV cereal steppe through traditional management and as a result the population of Great Bustard (*Otis tarda*) in the area has doubled.” (Poláková et. al, 2011)

¹⁸¹ “A Comissão Europeia propõe uma nova parceria entre a Europa e os agricultores para dar resposta aos problemas de segurança alimentar, utilização sustentável dos recursos naturais e crescimento. As próximas décadas serão cruciais para lançar os alicerces de uma agricultura forte, capaz de enfrentar as mudanças climáticas e a concorrência internacional sem descuidar as expectativas dos cidadãos. A Europa precisa dos seus agricultores, e os agricultores precisam do apoio da Europa. A Política Agrícola Comum é a nossa alimentação, o futuro de mais de metade do nosso território. (...) A PAC após a reforma permitirá promover a inovação, reforçar a competitividade económica e ecológica do sector agrícola, lutar contra as alterações climáticas e apoiar o emprego e o crescimento, representando assim uma contribuição decisiva para a estratégia Europa 2020.” (Comissão Europeia, 2011)

entendem que foi perdida uma grande oportunidade de intensificar essas ações.” (Altmann, 2015) O Institute For European Environmental Policy – IEEP (2013), por exemplo, entendeu que “muito pouco valor ambiental” foi agregado pela reforma Ciolos em 2013. A tentativa da Comissão Europeia de colocar o ambiente em posição central no âmbito do PAC “foi amplamente diluída no acordo final”, afirma o Institute For European Environmental Policy – IEEP (2013). Exceto a dotação orçamentária de 30% para o ‘greening’, que foi entendido como um avanço, “os compromissos que restam estão muito longe do que é necessário para resolver o grave déficit ambiental que a Europa enfrenta.” (Institute For European Environmental Policy – IEEP, 2013) Hart (2013) destaca que o resultado da reforma da PAC é “duplamente decepcionante, porque mais uma vez ele deixa de reconhecer que um ambiente saudável e resiliente é essencial para a produtividade e prosperidade das zonas rurais em longo prazo.” A autora alerta ainda que “sociedade continuará a questionar a lógica para a prestação de apoio em grande escala para a agricultura na Europa” e, destarte, “(...) a oportunidade para abordar estas e outras questões fundamentais pode apresentar-se mais cedo que o esperado.” (Hart, 2013)

Assim, a reforma da PAC de 2013 deixou de adotar “medidas expressas de salvaguarda dos serviços ecossistêmicos, ficando a encargo de cada Estado-Membro desenvolver esses mecanismos.” (Altmann, 2015) Se a reforma era uma oportunidade de introduzir medidas efetivas de valorização e preservação dos serviços ecossistêmicos, isto não se concretizou para o período 2014-2020 da PAC. A reforma aprovada não alterou a base para os apoios agroambientais e climáticos. Perdeu-se uma grande chance de alçar os serviços ecossistêmicos *a um nível de proteção elevado*. Também o ‘greening obrigatório’ não recepcionou o conceito de serviços ecossistêmicos pois, segundo Pliening et al. (2012), apesar da decisão da Comissão Europeia em destinar 30% do orçamento do 1º Pilar (ou seja, um aumento de U\$3.9 bilhões para U\$11.8), esse mecanismo é muito simplista no seu design e ignora a ciência dos serviços ecossistêmicos.

Nesse sentido, Martyn (2015) esclarece:

The concept of ecosystem services has become embedded within international and EU environmental policy within recent years and the need for urgent action is unmistakable. In particular, agriculture’s negative impact upon the environment must be addressed. It is clear to see the 2013 CAP reforms are the most environmentally focussed reforms since its creation, however it seems that the reforms stop short of providing effective support for the EU Biodiversity Goal and the degradation of ecosystem services by 2020.

Para Maes et al. (2013), espera-se que as mudanças para o período 2014-2020 da PAC tragam um acréscimo no fornecimento de serviços ecossistêmicos, especialmente em relação ao ‘greening’ obrigatório introduzido no 1º Pilar. Pe’er et al. (2014), em oposição, sustentam que “a reforma agrícola da UE falha em relação à biodiversidade.” Não obstante muitos políticos terem anunciado à época que a PAC de 2014-2020 seria mais ‘verde’, Pe’er et al. (2014) entendem que as “novas prescrições ambientais estão tão diluídas que são incapazes de beneficiar a

biodiversidade.” Dentre os argumentos que os autores utilizam para fundamentar sua posição, se destaca a ineficácia do sistema de *área de interesse ecológico* na superfície agrícola. Durante os debates que antecederam a reforma, conservacionistas recomendaram a reserva de 10% da superfície arável nas propriedades rurais a título de ‘área de interesse ecológico’ (Ecological Focus Areas). Na proposta original, de 2010, a Comissão Europeia sugeriu a adoção de 7% a título de área de interesse ecológico. No entanto, na sua versão final, a reforma adotou o percentual de 5%. Além disso, a reforma exclui da observância das ‘áreas de interesse ecológico’ as propriedades com menos de 15 hectares. Ocorre que nos países do Sul (Portugal, França, Grécia, Espanha e Itália) e nos novos Estados Membros do Centro Leste, grande parte das propriedades rurais possui menos de 10 hectares (Pe’er et al., 2014). Nos países do Sul, por exemplo, 84,34% das propriedades possui menos de 10 hectares, o que equivale a 49,98% das áreas aráveis excluídas do sistema de ‘áreas de interesse ecológico’ (Pe’er et al., 2014).

As críticas de Hodge (2016) à reforma adotada em 2013 são ainda mais incisivas. O professor do Departamento de Economia Rural da Universidade de Cambridge lembra que os “esforços para mudar a direção da CAP para um maior foco na provisão de bens comuns foram totalmente infrutíferos.” (Hodge, 2016) Para o autor as reformas levadas a cabo na PAC “não foram suficientemente longe.” (Hodge, 2016) De fato, o governo britânico constantemente criticou a PAC, defendendo uma abordagem econômica mais liberal e uma finalidade voltada para o fornecimento de bens comuns. Hodge (2016) defende que apenas uma abordagem baseada nos ecossistemas “can account for the complexities and trade-offs in the governance of rural land.”¹⁸²

Com vistas a isso e à saída do Grã-Bretanha da União Europeia (e, conseqüentemente, da PAC), Hodge (2016) propõe que seja adotada no país uma *política para os serviços ecossistêmicos – British Ecosystem Services Policy (BESP)*. A proposta é contundente: “we need a British Ecosystem Services Policy not a British Agricultural Policy (...) BESP will embrace a broader variety of approaches that would not have been possible under the CAP and the watchfull eye of the European Commiosition.” (Hodge, 2016) A primeira medida de uma política baseada nos serviços ecossistêmicos, segundo Hodge (2016), seria dar suporte de longo prazo ao *valor social* obtido dos ecossistemas. Para tanto, a política adotaria uma visão *territorial* em detrimento da perspectiva setorial. Isso seria possível através da instituição de, por exemplo, de sistemas de *pagamentos por serviços ecossistêmicos*.

¹⁸² “An ecosystem approach starts from a recognition that these different social costs and benefits derive from a common source within particular places (...) Sustainable management of the environment needs to take account of the underpinning supporting ecosystem services. These may be a long way from any potentially market output and yet are critical for the long term health of the system. This leads to arguments that policy should seek to promote resilience, not simply maximise know values.” (Hodge, 2016)

3.3.8.2.4 Medidas agroambientais e climáticas como instrumento de valorização, restauração e preservação dos serviços ecossistêmicos na União Europeia

Como a PAC poderia se contribuir para a valorização, restauração e preservação dos serviços ecossistêmicos na União Europeia? Qual seria o primeiro passo para a adoção do conceito de serviços ecossistêmicos e, em consequência, a *valorização* desses serviços no âmbito da CAP? No intuito de elucidar estas questões, aludiremos à algumas propostas trazidas pela literatura.

O primeiro passo é o *reconhecimento da importância dos serviços ecossistêmicos pela PAC*. Nesse ponto, o Regulamento (UE) 1305/2013 dispõe que constitui prioridade da União em matéria de desenvolvimento rural “Restaurar, preservar e melhorar os ecossistemas ligados à agricultura e à silvicultura (...)” (art. 5º, 4). No detalhamento dessa prioridade (alínea “a”) se percebe que os esforços de restauração, preservação e ‘reforço’ da biodiversidade se concentrarão nas zonas Natura 2000, nas zonas sujeitas a condicionantes naturais, nas paisagens europeias ou nos sistemas agrários de elevado valor natural. Não foi invocado *em específico* o valor dos ecossistemas, suas funções e seus serviços para todas as áreas agrícolas. Não há na PAC, portanto, uma visão sistêmica do valor dos serviços ecossistêmicos.

É fundamental se observar que o Regulamento (UE) 1305/2013 utiliza o termo ‘serviços ecossistêmicos’ apenas em dois dispositivos: no art. 25º, 1 e no art. 53º, 3, “c”, iii.^{183 184} O art. 25º trata dos ecossistemas florestais e é reconhecido como um dos avanços da PAC na seara ambiental. Não obstante, não há qualquer menção a instrumentos como o *pagamento por serviços ecossistêmicos* ou à ideia de *infraestrutura verde*. O Regulamento (UE) 1305/2013 sequer menciona o conceito de *Capital Natural*, tônica da estratégia da União Europeia para a

¹⁸³ *Artigo 25º*. Investimentos para a melhoria da resiliência e do valor ambiental dos ecossistemas florestais 1. O apoio previsto no artigo 21º, n. o 1, alínea d), é concedido a pessoas singulares, a detentores privados e públicos de zonas florestais e a outros organismos públicos e de Direito privado e respetivas associações. 2. Os investimentos destinam-se a satisfazer a concretização de compromissos para fins ambientais, para a prestação de **serviços ecossistêmicos** e/ou para o aumento do valor de amenidade pública das florestas e das terras arborizadas na zona em questão, ou a melhoria do potencial dos ecossistemas para atenuar as alterações climáticas, sem excluir os benefícios económicos a longo prazo.” [grifou-se]

¹⁸⁴ *“Artigo 53º*. Rede Parceria Europeia de Inovação (PEI) 1. É criada, nos termos do artigo 51º, nº 1, uma rede Parceria Europeia de Inovação (PEI) destinada a prestar apoio à PEI para a produtividade e sustentabilidade agrícolas referida no artigo 55º. Esta rede permite a ligação em rede de grupos operacionais, serviços de aconselhamento e investigadores. (...) 3. As tarefas da rede PEI são as seguintes: (...) c) Facilitar a criação de polos e projetos-piloto ou de demonstração que podem incidir nomeadamente sobre: (...) iii) a biodiversidade, os **serviços ecossistêmicos**, a funcionalidade dos solos e a gestão sustentável da água;” [grifou-se]

biodiversidade. Já o Regulamento (UE) 1307/2013 é silente em todos esses aspectos (serviços ecossistêmicos, Capital Natural, PSE e infraestrutura verde). Em resumo, o regulamento das medidas agroambientais e climáticas não opera com a lógica e em sintonia com os instrumentos baseados no conceito de serviços ecossistêmicos. Nesse sentido, pode-se afirmar que a última reforma da PAC *pouco avançou no tocante aos serviços ecossistêmicos*.

Diante disso, resta claro que no atual período 2014-2020 não haverá uma transição de uma política agrária baseada em subsídios às commodities agrícolas para uma política do ordenamento do território centrada na provisão eficiente de serviços ecossistêmicos, como destacado por Plieninger et al. (2012). No entanto, para Moyano-Estrada e Ortega (2014), a reforma Ciolos de 2013 representa uma guinada de uma política menos orientada ao setor agrícola e mais *voltada ao território*. Nesse sentido, sustentam os autores que

(...) estamos diante de uma reforma que representa um trânsito do protagonismo de uma política de tipo setorial, dirigida à gestão da dimensão produtiva do setor agrário com as ajudas diretas, para a qual se dirigem as críticas mais contundentes, a uma outra, territorial, orientada à gestão de territórios rurais, que busca viabilizar processos de desenvolvimento rural e remunerar os agricultores pela produção de bens públicos.

Se não se pode afirmar que a atual PAC é ‘a política do ordenamento do território centrada na provisão eficiente de serviços ecossistêmicos’, há que se reconhecer uma transição para uma política agrícola mais baseada na gestão do território. Essa noção foi reforçada na Declaração de Cork (União Europeia, 2016b), a qual reconhece que o ordenamento do território “desempenha uma função determinante na interface entre os cidadãos e o ambiente.” Nesse sentido, “as políticas devem incentivar o fornecimento de bens comuns ambientais, incluindo a preservação do patrimônio natural e cultural da Europa.” (União Europeia, 2016b) Entrementes, essa mudança de rumo não foi consolidada na atual PAC.

De modo que a PAC continua sendo uma política *agrícola*, Martyn (2015) ressalta que muitos subsídios à produção podem impactar negativamente o ambiente e, em particular, aumentar as perdas de biodiversidade.^{185 186} É fundamental, portanto, que a PAC seja cada vez mais uma política voltada para o território, para a biodiversidade, para os ecossistemas e seus serviços. De fato, na atual PAC as medidas agroambientais e climáticas estão concentradas tão somente em compensar o *custo de oportunidade do uso do solo* ou apoiar os agricultores em áreas menos favorecidas para a agricultura. O desafio, portanto, é transformar as medidas agroambientais em apoio financeiro direto para aqueles agricultores que se dispõe voluntariamente a preservar ou

¹⁸⁵ “Whilst the CAP indeed provides an importance source of income for farmers across the EU and thus fulfils its economic and social aims, it has been made clear that agriculture can negatively impact upon the environment, particularly in terms of biodiversity loss.” (Martyn, 2015)

¹⁸⁶ “For example, in 1998, the World Wildlife Fund (WWF) predicted that further species of wildlife would become extinct within the next 20 years as a direct result of agricultural practices, influenced by the CAP.” (WWF, *Doomsday for Nature*, WWF Press Release, 14 December 1998. *Apud* Martyn, 2015).

recuperar os ecossistemas e, com isso, garantir o fluxo de serviços ecossistêmicos. Em resumo: transformar uma PAC agrária em uma política voltada para os bens comuns. Para tanto, as medidas agroambientais e climáticas, operando com a abordagem dos serviços ecossistêmicos, podem ser um instrumento valioso.

Adotar uma forma de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos (PSE) dentre as medidas agroambientais e climáticas tem sido uma solução apontada pela literatura. Plieninger et al. (2012) apontam sete medidas para a adoção do PSE no âmbito da PAC:

1. *PES must be linked to verifiable benefits for human well-being;*
2. *Nonmarket valuation methods schemes must be fostered for balanced provision of all ecosystem services categories;*
3. *PES must be designed to foster multiple bundles of ecosystem services to minimize trade-offs;*
4. *Payments must match the spatial scales of ecosystem services provision through collective management at landscape scale;*
5. *Targets must be defined regionally, respecting the site specificity of ecosystem services provision;*
6. *PES require a long-term funding perspective and performance-based cofinancing strategies;*
7. *PES must be periodically evaluated to tackle uncertainties in ecosystem provision through adaptive management.*

Nesse contexto importa recordar que a União Europeia, enquanto signatária da Convenção Sobre Diversidade Biológica, se comprometeu a conter a perda de biodiversidade e prevenir a degradação dos serviços ecossistêmicos até 2020, bem como restaurar esses serviços o tanto quanto possível (Martyn, 2015). Com vistas a isso, é urgente a aproximação das medidas agroambientais e climáticas com as ações da Estratégia da União Europeia para a Biodiversidade. Um exemplo de ação nesse sentido seria o incentivo aos agricultores para integrar a estratégia de *infraestrutura verde*.¹⁸⁷ Entretanto, a adoção de ações dessa envergadura não é esperada para antes do final da década, quando a PAC será reavaliada. Enquanto isso, resta aos Estados-Membro a

¹⁸⁷ “The EU strategy on Green Infrastructure calls for funding opportunities for habitat restoration and creation to be integrated into the EU Common Agricultural Policy (CAP) and other EU funding mechanisms. The CAP has a key role to play because one of its objectives is to support the sustainable management of natural resources including biodiversity, and to provide environmental public goods and ecosystem services.” (Biodiversa, 2017)

possibilidade de adotar ações e projetos voltados para a valorização, restauração e preservação dos serviços ecossistêmicos.

O ideal seria “minimizar as pressões ambientais da agricultura ao passo que se maximiza as externalidades positivas” (European Environment Agency, 2007), isto é, os serviços ecossistêmicos. No entanto, não é isto que se percebe na atual política agrícola da União Europeia. Em um curto espaço de tempo, o mínimo que pode – ou deve – ser feito em favor dos serviços ecossistêmicos é a suspensão dos *incentivos perversos* concedidos pela PAC (especialmente dentro do 1º Pilar) Estes incentivos atingem negativamente a biodiversidade, os ecossistemas e seus serviços. Para corrigir essas distorções, o European Environmental Bureau (2017) propõe uma reformulação da PAC, extinguindo-se a estrutura de dois pilares:

(...) the CAP of tomorrow needs to be rewritten from scratch to allow for a complete rethink of the policy's architecture in the future starting with a move away from the two pillar structure. The current two pillar approach has generally proven to be dysfunctional with harmful payments in Pillar 1 in several cases nullifying the limited environmental benefits brought by Pillar 2.

Pe'er et al. (2014) destacam que a UE se comprometeu com as metas de Aichi da CDB, prevendo a *eliminação dos incentivos nocivos à biodiversidade (objetivo 3)*. Para tanto, é importante que a PAC adote o conceito de serviços de ecossistêmicos. E, mais do que isso, que a União Europeia determine que a valorização, restauração e preservação dos serviços ecossistêmicos figurem dentre os fundamentos da PAC. Caso contrário, pouco se avançará na salvaguarda desses serviços com a base normativa vigente.

A ONG Biodiversa (2017) sugere várias medidas a serem adotadas na reforma da CAP prevista para 2020. Para a Biodiversa (2017), “a reforma da CAP de 2020 será uma oportunidade para determinar altas prioridades para a manutenção e onde necessariamente restaurar os habitats, mediante as seguintes ações potenciais:”

- ***Set policy targets for the minimum proportion of uncropped areas (e.g. wildlife seed mixes, seminatural habitats, and landscape features) in arable farmland areas needed to maintain the stability and resilience of biodiversity and ecosystem services under climate change.***
- ***Set CAP policy targets for the conservation and restoration of semi-natural farming habitats, especially the habitats in the Natura 2000 network. Rural Development Programmes should be used as a key source of funding for the network.***
- ***Increase the funding of agri-environment climate measures and their targeting to maintain semi-natural habitats that are most at risk, or in need of restoration (thereby also***

contributing to the EU Biodiversity Strategy Target of restoring 15% of degraded ecosystems).

- **Modify the rules and weightings for Ecological Focus Areas (EFAs)** to encourage the selection of semi-natural vegetation options by farmers, and promote measures to make farmers aware of the benefits (e.g. from enhanced pollination of crops and natural predator control of pests). EFAs could offer more wild bee and pest predator habitats on farmland if they provide enough undisturbed nesting habitat and floral resources close to fields. The current EFA option for field margins is not being used by many farmers for various reasons which are partly to do with the rules, and partly because there is a low level of awareness of the benefits both to biodiversity and to farming.

- **Use the CAP to maintain mixed farming landscapes against the pressure of specialisation.** The CAP can help maintain and promote mixed and diverse farming systems with animals and crops that have diverse landscapes rich in green infrastructure. Most European regions with mixed farming have small average field sizes (1-2 há or smaller) with a dense network of field edge habitats. Improved coherence of CAP measures and CAP implementation could help maintain such systems and landscapes against the pressures of specialisation.

Maes et al. (2013) ressalta que, para alcançar as metas da Estratégia da UE sobre Biodiversidade 2020, é necessário “priorizar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos dentro de outras políticas as quais afetam o uso dos recursos naturais.” E alcançar metas de biodiversidade “requer demonstrar que mudanças nessas políticas serão benéficas para o bem-estar humano através do incremento de serviços ecossistêmicos.” (Maes et al., 2013) O denominado ‘greening’ obrigatório^{188 189} (ou “*Pagamento por práticas agrícolas benéficas para o clima e o ambiente*”) é considerado como um avanço da reforma do Pilar 1 da PAC. No entanto, assim como nas medidas agroambientais e climáticas do Pilar 2, não ficou explícito a restauração e preservação dos serviços ecossistêmicos. Martyn (2015) afirma, inclusive, que o *greening* foi adotado como alternativa à adoção de um sistema de *pagamento por serviços ecossistêmicos*.¹⁹⁰ Faltou, portanto, conferir mais valor aos serviços ecossistêmicos ao atual período da PAC. Não se trata de valor econômico, pois

¹⁸⁸ Regulamento (UE) 1307/2013, art. 43º, 2 – “As práticas agrícolas benéficas para o clima e o ambiente referidas no n.º 1 são as seguintes: a) Diversificação das culturas; b) Manutenção dos prados permanentes existentes; e c) Detenção de uma superfície de interesse ecológico na superfície agrícola.”

¹⁸⁹ “Greening obrigatório” é a designação das medidas de sustentabilidade ambiental trazidas pela reforma da PAC, dotadas de sanções por descumprimento. “No que concerne à exigência do *greening* (que reforça e amplia a atual eco-condicionalidade), é uma medida claramente guiada pela lógica dos *bens públicos*. Diferentemente do programa agroambiental (voluntário), o *greening* prevê remunerar os agricultores que introduzam, obrigatoriamente, práticas agrícolas que visem evitar a deterioração dos recursos naturais (por exemplo, a erosão dos solos), ainda que isso represente uma redução da produtividade a curto prazo das explorações.” (Moyano-Estrada e Ortega, 2014)

¹⁹⁰ Martyn (2015) afirma que “The ‘greening component’ has been added into the existing payment structure as an alternative to introducing payments specifically for ecosystem services.”

valorizar possui significado mais amplo do que *valorar*. *Valorizar* significa – também – conferir *valor jurídico* ao conceito de serviços ecossistêmicos. Isso seria possível acrescentando um dispositivo que preveja a necessidade e/ou obrigatoriedade de restauração e preservação dos ecossistemas, suas funções e seus serviços.

Acredita-se que as medidas agroambientais e climáticas possuem um grande potencial para a restauração e preservação dos serviços ecossistêmicos, motivo pelo qual este instrumento foi aqui referido como um *instrumento inovador para a recepção, valorização e disseminação do conceito de serviços ecossistêmicos*. Em que pese a PAC sofrer diversas críticas, existe espaço para a introdução de medidas de salvaguarda dos *bens comuns* – lacuna esta que não foi preenchida pela última reforma da PAC. O presente subtítulo não tem como objetivo um detalhamento de ações ou projetos que poderiam integrar as medidas agroambientais e climáticas, mas sim apontar caminhos com base no conceito de serviços ecossistêmicos. Cumpre ainda observar que os autores citados acima criticam a quase total ausência da abordagem dos serviços ecossistêmicos nos regulamentos que regem as medidas agroambientais e climáticas.

Não se pode, entretanto, perder de vista que a PAC tem um enorme potencial para auxiliar a União Europeia a restaurar e preservar os serviços ecossistêmicos. E, dentro da PAC, as medidas agroambientais e climáticas constituem o instrumento ideal para concretizar essas ações. Basta recordar que as medidas agroambientais e climáticas já operam com algumas noções importantes para a conservação dos ecossistemas (Diretivas Aves, Diretiva Habitats, Rede Natura 2000). A adoção do conceito de serviços ecossistêmicos, portanto, teria o condão de (re)qualificar as medidas agroambientais e climáticas enquanto um instrumento de gestão do território conectado com os demais instrumentos de gestão da biodiversidade e dos ecossistemas.

Apesar das críticas contundentes a respeito do ‘greening obrigatório’ adotado no 1º Pilar da PAC, Pe’er et al. (2014) afirmam que as expectativas de avanços se concentram nas medidas agroambientais e climáticas tendo em vista seu imenso potencial para a manutenção dos serviços ecossistêmicos e da biodiversidade. As medidas agroambientais e climáticas, que os agricultores assumem voluntariamente, “podem aumentar a qualidade dos habitats e manter a biodiversidade quando elas são bem estruturadas e financiadas.” (Pe’er et al., 2014) os autores destacam que os regulamentos, iniciativas e financiamentos trazidos pela PAC são “essenciais para sustentar ou manter a biodiversidade ou os serviços ecossistêmicos (...)” Comparando a política para a biodiversidade (em particular o sistema Natura 2000) com a política agrícola, Pe’er et al. (2014) apontam três razões que demonstram a importância e a dimensão da PAC para a preservação dos serviços ecossistêmicos:

1. *38% da área dos sítios Natura 2000 se localizam em áreas agrícolas;*

2. *Sítios Natura 2000 cobrem 18% da área terrestre da UE – enquanto áreas agrícolas cobrem 50%. Além disso, as áreas rurais englobam ecossistemas naturais e seminaturais.*
3. *O orçamento da Rede Natura 2000 é baixo, em contraste com o orçamento da PAC para questões ambientais.¹⁹¹*

Logo, a preservação da biodiversidade, dos ecossistemas e seus serviços depende, em grande medida, da PAC, pois essa “é a maior política que, sozinha, afeta a biodiversidade na UE e o instrumento de governança dominante para atingir biodiversidade e os serviços ecossistêmicos fora da Rede Natura 2000.” (Pe’er et al., 2014) Outras formas de proteger os serviços ecossistemas, a exemplo da Estratégia de Infraestrutura Verde, “além de serem voluntárias, estão em desenvolvimento e dependem de suporte da PAC e de outros programas operacionais para sua efetiva implementação.” (Pe’er et al., 2014) Diante do potencial da PAC para a preservação da biodiversidade, dos ecossistemas e seus serviços, Pe’er et al. (2014) sugerem seis ações imediatas a serem adotadas pelos Estados Membros, considerando que na PAC não há mais ‘espaço’ para isso.¹⁹² Dentre essas sugestões, a primeira diz respeito à manter ou aumentar o orçamento para as medidas agroambientais e climáticas através da *modulação*, priorizando medidas específicas para o suporte da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. Além disso, é fundamental estabelecer metas claras e mensuráveis, coerentes com os objetivos da Estratégia da UE para a Biodiversidade. (Pe’er et al., 2014) Modulação é a possibilidade de transferir recursos do 1º Pilar para ações e medidas do 2º Pilar. É importante, contudo, evitar a “modulação reversa”, isto é, a transferência de recursos do 2º Pilar para o 1º Pilar. Tendo em vista que as medidas agroambientais e climáticas são

¹⁹¹ “Natura 2000 sites are supported by a relatively small EU budget, financed partly by cofunded Natura 2000 payments, Agri-Environment Schemes (AES) and some other measures under Pillar 2 of the CAP, as well as structural funds, and through projects under the EU LIFE programme. For comparison, the CAP total expenditure in 2012 was €55.1 billion, out of which €3.23 billion were allocated to agri-environment measures (only partly allocated to maintaining biodiversity and ecosystem services). By contrast, Natura 2000 payments schemes totalled €39.6 million for that year, and additionally LIFE+ allocated €139.3 m to projects contributing to both the implementation of the Birds and Habitat Directives and to the Natura 2000 network.” (Pe’er et al., 2014)

¹⁹² As seis ações propostas por Pe’er et al. (2014) são:

- “1. Maintain or enhance the AES budget in Pillar 2 through budget modulation, prioritizing context-specific measures shown to support biodiversity and ecosystem services. Set clear and measurable targets that are coherent with the EU Biodiversity Strategy.
2. Use AESs to allow specific target groups (e.g., small holdings in marginal areas, Young farmers, cooperating farmer groups) to profit from environmentally friendly practices or jointly provide landscape-scale benefits.
3. Ensure that eligible land uses for EFAs prioritize elements that benefit biodiversity and ecosystem services, including management prescriptions when necessary.
4. Complete identification and mapping of grasslands, with differentiation into types, qualities, and required management.
5. Allocate sufficient funding and effort within the Farm Advisory System to deliver ecological expertise to farmers as required.
6. Institute comprehensive provisions for monitoring biodiversity outcomes to evaluate the effectiveness of the agricultural policy against the targets set in the EU.”

mais efetivas para manutenção dos serviços ecossistêmicos do que as medidas de ‘greening obrigatório’, a sugestão dos autores é de todo pertinente.

A Comissão Europeia (2017) lançou em 02 fevereiro de 2017 uma *consulta* pública para recolher opiniões sobre o futuro da PAC. Foi, ainda, elaborada uma avaliação de impacto, a fim de “perceber melhor quais os aspetos da política em vigor que poderiam ser simplificados e modernizados.” (Comissão Europeia, 2017) Os resultados da consulta e da avaliação de impacto foram divulgados em julho de 2017 numa Conferência. Disso resultou uma Comunicação da Comissão Europeia (European Commission, 2017)¹⁹³ que põe em evidência a necessidade de preservação dos serviços ecossistêmicos ao reconhecer que “any new CAP should reflect higher ambition and focus more on results as regards resource efficiency, environmental care and climate action.” Para tanto, será necessário, segundo a comunicação, “(...) an agricultural policy with strong commitment to deliver public goods and ecosystems services related to soil, water, biodiversity, air quality, climate action and the provision of landscape amenities.” Diante dessas preocupações, é possível afirmar que em breve os serviços ecossistêmicos integrarão a PAC com um papel de destaque.

3.3.8.3 Infraestrutura Verde na União Europeia

O termo “Infraestrutura Verde” não é novo. Entretanto, a consideração dos serviços ecossistêmicos enquanto *o fundamento para a implantação da infraestrutura verde* é recente. A implantação de uma rede de áreas naturais e seminaturais – infraestrutura verde – é a estratégia da União Europeia para viabilizar o fluxo de serviços ecossistêmicos e a manutenção da biodiversidade. Com esse sentido, a noção de *infraestrutura verde* é uma peça chave na Estratégia 2020 da União Europeia para a Biodiversidade. Trata-se de um plano ambicioso que operacionaliza o conceito de serviços ecossistêmicos. Nesse subtítulo, será analisada a noção de *infraestrutura verde* a partir do conceito proposto pela Estratégia 2020 da UE para a Biodiversidade, tendo em vista que esta aplica o conceito de serviços ecossistêmicos numa nova perspectiva. No âmbito do Direito da União Europeia, a noção de *infraestrutura verde* inova na medida em que propõe uma aplicação do conceito de serviços ecossistêmicos.¹⁹⁴

¹⁹³ EUROPEAN COMMISSION. Communication From The Commission To The European Parliament, The Council, The European Economic And Social Committee And The Committee Of The Regions. *The Future of Food and Farming*. [Brussels, 29.11.2017 COM(2017) 713 final].

¹⁹⁴ Este tema foi anteriormente abordado pelo autor no capítulo intitulado “Infraestrutura verde na União Europeia: o planejamento estratégico de uma rede de zonas naturais e seminaturais para a provisão de serviços ecossistêmicos e valorização do Capital Natural da Europa.” (Altmann, 2016)

3.3.8.3.1 Conceito de Infraestrutura Verde

A Comunicação COM(2013) 249 da Comissão Europeia (2013), denominada “Infraestrutura Verde — Valorizar o Capital Natural da Europa”, conceitua infraestrutura verde como a “rede estrategicamente planeada de zonas naturais e seminaturais, com outras características ambientais, concebida e gerida para prestar uma ampla gama de serviços ecossistêmicos.” A Comunicação COM(2013) 249 acrescenta que a infraestrutura verde “incorpora espaços verdes (ou azuis, se envolver ecossistemas aquáticos) e outras características físicas em zonas terrestres (incluindo as costeiras) e marinhas (...) em terra, a infraestrutura verde está presente em meios rurais e urbanos.” (Comissão Europeia, 2013)

Para Aragão (2016d) a infraestrutura verde e os serviços que ela presta são muito mais do que “uma visão romântica da natureza” pois atualmente eles “têm já consagração legal tanto em Portugal como na União Europeia”. Sustenta a autora que “a perspectiva de análise é a de olhar o ambiente, também ele, como uma infraestrutura em rede.” (Aragão, 2016d) Assim como a *infraestrutura construída* ou *cinza*, que é uma infraestrutura *artificial em rede*, “também a base de suporte verde e azul pode ser vista como uma infraestrutura natural em rede que, além do mais, presta serviços valiosos: os serviços ecossistêmicos.” (Aragão, 2016d) E é justamente essa prestação de serviços de ecossistêmicos que a União Europeia pretende potencializar com o incremento de sua infraestrutura verde.

Por outro lado, o Brasil ainda não dimensiona o potencial desse conceito, eis que a noção de infraestrutura verde no País está fortemente relacionada com a implantações de áreas vegetadas no meio urbano (a exemplo das praças, parques, a arborização urbana, a permeabilização do solo urbano, revitalização de cursos de água, dentre outras soluções *urbanas*). Além disso, outras estratégias para tornar as cidades mais resilientes, eficientes e aprazíveis, tais como telhados verdes, fachadas de prédios vegetadas, jardins e hortas urbanas, tem sido apontadas pela literatura como soluções baseadas no conceito de infraestrutura verde. (Benini e Rosin, 2015; Benini, 2015; Eckert e Mascaró, 2014; Mascaró et al., 2014; Herzog e Rosa, 2010; Herzog, 2009). Não obstante a utilidade e o amplo emprego dessas soluções urbanas, não se pode olvidar que as cidades necessitam dos serviços ecossistêmicos, principalmente daqueles gerados fora de seus limites. Entretanto, como bem salienta Correia (2003), o conceito de *urbanismo* “tem uma natureza polissêmica, já que comporta uma pluralidade de sentidos.” De fato, a infraestrutura verde se relaciona com as quatro acepções destacadas por Correia (2003), quais sejam: o urbanismo como facto social, como técnica, como ciência e como política. Isso significa que a infraestrutura verde voltada à provisão de serviços ecossistêmicos vai além de meras *técnicas urbanas* e passa a integrar o *urbanismo*.

Com vistas a isso, a União Europeia estendeu o conceito de infraestrutura verde para abarcar todas as áreas naturais e seminaturais que geram serviços ecossistêmicos, localizadas tanto dentro como fora dos centros urbanos. A clara vantagem dessa concepção é conectar todos os ecossistemas capazes de gerar serviços ecossistêmicos para as cidades. Outra questão relevante diz

respeito à capacidade da infraestrutura verde de complementar a infraestrutura cinzenta, ou seja, a infraestrutura construída. E, além disso, importante se ressaltar que a infraestrutura verde pode substituir a cinzenta em muitos casos – inclusive de forma mais econômica. Essas noções trazidas pela Comunicação COM(2013) 249 da Comissão Europeia buscam valorizar as soluções baseadas no Capital Natural da União Europeia com vistas a garantir a provisão de serviços ecossistêmicos.

As vantagens da infraestrutura verde sobre a infraestrutura cinzenta são explicitadas no quadro abaixo:

Infraestrutura Verde	Infraestrutura Cinza
Baixo custo	Elevado custo (de construção e de manutenção)
Baixo/neutro consumo de energia	Intenso consumo de energia para operar
Sequestra carbono	Emite gases de efeito estufa - GEE
Regulação térmica através da evapotranspiração	Contribui para as “ilhas de calor urbanas”
Retém a água da chuva e estabiliza cursos d’água	Canaliza as águas, gerando impactos a jusante
Mantém o nível d’água dos lençóis freáticos	Reduz o nível dos lençóis freáticos
Multifuncionalidade	É construída para atender a apenas uma finalidade
Descentralizada – mais segura contra falhas	Centralizada – vulnerável a falhas

Quadro 18: comparação entre infraestrutura verde e infraestrutura cinza.

Dois conceitos são chave para a estratégia europeia de infraestrutura verde: conectividade e multifuncionalidade. A conectividade traduz-se na ligação de todos os ecossistemas e fragmentos capazes de gerar serviços ecossistêmicos. A conectividade é de extrema importância, vez que os ecossistemas estão muito fragmentados na Europa e essa fragmentação é a principal causa de perda de biodiversidade e do declínio dos serviços dos ecossistemas. O escopo da conectividade é, portanto, conectar os fragmentos e ecossistemas remanescentes a fim de potencializar a geração de serviços ecossistêmicos. Como afirmado em outras oportunidades, “a conectividade é uma das características mais importantes da iniciativa da infraestrutura verde, pois, ao ligar todos os fragmentos naturais e seminaturais da Europa, será possível a restauração dos ecossistemas, a recuperação da biodiversidade e a potencialização dos serviços ecossistêmicos.” (Altmann, 2016) Reduzir tanto quanto possível a fragmentação dos ecossistemas os tornará mais resilientes. Portanto, em relação à conectividade, a Comunicação destaca a importância de “um planejamento que conecte todos os fragmentos de áreas naturais e seminaturais, urbanas e rurais,

públicas e privadas, de modo a manter a biodiversidade, preservar e restaurar os ecossistemas e assegurar o fluxo de serviços ecossistêmicos.” (Altmann, 2016)

Já outro conceito fundamental para a estratégia da União Europeia diz respeito à multifuncionalidade da infraestrutura verde. Multifuncionalidade é a característica que permite à infraestrutura verde atender várias finalidades simultaneamente. Enquanto a infraestrutura cinzenta se presta a uma ou poucas finalidades, a verde pode ser mais versátil. Exemplo disso é a construção de canalizações para escoar a água da chuva, a qual possui apenas essa finalidade. Os cursos d’água, por outro lado, além de escoar a água da chuva, são capazes de manter a paisagem, a biodiversidade, o conforto térmico, dentre outras funções, simultaneamente. Outro exemplo: em zonas costeiras, os mangues podem substituir uma infraestrutura construída (cinzenta) com diversas vantagens. Além disso, a infraestrutura verde pode demonstrar ser economicamente mais viável em diversos casos.

Liquete et al. (2015) consideram a infraestrutura verde “as an ecological and spatial concept that has the aim to promote ecosystems’ health and resilience, contribute to biodiversity conservation and, at the same time, provide benefits to humans promoting the multiple delivery of ecosystem services.” A multifuncionalidade relacionada com o conceito de infraestrutura verde “is addressed by considering ecosystems services, provision of core habitats to biota and ecological connectivity.” (Liquete et al., 2015) Nesse sentido, sustentam Liquete et al. (2015) que muitas políticas, especialmente as relacionadas com a conservação da biodiversidade, ambiente, coesão e território podem se beneficiar da definição e implementação de redes de infraestrutura verde.

O conceito trazido pela Comissão Europeia representa um claro avanço no sentido e no alcance do termo infraestrutura verde. Tzoulas et al. (2007) chamam a atenção para o fato de que o termo infraestrutura verde

(...) can be considered to comprise of all natural, semi-natural and artificial networks of multifunctional ecological systems within, around and between urban areas, at all spatial scales. The concept of Green Infrastructure emphasises the quality as well as quantity of urban and peri-urban green spaces, their multifunctional role, and the importance of interconnections between habitats.

Por outro lado, Maes et al. (2015) advertem que “nem todo espaço verde pode ser qualificado como como infraestrutura verde”, sendo fundamental a ideia de conectividade e de multifuncionalidade, eis que essas características são “comuns à maioria das definições de infraestrutura verde.” Portanto, o conceito trazido pela estratégia europeia deixa claro que o objetivo da infraestrutura verde é a valorização do Capital Natural para a manutenção dos serviços ecossistêmicos.

Outra noção ligada ao conceito de infraestrutura verde ao de serviços ecossistêmicos é a ideia de adicionalidade. Apesar desse termo não constar expressamente na estratégia europeia, ele é implícito ao conceito de infraestrutura verde adotado, pois seu objetivo é

maximizar o fluxo de serviços ecossistêmicos para as cidades. A adicionalidade – i.e., o incremento no fluxo de serviços ecossistêmicos –, é, portanto, uma preocupação da estratégia europeia de infraestrutura verde.

A infraestrutura cinza, entretanto, é de inegável utilidade para as sociedades ocidentais atuais, de tal forma que muitas são denominadas de “serviços públicos essenciais”, a exemplo do fornecimento de energia elétrica ou água tratada. Mas, lembra Aragão (2016), os “serviços dos ecossistemas, fornecidos espontaneamente pela natureza, têm uma utilidade igual, ou até maior, pelo seu papel enquanto sistemas de suporte da vida.”

A infraestrutura verde é, portanto, constituída por todas as áreas vegetadas ou cursos d’água (também denominada “infraestrutura azul”), tanto em áreas urbanas (parques, arborização urbana, praças, construções “verdes”), como em áreas rurais. Nessas, a infraestrutura verde por ser constituída por áreas seminaturais (campos, áreas agrícolas, florestas plantadas) ou, ainda, por áreas naturais (florestas autóctones, banhados, montanhas, rios, lagos, dentre outras). Na estratégia europeia, o fundamental é que tais áreas, uma vez conectadas em rede, passem a fornecer serviços ecossistêmicos. Como destaca Maes et al. (2015), a potencialização do fluxo de serviços ecossistêmicos por meio do “desenvolvimento de infraestrutura verde é, portanto, cada vez mais reconhecida por políticas públicas como uma estratégia para lidar com a potencial mudança nas condições no futuro.” A questão que se impõe é: poderá a noção de infraestrutura verde subsidiar o Direito na operacionalização do conceito de serviços ecossistêmicos? Entende-se que o conceito de infraestrutura verde adotado pela União Europeia tem potencial para tanto. Isso se torna bastante evidente quando analisada a trajetória político-normativa que culminou na adoção da Resolução do Parlamento Europeu, de 12 de dezembro de 2013, sobre a Infraestrutura Verde – Valorizar o Capital Natural da Europa.

3.3.8.3.2 Resolução do Parlamento Europeu sobre Infraestrutura Verde

Pela relevância e atualidade do tema, é importante fazer aqui um breve relato do processo que culminou na adoção de uma resolução sobre infraestrutura verde pelo Parlamento Europeu. Inicialmente cabe destacar que a estratégia de infraestrutura verde é parte de um planejamento maior, qual seja, a Resolução intitulada O nosso seguro de vida e o nosso Capital Natural - Estratégia da UE sobre a Biodiversidade até 2020, aprovada em 2012 pelo Parlamento Europeu (2013). A biodiversidade, os ecossistemas e seus serviços receberam também grande atenção no 7º. PAA – Programa Geral de Ação da União para 2020 em matéria de Ambiente, intitulado “Viver bem, dentro dos limites do nosso planeta.” (Comissão Europeia, 2010) Portanto, o “reconhecimento da importância do Capital Natural motivou a adoção pela União Europeia de

uma série de medidas de médio e longo prazo para a valorização, proteção e restauração da biodiversidade e dos ecossistemas.” (Altmann, 2016)

Já em 2006 a Comissão Europeia havia feito uma Comunicação¹⁹⁵ contendo um plano de ação para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. Não obstante, um relatório intercalar publicado em 2008 alertou para o fato de ser “improvável que a UE alcançasse a sua meta de travar a perda de biodiversidade até 2010.” (Parlamento Europeu, 2016) Isso fez com que a União Europeia revisasse o plano de 2006. Outro aspecto determinante foi o compromisso assumido pela União Europeia na COP-10 com os “20 Objetivos de Aichi” e o “Plano Estratégico para a Biodiversidade”. Assim, a meta 11 da Estratégia de Aichi, a qual trata sobre “expandir e implementar o sistema de áreas protegidas”, tornou-se uma referência para as ações de preservação da biodiversidade e dos ecossistemas na União Europeia:

Meta n.º 11: até 2020, pelo menos 17 % das zonas terrestres e com águas interiores e 10 % das zonas marítimas e costeiras, incluindo as zonas que são particularmente importantes para a diversidade biológica e os serviços fornecidos pelos ecossistemas, serão conservadas através de redes ecologicamente representativas e bem ligadas a áreas protegidas, geridas de forma eficaz e equitativa, e de outras medidas de conservação eficazes por zona, e integradas no conjunto da paisagem terrestre e marítima.

Nesse contexto e, recepcionando a comunicação da Comissão Europeia intitulada “Opções para uma visão e objetivo da UE em matéria de biodiversidade para além de 2010” (European Commission, 2010), os Estados Membros aprovaram em 2010 um acordo sobre objetivos e metas de curto prazo (até 2020) e de longo prazo (2050). (Council of the European Union, 2010) Em 2011 a União Europeia adota uma nova estratégia com o objetivo de “atingir a meta estipulada pelo Conselho do Ambiente, de março de 2010, para travar a perda de biodiversidade e a degradação dos serviços ecossistêmicos na EU até 2020.” (Parlamento Europeu, 2016) O objetivo da União até 2050 restou estabelecido neste documento:

Até 2050, a biodiversidade da União Europeia e os serviços ecossistêmicos que por ela prestados — o seu Capital Natural — são protegidos, valorizados e adequadamente recuperados pelo valor intrínseco da biodiversidade e pela sua contribuição essencial para o bem-estar humano e a prosperidade económica, de modo a serem evitadas alterações catastróficas causadas pela perda de biodiversidade. (Council of the European Union, 2010)

Cumprir destacar que os serviços ecossistêmicos têm papel central na estratégia da biodiversidade da União Europeia para 2020. A Comissão Europeia ressalta que a nova estratégia é resultado da “sequência do Plano de Ação da UE sobre Biodiversidade 2006, na aprendizagem

¹⁹⁵ “Comunicação COM(2006) 216 da Comissão Europeia: travar a perda de biodiversidade até 2010 — e mais além – Preservar os serviços ecossistêmicos para o bem-estar humano. [Bruxelas, 22.5.2006 final]”. (Comissão Europeia, 2006)

com sua implementação e o aumento no nível de ambição para 2020.” (European Commission, 2011) A Comissão Europeia chama a atenção para o fato de que a nova estratégia “destaca, pela primeira vez, o imenso valor dos serviços dos ecossistemas e a necessidade urgente de manter e restaurar estes para o benefício tanto da natureza como da sociedade.” (European Commission, 2011) A *Estratégia de Biodiversidade da UE até 2020* (Council of the European Union, 2011) possui seis objetivos centrais¹⁹⁶ e vinte ações orientadas para a preservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos na União Europeia.¹⁹⁷ Em 2012 a estratégia da biodiversidade é formalmente acolhida pelo Parlamento Europeu (2013) por meio da Resolução denominada “*O nosso seguro de vida e o nosso Capital Natural - Estratégia da UE sobre a Biodiversidade até 2020.*” Com essa resolução, a biodiversidade, os ecossistemas e os serviços ecossistêmicos assumem um papel central na política europeia para o ambiente.

Dentro da Estratégia da Biodiversidade da EU para 2020, a infraestrutura verde está relacionada à meta 2, a qual prevê que “em 2020 os ecossistemas e seus serviços serão mantidos e valorizados mediante a criação de infraestruturas verdes e da recuperação de pelo menos 15% dos ecossistemas degradados.” (European Commission, 2016a)¹⁹⁸ Também está relacionada com a ação 6, a qual tem por escopo “restaurar ecossistemas, manter os seus serviços e promover a utilização da infraestrutura verde.” (European Commission, 2016a) A ação 6 é dividida em duas ações, a saber:

Ação 6-a: até 2014 os Estados-Membros, com auxílio da Comissão, irão desenvolver uma estrutura estratégica para definir prioridades para a restauração de ecossistemas a nível sub-nacional, nacional e da EU;

Ação 6-b: a Comissão desenvolverá uma estratégia de infraestrutura verde (GI) até 2012 para promover a implantação da GI na UE em áreas urbanas e rurais, inclusive através de incentivos para encorajar os investimentos iniciais em projetos de GI e manutenção dos serviços ecossistêmicos, como, por exemplo, através de uma orientação adequada das

¹⁹⁶ Os objetivos são: (i) a plena aplicação da legislação da UE sobre natureza, visando proteger a biodiversidade; (ii) a proteção mais eficaz dos ecossistemas e utilização mais intensiva da infraestrutura ecológica; (iii) agricultura e silvicultura mais sustentáveis; (iv) melhor gestão das unidades populacionais de peixes; (v) controlo mais rigoroso das espécies exóticas invasoras; e (vi) um maior contributo da UE para evitar a perda global de biodiversidade. (Parlamento Europeu, 2016)

¹⁹⁷ Um quadro interativo contendo os objetivos e as ações está disponível em <http://biodiversity.europa.eu/mtr/biodiversity-strategy-plan>

¹⁹⁸ As ações ligadas à meta 2 são:

Ação 5: Melhorar o conhecimento dos ecossistemas e seus serviços na EU;

Ação 6: Definir as prioridades para restaurar e promover a utilização da infraestrutura verde;

Ação 6-a: Quadro estratégico para definir prioridades para a restauração de ecossistemas a nível subnacional, nacional e da EU;

Ação 6-b: Estratégia de Infra-estrutura verde para promover a implantação de GI na UE em áreas urbanas e rurais;

Ação 7: Garantir que não haja nenhuma perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos;

7a: Metodologia para avaliar o impacto dos projetos financiados pela UE, planos e programas sobre a biodiversidade até 2014;

7b: Iniciativa para garantir que não haja nenhuma perda de ecossistemas e seus serviços. (European Commission, 2016a)

fontes de financiamento da UE e parcerias público-privadas. (Biodiversity Information System for Europe – BISE, 2016a)

Em observância da ação 6-b, é emitida pelo Conselho Europeu em 06 de maio de 2013 a Comunicação “Infraestrutura Verde — Valorizar o Capital Natural da Europa”. (Comissão Europeia, 2013) A comunicação destaca a necessidade de conectar os fragmentos de áreas naturais e seminaturais para a manutenção do fluxo de serviços ecossistêmicos (característica de conectividade). Ainda nesse documento, Comissão afirma que as “infraestruturas verdes contribuem para a política regional e para o crescimento sustentável na Europa e propiciam um crescimento inteligente e sustentável através de uma especialização inteligente.” (Comissão Europeia, 2013) A Comunicação chama a atenção para a característica de multifuncionalidade da infraestrutura verde. Ou seja, enquanto a infraestrutura dita cinza é empregada para uma ou poucas finalidades, a verde oferece uma multiplicidade de benefícios. Logo, a ideia de infraestrutura verde tem o condão de auxiliar de forma eficaz em todas as políticas nas quais as soluções baseadas na natureza podem ser adotadas no todo ou em parte. Outro ponto que se sobressai é o fato de que os “investimentos em infraestruturas verdes têm normalmente um retorno elevado, e é típico as revisões globais de projetos de restauração indicarem relações custo-benefício na ordem de 3 para 75.” (Comissão Europeia, 2013)

Nesse sentido, a Comunicação destaca que a infraestrutura verde é

(...) um instrumento comprovado para a obtenção de benefícios ecológicos, económicos e sociais através de soluções naturais. Ajuda-nos a entender o valor dos benefícios que a natureza oferece à sociedade humana e a mobilizar investimentos para os sustentar e valorizar. Ajuda também a evitar recorrer a infraestruturas cuja construção é onerosa, quando a natureza pode, não raro, oferecer soluções mais baratas e duráveis, muitas das quais criam oportunidades de emprego local. (Comissão Europeia, 2013)

Também a resiliência às catástrofes e aos efeitos das mudanças climáticas integram o rol de aplicações da infraestrutura verde e, portanto, segundo a Comissão Europeia (2013), devem fazer parte da política da UE relacionada à gestão do risco de catástrofes. (Nesse sentido, incêndios florestais, alagamentos, avalanches ou deslizamentos de terra, dentre outras catástrofes, poderiam ser evitados ou mitigados com soluções baseadas na infraestrutura verde. Para tanto, a Comunicação sugere que “planícies aluviais funcionais, vegetação ribeirinha, bosques de proteção em zonas de montanhas, praias barreira e zonas húmidas litorais podem ser combinadas com infraestruturas para a redução de catástrofes (...)” (Comissão Europeia, 2013) Lopes e Oliveira (2013) destacam que o cenário ideal seria uma “preocupação do direito do urbanismo (na verdade, dos seus atores) pelas questões dos riscos e a minimização dos seus efeitos correspondessem a fatores transversais e decisivos na tomada de decisões sobre a ocupação dos solos.” A expectativa é de utilização da infraestrutura verde para incrementar a resiliência aos efeitos adversos das mudanças do clima.

Não obstante, sobre a realidade de Portugal em relação à prevenção de riscos em áreas urbanas, Lopes e Oliveira (2013) aduzem que

Não é esta, porém, uma história de sucesso, na medida em que é convicção firme que a dimensão dos riscos tem estado grandemente arredada do direito do urbanismo português, nele penetrando apenas marginal e reativamente. Mas se não se trata de uma história de sucesso, há pequenas conquistas que cumpre assinalar e que podem, rectius devem, imprimir uma diferente orientação aos instrumentos urbanísticos que intervêm sobre zonas expostas a riscos naturais.

O avanço que se observa na comunicação é que os serviços ecossistêmicos constituem tônica da estratégia europeia de infraestrutura verde. Em outras palavras, “a partir da comunicação é possível concluir que a biodiversidade, os ecossistemas e os serviços ecossistêmicos estão no centro das preocupações quando se trata da implantação de uma infraestrutura verde na Europa.” (Altmann, 2016)

Atendendo a comunicação da Comissão Europeia, O Parlamento Europeu aprovou em 12 de dezembro de 2013 a Resolução sobre a Infraestrutura Verde – Valorizar o Capital Natural da Europa. Esta resolução sublinha o ineditismo da infraestrutura verde, eis “que proporciona uma boa relação custo-benefício através de vários benefícios e soluções, que permitem conciliar os objetivos ambientais, sociais e econômicos.” (Parlamento Europeu, 2013) Os motivos que levaram o Parlamento Europeu a adotar uma resolução sobre infraestrutura verde são: a conservação da biodiversidade; recuperação dos ecossistemas degradados e; a necessidade de assegurar o fluxo de serviços ecossistêmicos. Todas estas ações estão voltadas à valorização e proteção do Capital Natural europeu.

A Resolução sobre Infraestrutura Verde da União Europeia ressalta a necessidade de restauração dos ecossistemas que fornecem serviços ecossistêmicos. Logo, a estratégia é preservar e restaurar as áreas naturais e seminaturais a fim de ampliar a oferta de serviços ecossistêmicos, principalmente para as cidades. De fato, Maes et al. (2015) alertam que será necessária mais infraestrutura verde capaz de gerar serviços ecossistêmicos para atender o crescimento das cidades.¹⁹⁹ Nas palavras de Maes et al. (2015):

Conclui-se que na Europa urbanização deve ser acompanhada de um crescimento adicional de GI [green infrastructure – n.a.] que oferece serviços que são tão importantes como outras infraestruturas urbanas. Para compensar as perdas de terras devido à

¹⁹⁹ Maes et al. (2015) realizaram um estudo através de um sistema de modelagem projetado especificamente para avaliar os impactos das políticas da União Europeia acerca do uso da terra. Esse sistema permite simular cenários futuros com base nas políticas adotadas e, com isso, fazer comparações qualitativas e quantitativas. O sistema adotado pelos autores no estudo é executado em um padrão muito preciso, isto é, na resolução espacial de 1ha. Com base nos dados obtidos nas simulações e comparando com o Cenário de Referência de 2010, os autores concluíram que o crescimento das cidades depende de um aumento dos fluxos de serviços ecossistêmicos e, em consequência, um incremento na infraestrutura verde.

urbanização e ter em conta as demandas adicionais de recursos em virtude do aumento da população, concluímos que são necessários investimentos substanciais no desenvolvimento de GI. Isso requer uma utilização mais inteligente da terra disponível e demonstrando que os investimentos em GI podem levar a benefícios adicionais para a sociedade como um todo. (Maes et al., 2015)

Tomando como referência o ano de 2010 e fazendo projeções para o ano de 2050, os cenários estudados por Maes et al. (2015) indicam que, “a Europa teria que expandir a rede de infraestrutura verde por cerca de 20.000 Km² de terras para manter os serviços ecossistêmicos nos níveis de 2010”, considerando que “cada aumento percentual na proporção de áreas artificiais precisa ser compensado com um aumento de 2,2% em terras qualificadas como infraestrutura verde, a fim de manter os serviços ecossistêmicos nos níveis de 2010.” Diante desses alertas, é possível concluir que não bastará preservar as áreas naturais e seminaturais, mas também restaurar as áreas degradadas para que seja possível atender a demanda por serviços ecossistêmicos.

A restauração constitui um aspecto fundamental na estratégia europeia de infraestrutura verde. Com efeito, em sendo a conectividade a principal característica dessa estratégia, a restauração dos ecossistemas é ação incontornável. Em outros termos, “a ideia é reduzir ao mínimo o nível de fragmentação para, com isso, tornar os ecossistemas mais resilientes.” (Altmann, 2016) Tecnicamente, restauração ecológica significa “o processo de auxiliar na recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído.” (Lammerant et al., 2013) Entretanto, observa Aragão (2014) que a “restauração é um processo de incorporação de maior valor nos espaços e nos serviços naturais”, eis que

(...) a restauração é um conjunto de processos destinados a repor os espaços e os recursos naturais no status quo ante, recuperando o valor, a qualidade ambiental e o equilíbrio ecológico perdidos pela intervenção em zonas degradadas e pela requalificando espaços naturais desvalorizados.

Em vista disso, a restauração dos ecossistemas não pode ser vista como algo supérfluo ou um luxo, mas sim como uma “necessidade ética, uma imposição jurídica e uma vantagem econômica.” (Aragão, 2014) O dever de restaurar os ecossistemas, na expressão utilizada por Aragão (2014), está, portanto, fundamentado no princípio do nível elevado de proteção.

Existe clara complementariedade entre a estratégia de infraestrutura verde e a rede de áreas protegidas (Rede Natura 2000). De acordo com a Comissão Europeia (2013), considerados os 25 anos de consolidação da Rede Natura 2000, “a espinha dorsal da infraestrutura verde da EU está já implantada”. Nesse sentido, a resolução salienta que a infraestrutura verde é um complemento da Rede Natura 2000, vez que tem dentre suas finalidades ligar as áreas protegidas integrantes da rede. A integração da estratégia de infraestrutura verde com a Rede Natura 2000, portanto, constitui um exemplo de complementariedade de políticas em curso com novas políticas.

Em relação ao financiamento da estratégia de infraestrutura verde, a resolução enfatiza a necessidade de integrar essa iniciativa aos mecanismos ligados ao quadro financeiro plurianual, de forma “a contribuir eficazmente para que as metas da União em matéria de biodiversidade sejam alcançadas.” (Parlamento Europeu, 2013) Como consequência, a resolução sugere que os Estados-Membros lancem mão de todos os mecanismos de financiamento disponíveis na União Europeia. Além desses mecanismos, a resolução incentiva os investimentos privados em projetos de infraestrutura verde. Nesse contexto, a resolução incentiva a Comissão e o Banco Europeu de Investimentos (BEI) a:

(...) criarem e tornarem operacional um instrumento de financiamento que inclua mecanismos de financiamento inovadores para apoiar investimentos em infraestruturas verdes e outros projetos de Capital Natural conexos e, ao mesmo tempo, aquilatarem um verdadeiro apoio a longo prazo para as funções ecossistêmicas; alerta para a necessidade de explorar novas fontes de financiamento a nível local, regional e nacional. (Parlamento Europeu, 2013)

Atendendo a necessidade de financiamento da estratégia de infraestrutura verde, a Comissão e o Banco Europeu de Investimentos (BEI) instituíram o Natural Capital Financing Facility – NCFF. (European Commission, 2016b) O NCFF integra o Financial Instrument for the Environment and Climate Action (LIFE), cujo orçamento é de 3,4 bilhões de euros para o período 2014-2020. (Europa, Regulamento (UE) n.o 1293/2013) A finalidade do LIFE é de “catalisar as mudanças na definição e na execução de políticas, oferecendo e divulgando soluções e boas práticas tendo em vista a realização de objetivos ambientais e climáticos e promovendo tecnologias inovadoras no domínio do ambiente e das alterações climáticas.” (Europa, Regulamento (UE) n.o 1293/2013) O Programa LIFE foi instituído em 1992, tendo sido reestruturado diversas vezes. Atualmente a finalidade do LIFE é de apoiar o Programa Geral de Ação da União para 2020 em Matéria de Ambiente – 7º. PAA. A estratégia sobre infraestrutura verde, como parte do 7º. PAA, é financiada pelo Programa LIFE por meio do NCFF.

Segundo o Biodiversity Information System for Europe – BISE (2016b), o NCFF traduz-se em um instrumento inovador de investimento em projetos que “demonstram que a preservação do Capital Natural pode gerar receitas ou economizar recursos”, na medida em que alcançam as metas de adaptação à mudança do clima e conservação da biodiversidade. O BISE (2016b) destaca que muitas iniciativas não são financiadas pelos órgãos oficiais ou pela iniciativa privada em virtude do risco econômico do projeto. A fim de superar esse impasse, o NCFF criou um banco de modelos de projetos passíveis de ser replicados e, diante disso, aptos para financiamento. Isso confere mais segurança para as iniciativas e, conseqüentemente, atrai mais investidores. (BISE, 2016b) Estados-Membros, entidades privadas ou públicas, proprietários rurais e empresas podem propor projetos e obter recursos junto ao NCFF. São financiáveis projetos de infraestrutura verde, pagamento por serviços ecossistêmicos e empreendimentos ‘pró-

biodiversidade'.²⁰⁰ Para o exercício de 2014 a 2017, o orçamento do NCFE é de 100 a 125 milhões de euros.

São critérios para obtenção de recursos do NCFE:

(i) conservar, restaurar, gerenciar e melhorar os ecossistemas, utilizando-se de soluções baseadas nos ecossistemas;

(ii) aplicar abordagens baseadas nos ecossistemas que permitem a empresas e comunidades enfrentar os impactos atuais e projetados associados às mudanças climáticas, incluindo aí projetos de infraestrutura verde urbanas, rurais e costeiras;

(iii) demonstrar os benefícios financeiros e econômicos, incluindo a capacidade de gerar receitas ou diminuir custos, contando com benefícios totais superiores aos custos do projeto;

(iv) contribuir para os objetivos do programa LIFE da União Europeia para a natureza e biodiversidade e/ou adaptação às mudanças climáticas. (European Commission, 2016b)

Outro aspecto que recebeu destaque no Parlamento Europeu durante os debates sobre a adoção de uma resolução sobre infraestrutura verde foi a possibilidade de geração de empregos. O argumento defendido por alguns parlamentares sustenta que os investimentos em infraestrutura verde oportunizariam a criação de empregos.²⁰¹ De fato, Edwards et al. (2013) revelam que, nos Estados Unidos da América, 50 projetos de recuperação ambiental geraram 1.409 empregos no primeiro ano analisado no estudo, resultando na média de 17 empregos por milhão de dólares investidos. Os autores salientam que “investir na restauração dos habitats da infraestrutura azul constitui uma oportunidade verde beneficiando a economia das sociedades costeiras, tanto a

²⁰⁰ “O NCFE prevê financiamentos que variam de 5 milhões de euros a 15 milhões de euros por projeto, podendo cobrir até 75% dos projetos. O financiamento será concedido por até dez anos, podendo ser estendido por mais cinco anos. Interessante anotar que o NCFE pode investir em fundos de ações, no percentual máximo de 33% do valor total. Especificamente em relação à infraestrutura verde, o NCFE pretende apoiar os projetos capazes de gerar receitas ou reduzir custos. Exemplos são projetos voltados para a gestão da água, a qualidade do ar, florestamento, recreação, polinização e aumento da resiliência às consequências adversas das mudanças climáticas.” (Altmann, 2016)

²⁰¹ “Em um dos estudos que trazem dados concretos a respeito de empregos gerados pela implantação da infraestrutura verde, Edwards et al. (2013) analisaram o impacto das despesas do American Recovery and Reinvestment Act (ARRA) do ano de 2009 realizadas pelo National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) em projetos de restauração de habitats costeiros nos Estados Unidos. Os autores estimaram o total e a média de trabalhos criados por milhão de dólares investidos. O estudo demonstrou que nos 50 projetos de ARRA administrados pelo NOAA, foram criados 1.409 empregos no primeiro ano, numa média de 17 empregos por milhão de dólares investidos, o que equipara essa abordagem a outras *indústrias de conservação*, como parques e conservação do solo. Os autores chamam a atenção que essa média de criação de empregos é muito superior a outras indústrias tradicionais, como a do carvão, gás e geração de energia nuclear. Os autores apontam que a restauração de habitats constitui um meio efetivo de estimular a criação de empregos. Além disso, observa o estudo, a restauração dos habitats proporciona benefícios econômicos de longo prazo, incluindo a criação de empregos futuros nas áreas recuperadas.” (Altmann, 2016).

curto como em longo prazo.” (Edwards et al., 2013) Num cenário de crise econômica e ecológica, esse argumento possui um grande apelo. São chamados de *empregos verdes* aqueles que geram benefícios ao ambiente. A própria Resolução sobre Infraestrutura Verde prevê que esta estratégia “apresenta uma multiplicidade de benefícios ecológicos, econômicos e sociais decorrentes de soluções naturais, que são menos dispendiosas e mais sustentáveis e que podem contribuir para a criação de emprego.” (Parlamento Europeu, 2013) Também a Comunicação da Comissão Europeia salienta que “os investimentos em infraestruturas verdes têm potencial significativo para reforçar o desenvolvimento regional e urbano, inclusive pela manutenção ou criação de empregos.” (Comissão Europeia, 2013) Também os parlamentares destacaram esse aspecto durante os debates que antecederam a aprovação da Resolução no Parlamento Europeu. (European Parliament, 2013)

202

3.3.8.3 Infraestrutura Verde enquanto novo instrumento baseado no conceito de serviços ecossistêmicos

A relevância da Resolução do Parlamento Europeu sobre a Infraestrutura Verde está em evidenciar o valor dos serviços ecossistêmicos. O fundamento da implantação de uma rede de áreas naturais e seminaturais está, justamente, na manutenção e aumento do fluxo de serviços ecossistêmicos. Essa norma, portanto, ‘densifica’ o conceito de serviços ecossistêmicos, ao atribuir-lhe valor e alcance. A ideia de uma infraestrutura verde vinculada ao conceito de serviços ecossistêmicos, trazida pela Resolução EU 2013/2663 (RSP), vai muito além dos instrumentos que até então aplicavam tal conceito como, por exemplo, o Pagamento por Serviços Ecossistêmicos (PSE). Isso pode significar uma aplicação mais extensiva desse conceito, vez que pode ser utilizado em vários projetos, públicos e privados. Por exemplo: projetos de recuperação de áreas húmidas, de zonas ripárias ou de vegetação costeira. Nesses exemplos, é evidente a multifuncionalidade da infraestrutura verde, eis que vários os serviços ecossistêmicos oriundos dessas áreas (serviços hídricos, conservação da biodiversidade, mitigação e adaptação aos efeitos adversos da mudança climática).

²⁰² “Durante os debates no Parlamento Europeu que precederam a aprovação da Resolução sobre Infraestrutura Verde, a Deputada Edite Estrela (Portugal) afirmou que essa estratégia possui múltiplos benefícios, pois a ‘natureza pode, por vezes, oferecer soluções mais baratas e duráveis e contribuir para a criação de empregos’ e, além disso, ‘os investimentos em infraestrutura verde têm normalmente um retorno elevado.’ Também durante o debate no Parlamento Europeu, Neven Mimica (Croácia) destacou que ‘a estratégia sobre Infraestrutura Verde apresentada pela Comissão em maio [de 2013 – n.a.] demonstra que as soluções baseadas na natureza, como a infraestrutura verde, podem proteger a biodiversidade, aumentar os benefícios econômicos que a natureza proporciona, e contribuir para o crescimento e o emprego.’ Vladimir Urutchev (Bulgária) salientou que, além dos ‘benefícios ecológicos e para a saúde pública, uma abordagem tão inovadora contribuirá para a criação de empregos verdes e sustentáveis’.” (Altmann, 2016)

Aponta-se aqui a infraestrutura verde enquanto um novo instrumento considerando sua capacidade de aplicação prática do conceito de serviços ecossistêmicos. Mas a infraestrutura verde merece destaque também por ser um modelo capaz de ser replicado. Sem descurar do fato de que a o Direito Europeu do Ambiente se apresenta mais avançado em diversos aspectos – e o caso da infraestrutura verde é um deles – essa ideia pode orientar outros ordenamentos jurídicos que buscam internalizar o conceito de serviços ecossistêmicos. Entendemos que a previsão legal desta noção de infraestrutura verde potencializa sua aplicação.

O desafio do Direito é deixar clara a complementariedade entre a infraestrutura cinza e a verde. Nesse sentido, Aragão (2016d) defende que a infraestrutura verde é “condição fundamental do desenvolvimento sustentável”:

Para aqueles que defendem cegamente o alargamento das infraestruturas artificiais, a infraestrutura ecológica é simplesmente um obstáculo ao desenvolvimento, que impede a elevação do bem-estar das populações, ao limitar a construção de estradas, o levantamento de parques eólicos ou a instalação de antenas retransmissoras. No entanto, para quem tenha uma visão mais ampla e mais a longo prazo do que é o desenvolvimento, a preservação dos serviços ecossistêmicos assume uma importância vital não só para nós, mas especialmente para os nossos filhos e netos.

Além disso, imperioso destacar que a infraestrutura verde pode – e deve – estar contemplada no planeamento urbano. Nos planos de ocupação e uso do solo que devem estar contempladas as infraestruturas verdes essenciais para as cidades. Oliveira (2004) destaca que o planeamento urbanístico é a área de maior relevo na atuação da Administração²⁰³:

O planeamento urbanístico é, podemos dizê-lo, a área de actuação administrativa de maior relevo no domínio do direito do urbanismo já que é aos seus instrumentos típicos que está incumbida a tarefa determinante de definição das regras de ocupação, uso e transformação dos solos e os quais, nessa medida, enquadram e limitam todas as concretas operações, públicas ou privadas, que se pretendam concretizar sobre os mesmos.

No caso do Brasil, a ideia de infraestrutura verde traria uma significativa inovação no campo da conservação da biodiversidade, hoje muito adstrita aos Espaços Especialmente

²⁰³ Segundo Oliveira (2004): “De entre os instrumentos de planeamento do espaço — que a legislação actual designa de instrumentos de gestão territorial —, os que maior relevo assumem são os planos municipais de ordenamento do território. Esta relevância advém-lhes, por um lado, do facto de se tratarem, juntamente com os planos especiais de ordenamento do território, dos únicos instrumentos de gestão territorial com eficácia plurisubjectiva, mas ainda, e sobretudo, por outro lado, por, comparativamente com estes últimos, efectuarem um tratamento tendencialmente global e integrado da área da sua intervenção, sendo a eles que está atribuída a tarefa essencial de planeamento de classificação e qualificação dos solos. São eles, pois, assumidamente, os instrumentos de regulação normal da ocupação do território, reconhecendo a lei aos planos especiais — categoria que abrange os planos de ordenamento da orla costeira, os planos das áreas protegidas, os planos de albufeiras de águas públicas, os planos de ordenamento de estuários e ainda, nos termos do Decreto-Lei n.º 131/2002, de 11 de Maio, os planos de ordenamento de parques arqueológicos —, uma tarefa meramente supletiva a este propósito.”

Protegidos.²⁰⁴ Essas áreas são, em sua maioria, muito fragmentadas e o arcabouço normativo vigente não é capaz de dar respostas adequadas a questões como, por exemplo, preservação e recuperação de bacias hidrográficas. Exemplo disso é o conceito de corredores ecológicos²⁰⁵ que, embora trabalhe com a ideia de conectividade, carece da característica de multifuncionalidade. Já a noção de infraestrutura verde tem a capacidade de dialogar com setores não relacionadas diretamente com a conservação da natureza, a exemplo de decisões envolvendo trade-offs entre infraestrutura cinza e soluções baseadas em ecossistemas. Isso traz uma maior flexibilidade na aplicação do conceito de serviços ecossistêmicos, na medida em que liga temas não diretamente relacionados ou até mesmo antagônicos. Um exemplo disso seria declarar os ecossistemas de determinada bacia hidrográfica enquanto a infraestrutura verde complementar à infraestrutura cinza de armazenamento, captação, tratamento e distribuição de água. Atualmente essa correlação – de complementariedade entre infraestrutura verde e cinza – não é muito clara no Direito Ambiental Brasileiro.

²⁰⁴ No Brasil, são considerados Espaços Especialmente Protegidos as Unidades de Conservação, as áreas de Reserva Legal e as áreas de Proteção Permanente, estas últimas regulamentadas pela Lei 12.615/2012 (Novo Código Florestal). Também o art. 225, § 4º da Constituição Federal prevê que “a Floresta Amazônica brasileira, a Mata Atlântica, a Serra do Mar, o Pantanal Mato-Grossense e a Zona Costeira são patrimônio nacional, e sua utilização far-se-á, na forma da lei, dentro de condições que assegurem a preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso dos recursos naturais.”

²⁰⁵ Com o conceito trazido pela Lei nº 9.985/2000 (Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza), corredores ecológicos são “porções de ecossistemas naturais ou seminaturais, ligando unidades de conservação, que possibilitam entre elas o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, bem como a manutenção de populações que demandam para sua sobrevivência áreas com extensão maior do que aquela das unidades individuais.” (Art. 2º, XIX). Nesse conceito, fica clara a finalidade dos corredores ecológicos, qual seja, a conservação da biodiversidade.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A história da Humanidade é (também) a história da dependência dos ecossistemas e da sua degradação. Só na segunda metade do Século XIX o Direito ingressa no combate a essa degradação. No entanto, com instrumentos de limitado alcance. Os recentes avanços das ciências naturais e da economia, entretanto, forneceram um importante conceito para o Direito: serviços ecossistêmicos. De fato, cada vez mais normas, decisões judiciais, políticas públicas, contratos, projetos e programas adotam o termo. Não obstante a crescente aceitação desse conceito, bem como o seu emprego nas mais diversas frentes, é chegado o momento de passarmos do “law in the books” para o “law in action”. Nesse sentido, a proposta de um *Direito do Antropoceno*, aventada por Aragão (2016), na qual o Direito do Ambiente passa a ser um Direito de Resultados, é a norteadora para a proposta de uma *Teoria Jurídica Geral dos Serviços Ecossistêmicos*. A base para essa teoria é a necessidade de o Direito colocar em prática a nova racionalidade trazida pelo conceito de serviços ecossistêmicos.

A presente tese foi dividida em três capítulos na estratégia de sistematizar a complexidade relacionada com o tema. É absolutamente necessário tratar de *ecologia e da ecologia política* (capítulo 1), assim como de *economia* (capítulo 2) para tornar clara a origem do termo *serviços ecossistêmicos* e seus contornos técnicos e econômicos. Somente a partir dessa abordagem transdisciplinar – por perpassar essas diferentes áreas do conhecimento – é possível traçar os delineamentos jurídicos relativos aos serviços ecossistêmicos no capítulo 3. Importante se ressaltar que, quando se trata de serviços ecossistêmicos, *dividir, decompor, separar*, enfim, enfrentar o tema de forma cartesiana, não se afigura como a melhor alternativa. O ideal é a alternativa abordagem *sistêmica*. E isso é feito, tendo os capítulos uma concentração temática para melhor organizar a abordagem da matéria. No entanto, todos os capítulos foram pautados pelo pressuposto de que se está diante de um tema complexo que deve ser abordado de forma sistêmica. Além disso, o fato de que se estava a observar de um ponto privilegiado – a Universidade de Coimbra – fez com que, sempre que possível, fossem trazidos exemplos e experiências da Europa e da América Latina, em particular, de Portugal e do Brasil, respectivamente.

Dessarte o primeiro capítulo teve como tarefa a abertura da discussão sobre a *necessidade de (re)ligação da humanidade com a natureza*. Esse debate está no cerne da noção de serviços ecossistêmicos na medida em que esse conceito apela para a dependência do ser humano aos sistemas naturais. Se os povos caçadores-coletores da pré-história tinham muito presente essa dependência dos ecossistemas e da biodiversidade, o que expressavam através das pinturas, cosmogonia ou religião, o Homem agropastoril abandona, paulatinamente, essa noção de dependência. O anseio de *emancipação* das contingências impostas pela natureza, iniciado na

revolução agrícola, toma impulso no Século XVII com a ciência de Descartes (Ost, 1995). A Revolução Industrial e Tecnológica dos séculos seguintes abona essa ideia, de modo que nos alvares do Século XXI a *emancipação* sobre a natureza parecia total. O sonho de um mundo artificial, autômato e “civilizado” – em contraponto ao mundo natural, selvagem, hostil – parecia ter se consolidado. Importante assinalar que o Direito tem um grande contributo para essa ideia de *emancipação*, ao valorizar mais o *civilizado* do que o *natural* (antropocentrismo). No entanto, os sinais de esgotamento do Sistema Terra fizeram soar o alarme: os limites dos ecossistemas estavam a ser ultrapassados.

A escola teórica da resiliência demonstrou, no final do Século XX, entretanto, que o bem-estar humano está atrelado aos ecossistemas que suportam a vida no Planeta. Daí a necessidade de reconhecer esse vínculo, a necessidade de uma religação entre a humanidade e a natureza. O conceito de serviços ecossistêmicos surge nesse contexto e transmite a ideia de que todos no Planeta dependem dos ecossistemas. Além disso, a economia não se pode expandir indefinidamente, pois deve, também, respeitar os limites dos ecossistemas. Inicialmente os biólogos da conservação e, depois os economistas ecológicos se aperceberam dessa dependência e da importância dos serviços ecossistêmicos. Depois de vários alertas, dentre os quais uma tentativa de estimar o valor dos serviços ecossistêmicos feita por Costanza et al. em 1997, o tema recebeu a atenção da ONU através da Avaliação Ecológica do Milênio (2005). A AEM teve o condão de colocar os serviços ecossistêmicos na agenda das mais diversas instituições, fazendo com que o tema deixasse de ser um objeto de investigações acadêmicas e científicas para adentrar na agenda política.

Ingressar na agenda política trouxe vários desdobramentos para o conceito de serviços ecossistêmicos: passou a ser citado em políticas públicas, normas as mais diversas, contratos (de PSE, por exemplo), decisões judiciais, órgãos públicos e objeto de atenção de empresas privadas. A normatividade ligada aos serviços ecossistêmicos aumentava, tanto em número como em densidade, revelando um *processo de densificação normativa* do conceito (Altmann e Stanton, 2018). Não obstante a recorrência do termo em normas as mais diversas, o conceito parece estar mais para “law in the books” do que para “law in the action”. Assim como ocorreu com o conceito de *desenvolvimento sustentável*, o conceito de serviços ecossistêmicos corre o risco de ser aviltado. O *desenvolvimento sustentável* é cantado em prosa e verso nas mais diferentes esferas, sem, contudo, atingir um resultado prático e efetivo. O conceito de serviços ecossistêmicos parece estar seguindo o mesmo destino.

Os serviços ecossistêmicos trazem uma nova racionalidade para o Direito, ao destacar a essencialidade dos ecossistemas para o bem-estar humano. É urgente e necessário que o Direito utilize esse conceito para produzir resultados práticos e efetivos. Com base nessa nova racionalidade e apoiado em instrumentos efetivos, acredita-se que o conceito de serviços

ecossistêmicos possa ser um vetor de significativas alterações. Diante disso, a presente investigação buscou responder as seguintes questões:

- i) O Direito pode colaborar para tornar os serviços ecossistêmicos “visíveis” perante a sociedade, instituições e economia – e, a partir disso, contribuir para garantir a preservação e o acesso justo e equânime a esses serviços?
- ii) De que forma o Direito pode sistematizar e operacionalizar as normas, instituições e políticas voltadas para a tutela e valorização dos serviços ecossistêmicos necessários para garantir a dignidade e bem-estar das pessoas?
- iii) A fim de assegurar *o acesso justo e equânime aos serviços dos ecossistemas*, quais os institutos, instrumentos e políticas que poderiam ser utilizados para operacionalizar o conceito de serviços ecossistêmicos?

Cada uma dessas questões merece uma análise pormenorizada:

- i) *Tornar os serviços ecossistêmicos visíveis, contribuindo para garantir a preservação e o acesso justo e equânime a esses serviços.*

Em relação ao primeiro questionamento, a presente tese apontou claramente no sentido de que o Direito pode – e deve – contribuir para *tornar os serviços ecossistêmicos visíveis* perante a sociedade, instituições e economia. Esse é o primeiro passo *prático* para o atingimento do objetivo *jurídico* mais importante: contribuir para garantir a preservação e o acesso justo e equânime a esses serviços. Importante se salientar que o Direito não atua sozinho nessa frente, pois outros ramos do conhecimento também contribuem para tornar os serviços ecossistêmicos visíveis. Mas o Direito tem um papel proeminente na implantação desse conceito. E isso já está em curso. Em diversos exemplos práticos ficou evidenciado: na análise da jurisprudência pioneira a utilizar o termo; nas diversas normas já promulgadas sobre a matéria; nos programas e projetos de PSE em execução; na implantação da nova PAC na União Europeia e; na estratégia de Infraestrutura Verde.

Em teoria, da mesma forma, ficou configurado que o conceito tem aumentado sua *visibilidade* perante a sociedade, instituições e em termos econômicos. Em economia, por exemplo, o SEEA-EEA, assim como a iniciativa WAVES do Banco Mundial tentam incorporar o conceito de serviços ecossistêmicos nas contas nacionais, o que significará um salto muito grande na comparação com o atual cálculo do PIB. Também os métodos de valoração têm se aperfeiçoado em anos recentes, fornecendo uma ferramenta imprescindível para a tomada de decisões que envolvam *trade-offs* acerca dos serviços ecossistêmicos. Já os programas e projetos de PSE, por exemplo, têm mobilizado a sociedade em prol da conservação nos locais onde são implementados. No nível institucional, vários órgãos têm sido criados especificamente para tratar dos serviços ecossistêmicos, tanto no âmbito dos países como internacionais, sejam eles voltados para a

investigação científica ou execução de políticas. Pode-se citar, como exemplo, o TEEB, o ESP, o IPBES no âmbito internacional. A própria AEM (2005) alçou o debate para o nível institucional e, partir de então, vários países passaram a criar órgãos ou incumbir seus órgãos de meio ambiente a tratar do tema. Um exemplo disso é a secretaria de programas e projetos da Agência Nacional das Águas do Brasil, que desenvolve o Programa Produtor de Água, uma iniciativa que conta com 57 projetos de PSE em andamento, abrangendo uma área de 400 mil hectares e impactando uma população de 35 milhões de pessoas. Em todos projetos juntos, mais de 2 mil produtores rurais já recebem os pagamentos e 40 mil hectares foram recuperados ou preservados diretamente. (Garcia dos Santos, 2018) Essas iniciativas estão tornando os serviços ecossistêmicos visíveis no Brasil – e o Direito tem uma contribuição direta para isso.

Em meados dos anos 1960, a poluição causada pelos agrotóxicos (sobretudo pelo uso indiscriminado de DDT) era conhecida apenas por cientistas. Foi o trabalho de Rachel Carson (Primavera Silenciosa, de 1962), que deu visibilidade ao problema e, a partir disso, foram tomadas medidas para a sua solução. Hoje os serviços ecossistêmicos são desconhecidos pela maior parte da população. E essa invisibilidade dos serviços ecossistêmicos também se verifica em relação à economia e às instituições. Mas, acredita-se que é possível o Direito atuar para demonstrar o real valor dos ecossistemas e da biodiversidade para o bem-estar humano – valor este que perpassa o mero valor monetário e de uso direto consumptivo da natureza.

- ii) *Sistematizar e operacionalizar as normas, instituições e políticas voltadas para a tutela e valorização dos serviços ecossistêmicos necessárias para garantir a dignidade e bem-estar das pessoas.*

Diversas normas atualmente utilizam o termo *serviços ecossistêmicos* em seus textos, tanto no Brasil, quanto em Portugal e na União Europeia. No Brasil verifica-se, inclusive, projetos de lei sobre a matéria. Ocorre que a simples referência a esse conceito, sem qualquer sistematização e conexão com o restante do ordenamento jurídico-ambiental, pode fazer desse termo letra morta. Além disso, é preciso explorar o potencial jurídico do conceito de serviços ecossistêmicos, a exemplo do que fez a economia (que desenvolveu diversas aplicações e desdobramentos para esse conceito). É necessária, portanto, uma teoria que oriente a aplicação prática do conceito de serviços ecossistêmicos. Em virtude disso propusemos aqui uma *teoria jurídica geral* para os serviços ecossistêmicos. Essa proposta é uma construção que ainda carece de muitos elementos. Não obstante, buscou-se criar um esboço para uma teoria geral, com seus delineamentos os básicos.

O primeiro passo foi justificar a adoção de uma teoria jurídica para os serviços ecossistêmicos: quais elementos de ordem jurídica e técnica que fundamentam a adoção dessa teoria? Buscou-se responder a essa pergunta e a conclusão, em relação aos aspectos técnicos, é

interessante, pois: (i) o Direito do Antropoceno é um Direito de resultados, necessariamente deve atingir os objetivos de garantir o fluxo de serviços ecossistêmicos; (ii) os limites do Sistema Terra devem ser respeitados e o Direito deve sinalizar claramente onde isso se aplica; (iii) os pontos de inflexão (tipping points), podem conduzir a mudanças não lineares nos ecossistemas, e que, por isso, não podem ser ultrapassados; (iv) necessidade de frear as perdas de biodiversidade e de ecossistemas; (v) evitar perdas econômicas e para o bem-estar humano decorrentes do declínio dos serviços ecossistêmicos; (vi) aumentar a resiliência dos ecossistemas.

Em relação às justificativas jurídicas para adoção dessa teoria, temos o seguinte: (i) necessidade de *valorizar* os serviços ecossistêmicos, tornando-os ‘visíveis’ perante a sociedade em geral, para as instituições e para a economia; (ii) necessidade de estabelecer os conceitos, objetivos, princípios e diretrizes necessárias para a adoção da abordagem dos serviços ecossistêmicos nas decisões judiciais, administrativas, políticas públicas e de planejamento; (iii) criação de uma base teórico-jurídica coerente e capaz de fundamentar a produção legislativa, bem como apta a subsidiar a criação ou revisão de políticas públicas com base no conceito de serviços ecossistêmicos; (iv) necessidade de subsidiar as decisões dos tribunais com critérios e parâmetros cientificamente fiáveis; (v) necessidade de estabelecer critérios de justiça ambiental no acesso e distribuição do bem-estar proporcionado pelos serviços ecossistêmicos e; (vi) necessidade de recepção/incorporação das recentes descobertas científicas no Direito. Diante dessa complexidade e incertezas, o Direito é instado a dar respostas frente a possibilidade – cada dia mais plausível – de um colapso dos ecossistemas que fornecem os serviços essenciais para o bem-estar humano. E as respostas devem ser efetivas e atingir resultados pré-determinados, atendendo os níveis e padrões seguros de operação (o “Safe Operating Space”, proposto Rackström et al., 2009) Uma teoria jurídica geral para os serviços ecossistêmicos poderia atender a estas demandas através de uma uniformização de conceitos, princípios, diretrizes, instrumentos.

O primeiro passo para a concretização de uma teoria geral dos serviços ecossistêmicos é contribuir para estabelecer um conceito jurídico para esses serviços. Essa tarefa foi enfrentada através de três abordagens: a análise das normas e projetos de lei que já adotaram o conceito no Brasil, em Portugal e na União Europeia; a análise do processo de densificação normativa pelo qual está passando o conceito e; uma tentativa de construção de um conceito jurídico de serviços ecossistêmicos. Essas, portanto, foram as contribuições *teóricas* da presente tese.

É imperioso se ressaltar que o processo de *densificação normativa* do conceito de serviços ecossistêmicos já está em curso, tendo recebido um grande impulso com a Avaliação Ecossistêmica do Milênio. Atualmente existem diversas normas que utilizam esse conceito, como visto. No entanto, é necessário *operacionalizar* esse conceito, ou seja, fazer com que o “law in the books” passe para o “law in action”.

- iii) *Institutos, instrumentos e políticas que poderiam ser utilizados para operacionalizar o conceito de serviços ecossistêmicos, a fim de assegurar o acesso justo e equânime aos serviços dos ecossistemas.*

Com o fito de operacionalizar o conceito de serviços ecossistêmicos, foi esboçada uma *tipologia* de institutos, instrumentos e políticas que já trabalham ou que possam vir a trabalhar com esse conceito. Verificou-se, pois, que diversos instrumentos e institutos podem adotar o conceito, fazendo, com isso, que o mesmo seja aplicado, na prática, na tutela da biodiversidade e dos ecossistemas. É fundamental mencionar que, com a adoção da abordagem dos serviços ecossistêmicos, o Direito pode recepcionar os princípios e pressupostos da economia ecológica e da escola da resiliência. A isso deve se somar os critérios de justiça ambiental, notadamente um acesso equitativo aos benefícios brindados pelos ecossistemas. Outro ponto crucial é o caráter transdisciplinar, internacional e transgeracional que deve pautar o tratamento dispensado aos serviços ecossistêmicos. Em termos mais objetivos, os serviços ecossistêmicos têm desdobramentos econômicos, sociais, jurídicos e ecológicos que não podem ser tratados separadamente (por isso a pertinência de análises multicritério). Além disso, os ecossistemas, a biodiversidade e seus benefícios não respeitam fronteiras, merecendo uma tutela nos âmbitos regional, nacional e internacional. Basta dizer que alguns serviços são planetários, a exemplo da regulação do clima. Outrossim, alguns serviços (os de regulação e de suporte) devem ser tratados enquanto *bens comuns*. Por fim, o caráter transgeracional dos serviços ecossistêmicos implica na manutenção dos ecossistemas para que as gerações futuras usufruam desses serviços.

Nesse sentido e diante de um contexto deveras complexo, fez-se uma releitura de instrumentos e institutos que não foram criados a partir da racionalidade dos serviços ecossistêmicos. Os tributos ambientais, as compras públicas sustentáveis, a autorização ambiental, o Direito de propriedade, os contratos, a responsabilidade civil ambiental e o Direito internacional são exemplos de áreas, institutos e instrumentos que podem servir para a tutela e promoção dos serviços ecossistêmicos. Já o Pagamento por Serviços Ecossistêmicos, a estratégia da União Europeia de Infraestrutura Verde, bem como as novas alterações da PAC são políticas e instrumentos que já operam sob a racionalidade introduzida pelo conceito de serviços ecossistêmicos. A partir dos exemplos trazidos acerca desses institutos, instrumentos e políticas, pode-se perceber que existe um *início* de implementação da racionalidade inaugurada pelos serviços ecossistêmicos. As decisões dos tribunais, analisadas quando do estudo da responsabilidade civil, ilustram bem a mudança provocada pela utilização do conceito de serviços ecossistêmicos (item 3.3.6). Espera-se, portanto, que o emprego dessa racionalidade (re)configure os institutos, instrumentos e políticas ligadas ao conceito de serviços ecossistêmicos. A proposta aqui defendida é no sentido de que os institutos, instrumentos e políticas constantes da tipologia sejam aplicados. As experiências, sejam elas legislativas ou práticas, podem ser replicadas. Essa é a aplicação prática da presente tese.

Soluções baseadas unicamente no mercado têm sido alvo de críticas. A *commodificação* dos serviços ecossistêmicos é citada como um aspecto pernicioso, particularmente no tocante ao sistema de PSE. (Gomez-Baggettum, 2010; Packer, 2015) A contribuição do Direito, nesse aspecto, seria a de fazer com que critérios de justiça ambiental fossem observados na utilização desse conceito em instrumentos econômicos. E, além disso, o Direito pode introduzir o *dever de valorar os serviços ecossistêmicos* enquanto princípio jurídico no processo de tomada de decisões sobre os ecossistemas e a biodiversidade.

Por fim, é importante se salientar que o presente estudo não pretende exaurir o assunto. Pelo contrário, ele abre duas importantes frentes para vindouras discussões: (i) aspectos para a consolidação de uma *teoria jurídica geral dos serviços ecossistêmicos* e (ii) ampliação da tipologia de institutos, instrumentos e políticas voltados para a tutela e promoção dos serviços ecossistêmicos. Novos estudos poderão complementar os delineamentos iniciais esboçados na presente tese.

Bibliografia

ACOSTA, A. (2010). *Los derechos de la naturaleza*. [Versão electrónica] Acedido em 01 de Junho de 2018, em: https://therightsofnature.org/wp-content/uploads/pdfs/Espanol/Acosta_DDN_s.f..pdf

ADAMOWICZ, W.L., CHAPMAN, D., MANCINI, G., MUNNS, W. R. Jr., STIRLING, A., TOMASI, T. (2008). Valuation Methods. Capítulo de livro. “Valuation of Ecological Resources: integration of Ecology and Socioeconomics in Environmental Decision Making.” (Ralph G. Sthal Jr. et al. - orgs) Society of Environmental Toxicology and Chemistry.

AERNI, P. (2016). *The sustainable provision of environmental services: from regulation to innovation*. Springer. Londres.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA (BRASIL). (2018). *Atlas Brasil de Abastecimento de água urbano*. [Versão electrónica] Acedido em 12 abril 2014, em: <http://atlas.ana.gov.br/atlas/forms/analise/Geral.aspx?est=6>

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA (BRASIL). (2018). *Programa Produtor de Água*. [Versão electrónica] Acedido em 27 de Novembro de 2018, em: <http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/programas-e-projetos/programa-produtor-de-agua>

ALIANZA DEL PASTIZAL. (2018). *Iniciativa de Conservación de los Pastizales Naturales del Cono Sur de Sudamérica*. [Versão electrónica] Acedido em 15 de Janeiro de 2018, em: <http://www.alianzadelpastizal.org/>

ALIER, J. M. (2008). *Idiomas de valoración*. [Versão electrónica] Boletim da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica. No. 19. Acedido em 26 de Dezembro de 2015, em: http://www.ecoeco.org.br/backup/conteudo/publicacoes/boletim_ecoeco/Boletim_Ecoeco_n019.pdf

ALIER, J. M., JUSMET, J. R. (2001). *Economía ecológica y política ambiental*. 2. Ed, Fondo de Cultura Económica. México. ISBN 9789681664121.

ALIER, J. M., JUSMET, J. R., MUNDA, G., O’NEILL, J. (1998). *Weak comparability of values as a foundation for ecological economics*. [Versão electrónica] Ecological Economics 26:277–286. Acedido em 22 de Dezembro de 2015, em: <http://www.uvm.edu/~jfarley/EEseminar/readings/weak%20comparability.pdf>

ALMEIDA, T. (2015). *A relação qualidade ambiental-preço (ou custo) enquanto critério de adjudicação nos contratos públicos*. [Versão electrónica] FEDUC. Coimbra. Acedido em 26 de Dezembro de 2017, em: <https://digitalis-dsp.uc.pt/bitstream/10316.2/39886/1/A%20relacao%20qualidade%20ambiental.pdf>

ALTMANN, A. (2008a). *Pagamento por Serviços Ecológicos: Uma estratégia para a restauração e preservação da mata Ciliar no Brasil?* [Versão electrónica] Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Direito, Universidade de Caxias do Sul. 120 pp. Acedido em 18 de Janeiro de 2018, em: <https://repositorio.ucs.br/handle/11338/352>

ALTMANN, A. (2008b). A função promocional do Direito e o pagamento pelos serviços ambientais. *Revista de Direito Ambiental*, 52:11-26. Revista dos Tribunais. São Paulo.

ALTMANN, A. (2010). Pagamento por serviços ambientais: aspectos jurídicos para a sua aplicação no Brasil. *Actas do 14º Congresso Internacional de Direito Ambiental: Florestas, mudanças climáticas e serviços ecológicos*. Instituto O Direito Por Um Planeta Verde, São Paulo. 1º volume. Pp. 03-16.

ALTMANN, A. (2012a). *Pagamento por serviços ambientais como instrumento de incentivo para os catadores de materiais recicláveis no Brasil*. *Revista de Direito Ambiental*. Revista dos Tribunais. São Paulo, nº 68: 307/328. Acedido em 18 de Janeiro de 2018, em: http://www.planetaverde.org/arquivos/biblioteca/arquivo_20131207155702_7421.pdf

ALTMANN, A. (2012b). *Princípio do preservador-recebedor: contribuições para a consolidação de um novo princípio de Direito Ambiental a partir do sistema de pagamento por serviços ambientais*. [Versão electrónica] Capítulo de Livro. “Princípios de Direito Ambiental: atualidades.” (Clóvis Eduardo Malinverni Silveira – org.). EDUCS. Caxias do Sul, p. 125-163. Acedido em 18 de Julho de 2018, em: http://www.ucs.br/site/midia/arquivos/principios_Direito_ambiental_EDUCS_ebooks_2.pdf

ALTMANN, A. (2014). *Pagamento por serviços ambientais no Amazonas e no Acre: análise crítica do estado da arte das leis estaduais*. [Versão electrónica] Capítulo de Livro. “Compensação ecológica, serviços ambientais e protecção da biodiversidade.” [Carla Amado Gomes – Coord]. Instituto de Ciências Jurídico-Políticas. Lisboa: pp.07-31. Acedido em 15 de Janeiro de 2018, em: https://www.icjp.pt/sites/default/files/publicacoes/files/ebook_comp_eco.pdf

ALTMANN, A. (2015). Medidas agroambientais na União Europeia: perspectivas para a protecção dos serviços ecossistêmicos. *Revista de Direito Ambiental*, 78: 477-505. Revista dos Tribunais. São Paulo.

ALTMANN, A. (2016). *Infraestrutura verde na União Europeia: o planejamento estratégico de uma rede de zonas naturais e seminaturais para a provisão de serviços ecossistêmicos e valorização do Capital Natural da Europa*. [Versão electrónica] Capítulo de Livro. “A cidade: uma construção interdisciplinar” (Adir Ubaldo Rech, Diego Coimbra – orgs). EDUCS. Caxias do Sul, p. 121-153. Acedido em 31 de Agosto de 2017, em: <https://www.ucs.br/site/midia/arquivos/ebook-a-cidade.pdf>

ALTMANN, A., SOUZA, L. F., STANTON, M. S. – orgs. (2015). *Manual de apoio à atuação do Ministério Público: Pagamento por Serviços Ambientais*. Andrefc.com Assessoria e Consultoria em Projetos. Porto Alegre.

ALTMANN, A., STANTON, M. S. (2018). The Densification Normative of the ecosystem services concept in Brazil: Analyses from legislation and jurisprudence. [Versão electrónica] *Ecosystem Services Journal*, 29, Part B: 282-293. ISSN 2212-0416. Acedido em 18 de Novembro de 2018, em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.013>

ALTMANN, A., ZAGO, A. K., SPANENBERGER, R., BREGOLIN, M. (2010). A tutela jurídica da preservação da paisagem através de pagamentos por serviços ambientais. *Actas do XIV Congresso Íbero Americano de Urbanismo - Identidad, paisaje y territorio: recursos naturales y culturales*. Tenerife, v. 14.

AMARAL, L. P., MARTINS, N., GOUVEIA, J. B. (2016). A review of emergy theory, its application and latest developments. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54: 882-888).

ANDRADE, D. C., ROMEIRO, A. R. (2009a). *Capital Natural, serviços ecossistêmicos e sistema econômico: rumo a uma “Economia dos Ecossistemas”*. [Versão electrónica] Texto para discussão. IE/UNICAMP. Campinas. Acedido em 15 de Janeiro de 2016, em: www.eco.unicamp.br/docprod/downarq.php?id=1789&tp=a Acesso 15 janeiro 2016.

ANDRADE, D. C., ROMEIRO, A. R. (2009b). *Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano*. [Versão electrónica] Texto para Discussão. IE/UNICAMP. Campinas, n. 155. Acedido em 26 de Dezembro de 2015, em: www.eco.unicamp.br/docprod/downarq.php?id=1789&tp=a

ANGLADA, M. L. (1997). *El cambio global en el medio ambiente: introducción a sus causas humanas*. Boixareu. Barcelona.

ANTUNES, T. (2015). *Ensaio sobre a natureza jurídica das licenças de emissão no seio do mercado europeu de carbono*. Tese de doutorado. Universidade de Lisboa.

ANTUNES, L. F. C. (2008). *Direito Público do Ambiente: diagnose e prognose da tutela processual da paisagem*. Almedina. Coimbra.

ARAGÃO, A. (2011). Pagamento dos Serviços dos Ecossistemas Florestais: uma questão de sustentabilidade e de justiça. *Revista de Estudos Ibéricos*. Guarda.

ARAGÃO, A. (2012). *A natureza não tem preço...mas devia. O dever de valorar e pagar os serviços dos ecossistemas*. Capítulo de Livro. Estudos em homenagem ao Professor Doutor Jorge Miranda. Volume IV – Direito Administrativo e Justiça Administrativa. Coimbra Editora. Coimbra, p. 11-41.

ARAGÃO, A. (2014). *Ultrapassar o défice (ecológico) em tempo de crise (econômica). Breves reflexões o dever de restauração de habitats*. [Versão electrónica] Capítulo de Livro. “Direito e justiça ambiental: diálogos interdisciplinares sobre a crise ecológica.” (Carlos E. Peralta, Luciano J. Alvarenga, Sérgio Augustin – orgs). EDUCS. Caxias do Sul, p. 191-215. Acedido em 15 de Janeiro de 2018, em: https://www.ucs.br/site/midia/arquivos/Direito_justica_ambiental.pdf

ARAGÃO, A. (2015). *Direito Constitucional do Ambiente da União Europeia*. Capítulo de Livro. “Direito Constitucional Ambiental Brasileiro.” [José Joaquim Canotilho e José Rubens Leite – org.] Saraiva. São Paulo, p. 34-82.

ARAGÃO, A. (2016a). *Legal tools to operationalize Anthropocene Environmental Law*. Capítulo de Livro. SOS Treaty, The safe Operating Space Treaty, a new approach to managing our use of the Earth System, 83 - 103. Cambridge Scholars. Cambridge.

ARAGÃO, A. (2016b). *Property and environmental protection in Portugal*. Capítulo de Livro. Property and environmental protection in Europe, 262 - 280. Europa Law Publishing. Groningen.

ARAGÃO, A. (2016c). *Twelve legal arguments in favour of considering the Earth System as natural intangible endangered heritage in accordance with the UNESCO Convention on Natural and Cultural Heritage (1972)*. Capítulo de Livro. SOS Treaty, The safe Operating Space Treaty, a new approach to managing our use of the Earth System, 172 - 179. Cambridge Scholars. Cambridge.

ARAGÃO, A. (2016d). *A natureza também é uma infraestrutura (a infraestrutura verde)*. Capítulo de Livro. “Infraestrutura no Direito do Ambiente.” Revista dos Tribunais. São Paulo.

ARAGÃO, A., JACOBS, S., CLIQUET, A. (2016). What's law got to do with it? Why environmental justice is essential to ecosystem service valuation. *Ecosystem Services Journal*, 22(Part B): 221-227.

ASSUNÇÃO, J., GANDOURA, C., ROCHA, R., ROCHA, R. (2013). *Does Credit Affect Deforestation? Evidence from a Rural Credit Policy in the Brazilian Amazon*. Climate Policy Initiative. Rio de Janeiro. Acedido em 12 de Junho de 2017, em: http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/convites/convite_credito_desmatamento.pdf

AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO – AEM (2005). *Relatório-Síntese da Avaliação Ecosistêmica do Milênio*. Acedido em 02 de Junho de 2018, em: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.446.aspx.pdf>

BANCO CENTRAL DO BRASIL. (2008). *Resolução N° 3545/2008*. (Altera o MCR 2-1 para estabelecer exigência de documentação comprobatória de regularidade ambiental e outras condicionantes, para fins de financiamento agropecuário no Bioma Amazônia.) Acedido em 12 de Junho de 2017, em: http://www.bcb.gov.br/pre/normativos/busca/downloadNormativo.asp?arquivo=/Lists/Normativos/Attachments/47956/Res_3545_v1_O.pdf

BARBOSA, M. M. (2018). *Do nexo de causalidade ao nexo de imputação*. [Versão electrónica] Capítulo de livro. “Novos olhares sobre a responsabilidade civil.” (Margarida Paz, Gabriela Cunha Rodrigues, Patrícia Costa – org.) Centro de Estudos Judiciários. Lisboa. Acedido em 18 de dezembro de 2018, em: http://www.cej.mj.pt/cej/recursos/ebooks/civil/eb_ReponsCivil_2018.pdf

BEGON, M., TOWNSEND, C. R., HARPER, J. L. (2007). *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. 4. ed. [Adriano Sanches *et al.* – trad.] Artmed. Porto Alegre, pp. 740.

BELCHIOR, N. G. P. (2014). Os incentivos fiscais como instrumento econômico da Política Nacional De Resíduos Sólidos. *Actas do 19º Congresso Brasileiro de Direito Ambiental: política nacional de saneamento básico e resíduos sólidos* [recurso eletrônico] Instituto O Direito por um Planeta Verde. São Paulo, 2v.

BENI, M. C. (2003). *Análise Estrutural do Turismo*. SENAC. São Paulo.

BENINI, S. M. (2015). *Infraestrutura verde como prática sustentável para subsidiar a elaboração de planos de drenagem urbana: estudo de caso da cidade de Tupã/SP*. Tese de Doutorado. UNESP. Presidente Prudente, 220 p. Acedido em 20 de Janeiro de 2018, em: http://www2.fct.unesp.br/pos/geo/dis_teses/15/dr/sandra_benini.pdf

BENINI, S. M., ROSIN, J. A. R. G. (2015). Infraestrutura verde uma concepção sustentável para a construção da cidade contemporânea. *Actas do 20º Congresso Brasileiro de Direito Ambiental: ambiente, sociedade e consumo sustentável* [recurso eletrônico]. Instituto O Direito por um Planeta Verde. São Paulo, p. 1150-1158.

BENJAMIN, A. H. (2015). *Constitucionalização do ambiente e ecologização da Constituição Brasileira*. Capítulo de Livro. “Direito Constitucional Ambiental Brasileiro.” 6 ed. [José Joaquim Canotilho e José Rubens Leite – orgs]. Saraiva. São Paulo, pp. 83-154.

BERKES, F.; FOLKE, C. – edt. (1998). *Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience*. Cambridge University Press. New York, 1998.

BIODIVERSA (2017). *The Common Agricultural Policy can strengthen biodiversity and ecosystem services by diversifying agricultural landscapes*. [Policy Briefs] Acedido em 15 de Janeiro de 2018, em: <http://www.biodiversa.org/1234/download>

BIODIVERSITY INFORMATION SYSTEM FOR EUROPE – BISE. (2016a). *Mid-term review — Detailed assessment: Target 2 – Maintain and Restore Ecosystems and their Services*. Acedido em 02 de Fevereiro de 2016, em: http://biodiversity.europa.eu/mtr/biodiversity-strategy-plan/target-2-details/#_act6b

BIODIVERSITY INFORMATION SYSTEM FOR EUROPE – BISE. (2016b). *Natural Capital Financing Facility*. Acedido em 05 de Fevereiro de 2016, em: <http://biodiversity.europa.eu/mtr/biodiversity-strategy-plan/eu-mid-term-review-for-horizontal-measures>

BISHOP, J., LANDELL-MILLS, N. (2005). *Serviços ambientais das florestas: informações gerais*. Capítulo de Livro. “Mercados para Serviços Ecossistêmicos: instrumentos económicos para a conservação e o desenvolvimento.” (Stefano PAGIOLA, Natasha LANDELL-MILLS, Joshua BISHOP – orgs). Instituto Rede Brasileira Agroflorestal – REBRAAF. Rio de Janeiro, pp 9-20.

BOBBIO, N. (2007). *Da estrutura à função: novos estudos de teoria do Direito*. Manole. Barueri.

BOS, F. (2011). Three centuries of macro-economic statistics. [Versão electrónica]. *MPRA Paper* No. 35391. Acedido em 11 de Janeiro de 2016, em: https://mpra.ub.uni-muenchen.de/35391/1/Three_centuries_macro-economic_statistics.pdf

BOULDING, K. E. (1966). *The Economics of the Coming Spaceship Earth*. Capítulo de Livro. “Environmental Quality in a Growing Economy.” (H. Jarrett – ed.), Resources for the Future/Johns Hopkins University Press. Baltimore, MD, pp. 3-14. Acedido em 27 de Dezembro de 2015, em: http://arachnid.biosci.utexas.edu/courses/THOC/Readings/Boulding_SpaceshipEarth.pdf

BOYD, J. B., BANZHAF, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. [Versão electrónica]. *Ecological Economics*, 63, Issues 2–3, 1: 616-626. ISSN 0921-8009. Acedido em 13 de Janeiro de 2016, em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002>

BRAAT, L.C.; DE GROOT, R. (2012). The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. [Versão electrónica]. *Ecosystem Services* 1: pp. 4–15. Acedido em 02 de Junho de 2018, em: Disponível <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.011>

BRANCO, C. V. P. A. (2012). *A Pegada Ecológica das Organizações: uma aplicação do método MC3 ao estudo de caso Efacec*. Dissertação de Mestrado. Universidade do Porto. Porto. Acedido em 03 de Janeiro de 2016, em: <https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/74551/2/15757.pdf>

BRASIL, CÂMARA DOS DEPUTADOS. (2007b). *Projeto de Lei 1190/2007: Cria o Programa Nacional de Compensação por Serviços Ambientais - Programa Bolsa Verde, destinado à transferência de renda aos agricultores familiares, com condicionalidades*. Acedido em 09 de Janeiro de 2018, em: http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/prop_mostrarintegra?codteor=464698&filename=PL+1190/2007

BRASIL, CÂMARA DOS DEPUTADOS. (2007c). *Projeto de Lei 1667/2007: Dispõe sobre a criação do Programa Bolsa Natureza e dá outras providências*. Acedido em 09 de Janeiro de 2018, em: http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/prop_mostrarintegra?codteor=486867&filename=PL+1667/2007

BRASIL. CÂMARA DOS DEPUTADOS. (2007a). *Projeto de Lei 792/2007: Dispõe sobre a definição de serviços ambientais e dá outras providências*. Acedido em 09 de Janeiro de 2018, em: http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/prop_mostrarintegra;jsessionid=479B0697DE7E760FB6E87E53551B3A30.proposicoesWeb1?codteor=453221&filename=PL+792/2007

BRASIL. CÂMARA DOS DEPUTADOS. (2009). *Projeto de Lei PL 5487/2009: 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*. Acedido em 09 de Janeiro de 2018, em: http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/prop_mostrarintegra;jsessionid=5AC2EA54D0E3E8208E5B13FFEF99B9ED.proposicoesWebExterno2?codteor=667325&filename=PL+5487/2009

BRASIL. CÂMARA DOS DEPUTADOS. (2012). *Projeto de Lei 1876/99: Parecer do relator deputado federal Aldo Rebelo (PCdoB-SP) ao Projeto de Lei nº 1876/99 e pensados*. Câmara dos Deputados: Brasília, 2012. Acedido em 10 de Janeiro de 2018, em: http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/prop_mostrarintegra?codteor=777725&filename=PRL+1+PL187699+%3D%3E+PL+1876/1999

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. (2017a). *REDD+ na UNFCCC*. Acedido em 30 de maio de 2017, em: <http://redd.mma.gov.br/pt/redd-unfccc>

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. (2017b). *Florestas, Desmatamento e Mudança no Clima*. Acedido em 30 de maio de 2017, em: <http://redd.mma.gov.br/pt/o-que-e-redd>

BRASIL. SENADO FEDERAL. (2013). *Projeto de Lei do Senado nº 276/2013: Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA)*. Acedido em 30 de maio de 2017, em: <https://www25.senado.leg.br/web/atividade/materias/-/materia/113566>

BRAZILIAN PLATAFORM ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES – BPBES. (2018). *Sumário para tomadores de decisão do relatório de avaliação da Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos*. [Carlos A. Joly; Fabio R. Scarano; Mercedes Bustamante; Tatiana Gadda; Jean Paul Metzger; Cristiana S. Seixas; Jean-Pierre Ometto; Aliny P. F. Pires; Andrea Larissa Boesing; Francisco Diogo Rocha Sousa; José Maurício Quintão; Leandra Gonçalves; Maíra Padgurschi; Michely Ferreira Santos de Aquino; Paula Drummond de Castro, Isabela de Lima Santos - orgs] BPBPES. Campinas. Acedido em 21 de Novembro de 2018, em: <https://www.bpbes.net.br/wp-content/uploads/2018/11/Sum%C3%A1rio-para-Tomadores-de-Decis%C3%A3o-BPBES.pdf>

BRONDIZIO, E. S., O'BRIEN, K., BAI, X., BIERMANN, F., STEFFEN, W., BERKHOUT, F., CUDENNEC, C., LEMOS, M. C., WOLFE, A., PALMA-OLIVEIRA, J., CHEN, C. T. A. (2016). Re-conceptualizing the Anthropocene: A call for collaboration. [Versão electrónica] *Global Environmental Change*, 39: 318-327. ISSN 0959-3780. Acedido em 15 de Janeiro de 2018, em: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.02.006>

BROWN, M. T., CAMPBELL, E. (2007). *Evaluation of natural capital and environmental services of U.S. National Forests using emergy synthesis: Final Report*. Centre for Environmental Policy, University of Florida. Gainesville. Acedido em 06 de Janeiro de 2016, em: http://cep.ees.ufl.edu/emergy/documents/publications/BrownCampbell_2007_NatCapEnvServ-USFS-FinalReport.pdf

BUBLITZ, J. (2014). *Os significados da floresta: elementos para uma história ambiental da colonização alemã no Rio Grande do Sul*. Capítulo de Livro. “História ambiental no Rio Grande do Sul.” [Elenita Malta Pereira; Fabiano Quadros Rückert; Neli Galarce Machado – org.] Editora da UNIVATES. Lajeado, pp. 83-100.

BURSZTYN, M., PERSEGONA, M. (2008). *A grande transformação ambiental: uma cronologia da dialética Homem-natureza*. Garamond. Rio de Janeiro.

CAMACHO, D. C. (2003). *PROCUENCAS: protección y recuperación de microcuencas para el abastecimiento de agua potable en la provincia de Heredia, Costa Rica*. [Versão electrónica] Acedido em 05 de Dezembro de 2018, em: http://www.fao.org/tempref/GI/Reserved/FTP_FaoRlc/old/foro/psa/pdf/procuencas.pdf

CAMPOS, P., CAPARROS, A. (2011). *RECAMAN PROJECT: Mediterranean Monte Ecosystems Total Income Green Accounting*. [Presentation at the Expert Meeting on Ecosystem Accounting, May 2011.] European Environment Agency. Copenhagen. Acedido em 14 de Janeiro de 2016, em <http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seearev/meetingMay2011/lod.htm>

CANOTILHO, J. J. G. (1995). *Proteção do ambiente e Direito de propriedade (crítica de jurisprudência ambiental)*. Coimbra Editora. Coimbra.

CANOTILHO, J. J. G. (2010a). *Estado Constitucional Ecológico e Democracia Sustentada*. Capítulo de Livro. “Estado de Direito Ambiental: Tendências.” 2 ed. [José Rubens Morato Leite, Heline Sivini Ferreira, Larissa Verri Boratti – orgs] Forense Universitária. Rio de Janeiro, pp 31-44.

CANOTILHO, J. J. G. (2010b). O Princípio da sustentabilidade como Princípio estruturante do Direito Constitucional. [Versão electrónica] *Tékhnē*, 3: 07-18. Barcelos. Acedido em 20 de Novembro de 2018, em: http://www.scielo.mec.pt/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1645-99112010000100002&lng=pt&nrm=iso

CANOTILHO, J. J. G. (2015). *Direito Constitucional Ambiental Português e da União Europeia*. Capítulo de Livro. “Direito Constitucional Ambiental Brasileiro.” [José Joaquim Gomes Canotilho e José Rubens Morato Leite – org.] Saraiva. São Paulo, pp. 23/33.

CANOTILHO, J. J. G., MENDES, G. F., SARLET, I. W., STRECK, L. L. – Coord. Científica. (2013). *Comentários à Constituição do Brasil*. Saraiva. São Paulo.

CANOTILHO, J. J. G., MOREIRA, V. (1993). *Constituição da República Portuguesa Anotada*. [3 ed. rev.] Coimbra Editora. Coimbra.

CARSONI, R., MITCHELL, R., HANEMANN, M., KOPP, R., PRESSERS, S., RUUD, P. (2003). Contingent valuation and lost passive use : damages from Exxon Valdez oil spill. [Versão electrónica] *Environmental and Resources Economics*, 25: 257-286. Kluwer Academic Publishers. Acedido em 30 de Setembro de 2015, em: https://gspp.berkeley.edu/assets/uploads/research/pdf/Exxon_Valdez_Oil_Spill.pdf

CASTRO, J. B., NOGUEIRA, J. M. (2015). Valorando a qualidade de vida: o método dos preços hedônicos. *Actas do XI Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica – ECOECO*. Araraquara, São Paulo. Acedido em 28 de novembro de 2015, em: http://www.ecoeco.org.br/conteudo/publicacoes/encontros/xi_en/GT1-99-215-20150509213107.pdf

CASTRO, M., SARTRE, X. A. (2014). *De la biodiversité aux services écosystémiques: approche quantitative de la généalogie d'un dispositif*. Capítulo de Livro. « Political ecology des services écosystémiques." [Xavier Arnauld Sartre, Monica Castro, Simon Dufour, Johan Oszwald – dir.] P.I.E. Peter Lang. Bruxelas, pp. 49-83.

CECHIN, A. (2010). *A natureza como limite da economia. A contribuição de Nicholas Georgescu-Roegen*. Editora SENAC e EDUSP. São Paulo.

CECHIN, A., VEIGA, J. E. (2010). *O fundamento central da economia ecológica*. Capítulo de Livro. “Economia do Meio Ambiente: teoria e prática.” 2 ed. [Peter May - org.]. Elsevier. Rio de Janeiro, pp. 379.

CERVI, J. L., CARVALHO, P. G. M. (2007). A Pegada Ecológica: breve panorama do estado das artes do indicador de sustentabilidade no Brasil. *Actas do VII Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica – ECOECO*. Fortaleza. Acedido em 03 de Janeiro de 2016, em: http://www.ecoeco.org.br/conteudo/publicacoes/encontros/vii_en/mesa3/trabalhos/a_pegada_ecologica_breve_panorama.pdf

COALIZÃO EM PSA. (2016). *Resumo sobre tramitação do marco normativo federal de PSA e advocacy em rede (Coalizão em PSA – 2014/2015)* [Documento interno].

COASE, Ronald. (1960). The problem of pollution cost. *Journal of Law and Economics*, 3: 1-44.

COLLE, C. A. (2017). *Harmonização e complementaridade entre as políticas para a agricultura do Brasil e da União Europeia*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Economia do Desenvolvimento, Pontífca Universidade Católica. Porto Alegre. Acedido em 09 de Outubro de 2017, em: <http://repositorio.pucrs.br/dspace/bitstream/10923/10551/1/000484584-Texto%2BCompleto-0.pdf>

COMISSÃO DA COMUNIDADE EUROPEIA. (2000). *Comunicação da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu, Indicadores da integração das preocupações de carácter ambiental na política agrícola comum*. Bruxelas. Acedido em 11 de Setembro de 2013, em: <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2000:0020:FIN:PT:PDF>

COMISSÃO EUROPEIA. (2006). *Comunicação da Comissão: travar a perda de biodiversidade até 2010 — e mais além – Preservar os serviços ecossistémicos para o bem-estar humano*. [Bruxelas, 22.5.2006 COM(2006) 216 final]. Acedido em 02 de Fevereiro de 2016, em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:52006DC0216&from=PT>

COMISSÃO EUROPEIA. (2010). *Viver bem, dentro dos limites do nosso planeta: 7º. PAA – Programa Geral de Ação da União para 2020 em matéria de Ambiente*. Acedido em 26 de Janeiro de 2016, em: <http://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/7eap/pt.pdf>

COMISSÃO EUROPEIA. (2011). *Comunicação da Comissão ao Parlamento Europeu, ao Conselho, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das Regiões “Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020.”* [Bruxelas, 3.5.2011 COM(2011) 244 final.] Acedido em 19 de Novembro de 2018, em: http://la.cesam.ua.pt/EU_documents/COM_2011_244_PT.pdf

COMISSÃO EUROPEIA. (2011a). *Comunicado de Imprensa IP/11/1181, de 12/10/2011. A Comissão Europeia propõe uma nova parceria entre a Europa e os agricultores*. (Versão electrónica) Acedido em 13 de setembro de 2013, em: http://europa.eu/rapid/press-release_IP-11-1181_pt.htm

COMISSÃO EUROPEIA. (2012). *A política agrícola comum — A história continua*. [Versão electrónica] Serviço das Publicações da União Europeia. Luxemburgo. ISBN 978-92-79-23277-0. Acedido em 28 de Novembro de 2015, em: http://ec.europa.eu/agriculture/50-years-of-cap/files/history/history_book_lr_pt.pdf

COMISSÃO EUROPEIA. (2013). *Comunicação da Comissão ao Parlamento Europeu, ao Conselho, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das Regiões: Infraestrutura Verde — Valorizar o Capital Natural da Europa*. [Bruxelas, 6.5.2013 COM(2013) 249 final] Acedido em 02 de Fevereiro de 2016, em: http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:d41348f2-01d5-4abe-b817-4c73e6f1b2df.0009.03/DOC_1&format=PDF

COMISSÃO EUROPEIA. (2015). *Relatório da Comissão ao parlamento europeu e ao conselho: revisão intercalar da estratégia de biodiversidade da UE para 2020*. [Versão electrónica] Acedido em 26 de Janeiro de 2016, em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:52015DC0478&from=EN>

COMISSÃO EUROPEIA. (2017). *O futuro da PAC*. Acedido em 07 de Dezembro de 2017, em: https://ec.europa.eu/agriculture/future-cap_pt

COMMON INTERNATIONAL CLASSIFICATION OF ECOSYSTEM SERVICES - CICES. (2018). *Guidance V5.1*. Acedido em 02 de Junho de 2018, em: <https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf>

CONDOMÍNIO DA TERRA. (2009). *Organizar a vizinhança global*. Quercus. Lisboa.

CONNIFF, R. (2012) *What's Wrong with Putting a Price on Nature?* [Versão electrónica] Yale Environment 360, Yale School of Forestry & Environmental Studies. Acedido em 16 de Janeiro de 2018, em: http://e360.yale.edu/features/ecosystem_services_whats_wrong_with_putting_a_price_on_nature

CORREIA, F. A. (2003). *Manual de Direito do Urbanismo*. Vol I. Coimbra: Almedina.

COSTA, A. C. C. (2008). *Desenvolvimento de uma metodologia expedita de cálculo da Pegada Ecológica de uma cidade – O caso de Lisboa*. Dissertação de Mestrado. Mestrado em Engenharia do Ambiente, Universidade Nova de Lisboa. Lisboa. Acedido em 03 de Janeiro de 2016, em: https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/downloadFile/395137612844/pegada_ecologica.pdf

COSTANZA, R. (2001). Visions, Values, Valuation, and the Need for an Ecological Economics. [Versão electrónica] *BioScience*, 51(6): 459-468. Acedido em 16 de Dezembro de 2015, em: <http://bioscience.oxfordjournals.org/content/51/6/459.full.pdf+html>

COSTANZA, R. (2004). *Value theory and energy*. [Versão electrónica] Encyclopedia of Energy, Volume 6. Elsevier. Acedido em 28 de Dezembro de 2015, em: https://www.pdx.edu/sites/www.pdx.edu.sustainability/files/Value_and_Energy.pdf

COSTANZA, R., DALY, H. E. (1992) Natural Capital and Sustainable Development. *Conservation Biology*, 6 (1): 37-46. Acedido em 19 de Novembro de 2018, em: [http://www.life.illinois.edu/ib/451/Costanza%20\(1992\).pdf](http://www.life.illinois.edu/ib/451/Costanza%20(1992).pdf)

COSTANZA, R., DE GROOT, R., BRAAT, L., KUBISZEWSKI, I., FIORAMONTI, L., SUTTON, P., FARBER, S., GRASSO, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? [Versão electrónica] *Ecosystem Services*, 28, Part A: 1-16. ISSN 2212-0416. Acedido em 01 de Junho de 2018, em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>.

COSTANZA, R., DE GROOT, R., SUTTON, P., VAN DER PLOEG, S., ANDERSON, S., KUBISZEWSKI, I., FARBER, S., TURNER, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. [Versão electrónica] *Global Environmental Change*, 26: 152-158. Acedido em 01 de Junho de 2018, em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>

COSTANZA, R., KUBISZEWSKI, I. (2012). The authorship structure of “ecosystem services” as a transdisciplinary field of scholarship. *Ecosystem Services*, 1 (1): 16-25. ISSN 2212-0416. Acedido em 16 de Junho de 2016, em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.002>

COSTANZA, R.; DARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; ONEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. (1997). The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 (6630): 253–260.

COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION. (2010). *Biodiversity: Post-2010 – EU and global vision and targets and international ABS regime - Council conclusions*. [Brussels, 16 March 2010: 7536/10] Acedido em 02 de Fevereiro de 2016, em: <http://register.consilium.europa.eu/doc/srv?l=EN&f=ST%207536%202010%20INIT>

COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION. (2011). *Communication from the Commission "Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020"*. [Brussels, 3 May 2011 9658/1] Acedido em 02 de Fevereiro de 2016, em: <http://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-9658-2011-INIT/en/pdf> Acesso 02 fevereiro 2016.

CRUTZEN, P. J. (2002). Geology of mankind. [Versão electrónica] *Nature* 413: 23. Acedido em 21 de Junho de 2016, em: <http://www.geo.utexas.edu/courses/387h/PAPERS/Crutzen2002.pdf>

CRUTZEN, P. J., STOERMER, E. F. (2000). The “Anthropocene”. *The International Geosphere–Biosphere Programme - IGBP Newsletter*, 41: 17-18. *A Study of Global Change of the International Council for Science (ICSU)*.

CRUZ, L., BARATA, E. (2011). How to Make Cork Oak Forest Services Visible? [Versão electrónica] *Environmental Economics* 2(2): 74-84. Acedido em 14 de Janeiro de 2016, em: http://businessperspectives.org/journals_free/ee/2011/ee_2011_2_Barata.pdf

CHACÓN, M. P. (2014). *El Regimen Economico Y Juridico De Los Servicios Ambientales En Costa Rica*. Acedido em 02 de Julho de 2018, em: <https://huespedes.cica.es/gimadus/10/REGIMEN%20ECONOMICO.htm>

CUNHA, L. P. (2016). GATT, GATS e serviços financeiros: o caminho percorrido. *Boletim de Ciências Económicas*, 59: 433-464. Coimbra.

CUNHA, L. P. (2010). Responsabilidade e mercado: organismos geneticamente modificados e comercio internacional. *Boletim de Ciências Económicas*, 53: 03-37. Coimbra.

DAILY, G. (1997). *Nature’s Services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press. New York.

DAILY, G. C., POLASKY, S., GOLDSTEIN, J., KAREIVA, P. M., MOONEY, H. A., PEJCHAR, L., RICKETTS, T. H., SALZMAN, J., SHALLENBERGER, R. (2009). Ecosystem Services in Decision Making: Time to Deliver. [Versão electrónica] *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1): 21-28. Acedido em 11 de Janeiro de 2016, em: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/080025/pdf>

DALY, H. E. (1980) *Economics, Ecology, Ethics: Essays Toward a Steady-State Economy*. W.H. Freeman. San Francisco. [ISBN 978-0716711797](https://doi.org/10.1080/00141801.1980.1171797).

DALY, H. E. (2005). Sustentabilidade em um mundo lotado. [Versão electrónica] *Scientific American*, 51. Acedido em 26 de dezembro de 2015, em: http://www2.uol.com.br/sciam/reportagens/sustentabilidade_em_um_mundo_lotado.html

DAMASCENO, R., CHIAVARI, J., LOPES, C. L. (2017). *Direitos de propriedade no Brasil rural: história, problemas e caminhos*. Climate Policy Initiative (CPI). Rio de Janeiro. Acedido em 12 de Junho de 2017, em: https://climatepolicyinitiative.org/wp-content/uploads/2017/06/Direitos_de_Propriedade_no_Brasil_Rural_CPI_FinalPT.pdf

DAUGEARD, M. (2016). Os serviços ecossistêmicos: uma noção a mais? [Versão electrónica] *Confins*, 27. Acedido em 02 de Junho de 2018, em: <http://confins.revues.org/10954>

DAW, T. M., C. HICKS, K. BROWN, T. CHAIGNEAU, F. JANUCHOWSKI-HARTLEY, W. CHEUNG, S. ROSENDO, B. CRONA, S. COULTHARD, C. SANDBROOK, C. PERRY, S. BANDEIRA, N. A. MUTHIGA, B. SCHULTE-HERBRÜGGEN, J. BOSIRE, AND T. R. MCCLANAHAN. (2016). Elasticity in ecosystem services: exploring the variable relationship between ecosystems and human well-being. [Versão electrónica] *Ecology and Society* 21(2):11. Acedido em 11 de Janeiro de 2018, em: <https://dx.doi.org/10.5751/ES-08173-210211>

DE GROOT, R. (1987). Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics. *Environmentalist*, 7(2) : 105–109.

DE GROOT, R., BRANDER, L., PLOEG, S., COSTANZA, R., BERNARD, F., BRAAT, L., CHRISTIE, M., CROSSMAN, N., GHERMANDI, A., HEIN, L., HUSSAIN, S., KUMAR, P., MCVITTIE, A., PORTELA, R., RODRIGUEZ, L. C., BRINK, P., BEUKERING, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1): 50-61. ISSN 2212-0416. Acedido em 02 de Julho de 2018, em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>.

De GROOT, R.S. ; WILSON, M.A., BOUMANS, R.J.. (2002). A typology for description, classification and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3): 393–408.

DEAN, W. (1992). *A ferro e a fogo: A História da destruição da Floresta Atlântica*. Companhia das Letras. São Paulo.

DIAS, J. E. F. (2007). *Direito Constitucional e Administrativo do Ambiente*. 2 ed. (Cadernos CEDOUA). Almedina. Coimbra.

DÍAZ S., DEMISSEW S., JOLY C., LONSDALE W.M., LARIGAUDERIE A. (2015). A Rosetta Stone for Nature's Benefits to People. [Versão electrónica] *PLoS Biology*, 13(1): e1002040. Acedido em 22 de Janeiro de 2018, em: https://www.ipbes.net/system/tdf/downloads/pdf/2a%20PLOS_A_Rosetta_Stone_for_Natures_Benefits_to_People-2.pdf?file=1&type=node&id=12319

DIAZ, M. C. V., AMIN, M. M. (2008). Sistema de Contas Ambientais (SNC): a inclusão da exaustão e degradação dos recursos naturais nas estimativas econômicas. [Versão electrónica] *Sociedade Brasileira de Economia Ecológica*. Acedido em 31 de Maio de 2014, em: http://www.ecoeco.org.br/conteudo/publicacoes/encontros/v_en/Mesa1/9.pdf

DÍAZ, S. [and many others] (2018). Assessing nature's contributions to people: Recognizing culture, and diverse sources of knowledge, can improve assessments. [Versão electrónica]

Science, 359(6373): 270-272. Acedido em 27 de Abril de 2018, em: <http://science.sciencemag.org/cgi/content/summary/359/6373/270?ijkey=/vA6P5O/b2eSM&keytype=ref&siteid=sci>

DIAZ, S.. [and many others] (2015). The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people. [Versão electrónica] *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14: 1-16. ISSN 1877-3435. Acedido em 22 de Janeiro de 2018, em: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>

DITT, E. H. (2008). *Integration of ecosystem services and policy to manage forest and water resources around the Atibainha reservoir in Brazil*. Tese de Doutorado. Centre for Environmental Policy Imperial College London. University of London. Acedido em 15 de Janeiro de 2018, em: <http://produtordeagua.ana.gov.br/Portals/0/DocsDNN6/documentos/1%20Tese%20de%20doutorado%20Eduardo%20Ditt.pdf>

DUVIGNEAUD, Paul. (1974). *A síntese ecológica: Populações, comunidades e ecossistemas*. Sodicultur. Lisboa.

ECKERT, N. H.; MASCARÓ, J. J. (2014). Atuação da infraestrutura verde como qualificadora da ambiência urbana em centros consolidados - O caso de Passo Fundo RS. *Actas do 3º. Seminário Nacional de Construções Sustentáveis*. Universidade de Passo Fundo. Passo Fundo. Acedido em 01 de Fevereiro de 2016, em: <http://www.imed.edu.br/Uploads/Atua%C3%A7%C3%A3o%20da%20infraestrutura%20verde%20como%20qualificadora%20da%20ambi%C3%Aancia%20urbana%20em%20centros%20consolidados.pdf>

ECOSYSTEM SERVICES PARTNERSHIP – ESP (2018). *Conclusions of the Session ‘An appraisal of policies and interventions for the promotion of ecosystem services in Latin America’*. [Joice Ferreira; Patricia Ruggiero; Alexandre Altmann – coord.] Actas do 2nd Latin America Ecosystem Services Partnership Conference. [Versão electrónica] UNICAMP. Campinas. Acedido em 21 de Novembro de 2018, em: <https://docs.google.com/document/d/115zLJyqle5WjiesZ4rCIVrVSbUuEc4N3Q8oyILe9n98/edit>

ECOSYSTEM SERVICES PARTNERSHIP – ESP. (2016). *Conclusions of the Session ‘Law and Ecosystem Services’*. [Alexandre Altmann; Guillermo Tejeiro – coord.] Actas do 1st Latin America Ecosystem Services Partnership Conference. [Versão electrónica] CIATAD. Cali. Acedido em 15 de Janeiro de 2018, em: <https://www.aanmelder.nl/i/doc/e65decd6b06c848dfa932653638f933b?forcedownload=True>

ECOSYSTEM VALUATION. (2015). *Hedonic Pricing Method: Case Study Example of the Hedonic Pricing Method—Values of Environmental Amenities in Southold, Long Island*. [Versão electrónica] Acedido em 30 de novembro de 2015, em: http://www.ecosystemvaluation.org/hedonic_pricing.htm Acesso 30 nov 2015.

EDENS, B.; HEIN, L. (2013). Towards a consistent approach for ecosystem accounting. *Ecological Economics*, 90: 41-52. Acedido em 12 de Janeiro de 2016, em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.03.003>

EDWARDS, P.E.T.; SUTTON-GRIER, A.E.; COYLE, G.E. (2013). Investing in nature: Restoring coastal habitat blue infrastructure and green job creation. *Marine Policy*, 38: 65-71. ISSN 0308-597X. Acedido em 29 de Janeiro de 2016, em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2012.05.020>.

EHRlich, P. R. (1997). *A perda da diversidade – causas e conseqüências*. Capítulo de livro. “Biodiversidade.” (Edward O. Wilson) Nova Fronteira. Rio de Janeiro.

EHRlich, P.; EHRlich, A. (1981) *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. Random House. New York.

EHRlich, P.R.; MOONEY, H.A. (1983). Extinction, substitution, and ecosystem services. *Bioscience* 33 (4), 248–254.

ELIADE, M. (1998). *História das crenças e das ideias religiosas. Tomo I – Da idade da pedra aos mistérios de Eleusis*. Zahar. Rio de Janeiro.

ELOY, L., COUDEL, E., TONI, F. (2013). Implementando Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil: caminhos para uma reflexão críticas. [Versão electrónica] *Sustentabilidade em Debate*, 4(1): 21-42. Brasília. Acedido em 16 de Janeiro de 2018, em: <http://periodicos.unb.br/index.php/sust/article/view/9198>

ENRÍQUEZ, M. A. R. S. (2008). O custo de oportunidade dos recursos naturais não-renováveis em um mundo cheio, na perspectiva de Herman Daly. *Boletim da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica*, 19. Brasília. Acedido em 26 de Dezembro de 2015, em: http://www.ecoeco.org.br/backup/conteudo/publicacoes/boletim_ecoeco/Boletim_Ecoeco_n019.pdf

ESTADÃO (Jornal diário). *MPF no Pará processa Basa, Banco do Brasil e Incra*. [Publicada em linha em 31 de março de 2011] Acedido em 17 de Janeiro de 2018, em: <http://sustentabilidade.estadao.com.br/noticias/geral,mpf-no-para-processa-basa-banco-do-brasil-e-incra,700107>

ESTADO DE SÃO PAULO (2008). *Decreto nº 53.047 de 02 de junho de 2008*. Acedido em 19 de Abril de 2017, em: <http://www.al.sp.gov.br/norma/?id=77764>

EURICH, J., WEIRICH, P. H., ROCHA, C. H. (2013). Índices emergéticos de sustentabilidade da produção leiteira em uma propriedade de base familiar em Palmeira, Paraná, Brasil. *Revista Ceres*, 60(3): 332-338. Universidade Federal de Viçosa. Acedido em 05 de Janeiro de 2016, em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=305228470005>

EUROPA. (2004). *Directiva 2004/35/Ce Do Parlamento Europeu e do Conselho de 21 de Abril de 2004 relativa à responsabilidade ambiental em termos de prevenção e reparação de danos ambientais*. [Versão electrónica] Jornal Oficial da União Europeia. Acedido em 15 de Janeiro de 2018, em: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2004:143:0056:0075:pt:PDF>

EUROPA. (2005). *Regulamento (CE) n.º 1698/2005 do Conselho, de 20 de Setembro de 2005, relativo ao apoio ao desenvolvimento rural pelo Fundo Europeu Agrícola de Desenvolvimento Rural (FEADER)*. [Versão electrónica] Jornal Oficial da União Europeia. Acedido em 13 de Setembro de 2013, em: http://europa.eu/legislation_summaries/agriculture/general_framework/160032_pt.htm#KEY

EUROPA. (2013). *Regulamento (UE) N.º 1293/2013 Do Parlamento Europeu e do Conselho de 11 de dezembro de 2013 que estabelece um Programa para o Ambiente e a Ação Climática (LIFE)*. [Versão electrónica] Jornal Oficial da União Europeia. Acedido em 05 de Fevereiro de 2016, em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013R1293&from=EN> Acesso 05 fevereiro 2016.

EUROPE PARLIAMENT. (2013). *Debate on the oral question to the Commission on development of an EU Green Infrastructure (GI) policy by Salvatore Tatarella, Edite Estrela, Gerben-Jan Gerbrandy, Sandrine Bélier, Anna Rosbach, Kartika Tamara Liotard, on behalf of the Committee on the Environment, Public Health and Food Safety*. [Versão electrónica] Acedido em 29 de Janeiro de 2016, em: <http://www.europarl.europa.eu/sides/getDoc.do?pubRef=-//EP//TEXT+CRE+20131211+ITEM-016+DOC+XML+V0//PT#top>

EUROPEAN COMMISSION. (2011). *The EU Biodiversity Strategy to 2020*. [Versão electrónica] Publications Office of the European Union, Luxembourg. Acedido em 02 de Fevereiro de 2016, em: <http://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs/docs/brochures/2020%20Biod%20brochure%20final%20lowres.pdf>

EUROPEAN COMMISSION. (2016b). *LIFE financial instruments: Natural Capital Financing Facility*. [Versão electrónica] Acedido em 05 de Fevereiro de 2016, em: http://ec.europa.eu/environment/life/funding/financial_instruments/ncff.htm

EUROPEAN COMMISSION – PRESS RELEASE. (2015). *Protecting Europe's nature: more ambition needed to halt biodiversity loss by 2020*. [Publicado em linha em 2 de Outubro de 2015]. Acedido em 26 de Janeiro de 2016, em: http://europa.eu/rapid/press-release_IP-15-5746_en.htm

EUROPEAN COMMISSION (2012). *Green Public Procurement: A collection of good practices*. [Versão electrónica] Acedido em 18 de Abril de 2017, em: <http://europa.eu.int/comm/environment/gpp/>

EUROPEAN COMMISSION. (2010). *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: Options for an EU vision and target for biodiversity beyond 2010*. [Brussels, 19.1.2010 COM(2010) 4 final] [Versão electrónica] Acedido em 05 de Fevereiro de 2016, em: http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/policy/pdf/communication_2010_0004.pdf

EUROPEAN COMMISSION. (2013). *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: An EU Strategy on adaptation to climate change*. [Brussels, 16.4.2013 COM(2013) 216 final.] [Versão electrónica] Acedido em 02 de Dezembro de 2015, em: http://ec.europa.eu/clima/policies/adaptation/what/docs/com_2013_216_en.pdf Acesso 02 dez 2015.

EUROPEAN COMMISSION. (2016). *Public Procurement Indicators 2014*. [Versão electrónica] DG GROW G4 - Innovative and e-Procurement. Acedido em 27 de Novembro de 2018, em: <http://ec.europa.eu/DocsRoom/documents/15421/attachments/1/translations/en/renditions/native>

EUROPEAN COMMISSION. (2016a). *Maintain and restore ecosystems – Target 2*. [Versão electrónica] Acedido em 05 de Fevereiro de 2016, em: http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/strategy/target2/index_en.htm

EUROPEAN COMMISSION. (2017). *Communication From The Commission To The European Parliament, The Council, The European Economic And Social Committee And The Committee Of The Regions. The Future of Food and Farming*. [Brussels, 29.11.2017 COM(2017) 713 final] [Versão electrónica] Acedido em 07 de Dezembro de 2017, em:

https://ec.europa.eu/agriculture/sites/agriculture/files/future-of-cap/future_of_food_and_farming_communication_en.pdf

EUROPEAN COMMISSION; ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT; UNITED NATIONS; WORLD BANK. (2013). *System of Environmental-Economic Accounting 2012 : Experimental Ecosystem Accounting*. [Versão electrónica] Acedido em 31 de Maio de 2014, em: http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/eea_white_cover.pdf

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. (2007). *Europe's Environment: The Fourth Assessment*. [Versão electrónica] Acedido em 06 de Dezembro de 2018, em: https://www.eea.europa.eu/publications/state_of_environment_report_2007_1

EUROPEAN ENVIRONMENTAL BUREAU – EEB. (2017). *The future of the CAP: An urgent need for a truly sustainable agriculture, land and food policy*. EEB Position Paper. [Versão electrónica] Acedido em 07 de Dezembro de 2017, em: <https://eeb.org/publications/53/farming/46504/eeb-cap-position-paper-september-2017.pdf>

EUROPEAN NETWORK FOR RURAL DEVELOPMENT. (2012). *Coordination Committee Focus Group Delivery of Environmental Services Final Report*. [Versão electrónica] Acedido em 13 de Setembro de 2013, em: http://enrd.ec.europa.eu/app_templates/filedownload.cfm?id=A5BC1168-C8C5-6EB2-EA66-720D64516F54. Disponível http://enrd.ec.europa.eu/themes/environment/environmental-services/pt/environmental-services_pt.cfm

FACCHINI NETO, E. (2013). Code civil francês: Gênese e difusão de um modelo. [Versão electrónica] *Revista de Informação Legislativa do Senado Federal*, 198. Acedido em 01 de Junho de 2017, em: <https://www2.senado.leg.br/bdsf/bitstream/handle/id/496956/000983388.pdf?sequence=1>

FARLEY, J. (2012a). Ecosystem services: The economics debate. [Versão electrónica] *Ecosystem Services*, 1(1): 40-49. ISSN 2212-0416. Acedido em 13 de Janeiro de 2018, em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.002>.

FARLEY, Joshua. (2012b). *Natural Capital*. [Versão electrónica] Berkshire Publishing. Acedido em 11 de Março de 2016, em: <http://www.uvm.edu/~jfarley/publications/Natural-Capital-Farley.pdf> Acesso 16 janeiro 2016

FENT, K. (2007). *Ökotoxikologie*. Thieme. Stuttgart.

FERREIRA, M., NAHUR, A. (2014). *Diretrizes para Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. Iniciativa “Diretrizes PNPSA” - WWF-Brasil*. [Versão electrónica] WWF. Brasília. Acedido em 13 de Janeiro de 2018, em: https://d3nehc6yl9qzo4.cloudfront.net/downloads/diretrizes_pnpsa_final.pdf

FISHER, B., TURNER, R. K., MORLING, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. [Versão electrónica] *Ecological Economics*, 68(3): 643-653. ISSN 0921-8009. Acedido em 13 de Janeiro de 2018, em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>.

FLANDRIN, J., MONTANARI, M. (1998). *História da alimentação*. [trad. Luciano Vieira Machado e Guilherme J. F. Teixeira] Estação Liberdade. São Paulo.

FONDO NACIONAL DE FINANCIAMIENTO FORESTAL – FONAFIFO (2015a). *Ecomarchamo 2015 - Documento técnico*. [Versão electrónica] Acedido em 15 de Março 2017, em: <http://www.fonafifo.go.cr/inversiones/ecomarchamo/Ecomarchamo2015-FBS.pdf>

FONDO NACIONAL DE FINANCIAMIENTO FORESTAL – FONAFIFO (2015b). *Rendición de cuentas FONAFIFO 2015: Proyección de Obligaciones PPSA 2016-2022*. [Versão electrónica] Acedido em 15 de Março 2017, em: http://www.fonafifo.go.cr/quienesomos/rendicion/rc2015/8-RC_presupuesto.pdf

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO (2011). *Payments for Ecosystem Services and Food Security*. [Versão electrónica] Acedido em 23 de junho de 2016, em: <http://www.fao.org/docrep/014/i2100e/i2100e.pdf>

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO (2013). *The Vittel Case: A public-private partnership in the mineral water industry. Case studies on Remuneration of Positive Externalities (RPE)/ Payments for Environmental Services (PES)*. [Versão electrónica] Acedido em 23 de Junho de 2016, em: http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/pes-project/docs/FAO_RPE-PES_Vittel-France.pdf

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO; RED LATINOAMERICANA DE COOPERACIÓN TÉCNICA EN MANEJO DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS – REDLACH. (2004). *Foro electrónico sobre sistemas de Pago por Servicios Ambientales en cuencas hidrográficas [12 Abril – 21 Mayo 2004] Informe Final*. [Versão electrónica] Acedido em 09 de Janeiro de 2018, em: http://www.ccmss.org.mx/descargas/Foro_electronico_sobre_sistemas_de_pago_por_servicios_ambientales_en_cuencas_hidrograficas.pdf

FOREST STEWARDSHIP COUNCIL – FSC. (2015). *O que é a certificação FSC?* [Versão electrónica] Acedido em 28 de Novembro de 2015, em: <https://br.fsc.org/faq.241.htm>

FOREST TRENDS. (2010). *Aprendiendo sobre Pagos por Serviços Ambientales: fundamentos para la elaboración de proyectos de carbono florestal*. Forest Trends. Campos.

FURLAN, M. (2008) *A Função Promocional do Direito no panorama das mudanças climáticas: a ideia de pagamento por serviços ambientais e o princípio do Protetor-Recebedor*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Direito da Pontífica Universidade Católica. São Paulo.

FURLAN, M. (2010). *Mudanças Climáticas e valoração econômica da preservação ambiental. O Pagamento por Serviços Ambientais e o Princípio do Protetor-Recebedor*. Juruá. Curitiba.

G. PE'ER, L. V. DICKS, P. VISCONTI, R. ARLETTAZ, A. BÁLDI, T. G. BENTON, S. COLLINS, M. DIETERICH, R. D. GREGORY, F. HARTIG, K. HENLE, P. R. HOBSON, D. KLEIJN, R. K. NEUMANN, T. ROBIJNS, J. SCHMIDT, A. SHWARTZ, W. J. SUTHERLAND, A. TURBÉ, F. WULF, A. V. SCOTT. (2014). *EU agricultural reform fails on biodiversity: Extra steps by Member States are needed to protect farmed and grassland ecosystems*. *Science*, 344(6188): 1090-1092.

GALAZ, V., ÖSTERBLUM, H., BODIN, Ö., CRONA, B. (2014). Global networks and global change-induced tipping points. [Versão electrónica] *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics*, 1573-1553. 10.1007/s10784-014-9253-6 Acedido em 21 de Junho de 2016, em: . Available <http://www.stockholmresilience.org/publications/artiklar/2014-08-04-global-networks-and-global-change-induced-tipping-points.html>.

GALLI, A., HALLE, M., GRUNDEWALD, N. (2015) Physical limits to resource access and utilisation and their economic implications in Mediterranean economies. [Versão electrónica] *Environmental Science & Policy*, 125-136. Acedido em 03 de Janeiro de 2016, em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462901115000696>

GARCIA, F. A., RIBEIRO, L. (2012). Licitações públicas sustentáveis. [Versão electrónica] *Revista de Direito Administrativo*, 260: 231-254. ISSN 0034.8007. Acedido em 15 de Janeiro de 2018, em: <http://bibliotecadigital.fgv.br/ojs/index.php/rda/article/viewFile/8836/7629>

GARCIA, M. G. F. P. D. (2015). *O lugar do Direito na protecção do ambiente*. [Reimpressão] Almedina. Coimbra.

GARMENDIA, E., GAMBOA, G. (2012). *Weighting social preferences in participatory multi-criteria evaluations: a case study on sustainable natural resource management*. [Versão

electrónica] BC3 Working Paper Series 2012- 06. Basque Centre for Climate Change (BC3). Bilbao. Acedido em 17 de Dezembro de 2015, em: <file:///C:/Users/Usuario/Downloads/BC3WP201206.pdf>

GEORGESCU-ROEGEN, Nicholas. (2008). *O Decrescimento : entropia ; ecologia ; economia*. [trad. João Duarte] Instituto Piaget. Lisboa.

GERMANY - FEDERAL ADMINISTRATIVE COURT. (2016). *Judgment of the Court (Third Chamber). 14 January 2016. In Case C-399/14 - Grüne Liga Sachsen and Others versus Freistaat Sachsen. Interveners: Landeshauptstadt Dresden; Vertreter des Bundesinteresses beim Bundesverwaltungsgericht.*

GIAMPIETRO, M., SALTELLI, A. (2014a) Footprints to nowhere. [Versão electrónica] *Ecological Indicators*, 46: 610–621. Acedido em 09 de Janeiro de 2016, em: http://www.andreasaltelli.eu/file/repository/Footprints_to_nowhere_Giampietro_Saltelli_Ecol_ind_2014_PagesNumbers.pdf

GIAMPIETRO, M., SALTELLI, A. (2014b) Footworking in circles Reply to Goldfinger et al. (2014) “Footprint Facts and Fallacies: A Response to Giampietro and Saltelli (2014) Footprints to nowhere”. [Letter to the Editor] [Versão electrónica] *Ecological Indicators*, 46: 260–263. Acedido em 09 de Janeiro de 2016, em: http://www.andreasaltelli.eu/file/repository/Footworking_In_Circles_PageN.pdf

GLOBAL FOOTPRINT NETWORK. (2016a). *Ecological wealth of Nations*. [Versão electrónica] Acedido em 03 de Janeiro de 2016, em: http://www.footprintnetwork.org/ecological_footprint_nations/index.html

GLOBAL FOOTPRINT NETWORK. (2016b). *Glossary*. [Versão electrónica] Acedido em 03 de Janeiro de 2016, em: <http://www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/page/glossary/>

GLOBAL FOOTPRINT NETWORK. (2016c). *Overshoot day*. [Versão electrónica] Acedido em 03 de Janeiro de 2016, em: http://www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/page/earth_overshoot_day/

GODECKE, M., CHAVES, I. R., SOUZA, F., B. (2013). *O pagamento por serviços ambientais como alternativa econômica para a preservação da qualidade da água*. Capítulo de Livro. “Pagamento por serviços ambientais: incentivos econômicos para a proteção dos recursos hídricos e restauração da mata ciliar.” [Haide Maria Hipfer; João Alcione Sganderla Figueiredo; José Golizia Tundisi – Org.] Entremeios. Porto Alegre. p. 67-110.

GOLDFINGER, S., WACKERNAGEL, M., GALLI, A., LAZARUS, E., LIN, D. (2014). Footprint facts and fallacies: A response to Giampietro and Saltelli (2014) “Footprints to Nowhere”. [Versão electrónica] *Ecological Indicators*, 46: 622-632. ISSN 1470-160X. Acedido em 30 de Junho de 2018, em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.025>.

GOMES, C. A. (2014). *Introdução ao Direito do Ambiente*. 2ª ed. Associação Acadêmica da Faculdade de Direito da Universidade de Lisboa.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E. (2016). Conferência de abertura. [Versão electrónica] *Actas do 1ª Latin America Ecosystem Services Partnership Conference*. CIATAD. Cali, Colômbia. Acedido em 16 de julho de 2018, em http://www.espnconference.org/latinamerica2016/wiki/190832/listado%20de%20sesiones#.WI5Y_qinHIV

GÓMEZ-BAGGETHUN, E., DE GROOT, R., LOMAS, P., MONTES, C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. [Versão electrónica] *Ecological Economics*, 69(6): 1209-1218. ISSN 0921-8009. Acedido em 22 de Março de 2018, em <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>.

GOMEZ-BAGGETHUN, E., RUIZ-PEREZ, M. (2011), Economic valuation and the commodification of ecosystem services. [Versão electrónica] *Progress in Physical Geography*, 35(5), 613–28. Acedido em 22 de Março de 2018, em: <http://ppg.sagepub.com/content/35/5/613.abstract>

GONÇALVES, A. I. Q., CERESÉR, C. P. (2013). *Função ambiental da propriedade rural e dos contratos agrários*. Livraria e Editoria Universitária de Direito – LEUD. São Paulo.

GOODLAND, R. J. A. (1997). *Uma nova e importante oportunidade de financiar a preservação da biodiversidade*. Capítulo de livro. “Biodiversidade” (Edward O. Wilson – org.) Nova Fronteira. Rio de Janeiro. p. 557-562.

GROTZINGER, J., JORDAN, T. H. (2010). *Understanding Earth*. 6 Ed. W. H. Freeman. New York.

GUEDES, F. B., SEEHUSEN, S. E. - orgs. (2011). *Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios*. [Versão electrónica] Ministério do Meio Ambiente. Brasília. Acedido em 15 de janeiro de 2018, em http://www.mma.gov.br/estruturas/202/arquivos/psa_na_mata_atlantica_licoes_aprendidas_e_desafios_202.pdf

GUERRY, A. D. ; POLASKY, S, LUBCHENCO, J., CHAPLIN-KRAMER, R., DAILY, G. C., GRIFFIN, R., RUCKELSHAUS, M., BATEMAN, I. J., DURAIAPPAH, A., ELMQVIST, T., FELDMAN, M. W., FOLKEI, C., Hoekstra, J., KAREIVA, P., KEELER, B. L. ; LI, S., MCKENZIE, E., OUYANG, Z., REYERS, B., RICKETTS, T. H. , ROCKSTRÖM, J., TALLIS, H., VIRA, B. (2015). Natural capital and ecosystem services informing decisions: From promise to practice. [Versão electrónica] *Proceedings of the National Academy of Sciences – PNAS*, 112(24): 7348–7355. Acedido em 22 de Janeiro de 2016, em <http://www.pnas.org/content/112/24/7348?tab=author-info>

GULLO, M. C. R. (2010). *Valoração econômica dos recursos naturais: uma aplicação para o setor industrial de Caxias do Sul*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. Acedido em 22 de Março de 2018, em <http://www.ppge.ufrgs.br/redesenv/teses/2010/doutorado/9.pdf>

GUNDERSON, L. H.; HOLLING, C. S. (2002). *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*. Island Press. Washington, DC.

HABERL, H., WEISZ, H. (2007). The potential use of the material and energy flow analysis (MEFA) framework to evaluate the environmental costs of agricultural production systems, and possible applications to aquaculture. [Versão electrónica]. *Actas do FAO/WFT Expert Workshop “Comparative assessment of the environmental costs of aquaculture and other food production sectors: methods for meaningful comparisons.”* Vancouver, Canada. pp. 97–120. Acedido em 28 de Dezembro de 2015, em <http://www.fao.org/3/a-a1445e/a1445e07.pdf>

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN. (2012) *CICES Version 4: Response to Consultation*. [Versão electrónica]. Centre for Environmental Management, University of Nottingham. Acedido em 22 de Janeiro de 2018, em https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2012/09/CICES-V4_Final_26092012.pdf

HARARI, Y. N. (2016). *Homo Deus: uma breve história do amanhã*. [tradução Paulo Geiger] Companhia das Letras. São Paulo.

HARDIN, G. (1968). *The tragedy of the commons*. [Versão electrónica] *Science*, 162(3859): 1243-1248. DOI: 10.1126/science.162.3859.1243. Acedido em 25 de Junho de 2018, em: <http://science.sciencemag.org/content/162/3859/1243.full>. Acesso 25 jun 2018.

HART, Kaley. (2013). *Evaluation of the CAP greening measures*. [Versão electrónica] Acedido em 26 de Novembro de 2018, em: https://ec.europa.eu/agriculture/sites/agriculture/files/leaflet_en.pdf.

HAU, J. L., BAKSHI, B., R. (2004). Promise and problems of emergy analysis. [Versão electrónica] *Ecological Modelling*, 178(1–2): 215-225. Acedido em 05 de Janeiro de 2016, em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380003005283>.

HEIN, L., OBST, C., EDENS, B., REMME, R. P. (2015). Progress and challenges in the development of ecosystem accounting as a tool to analyse ecosystem capital. [Versão electrónica] *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14: 86-92. Acedido em 12 de Janeiro de 2016, em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877343515000408>

HERVE-FOURNEREAU, N., LANGLAIS, A., (2012). Does the concept of ecosystem services promote synergies between European strategies for climate and biodiversity? Capítulo de livro. “Linkages between Climate Change and Biological Diversity.” (Maes, F., Le Bouthillier, Y. Edward – eds). Elgar Book.

HERZOG, C. P. (2009). *Guaratiba verde: subsídios para o projeto de infra-estrutura verde em área de expansão urbana na Cidade do Rio de Janeiro*. [Versão electrónica]. Dissertação de mestrado. Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ FAU. Acedido em 01 de Fevereiro de 2016, em: https://inverde.files.wordpress.com/2010/09/cecilia_herzog_digital.pdf

HERZOG, C. P., ROSA, L. Z. (2010). *Infraestrutura verde: sustentabilidade e resiliência para a paisagem urbana*. [Versão electrónica] Acedido em 12 de Janeiro de 2016, em: <http://www.revistas.usp.br/revistalabverde/article/download/61281/64217>

HODGE, I. (2016). *We need a British Ecosystem Services Policy not a British Agricultural Policy*. [Versão electrónica] Acedido em 17 de Janeiro de 2018, em: <http://capreform.eu/we-need-a-british-ecosystem-services-policy-not-a-british-agricultural-policy/>

INSTITUTE FOR EUROPEAN ENVIRONMENTAL POLICY – IEEP. (2013). *Environment undermined in CAP deal - Press release, 26.06.2013*. [Versão electrónica] Acedido em 14 de Setembro de 2013, em: <http://www.ieep.eu/work-areas/agriculture-and-land-management/2013/06/environment-undermined-in-cap-deal>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. (2010). *Censo 2010*. [Versão electrónica]. Acedido em 12 de Janeiro de 2016, em: <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/temas.php?lang=&codmun=430910&idtema=16&search=s%EDntese-das-informa%E7%F5es>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. (2015). *IBGE Cidades – Gramado: Produção agrícola municipal*. [Versão electrónica] Acedido em 12 de Dezembro de 2015, em:

<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/temas.php?lang=&codmun=430910&idtema=18&search=rio-grande-do-sul|gramado|producao-agricola-municipal-cereais-leguminosas-e-oleaginosas-2007>.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. (2016). *Ibama e MPF responsabilizam empresas por financiar desmatamento na Amazônia - Notícia publicada em 22 de Outubro de 2016*. [Versão electrónica] Acedido em 17 de Janeiro de 2018, em: http://www.ibama.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=395:ibama-e-mpf-responsabilizam-empresas-por-financiar-desmatamento-na-amazonia&catid=58&Itemid=271

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. (2002). *Modelo de valoração econômica dos impactos ambientais em unidades de conservação: Empreendimentos de Comunicação, Rede Elétrica e Dutos*. [Versão electrónica] Brasília. Acedido em 16 de Fevereiro de 2016, em: <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/cnia/5-valeconomicauc.pdf>

INSTITUTO O DIREITO POR UM PLANETA VERDE. (2010). *Actas do 14º. Congresso Internacional de Direito Ambiental: Florestas, mudanças climáticas e serviços ecológicos* (v.2). [Versão electrónica] São Paulo. Acedido em 12 de Janeiro de 2016, em: http://www.planetaverde.org/arquivos/biblioteca/arquivo_20140212145414_8235.pdf

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL – ISA. (2018). *Povos Indígenas no Brasil*. [Versão electrónica] Acedido em 27 de Novembro de 2018, em: <http://pib.socioambiental.org/pt/povo/yanomami/581>

INSTITUTOS DE PESQUISAS ECONÔMICAS APLICADAS – IPEA. (2015). *Amazônia Legal*. [Versão electrónica] Acedido em 04 de Dezembro de 2015, em: http://www.ipea.gov.br/desafios/index.php?option=com_content&id=2154:catid=28&Itemid=23

INTERGOVERNMENTAL SCIENCE-POLICY PLATFORM ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES – IPBES. (2018). *From Science to Policy*. [Versão electrónica] Acedido em 22 de Fevereiro de 2018, em: <https://www.ipbes.net/>

INTERNATIONAL INSTITUTE FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT – IISD. (2010) *Using Energy to value Ecosystem Goods and Services*. [Versão electrónica] Alberta Environment. Winipeg. Acedido em 04 de Janeiro de 2016, em: http://www.iisd.org/pdf/2010/using_energy.pdf

JANSON, H. W., JANSON, A. F. (1996). *Iniciação à História da Arte*. [trad. Jefferson Luis Camargo]. 2ª. ed. Martins Fontes. São Paulo.

JARDIM, M. H., BURSZTYN, M. A. (2015). *Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso de Extrema (MG), Brazil*. [Versão electrónica] Acedido em 22 de Fevereiro de 2018, em: <http://www.scielo.br/pdf/esa/v20n3/1413-4152-esa-20-03-00353.pdf>

JAX, K. (2014). *Thresholds, tipping points and limits*. [Versão electrónica] Acedido em 12 de Janeiro de 2018, em: www.opennessproject.eu/library/reference-book Acesso 12 jan 2018.

KENTER, J. O., O'BRIEN, L., HOCKLEY, N., RAVENSCROFT, N., FAZEY, I., IRVINE, K. N., REED, M. S., CHRISTIE, M., BRADY, E., BRYCE, R., CHURCH, A., COOPER, N., DAVIES, A., EVELY, A., EVERARD, M., FISH, R., FISHER, J. A., JOBSTVOGT, N., MOLLOY, C., ORCHARD-WEBB, J., RANGER, S., RYAN, M., WATSON, V., WILLIAMS, S. (2015). What are shared and social values of ecosystems? [Versão electrónica] *Ecological Economics*, 111: 86-99. ISSN 0921-8009. Acedido em 29 de Junho de 2018, em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.01.006>.

KISS, A., BEURIER, J. P. (2004). *Droit international de l'environnement*. 3ª. édition. Pedone. Paris.

KOLBERT, E. (2015). *A sexta extinção : uma história não natural*. Intrínseca. Rio de Janeiro.

KOSCHKE, L., FÜRST, C., FRANK, S., MAKESCHIN, F. (2012). A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. [Versão electrónica] *Ecological Indicators*, 21: 54-66. ISSN 1470-160X. Acedido em 16 de Dezembro de 2015, em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.010>.

KRELL, A. J. (2013). *Comentários ao artigo 225*. Capítulo de livro. “Comentários à Constituição do Brasil.” (José J. G. Canotilho, Gilmar Ferreira Mendes, Ingo Wolfgang Sarlet, Lênio Luiz Streck – coords). Saraiva. São Paulo.

KRONENBERG, J. (2015). Betting against Human Ingenuity: The Perils of the Economic Valuation of Nature's Services. [Versão electrónica] *BioScience*, 65(11): 1096–1099. Acedido em 18 de Janeiro de 2018, em: <https://doi.org/10.1093/biosci/biv135>

LAMMERANT, J., PETERS, R., SNETHLAGE, M., DELBAERE, B., DICKIE, I., WHITELEY, G. (2013). *Implementation of 2020 EU Biodiversity Strategy: Priorities for the restoration of ecosystems and their services in the EU. Report to the European Commission*. [Versão electrónica] ARCADIS (in cooperation with ECNC and Eftec). Acedido em 08 de

Fevereiro de 2018, em:
<http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/pdf/2020/RPF.pdf>

LANT, L. C., RUHL, J. B., KRAFT, S. E. (2008). The Tragedy of Ecosystem Services. [Versão electrónica] *BioScience*, 58(10): 969–974. Acedido em 25 de Junho de 2018, em:
<https://academic.oup.com/bioscience/article/58/10/969/245936>

LAVOURAS, M. M., ALMEIDA, T. (2009). Bens públicos globais: a problemática da sua definição e financiamento. *Boletim de Ciências Económicas*, 52: 03-54. Coimbra.

LE COQ, J.-F., FROGER, G., LEGRAND, T., PESCHE, D., SAENZ-SEGURA, F. (2012). *The Governance of Costa Rica's Programme of Payments for Environmental Services: A Stakeholder's Perspective*. Capítulo de livro. “Governing the Provision of Ecosystem Services.” (Roldan Muradian, Laura Rival – edt.) *Studies in Ecological Economics*. Springer. p. 237/257.

LE COQ, J.-F., FROGER, G., PESCHE, D., LEGRAND, T., SAENZ-SEGURA, F. (2015). Understanding the governance of the Payment for Environmental Services Programme in Costa Rica: A policy process perspective. [Versão electrónica] *Ecosystem Services*, 16: 253–265. Acedido em 25 de Novembro de 2018, em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212041615300309?via%3Dihub>

LEFF, E. (2009). *Ecologia, capital e cultura: a territorialização da racionalidade ambiental*. 2ª. Ed. [trad. Jorge E. Silva] Vozes. Petrópolis.

LEFF, E. (2015). Political Ecology: a Latin American Perspective. [Versão electrónica] *Desenvolv. Meio Ambiente*, 35: 29-64. DOI: 10.5380/dma.v35i0.44381. Universidade Federal do Paraná. Curitiba. Acedido em 02 de Junho de 2018, em:
<http://revistas.ufpr.br/made/article/view/44381/27086>

LEITE, J. R. M. (2013). *Comentários ao art. 225, §5º*. Capítulo de livro. “Comentários à Constituição do Brasil.” (José J. G. Canotilho, Gilmar Ferreira Mendes, Ingo Wolfgang Sarlet, Lênio Luiz Streck – coords). Saraiva. São Paulo.

LEITE, J. R. M., FERREIRA, H. S. (2010). *Tendências e perspectivas do Estado de Direito Ambiental no Brasil*. Capítulo de livro. “Estado de Direito Ambiental: Tendências.” 2a. ed. (José Rubens Leite; Helene Sivini Ferreira; Larissa Verri Boratti – orgs.) Forense Universitária. Rio de Janeiro. pp 03-30.

LIQUETE, C., KLEESCHULTE, S., DIGE, G., MAES, J., GRIZZETTI, B., OLAH, B., ZULIAN, G. (2015). Mapping green infrastructure based on ecosystem services and ecological

networks: A Pan-European case study. [Versão electrónica] *Environmental Science & Policy*, 54: 268-280. ISSN 1462-9011. Acedido em 15 de Janeiro de 2018, em: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.07.009>

LIU, S., COSTANZA, R., FARBER; S., TROY; A. (2010). Valuing ecosystem services: theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis. [Versão electrónica] *Actas do New York Academy Of Sciences, Issue: Ecological Economics Reviews. New York Academy of Sciences*. Acedido em 02 de Junho de 2018, em: <https://www.pdx.edu/sites/www.pdx.edu.sustainability/files/Liu%20et%20al.%202010%20-%20Valuing%20Ecosystem%20Services.pdf>

LÔBO, P. (2009). *Direito Civil. Parte Geral*. Saraiva. São Paulo.

LOCAL GOVERNMENTS FOR SUSTAINABILITY – ICLEI. (2015). *Resilient Cities. Glossary of key terms*. [Versão electrónica] Acedido em 02 de Dezembro de 2015, em: <http://resilient-cities.iclei.org/resilient-cities-hub-site/resilience-resource-point/glossary-of-key-terms/>

LOPES, D., OLIVEIRA, F. P. (2013). Urbanismo e Catástrofes Naturais: uma Relação Atribulada. *Actas do Colóquio Catástrofes Naturais: uma realidade multidimensional*. ICJP. Universidade de Lisboa.

LORENZETTI, R. L. (2011). *Teoría Del Derecho Ambiental*. 1ª ed. Facultad de Ciencias Jurídicas de la Pontifica Universidad Javeriana, Editorial Temis. Bogotá.

LOUREIRO, W. (2002). *Contribuição do ICMS Ecológico à conservação da biodiversidade no Estado do Paraná*. Tese de doutorado. [Versão electrónica] Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná. Curitiba. Acedido em 12 de Janeiro de 2018, em: http://www.floresta.ufpr.br/pos-graduacao/seminarios/wilson/contribuicao_do_icms.pdf

MACHADO, P. A. L. (2013). *Comentário ao art. 225, §1º, I e II*. Capítulo de livro. “Comentários à Constituição do Brasil.” (José J. G. Canotilho, Gilmar Ferreira Mendes, Ingo Wolfgang Sarlet, Lênio Luiz Streck – coords). Saraiva. São Paulo.

MAES, J., BARBOSA, A., BARANZELLI, C., ZULIAN, G., BATISTA E SILVA, F., VANDECASTEELE, I., HIEDERER, R., LIQUETE, C., PARACCHINI, M., L., MUBAREKA, S., JACOBS-CRISIONI, C., CASTILLO, C., P., LAVALLE, C. (2015). More green infrastructure is required to maintain ecosystem services under current trends in land-use change in Europe. [Versão electrónica] *Landscape Ecology*, 30: 517-534. Acedido em 23 de Abril de 2016, em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s10980-014-0083-2>

MAES, J., HAUCK, J., PARACCHINI, M. L., RATAMÄKI, O., HUTCHINS, M., TERMANSEN, M., FURMAN, E., PÉREZ-SOBA, M., BRAAT, L., BIDOGLIO, G. (2013). Mainstreaming ecosystem services into EU policy. [Versão electrónica] *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(1): 128-134. ISSN 1877-3435. Acedido em 05 de Dezembro de 2017, em: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.01.002>.

MAMED, D. O. (2016). *Pagamento por Serviços Ambientais e mercantilização da natureza na sociedade moderna capitalista*. Tese de doutorado. Programa de Pós Graduação em Direito, Pontífica Universidade Católica. Curitiba. 249 p.

MAMED, D. O., SILVEIRA, H. S. (2012). Princípio do protetor–recebedor e pagamentos por serviços ambientais: considerações sobre integridade política e constitucional no Direito brasileiro. *Actas do 17º Congresso Brasileiro de Direito Ambiental: Código Florestal*. Instituto O Direito Por Um Planeta Verde. São Paulo 2v. p. 234.

MANFREDINI, C., SATTLER, M. A. (2005). Estimativa da energia incorporada a materiais de cerâmica vermelha no Rio Grande do Sul. [Versão electrónica] *Ambiente Construído*, 5(1): 23-37. Porto Alegre: Associação Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído, 2005. Acedido em 28 de Dezembro de 2015, em: <http://www.seer.ufrgs.br/index.php/ambienteconstruido/article/view/3609/1990>

MARIS, V. (2013). De la naturaleza a los servicios ecosistémicos – una mercantilización de la biodiversidade. [Versão electrónica] *Ecología Política*. Acedido em 05 de Dezembro de 2017, em: <http://www.ecologiapolitica.info/?p=483>

MARTIN, H. E. (1979). *Santa Cruz do Sul: de colônia a freguesia, 1849-1859*. Coleção História de Santa Cruz do Sul, v. 2. Associação Pró-Ensino de Santa Cruz do Sul. Santa Cruz do Sul.

MARTINS, C., OLIVEIRA, C., GONÇALVES, J. (2012). Emergy-based evaluation of resources input in Portugal. [Versão electrónica] *International Journal of Engineering and Industrial Management*, 4: 91-103. Acedido em 07 de Janeiro de 2016, em: <http://revistas.lis.ulusiada.pt/index.php/ijeim/article/view/1912>

MARTYN, A. (2015). The Common Agricultural Policy: An adequate means of supporting biodiversity and ecosystem services within the European Union? [Versão electrónica] *Plymouth Law and Criminal Justice Review*. Acedido em 25 de Novembro de 2017, em: https://pearl.plymouth.ac.uk/bitstream/handle/10026.1/9011/PLCJR_V7_11_Martyn.pdf?sequence=4&isAllowed=y

MASCARÓ, J. J., BONATTO, D. A. M., CONCI, G. L. (2014). *Infraestrutura verde para uma cidade de porte médio: O caso de Passo Fundo*. [Versão electrónica] Acedido em 01 de Fevereiro de 2016, em: <http://www.vitruvius.com.br/revistas/read/drops/14.081/5199>

MASS, E. (2015). *Watershed Protection & New York City's Water Supply*. [Versão electrónica] Acedido em 01 de Dezembro de 2015, em: <http://www.pwconserve.org/issues/watersheds/newyorkcity/#elanamass>

MATTOS, L., SILVA, A. L. G., HERCOWITZ, M. (2009). *Microeconomia*. Capítulo de livro. NOVIDON, Henry de; VALLE, Raul. (org.) “É pagando que se preserva? Subsídios para políticas de compensação por serviços ambientais.” (Henry Navidon, Raul do Valle – orgs.) Instituto Socioambiental – ISA. São Paulo. pp. 13-38.

MAY, P., VEIGA NETO, F., DENARDIN, V., LOUREIRO, W. (2005). *O ICMS-Ecológico: Respostas ao nível municipal no Paraná e Minas Gerais, Brasil*. Cpítulo de Livro. “Mercados para Serviços Ecosistêmicos: instrumentos económicos para a conservação e o desenvolvimento.” (Stefano Pagliola, Natasha Landell-Mills, Joshua Bishop – orgs). Instituto Rede Brasileira Agroflorestal – REBRAF. Rio de Janeiro, pp 98-110.

MAZOYER, M., ROUDART, L. (2010). *A história das agriculturas no mundo: do Neolítico à crise contemporânea*. [trad. Cláudia F. F. B. Ferreira]. Fundação Editora da UNESP. São Paulo.

MEIRA, T. B. (2013). *Perspetivas para um Decrescimento Sustentável: comparação entre Portugal e Brasil*. [Versão electrónica] Dissertação de mestrado. Mestrado em Engenharia do Ambiente. Universidade Nova de Lisboa. Acedido em 03 de Janeiro de 2016, em: <http://run.unl.pt/handle/10362/9374>

MELO, M. E. (2016). *Pagamento por Serviços Ambientais (PSA): entre a proteção e a mercantilização dos serviços ecossistêmicos no contexto da crise ambiental*. [Versão electrónica] Tese de doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Jurídicas, Programa de Pós-Graduação em Direito. Florianópolis. Acedido em 16 de Janeiro de 2018, em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/171710/342722.pdf?sequence=1>

MERINO PÉREZ, L. (2005). El desarrollo institucional de esquemas de pago por servicios ambientales. [Versão electrónica] *Gaceta Ecológica*. Acedido em 25 de Junho de 2016, em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=53907403>

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSEMENT – MEA. (2003) *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. [Versão electrónica] Acedido em 02 de Junho de 2018, em: http://pdf.wri.org/ecosystems_human_wellbeing.pdf.

MILLER JR, G. T. (2007). *Ciência Ambiental*. Thomson Learning. São Paulo.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA (BRASIL). (1992). *Convenção da diversidade biológica*. [Versão electrónica] Acedido em 25 de Novembro de 2017, em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/arquivos/cdbport_72.pdf>

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA (BRASIL). (2014). *Biomass: Mata Atlântica*. [Versão electrónica] Acedido em 11 de Abril de 2014, em: <http://www.mma.gov.br/biomass/mata-atlantica>

MIRANDA, J. (2016). *Estudos de Direito do ordenamento do território e do urbanismo*. AAFDL. Lisboa.

MONTERO, C. E. P. (2011). *Extrafiscalidade e meio ambiente: O tributo como instrumento de protecção ambiental. Reflexões sobre a tributação ambiental no Brasil e na Costa Rica*. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Direito, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 304 p.

MONTERO, C. E. P. (2013). O Fundamento e a Finalidade Extrafiscal dos Tributos Ambientais. [Versão electrónica] *Revista de Direito da Cidade*. Acedido em 30 de Maio de 2014, em: <http://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/rdc/article/view/9273/7169>

MORAN, E., OSTROM, E. (2009) *Ecosistemas florestais: interação Homem-ambiente*. [Diógenes S. Alves e Mateus Batistella – trad.] EDUSP. São Paulo.

MOTA, J. A., BURSTZYN, M., CÂNDIDO JUNIOR, J. O., ORTIZ, R. A. (2010a). A valoração da biodiversidade: conceitos e concepções metodológicas. Capítulo de livro. “Economia do Meio Ambiente: teoria e prática.” 2. ed. (Peter May - org.) Elsevier. Rio de Janeiro.

MOTA, R. P., DOMINGOS, T., MARTINS, V. (2010b) Analysis of genuine saving and potential green net national income: Portugal, 1990–2005. [Versão electrónica] *Ecological Economics*, 69(10): 1934-1942. ISSN 0921-8009. Acedido em 12 de Novembro de 2016, em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.04.026>.

MOYANO-ESTRADA, E., ORTEGA, A. C. (2014). A Reforma da PAC para o Período 2014-2020: uma aposta no desenvolvimento territorial. [Versão electrónica] *RESR*, Piracicaba, 52(04): 687-704. Acedido em 15 de Janeiro de 2018, em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-20032014000400004

MÜLLER, T. L. (1974). Discurso oficial na Instalação do Simpósio de História da Imigração e Colonização Alemã no Rio Grande do Sul. *Actas do 1º Simpósio de História da Imigração e Colonização Alemã no Rio Grande do Sul*. São Leopoldo.

MUNDA, G. (2005). “Measuring Sustainability”: A Multi-Criterion Framework. [Versão electrónica] *Environment, Development and Sustainability*, 7(1): 117-134. Kluwer. Acedido em 22 de Dezembro de 2015, em: https://www.researchgate.net/publication/226033754_Measuring_Sustainability_A_Multi-Criterion_Framework

MUNIZ, L. M. (2009). Ecologia Política: o campo de estudo dos conflitos sócio-ambientais. *Revista Pós Ciências Sociais* 6(12).

NABAIS, J. C. (2003). Direito fiscal e tutela do ambiente em Portugal. *Revista do Centro de Estudos do Direito do Ordenamento, do Urbanismo e do Ambiente – CEDOUA*, 12(2): 23-46.

NABAIS, J. C. (2007). *A face oculta dos direitos fundamentais: os deveres e os custos dos direitos*. [Versão electrónica] Acedido em 25 de Abril de 2018, em: <https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&url=http://www.egov.ufsc.br/portal/sites/default/files/anexos/15184-15185-1-PB.pdf&ved=2ahUKEwi18NOywkTfAhUiRxUIHdDADKkQFjAHegQIAhAB&usg=AOvVaw1Pyxpfi0NDt7sKEgK2fr8m>

NATIONAL ECOSYSTEM ASSESSMENT – NEA. (2011). *The United Kingdom National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings*. [Versão electrónica] UNEP-WCMC. Cambridge. Acedido em 14 de Abril de 2014, em: <http://uknea.unep-wcmc.org/Resources/tabid/82/Default.aspx>

NATURAL CAPITAL COALITION. (2018). *Natural capital*. [Versão electrónica] Acedido em 28 de Junho de 2018, em: <https://naturalcapitalcoalition.org/natural-capital/>

NUSDEO, A. M. O. (2012). *Pagamento por Serviços Ambientais. Sustentabilidade e Disciplina Jurídica*. Atlas. São Paulo.

ODUM, E. P. (2004). *Fundamentos de ecología*. 7. Ed. [António Manuel de Azevedo Gomes – trad.] Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa. pp. 927

ODUM, H. T. (1996). *Environmental accounting: emergy and environmental decision making*. Wiley. New York.

ODUM, H. T. (2001). *Energy, Hierarchy and Money*. [Versão electrónica] Capítulo de livro. “Understanding Complexity.” (Ragsdell and Wilby – edt.). Kluwer Academic/Plenum

Publishers. New York. Acedido em 05 de Janeiro de 2016, em:http://www.cep.ees.ufl.edu/emergy/documents/publications/Odum_HT_2000_EnergyHierarchyandMoney_EnvirEnginSciences_UFl_13pp.pdf

ODUM, H. T. (2002). Explanations of ecological relationships with energy systems concepts. [Versão electrónica] *Ecological Modelling*, 158(3): 201-211. ISSN 0304-3800. Acedido em 25 de Janeiro de 2016, em: [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00232-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00232-6).

ODUM, H. T., ODUM, E. P. (2000). The Energetic Basis for Valuation of Ecosystem Services. [Versão electrónica] *Ecosystems*, 3(1): 21-23. Acedido em 06 de Janeiro de 2016, em: <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs100210000005>

OLIVEIRA, F. P. (2004). Os caminhos “a direito” para um urbanismo operativo. CEDOUA, 2: 09-30.

OPALUEH J. J., GRIGALUNAS, T., DIAMANTIDES, J., MAZZOTTA, M., JOHNSTON, R. (1999). Recreational and Resource Economic Values for the Peconic Estuary System. Final Report. [Versão electrónica] Economic Analysis Inc., Peace Dale, Rhode Island. Acedido em 28 de Novembro de 2015, em: <http://www.peconicestuary.org/reports/f53c82ee382e1c988058ee2ae8e47db855b1517e.PDF>

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS – ONU (2015). *Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável*. [Versão electrónica] Acedido em 15 de Novembro de 2018, em: <https://nacoesunidas.org/wp-content/uploads/2015/10/agenda2030-pt-br.pdf>

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS – ONU. (1992) Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento: de acordo com a Resolução nº 44/228 da Assembléia Geral da ONU, de 22-12-89, estabelece uma abordagem equilibrada e integrada das questões relativas a meio ambiente e desenvolvimento: a Agenda 21. [Versão electrónica] Acedido em 19 de abril de 2017, em: <http://www.onu.org.br/rio20/img/2012/01/agenda21.pdf>

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS – ONU. (2016). World Ocean Assessment. Part III – Assessment of Major Ecosystem Services from the Marine Environment (Other than Provisioning Services). [Versão electrónica] Acedido em 15 de Janeiro de 2018, em: http://www.un.org/depts/los/global_reporting/WOA_RPROC/Chapter_03.pdf

ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO - OECD. (2002). Recommendation of the Council on Improving the Environmental Performance of Public Procurement. [Versão electrónica] Acedido em 10 de Abril de 2017, em: <http://tinyurl.com/dxuzygs>

ORTEGA, E., BACIC, M. J. (2009). Uso da metodologia emergética na análise dos sistemas de produção e consumo. [Versão electrónica] *Actas do VIII Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica*. Cuiabá. Acedido em 15 de Janeiro de 2016, em: <http://www.ecoeco.org.br/conteudo/publicacoes/encontros/VIII/GT2-1-170-20090617034854.pdf>

ORTIZ, R. A. (2003). *Valoração econômica ambiental*. Capítulo de livro. “Economia do Meio Ambiente : Teoria e Prática.” 6ª. reimpressão. (Peter H. May, Maria Cecília Lustosa e Valéria da Vinha – orgs.) Elsevier. Rio de Janeiro.

OST, F. (1995). *A natureza à margem da lei. A ecologia à prova do Direito*. Piaget. Lisboa.

PACKER, L. A. (2015). *Novo Código Florestal e Pagamento por Serviços Ambientais: regime proprietário sobre bens comuns*. Juruá. Curitiba.

PAGIOLA, S. (2005). *Pagamento pelos Serviços de Recursos Hídricos na América Central: Lições da Costa Rica*. Capítulo de livro. “Mercados para Serviços Ecosistêmicos.” (Stefano Pagiola, Joshua Bishop, Natasha Landell-Mills – orgs.). Instituto Rede Brasileira Agroflorestal – REBRAAF. Rio de Janeiro. pp 21-35.

PAGIOLA, S., LANDELL-MILLS, N., BISHOP, J. (2005). *Mecanismos baseados no mercado para a conservação florestal e o desenvolvimento*. Capítulo de livro. “Mercados para Serviços Ecosistêmicos.” (Stefano Pagiola, Joshua Bishop, Natasha Landell-Mills – orgs.). Instituto Rede Brasileira Agroflorestal – REBRAAF. Rio de Janeiro.

PAGIOLA, S., RUTHENBERG, I. (2005). *A venda da biodiversidade em uma xícara de café: o café de sombra e a conservação da biodiversidade na Mesoamérica*. Capítulo de livro. “Mercados para Serviços Ecosistêmicos.” (Stefano Pagiola, Joshua Bishop, Natasha Landell-Mills – orgs.). Instituto Rede Brasileira Agroflorestal – REBRAAF. Rio de Janeiro.

PAGLIOLA, S. (2006). Payments for Environmental Services in Costa Rica. [Versão electrónica] *Actas do ZEF-CIFOR workshop on Payments for environmental services: Methods and design in developing and developed countries*. World Bank. Titisee, Germany. Acedido em 15 de Março de 2017, em: <http://siteresources.worldbank.org/INTEEI/Resources/PaymentsforENVCostaRica.pdf>.

PARLAMENTO EUROPEU. (2012). *Resolução do Parlamento Europeu, de 20 de abril de 2012, sobre «O nosso seguro de vida e o nosso Capital Natural - Estratégia da UE sobre a Biodiversidade até 2020» (2011/2307(INI))* Acedido em 23 de Janeiro de 2016, em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=OJ:C:2013:258E:FULL&from=EN>

PARLAMENTO EUROPEU. (2013). *Resolução do Parlamento Europeu, de 12 de Dezembro de 2013, sobre a Infraestrutura Verde – Valorizar o Capital Natural da Europa (2013/2663 (RSP))*. [Versão electrónica] Acedido em 18 de Janeiro de 2016, em: [http://www.europarl.europa.eu/RegData/seance_pleniere/textes_adoptes/provisoire/2013/12-12/0600/P7_TA-PROV\(2013\)0600_PT.pdf](http://www.europarl.europa.eu/RegData/seance_pleniere/textes_adoptes/provisoire/2013/12-12/0600/P7_TA-PROV(2013)0600_PT.pdf)

PARLAMENTO EUROPEU. (2014). *Diretiva 2014/95/UE do Parlamento Europeu e do Conselho de 22 de outubro de 2014 que altera a Diretiva 2013/34/UE no que se refere à divulgação de informações não financeiras e de informações sobre a diversidade por parte de certas grandes empresas e grupos*. [Versão electrónica] Acedido em 23 de Junho de 2016, em: http://www.cnc.min-financas.pt/pdf/Directivas_UE/Diretiva_2014_95_UE_22_outubro.pdf

PARLAMENTO EUROPEU. (2016). *Biodiversidade, natureza e solos. Fichas técnicas sobre a União Europeia*. [Versão electrónica] Acedido em 02 de Fevereiro de 2016, em: http://www.europarl.europa.eu/ftu/pdf/pt/FTU_5.4.3.pdf

PASCUAL, U. [and many others]. (2017). Valuing nature’s contributions to people: the IPBES approach. [Versão electrónica] *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26(27): 7-16. ISSN 1877-3435. Acedido em 23 de Janeiro de 2018, em: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.006>.

PE’ER, G.; DICKS, L. V.; VISCONTI, P.; R. ARLETTAZ, A. BÁLDI, T. G. BENTON, S. COLLINS, M. DIETERICH, R. D. GREGORY, F. HARTIG, K. HENLE, P. R. HOBSON, D. KLEIJN, R. K. NEUMANN, T. ROBIJNS, J. SCHMIDT, A. SHWARTZ, W. J. SUTHERLAND, A. TURBÉ, F. WULF, A. V. SCOTT. (2014). EU agricultural reform fails on biodiversity. [Versão electrónica] *Science* 344(6188): 1090-1092. Acedido em 26 de Novembro de 2018, em: <http://science.sciencemag.org/content/344/6188/1090/tab-pdf>

PELENC, J., BALLEET, J. (2015). Strong sustainability, critical natural capital and the capability approach. *Ecological Economics*, 112: 36-44. ISSN 0921-8009.

PESCHE D., MÉRAL P., HRABANSKI M., BONNIN M.. (2013). *Ecosystem Services and Payments for Environmental Services: Two Sides of the Same Coin?* Capítulo de livro. “Governing the provision of ecosystem services.” Muradian Roldan, Rival Laura – ed.). Springer. Dordrecht, Pays-Bas. pp. 69-88.

PLIENINGER, T., SCHLEYER, C., SCHAICH, H., OHNESORGE, B., GERDES, H., HERNANDEZ-MORCILLO, M., BIELING, C. (2012). Mainstreaming ecosystem services through reformed European agricultural policies. *Conservation Letters* 5: 281–288.

POINTING, C. (2007). *A new green history of the world: the environment and the collapse of great civilizations*. Penguin Books. New York.

POLÁKOVÁ, J., TUCKER, G., HART, K., DWYER, J., RAYMENT, M. (2011). Addressing biodiversity and habitat preservation through measures applied under the Common Agricultural Policy. [Versão electrónica] IEEP. UK. Acedido em 13 de setembro de 2015, em: http://www.ieep.eu/assets/931/CAP_and_Biodiversity.pdf

PORDATA. (2018). Produto Interno Bruto (Euro). [Versão electrónica] Acedido em 15 de janeiro de 2019, em: [https://www.pordata.pt/Europa/Produto+Interno+Bruto+\(Euro\)-1786](https://www.pordata.pt/Europa/Produto+Interno+Bruto+(Euro)-1786)

PRIEUR, M. (2004). *Droit de l'environnement*. 5ª. Edition. Dalloz. Paris.

PRIMACK, R. B., RODRIGUES, E. (2001). *Biologia da conservação*. 11 reimpressão. E. Rodrigues. Londrina.

PRINCÍPIOS DO EQUADOR. (2013). *Princípios do Equador Junho 2013: Um referencial do setor financeiro para identificação, avaliação e gerenciamento de riscos socioambientais em projetos*. [Versão electrónica] Acedido em 23 de Julho de 2018, em: http://equator-principles.com/wp-content/uploads/2018/01/equator_principles_portuguese_2013.pdf

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE – PNUMA. (2012). *GEO-5 Panorama Ambiental Global: Resumo para os formuladores de políticas*. [Versão electrónica] Acedido em 02 de Junho de 2018, em: <http://www.terrabrasis.org.br/ecotecadigital/pdf/geo-5-resumo-panorama-ambiental-global.pdf>

RAMOS, T. M. C. M. A. M. (2018). *Compras públicas ecológicas: a internalização de externalidades ambientais negativas na política europeia de contratos públicos*. Tese de doutorado. Faculdade de Direito da Universidade de Coimbra.

RAMMÊ, R. S. (2018). *O dever fundamental ecológico e a proteção dos serviços ecossistêmicos*. Prismas. Curitiba. 314 p.

RECH, A. U. (2011). *O valor econômico e a natureza jurídica dos serviços ambientais*. Capítulo de livro. “Direito e Economia Verde: natureza jurídica e aplicações práticas do pagamento por serviços ambientais, como instrumento de ocupações sustentáveis.” (Adir Ubaldo Rech – org.) EDUCS. Caxias do Sul. pp. 49-69.

RECH, Adir Ubaldo. (2012). O valor econômico e a natureza jurídica dos serviços ambientais. [Versão electrónica] *Revista do Instituto do Direito Brasileiro*, 2: 1046-1062. Faculdade de

Direito da Universidade de Lisboa. Acedido em 23 de Janeiro de 2016, em: http://www.idb-fdul.com/uploaded/files/2012_02_1043_1071.pdf

REPÚBLICA PORTUGUESA. (2018). *Resolução do Conselho de Ministros n.º 55/2018: Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e Biodiversidade para 2030 (ENCNB 2030)*. [Versão electrónica] Diário da República, 1.ª série — N.º 87 — 7 de maio de 2018. Acedido em 20 de Novembro de 2018, em: <https://dre.pt/application/file/a/115227157> Acesso 20 nov 2018.

ROBINSON, N. A. (2008). *Imperatives in environmental law*. Capítulo de Livro. “Direito Ambiental Comparado.” (Arlindo Daibert – org.). Fórum. Belo Horizonte. pp. 347-366.

ROCKSTROM, J., W. STEFFEN, K. NOONE, A. PERSSON, F. S. CHAPIN, III, E. LAMBIN, T. M. LENTON, M. SCHEFFER, C. FOLKE, H. SCHELLNHUBER, B. NYKVIST, C. A. DE WIT, T. HUGHES, S. VAN DER LEEUW, H. RODHE, S. SORLIN, P. K. SNYDER, R. COSTANZA, U. SVEDIN, M. FALKENMARK, L. KARLBERG, R. W. CORELL, V. J. FABRY, J. HANSEN, B. WALKER, D. LIVERMAN, K. RICHARDSON, P. CRUTZEN, AND J. FOLEY. (2009). Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. [Versão electrónica] *Ecology and Society*, 14(2): 32. Acedido em 12 de Janeiro de 2018, em: [URL:http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32/](http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32/)

ROMEIRO, A. R., MAIA, A. G. (2011). Avaliação de custos e benefícios ambientais. [Versão electrónica] *Cadernos da Escola Nacional de Administração Pública*, 35: 41-67. Acedido em 15 de Dezembro de 2015, em: <http://www.enap.gov.br/documents/52930/707328/Caderno35.PDF/0e2ecd07-8570-4184-9566-115b2b0b8d3d>.

RUHL, J. B. (1998). Valuing nature’s services—The future of environmental law? *Natural Resources & Environment*, 13(4): 359-60.

RUHL, J. B. (2015). In Defense of Ecosystem Services. [Versão electrónica] *Pace Environmental Law (PELR) Review*, 32(306). Acedido em 11 de Janeiro de 2018, em: <https://ssrn.com/abstract=2676893>

RUHL, J. B., KRAFT, S. E., LANT, C. L. (2007). *The Law and Policy of Ecosystem Services*. [Versão electrónica] Island Press. 337 p. Acedido em 13 de Janeiro de 2016, em: https://play.google.com/books/reader?id=VEF48vqc0zcC&printsec=frontcover&output=reader&hl=pt_BR&pg=GBS.PA22.w.1.0.339

RUHL, J.B., (2006). *The Law and Policy of Ecosystem Services*. [Versão electrónica] Tese de doutorado. Southern Illinois University Carbondale. Acedido em 10 de Janeiro de 2018, em:

https://www.researchgate.net/profile/JB_Ruhl/publication/40777463_The_Law_and_Policy_of_Ecosystem_Services/links/02e7e52b138c63b01c000000/The-Law-and-Policy-of-Ecosystem-Services.pdf

RUHL, J.B., and R. JUGE GREGG. (2001). Integrating ecosystem services into environmental law: A case study of wetlands mitigation banking. *Stanford Environmental Law Journal*, 20(2): 365-92.

RUIJS, A., HEIDE, M., BERG, J. (2018). *Natural Capital Accounting for the Sustainable Development Goals. Current and potential uses and steps forward*. [Versão electrónica] PBL Netherlands Environmental Assessment Agency. The Hague. Acedido em 23 de Junho de 2018, em: http://www.pbl.nl/sites/default/files/cms/publicaties/pbl-2018-natural-capital-accounting-for-the-sdgs-3010_0.pdf

RUSKIN, J. (1862). *Unto this last*. [Versão electrónica] Londres. Acedido em 02 de julho 2018, em: https://web.archive.org/web/20160305053348/http://muff.uffs.net/skola/dejum/ruskin/texts/unto-this-last/unto_this_last.pdf

SADELEER, N. (2009). La protection de nature et de la biodiversité. Capítulo de livro. "Droit et politiques de l'environnement." (Ives Petit – org.) La Documentation Française. Paris.

SALZMAN, J. (1997). Valuing ecosystem services. *Ecology Law Quarterly* 24(4): 887- 903.

SALZMAN, J. (1998) Ecosystem Services and the Law. [Editorial] *Conservation Biology*. Volume 12(3).

SALZMAN, J. E., RUHL, J. B. (2001). Currencies and the Commodification of Environmental Law. [Versão electrónica] *Stanford Law Review*, 53. Acedido em 23 de Janeiro de 2018, em: https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=254391

SANDER, J., DENDONCKER, N., MARTÍN-LÓPEZ, B., BARTON, D., GOMEZ-BAGGETHUN, E., BOERAEVE, F., MCGRATH, F. L., VIERIKKO, K., GENELETTI, D., SEVECKE, K. J., PIPART, N., PRIMMER, E., MEDERLY, P., SCHMIDT, S., ARAGÃO, A., BARAL, H., BARK, R. H., BRICENO, T., BROGNA, D., CABRAL, P., DE VREESE, R., LIQUETE, C., MUELLER, H., PEH, K. S.-H., PHELAN, A., RINCÓN, A. R., ROGERS, S. H., TURKELBOOM, F., REETH, W., ZANTEN, B. T., WAM, H., WASHBOURNE, C. (2016). A new valuation school: Integrating diverse values of nature in resource and land use decisions. [Versão electrónica] *Ecosystem Services*, 22(B): 213-220. ISSN 2212-0416. Acedido em 23 de Janeiro de 2016, em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.11.007>.

SANDRONI, P. (2010). *Dicionário de Economia do Século XXI*. 6ª ed. Record. Rio de Janeiro.

SANDS, P. (2007). *Principles of International Environmental Law*. Second edition. University Press. Cambridge.

SANT'ANNA, F. M., MOREIRA, H. M. (2016). Ecologia política e relações internacionais: os desafios da Ecopolítica Crítica Internacional. [Versão electrónica] *Revista Brasileira de Ciência Política*, 20: 205-248. Acedido em 23 de Janeiro de 2018, em: <http://dx.doi.org/10.1590/0103-335220162006>

SANTAMARÍA, R. Á. (2010). *Derechos de la Naturaleza: fundamentos*. Universidad Andina Simón Bolívar. Quito.

SANTOS, R. F. (2012). *Lições de experiências internacionais de Pagamento por Serviços Ecosistêmicos*. Capítulo de livro. “Pagamento por Serviços Ecosistêmicos em perspectiva comparada: recomendações para tomada de decisão.” [Projeto Apoio aos Diálogos Setoriais União Europeia – Brasil. (Ação “Diálogo Brasil – União Europeia Sobre Pagamento por Serviços Ecosistêmicos. Estudo 1 – Segundo Relatório.) Ministério do Meio Ambiente: Brasília. p. 15-102.

SARAIVA, R. G. (2013). A abordagem comportamental do Direito e da Economia das catástrofes naturais. *Actas do Colóquio Catástrofes Naturais: uma realidade multidimensional*. ICJP. Universidade de Lisboa.

SARTRE, X. A., CASTRO, M., DUFOUR, S., OSWALD, J. (2014). *Political Ecology des services écosystémiques*. PIE Peter Lang. Bruxelles.

SCHMIDT, L., DELICADO, A. (2014). *Ambiente, alterações climáticas, alimentação e energia: a opinião dos portugueses*. Imprensa de Ciências Sociais. Lisboa.

SCHOLLENBERG, L. (2009). So how much do you pay for ethical consumption? Estimating the hedonic price for Fair Trade coffee in Sweden. [Versão electrónica] Swedish Retail Institute. Acedido em 28 de Novembro de 2015, em: <http://www.hur.nu/wp-content/uploads/2014/06/2009-So-how-much-do-you-pay-for-ethical-consumption-HUI-WP-nr-31.pdf>

SCHUMACHER, E. F. (1973). *Small is beautiful: Economics as if people mattered*. [Versão electrónica] Harper and Row. New York. Acedido em 16 de Janeiro de 2016, em: <http://terebess.hu/keletkultinfo/Schumacher-Small-is-Beautiful.pdf>.

SCHWARZ, H. (2012). Valoração do Capital Natural: económica, ecológica ou política? [versão electrónica] *Economia Global e Gestão*, 17(1). Acedido em 18 de Dezembro de 2015,

em: http://www.scielo.mec.pt/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0873-74442012000100007&lng=pt&nrm=iso

SEKERCIOGLU, C. (2010). Ecosystem functions and services. [Versão electrónica] *Conservation Biology for All*, 45-72. Acedido em 18 de Maio de 2018, em: 10.1093/acprof:oso/9780199554232.003.0004. Disponível https://www.researchgate.net/publication/256287027_Ecosystem_functions_and_services

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO – SFB (BRASIL). (2013). *Florestas do Brasil em resumo - 2013: dados de 2007-2012*. [Versão electrónica] Acedido em 12 de Dezembro de 2015, em: http://www.florestal.gov.br/snif/images/Publicacoes/florestas_do_brasil_em_resumo_2013_atualizado.pdf

SHMELEV, S. E. (2010). Multi-criteria Assessment of Ecosystems and Biodiversity: New Dimensions and Stakeholders in the South of France. [Versão electrónica] Queen Elizabeth House, University of Oxford. Acedido em 23 de Janeiro de 2016, em: [QEH Working Papers](#)

SIKOR, T. (2013). *The Justices and Injustices of Ecosystem Services*. Earthscan. New York.

SILVA, T. S. (2008). As taxas e a Coerência do Sistema Tributário. Estudos Regionais e Locais. N3DAL. CEJUR. Braga.

SILVA, D. A. (2012). Tributos verdes: proteção ambiental ou nova roupagem para antigas finalidades? [Versão electrónica] *Revista do Instituto do Direito Brasileiro*, 1(8). Acedido em 30 de Maio de 2014, em: http://www.idb-fdul.com/modo1_cat.php?sid=52&ssid=114&cid=11

SILVA, V. P. (2002). *Verde Cor de Direito: lições de Direito do Ambiente*. Livraria Almedina. Coimbra.

SIMÕES, P. M. N. (2012). *The recreational use value of a national forest*. [Versão electrónica] Tese de doutorado. Faculdade de Economia da Universidade de Coimbra. Acedido em 23 de Junho de 2018, em: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.830.6971&rep=rep1&type=pdf>

SMITH, A. (1983). *La riqueza de las naciones*. Ediciones Orbis. Madrid.

SOARES, C. A. D. (2011). *The design features of environmental taxes*. [Versão electrónica] Tese de doutorado. London School of Economics, Law Department. Acedido em 23 de Janeiro de 2016, em: file:///C:/Users/Usuario/Desktop/Claudia%20Alexandra%20Dias%20Soares_The%20design%20features%20of%20environmental%20taxes%20TESE%202011.pdf

SODDY, F. (1961). *Wealth, Virtual Wealth and Debt: the solution of the economic paradox*. [Versão electrónica] Britons Publishing Company. London. Acedido em 27 de Dezembro de 2015, em: <file:///C:/Users/Usuario/Downloads/20140873-a5.pdf>

SOLOW, R. (1974). The economics of resources or the resources of economics. *American Economic Review*, 64 (2) 1974, pp 01-14.

SOUZA, L. F. (2015). *Serviços Ecológicos*. Capítulo de livro. “Manual de apoio à atuação do Ministério Público: pagamento por serviços ambientais.” (Alexandre Altmann, Luiz Fernando de Souza, Marcia Silva Stanton) 1. ed. Andrefc.com Assessoria e Consultoria em Projetos. Porto Alegre. 109 p. ISBN 978-85-69281-00-9.

STEIGLEDER, A. M. (2011). *Responsabilidade civil ambiental: as dimensões do dano ambiental no Direito brasileiro*. 2ª ed. Livraria do Advogado. Porto Alegre.

STOCKHOLM RESILIENCE CENTRE. (2018). *Our vision*. [Versão electrónica] Acedido em 02 de Junho de 2018, em: <http://www.stockholmresilience.org/about-us.html>

SUPERIOR TRIBUNAL DE JUSTIÇA – STJ (BRASIL). (2012). *Voto do Relator no Recurso Especial – REsp 1198727/MG*. [Ação Civil Pública, julgado em 14.08.2012 e publicado em 09.05.2013, Relator Ministro Antônio Herman Benjamin, Segunda Turma].

TEJEIRO, G., STANTON, M. S. (2014). *Sistemas Estaduais de Pagamento por Serviços Ambientais: Diagnóstico, lições aprendidas e desafios para a futura legislação*. Instituto O Direito Por Um Planeta Verde. São Paulo. 157 p.

TEMPELHOFF, J. (2009). *Where has the water come from? Water History*. Official Journal of International Water History Association, 1(1).

THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY – TEEB (2010a). *Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB*. [Versão Electrónica] Earthscan, London and Washington. Acedido em 23 de Novembro de 2018, em: <http://doc.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Synthesis%20report/TEEB%20Synthesis%20Report%202010.pdf>

THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY – TEEB (2010c). *Ecological and Economic Foundations*. [Versão Electrónica] Earthscan, London and Washington. Acedido em 23 de Novembro de 2018, em: <http://doc.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Ecological%20and%20Economic%20Fou>

[ndations/TEEB%20Ecological%20and%20Economic%20Foundations%20report/TEEB%20Foundations.pdf](#)

THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY – TEEB. (2008). *An interim report*. [Versão electrónica] European Communities. Acedido em 23 de Novembro de 2018, em: http://www.teebweb.org/media/2008/05/TEEB-Interim-Report_English.pdf

THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY – TEEB. (2010b) *A Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade: Integrando a Economia da Natureza: Uma síntese da abordagem, conclusões e recomendações do TEEB*. [Versão Electrónica] Earthscan, London and Washington. Acedido em 23 de Novembro de 2018, em: http://doc.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Synthesis%20report/TEEB_Sintese-Portugues.pdf

THIBIERGE, C. (and many others). (2013). *La Densificação Normativa. Découverte d'un processus*. Mare Martin. Paris. p. 1204.

THOMAS, J. M., SCOTT, J. C. (2010). *Economia ambiental: aplicações, políticas e teoria*. [Antônio Cláudio Lot, Marta Reyes Gil Passos – trad.] Cengage Learning. São Paulo. p. 556.

TORRAS, M. (2000). *The total economic value of Amazonian deforestation, 1978-1993*. *Ecological Economics*, 33(2): 283-297.

TÔSTO, S. G. (2010). *Sustentabilidade e valoração de serviços ecossistêmicos no espaço rural do município de Araras, SP*. [Versão electrónica] Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Economia. Campinas. p. 106. Acedido em 21 de Dezembro de 2015, em: file:///C:/Users/Usuario/Downloads/TostoSergioGomes_D.pdf

TÔSTO, S. G., PEREIRA, L. C., ROMEIRO, A. R., MANGABEIRA, J. A. C. (2013). Determinação de índice de sustentabilidade ambiental: uma contribuição da análise multicritério para formulação de políticas públicas. [Versão electrónica] *Actas do 10º Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica – Inovação e Sustentabilidade sob a ótica da Economia Ecológica*. Acedido em 21 de Dezembro de 2015, em: http://www.ecoeco.org.br/conteudo/publicacoes/encontros/x_en/GT1-2133-1531-20130530100016.pdf

TRIBUNAL DE JUSTIÇA DE SÃO PAULO (BRASIL). (2015). *TJSP concentra 26% dos processos do Brasil, de acordo com relatório 'Justiça em Números'*. [Versão electrónica] Acedido em 17 de Fevereiro de 2016, em: <http://www.tjsp.jus.br/Institucional/CanaisComunicacao/Noticias/Noticia.aspx?Id=28002>

TRIBUNAL DE JUSTIÇA DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL (BRASIL). (2011). *Sentença no Processo nº 073/1.11.0001663-7*. [Versão electrónica] Ação Civil Pública – Comarca de Tramandaí/RS – 3ª Vara Cível - Autor: Ministério Público - Réu: Jairo Luis de Souza - Juíza Prolocutora: Milene Koerig Gessinger - Data da Sentença: 08-02-2012. Acedido em 16 de Fevereiro de 2016, em: <http://www.tjrs.jus.br/busca/?tb=proc>

TRIBUNAL DE JUSTIÇA DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL (BRASIL). (2012). *Voto do Relator na Apelação Cível no. 70041232406*. [Versão electrónica] Ação Civil Pública, Relator Desembargador Pedro Luiz Rodrigues Bossle, julgada em 12.09.2012 pela Segunda Câmara Cível. Acedido em 17 de Janeiro de 2018, em: http://www.tjrs.jus.br/site_php/consulta/download/exibe_documento.php?numero_processo=70041232406&ano=2012&codigo=1679660

TRIBUNAL DE JUSTIÇA DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL (BRASIL). (2014a). *Voto da Relatora na Apelação Cível no. 70050318179*. [Versão electrónica] Ação Civil Pública, Relatora Desembargadora Lúcia de Fátima Cerveira, julgada em 30.04.2014, Segunda Câmara Cível. Acedido em 17 de Janeiro de 2018, em: http://www.tjrs.jus.br/site_php/consulta/download/exibe_documento.php?numero_processo=70050318179&ano=2014&codigo=597574

TRIBUNAL DE JUSTIÇA DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL (BRASIL). (2014b). *Voto da Relatora na Apelação Cível no. 70053667705*. [Versão electrónica] Ação Civil Pública, Relatora Desembargadora Lúcia de Fátima Cerveira, Julgada em 30.04.2014, Segunda Câmara Cível. Acedido em 26 de Janeiro de 2018, em: http://www.tjrs.jus.br/site_php/consulta/download/exibe_documento.php?numero_processo=70053667705&ano=2014&codigo=597808

TRIBUNAL DE JUSTIÇA DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL (BRASIL). (2015). *Voto do Relator na Apelação Cível no. 70065534364*. [Versão electrónica] Ação Civil Pública, Relator Desembargador Francesco Conti, Julgada 26.08.2015, Quarta Câmara Cível. Acedido em 23 de Janeiro de 2018, em: http://www.tjrs.jus.br/site_php/consulta/download/exibe_documento.php?numero_processo=70065534364&ano=2015&codigo=1448482

TZOULAS, K., KORPELA, K., VENN, S., YLI-PELKONEN, V., KAZMIERCZAK, A., NIEMELA, J., JAMES, P. (2007). Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. [Versão electrónica] *Landscape and Urban Planning*, 81(3): 167-178. ISSN 0169-2046. Acedido em 23 de Novembro de 2018, em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001>.

ULGIATI, S., ZUCARO, A., FRANZESE, P. P. (2011). Shared wealth or nobody's land? The worth of natural capital and ecosystem services. [Versão electrónica] *Ecological Economics*, 70(4): 778-787. ISSN 0921-8009. Acedido em 06 de Janeiro de 2016, em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.11.015>

UNIÃO EUROPEIA. (2016a). *Comprar verde! Manual de Contratos Públicos Ecológicos*. 3ª ed. [Versão electrónica]. Acedido em 11 de Janeiro de 2018, em: http://ec.europa.eu/environment/gpp/pdf/handbook_pt.pdf

UNIÃO EUROPEIA. (2016b). *Cork 2.0 - Declaração “Uma Vida Melhor nas Zonas Rurais”*. [Versão electrónica] Acedido em 07 de Dezembro de 2017, em: https://enrd.ec.europa.eu/sites/enrd/files/cork-declaration_pt.pdf

UNITED KINGDOM – OFFICE FOR NATIONAL STATISTICS. (2014). *The history of National Accounting and its economic relevance*. [Versão electrónica] Acedido em 11 de Janeiro de 2016, em: <http://www.ons.gov.uk/ons/rel/naa2/quarterly-national-accounts/q3-2013/sty-history.html>

UNITED KINGDOM DEPARTMENT FOR COMMUNITIES AND LOCAL GOVERNMENT. (2009). *Multi-criteria analysis: a manual*. [Versão electrónica] London. Acedido em 17 de Dezembro de 2015, em: http://eprints.lse.ac.uk/12761/1/Multi-criteria_Analysis.pdf

UNITED KINGDOM DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT, FOOD AND RURAL AFFAIRS. (2007). *An introductory guide to valuing ecosystem services*. [Versão electrónica] Acedido em 17 de Dezembro de 2015, em: https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/191502/Introductory_guide_to_valuing_ecosystem_services.pdf

UNITED KINGDOM NATIONAL ECOSYSTEM ASSESSMENT – UK-NEA. (2011). *The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings*. [Versão electrónica] UNEP-WCMC. Cambridge. Acedido em 23 de Novembro de 2018, em: <http://uknea.unep-wcmc.org/Resources/tabid/82/Default.aspx>

UNITED NATIONS – DEPARTMENT OF ECONOMIC AND SOCIAL AFFAIRS – STATISTICS DIVISION. (2012). *System of Environmental-Economic Accounting (SEEA)*. [Versão electrónica] Acedido em 11 de Janeiro de 2016, em: <http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seea.asp>

UNITED NATIONS – DEPARTMENT OF ECONOMIC AND SOCIAL AFFAIRS – STATISTICS DIVISION. (2014). *The System of National Accounts (SNA)*. Acedido em 11 de Janeiro de 2016, em: <http://unstats.un.org/unsd/nationalaccount/sna.asp>

UNITED NATIONS DEPARTMENT OF ECONOMIC AND SOCIAL AFFAIRS STATISTICS DIVISION. (2000). *Integrated Environmental and Economic Accounting: an operational manual*. [Versão electrónica] Acedido em 12 de Janeiro de 2016, em: http://unstats.un.org/unsd/publication/SeriesF/SeriesF_78E.pdf

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME – UNEP (2012). *Sustainable Public Procurement Implementation Guidelines. Introducing UNEP's Approach*.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME – UNEP. (2011). *Decoupling natural resource use and environmental impacts from economic growth, A Report of the Working Group on Decoupling to the International Resource Panel*. [Versão electrónica] Acedido em 19 de Novembro de 2018, em: http://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/9816/-Decoupling%3a%20natural%20resource%20use%20and%20environmental%20impacts%20fr om%20economic%20growth%20-2011Decoupling_1.pdf?sequence=3&isAllowed=y

UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAM – FINANCE INITIATIVE. (2012). *Declaração do Capital Natural: Uma declaração do setor financeiro demonstrando nosso compromisso durante a Conferência das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento Sustentável [Rio +20 Earth Summit] em trabalhar para integrar as considerações do Capital Natural aos nossos produtos e serviços financeiros para o século 21*. [Versão electrónica] Acedido em 02 de Julho de 2018, em: <http://www.naturalcapitalfinancealliance.org/asset/download/195/Declarac%CC%A7a%CC%83o-do-Capital-Natural-PT.pdf> Acesso 02 jul 2018.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE – UNFCCC. (2015). *Compendium on methods and tools to evaluate impacts of, and vulnerability and adaptation to, climate change*. [Versão electrónica] Acedido em 23 de Dezembro de 2015, em: http://unfccc.int/adaptation/nairobi_work_programme/knowledge_resources_and_publication s/items/5440.php

UNITED NATIONS OFFICE FOR RISK DISASTERS REDUCTION – UNISDR. (2015). *Making Cities Resilient Campaign*. [Versão electrónica] Acedido em 02 de Dezembro de 2015, em: <http://www.unisdr.org/campaign/resilientcities/home/about>

UNITED NATIONS OFFICE OF HIGH COMMISSIONER ON HUMAN RIGHTS – OHCHR, UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAM – UNEP. (2012). *Human Rights and Environment: Rio+20 Joint Report OHCHR and UNEP*. [Versão electrónica] Acedido em 11

de Julho de 2018, em:
https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/9970/JointReport_OHCHR_HRE.pdf?sequence=1&isAllowed=y

UNITED NATIONS STATISTICS DIVISION. (2016). *Land and Ecosystem accounting*. [Versão electrónica] Acedido em 12 de Janeiro de 2016, em:
<http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/les.asp>

UNITED NATIONS. (2008). *Sistema Nacional De Contas*. [Versão electrónica] Acedido em 08 de Janeiro de 2016, em:
<http://unstats.un.org/unsd/nationalaccount/docs/SNA2008Spanish.pdf>

UNITED NATIONS. (2012). *Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica (SCAE) 2012: Marco Central*. [Versão electrónica] Acedido em 12 de Janeiro de 2016, em:
http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seearev/CF_trans/S_march2014.pdf

UNITED NATIONS. (2014). *System of Environmental-Economic Accounting 2012: Experimental Ecosystem Accounting*. [Versão electrónica] Acedido em 12 de Janeiro de 2016, em:
http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/eea_final_en.pdf

UNITED STATES OF AMERICA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – US EPA. (2015). *Rankings based on energy and material flows. (Web-accessible materials on ecological valuation developed by or for the SAB Committee on Valuing the Protection of Ecological Systems and Services (C-VPESS). Methods and approaches potentially useful in the ecological valuation process.)* [Versão electrónica] Acedido em 23 de Novembro de 2018, em:
[https://yosemite.epa.gov/Sab/Sabproduct.nsf/WebFiles/Energy%20based%20methods/\\$File/Energy%20methods-03-09-09.pdf](https://yosemite.epa.gov/Sab/Sabproduct.nsf/WebFiles/Energy%20based%20methods/$File/Energy%20methods-03-09-09.pdf)

UNITED STATES OF AMERICA USA. (2016). *United States Mid-Century Strategy For Deep Decarbonization*. [Versão electrónica] The White House: Washington. Acedido em 30 de Maio de 2017, em:
http://unfccc.int/files/focus/long-term_strategies/application/pdf/mid_century_strategy_report-final_red.pdf

VEIGA NETO, F. C. (2008). *A construção dos Mercados de Serviços Ambientais e suas implicações para o Desenvolvimento Sustentável no Brasil*. [Versão electrónica] Tese de doutorado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Acedido em 23 de Novembro de 2018, em:
http://r1.ufrjr.br/cpda/wp-content/uploads/2011/09/tese_fernando_veiga_netto.pdf

VENOSA, S. S. (2012). *Direito Civil: Direitos Reais*. Coleção Direito Civil, v. 5. 12. ed. Atlas. São Paulo.

WACKERNAGEL, M., REES, W. (1996). *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*. New Society. Gabriola Island, BC.

WATANABE, M. (2008). *Mata nativa e cana-de-açúcar: cálculo do valor dos serviços ecossistêmicos vinculados aos ciclos da água, do carbono e do nitrogênio utilizando a análise emergética*. Tese de doutorado. [Versão electrónica] Faculdade de Engenharia de Alimentos/Departamento de Engenharia de Alimentos/Laboratório de Engenharia Ecológica e Informática Aplicada da Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP. São Paulo. Acedido em 05 de Janeiro de 2016, em: <http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000430035>

WEALTH ACCOUNTING AND THE VALUATION OF ECOSYSTEM SERVICES – WAVES. (2018). [Versão electrónica] Acedido em 29 de Junho de 2018, em: <https://www.wavespartnership.org/en>.

WEALTH ACCOUNTING AND THE VALUATION OF ECOSYSTEM SERVICES – WAVES. (2012). *Moving beyond GDP*. [Versão electrónica] Acedido em 27 de Novembro de 2016, em: http://www.wavespartnership.org/sites/waves/files/images/Moving_Beyond_GDP.pdf Acesso

WEBER, J.-L. (2014). *Ecosystem Natural Capital Accounts: A Quick Start Package*. [Versão electrónica] Montreal, Technical Series No. 77. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Acedido em 23 de Janeiro de 2016, em: <https://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-77-en.pdf>

WESTMAN, E. W. (1977). How Much are Nature's Services Worth. *Science* (New York, N.Y.). 197. 960-4. 10.1126/science.197.4307.960.

WILSON, E. O. (1997). *Biodiversidade*. [Marcos Santos, Ricardo Silveira – trad.] Nova Fronteira. Rio de Janeiro.

WORLD BANK. (2000). *Costa Rica forest strategy and the evolution of land use*. [Versão electrónica] Evaluation Country Case Study Series. (Ronnie de Camino, Olman Segura, Luis Guillermo Arias, Isaac Pérez – org.) World Bank. Washington. Acedido em 23 de Janeiro de 2018, em: [http://lnweb90.worldbank.org/oed/oeddoelib.nsf/b57456d58aba40e585256ad400736404/a25efcf3220878d585256970007ac9ee/\\$FILE/CstRcaCS.pdf](http://lnweb90.worldbank.org/oed/oeddoelib.nsf/b57456d58aba40e585256ad400736404/a25efcf3220878d585256970007ac9ee/$FILE/CstRcaCS.pdf).

WORLD BANK. (2004). *How much is an ecosystem worth? assessing the economic value of conservation*. [Versão electrónica] World Bank. Washington, DC. Acedido em 30 de

Novembro de 2015, em: <http://documents.worldbank.org/curated/en/2004/10/5491088/much-ecosystem-worth-assessing-economic-value-conservation>

WORLD BANK. (2016). *World Bank Environmental and Social Framework*. [Versão electrónica] World Bank. Washington, DC. Acedido em 23 de Novembro de 2016, em: <http://documents.worldbank.org/curated/en/383011492423734099/pdf/114278-REVISED-Environmental-and-Social-Framework-Web.pdf#page=29&zoom=80>

WORLD FORUM ON NATURAL CAPITAL. (2017). *What is natural capital*. [Versão electrónica] Edimburg. Acedido em 23 de Novembro de 2018, em: <https://naturalcapitalforum.com/about/> Acesso 27 jun 2018.

WORLD TRADE ORGANIZATION – WTO. (1998). *United States – Import Prohibition of Certain Shrimp and Shrimp Products. Report of the Appellate Body*. WT/DS58/AB/R. 12 October 1998. [Versão electrónica] Acedido em 30 de Maio de 2017, em: <https://docsonline.wto.org/dol2fe/Pages/FormerScriptedSearch/directdoc.aspx?DDFDocuments/t/WT/DS/58ABR.doc>

WUNDER, S. (2005). *Payments for environmental services: some nuts and bolts*. [Versão electrónica] Center for International Forestry Research. Jacarta. Acedido em 23 de Novembro de 2018, em: <http://theredddesk.org/sites/default/files/resources/pdf/2012/payment-ecosystem-services-02.pdf>.

WUNDER, S., BÖRNER, J., TITO, M. R., PEREIRA, L. (2009). *Pagamentos por serviços ambientais: perspectivas para a Amazônia Legal*. [Versão electrónica] 2ª ed., rev. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Brasília. Acedido em 04 de Dezembro de 2015, em: http://www.mma.gov.br/estruturas/168/_publicacao/168_publicacao17062009123349.pdf

WWF. (2014). *Living Planet Report 2014 : species and spaces, people and places*. [Versão electrónica] WWF. Gland, Switzerland. Acedido em 03 de Janeiro de 2016, em: http://wwf.panda.org/about_our_earth/all_publications/living_planet_report/

YOUNG, Carlos E. Frickmann. (2010). *Contabilidade ambiental nacional: fundamentos teóricos e aplicação empírica no Brasil*. Capítulo de livro. “Economia do Meio Ambiente: teoria e prática.” (Peter May – org.) 2. ed. Elsevier. Rio de Janeiro.