



## INCORPORAÇÃO DE INDICADORES DE BIODIVERSIDADE EM UM MODELO DE AVALIAÇÃO INTEGRADA: FUNDAMENTOS E PERSPECTIVAS

Lucas Silva Carvalho

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento Energético, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Planejamento Energético.

Orientador: Roberto Schaeffer

Rio de Janeiro  
Março de 2019

INCORPORAÇÃO DE INDICADORES DE BIODIVERSIDADE EM UM MODELO  
DE AVALIAÇÃO INTEGRADA: FUNDAMENTOS E PERSPECTIVAS

Lucas Silva Carvalho

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO  
LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA  
(COPPE) DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE  
DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE  
EM CIÊNCIAS EM PLANEJAMENTO ENERGÉTICO.

Examinada por:

---

Prof. Roberto Schaeffer, Ph.D.

---

Prof. Pedro Rúa Rodriguez Rochedo, D.Sc.

---

Dr. Alexandre de Carvalho Köberle, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

MARÇO DE 2019

Carvalho, Lucas Silva

Incorporação de indicadores de biodiversidade em um Modelo de Avaliação Integrada: fundamentos e perspectivas/  
Lucas Silva Carvalho. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2019  
XIV, 137 p.: il.; 29,7 cm.

Orientador: Roberto Schaeffer

Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Planejamento Energético, 2019.

Referências Bibliográficas: p. 117 - 137

1. Modelos de Avaliação Integrada. 2. Uso da Terra.  
3. Biodiversidade. I. Schaeffer, Roberto. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Planejamento Energético. III. Título.

“I am Hunting High and Low

Diving from the sky above

Looking for, more and more, once again

I'm Hunting High and Low”

(Kotipelto)

## **Agradecimentos**

À Capes pela bolsa.

Ao professor Roberto Schaeffer pela oportunidade e pela paciência.

Ao professor Pedro Rochedo pela atenção, debates e contribuições.

Ao Dr. Alex Koberle pelas contribuições.

Ao professor André pelo apoio no início do mestrado.

Aos demais profissionais envolvidos em minha formação intelectual e humana ao longo da vida, em especial ao professor Gilmar da Silva (in memoriam) da escola, Ricardo Valcarcel na graduação e os demais professores do Programa de Pós Graduação em Planejamento Energético da COPPE.

Aos familiares, especialmente minha mãe e irmã.

À turma msc. 2016! Sem vocês eu não chegaria até o final. Um especial agradecimento à Eduardo Casseres, Marianne Zotin, Pedro Rampini, Thaís Hessab, Carlos Cruz.

Aos colegas de PPE, Guilherme Lima, Gardenio Diogo, dentre outros.

Aos colegas pós-graduandos da Coppe que ajudaram na minha vinda e estabelecimento na instituição e ilha, Rafael Sampaio e Eveline.

Aos amigos e vizinhos de Vila Residencial da UFRJ, por todo suporte no enfrentamento de adversidades. Em especial ao amigo Ricardo Prati.

Aos amigos de vida, faculdades, Rural, UFRJ, causas, mundo acadêmico, que compartilharam angústias nos últimos três anos: Thyanne, Cadu, Gabriel Silva, Marcelo, Felipe Costa, Gabriel Cerqueira, João Henrique, Álvaro, Joyce.

Aos funcionários Sandra, Paulo e Fernando pelo suporte institucional.

Resumo da Dissertação apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.)

## INCORPORAÇÃO DE INDICADORES DE BIODIVERSIDADE EM UM MODELO DE AVALIAÇÃO INTEGRADA: FUNDAMENTOS E PERSPECTIVAS

Lucas Silva Carvalho

Março/2019

Orientador: Roberto Schaeffer

Programa: Planejamento Energético

A viabilidade de medidas de mitigação de gases de efeito estufa é alvo de incertezas, sobretudo no contexto dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. A expansão de cultivos bioenergéticos pode apresentar interesses conflitantes com a agenda da biodiversidade. A principal ferramenta utilizada para responder essas questões e capaz de analisar esses *'trade-offs'* são os Modelos de Avaliação Integrada (IAMs em inglês). Contudo, biodiversidade é um tópico ainda não muito bem representado em tais modelos. O objetivo deste trabalho é realizar o 'enquadramento de problema' da biodiversidade em IAMs, com destaque ao Modelo Brasileiro de Energia e Uso da Terra, BLUES-COPPE, visando responder o que o campo de IAMs deve levar em consideração e que indicadores pode usar. Para isso, este trabalho contextualizou o problema; sistematizou o arcabouço de indicadores e abordagens; identificou e discutiu critérios e uso de indicadores, e apontou caminhos. A sistematização realizada indica que a avaliação de biodiversidade em um contexto de IAMs ganha em qualidade ao dispor da representação processos ecológicos, e de informações espacialmente explícitas, porém dado a circunstâncias de dados, adaptações podem ser feitas. Foi apontado que é possível o desenvolvimento de metodologias baseadas nos índices NCI, MSA, BII, adaptada a realidade do BLUES, através de diferentes graus de simplificação. O exercício de modelagem deve se orientar a variável de pressão uso da terra e componentes associados. Abordagens que relacionam perdas de habitat e extinção enfrentam uma restrição de uso dado a questão espacial, e necessitariam do uso combinado com outras ferramentas. A pesquisa fundamenta teoricamente o problema, oferecendo base para próximas etapas de caráter prático.

Abstract of Dissertation presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

INCORPORATION OF BIODIVERSITY INDICATORS IN AN INTEGRATED  
ASSESSMENT MODEL: BASIS AND PERSPECTIVES

Lucas Silva Carvalho

March/2019

Advisor: Roberto Schaeffer

Department: Energy Planning

The viability of GHG mitigation measures is uncertain, mainly in the context of the Sustainable Development Goals. The expansion of bioenergy crops may present conflicting interests with the biodiversity agenda. The main tool used to answer these questions and able to analyze these trade-offs is the Integrated Assessment Models (IAMs). However, biodiversity is a topic not very well represented yet in such models. The objective of this work is to perform the 'problem framework' of biodiversity in IAMs, with emphasis on the Brazilian Model of Energy and Land Use, BLUES-COPPE, in order to answer what the field of IAM should take into account and what indicators can use. For this, this work contextualized the problem; systematized the framework of indicators and approaches; identified and discussed criteria and use of indicators, and pointed ways. The systematization carried out indicates that the assessment of biodiversity in a context of IAMs gains in quality by having ecological process representation and spatially explicit information, but given the circumstances of data, adaptations can be made. It was pointed out that it is possible to develop methodologies based on the NCI, MSA, BII indices, adapted to the BLUES reality, through different degrees of simplification. The modeling exercise should be oriented to the pressure variable land use and associated components. Approaches that relate habitat loss and extinction face a constraint on spatial use, and would require combined use with other tools. The research theoretically bases the problem, offering a basis for next practical steps.

# Índice

1.	Introdução.....	1
1.1	Introdução.....	1
1.2	Objetivos.....	7
1.3	Organização e estrutura.....	7
1.3.1	Organização.....	7
1.3.2	Estrutura da Dissertação.....	9
2.	Contextualização e colocação do problema.....	10
2.1	Biodiversidade e mitigação de gases de efeito estufa.....	10
2.2	Biodiversidade.....	14
2.3	Impactos da bioenergia na biodiversidade.....	19
2.4	Conclusão.....	20
3.	Indicadores de Biodiversidade.....	21
3.1	Definições.....	21
3.2	Tipos de indicadores.....	24
3.3	Critérios de indicadores de sucesso.....	25
3.4	Evolução de indicadores na CBD.....	26
3.4.1	Arcabouço.....	26
3.4.2	Processos envolvidos.....	30
3.4.3	Evolução de indicadores e metas no âmbito da CBD.....	31
3.5	Desenvolvimento de indicadores.....	38
3.6	Atualidades e perspectivas para indicadores no contexto da CBD.....	42
3.7	Conclusão.....	43
4.	Modelos.....	45
4.1	Introdução.....	45
4.2	Divisão de abordagens.....	45
4.3	Delimitação de abordagens.....	49



4.4	Abordagens .....	51
4.4.1	Natural Capital Index .....	51
4.4.2	Mean Species Abundance -MSA .....	53
4.4.3	Biodiversity Intactness Index - BII .....	56
4.4.4	Abordagens IUCN.....	57
4.4.5	Relações Espécie-área - SAR.....	60
4.5	Modelagem de uso da terra e de biodiversidade em IAMs.....	61
4.5.1	Modelagem de uso da terra e IAMs .....	61
4.5.2	Modelagem de biodiversidade em estrutura de modelos de avaliação integrada	62
4.6	Conclusão.....	64
5.	Aspectos relevantes para incorporação de biodiversidade por modelos de avaliação integrada .....	66
5.1	Considerações .....	66
5.2	Critérios .....	70
5.3	Tópicos.....	71
5.3.1	Nível de Detalhamento.....	71
5.3.2	Representação .....	76
5.3.3	Marcadores, Linha de base e limites.....	88
5.3.4	Dados .....	90
5.3.5	Cenários .....	92
5.4	Conclusão.....	93
6.	O modelo BLUES e indicadores de biodiversidade .....	95
6.1	O Modelo BLUES .....	95
6.2	Biodiversidade e o BLUES .....	99
6.2.1	Sobre o uso de informação de cunho espacial .....	102
6.3	Uso dos Indicadores.....	104
6.3.1	Índice de Capital Natural - NCI .....	104

6.3.2	Mean Species Abundance - MSA .....	105
6.3.3	Biodiversity intactness index - BII.....	106
6.3.4	IUCN e SAR .....	109
6.3.5	Síntese .....	110
6.4	Conclusões .....	111
7.	Conclusão e considerações finais .....	112
7.1	Ao objetivo .....	112
7.2	Aporte de conhecimento encontrado .....	112
7.3	Perspectivas: para o campo e para o Cenergia.....	114
7.4	Dificuldades e limitações: do problema e campos e do trabalho.....	115

## Índice de figuras

Figura 1 . Fases e etapas em modelagem de avaliação integrada.....	4
Figura 2. Problema.....	5
Figura 3 Estrutura da Dissertação.....	9
Figura 4. Materialização de Trade-offs de ODSs sobre a terra. ....	12
Figura 5. Arcabouço de análise nexus alimentos, água, energia, biodiversidade e sistemas sociais.....	14
Figura 6. Dimensões da biodiversidade.....	15
Figura 7. Componentes da Biodiversidade.....	16
Figura 8. Perda e Alteração da biodiversidade.....	17
Figura 9. Pirâmide da informação em indicadores. Fonte: CBD (2003).....	25
Figura 10. O quadro DPSRI.....	27
Figura 11. Estrutura DPSRI aplicada a impactos humanos sobre a biodiversidade.....	29
Figura 12. Processo de diminuição da abundância no tempo.....	31
Figura 13. Quadro de desenvolvimento de Indicador de Biodiversidade.....	39
Figura 14. Concepção Variáveis Essenciais de Biodiversidade (EBV).....	41
Figura 15. Sinergias entre metas do SDG e objetivos de Aichi (CBD).....	43
Figura 16. Combinações de abordagens no estudo de perda de biodiversidade. 46	
Figura 17 Tendência temporal no número anual estimado de estudos que relataram o desenvolvimento de cenários de biodiversidade durante 1990–2014. ....	48
Figura 18. Esquematização de Cálculo do NCI.....	52
Figura 19. Perda de biodiversidade:pressões e medidas de mitigação.....	53
Figura 20. Alteração de Abundância de espécies originais e redução do MAS. 55	
Figura 21. Cálculo do MSA.....	55
Figura 22. Estrutura das categorias da Lista Vermelha da IUCN.....	58
Figura 23. Critérios IUCN.....	59
Figura 24. Relação IAM com abordagens biodiversidade.....	64
Figura 25. Características IAMs x Biodiversidade.....	67
Figura 26. “Comparação de cobertura da terra em uma database de alta resolução (GLC2000) e representação usual em escala global de IAMs de 0.5 graus de resolução espacial.....	75
Figura 27. Quadro pressões sobre a biodiversidade.....	80

Figura 28. Áreas e ações prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade brasileira – 2º atualização. ....	85
Figura 29. Linha de Base .....	89
Figura 30. Limites BECCS .....	91
Figura 31. Mapa inicial de uso da terra do Modelo BLUES .....	97
Figura 32. Transições de uso da terra no BLUES .....	99
Figura 33. Exemplo de Modelagem de biodiversidade em um contexto de IAMs.....	100
Figura 34. Modelo conceitual geral ideal .....	101
Figura 35. Modelo conceitual aplicado .....	109

## Índice de tabelas

Tabela 1 Critérios de um indicador de sucesso .....	25
Tabela 2 . Documentos sobre iniciativas de indicadores no âmbito da CBD décadas 1990-2010 .....	33
Tabela 3. Metas 2020: Indicadores.....	34
Tabela 4. Variáveis Essenciais de Biodiversidade .....	42
Tabela 5. Síntese de abordagens de IAM que incorporam a biodiversidade.....	62
Tabela 6. IAMs e biodiversidade.....	67
Tabela 7. Medidas de mitigação em uso da terra em IAMs. ....	86
Tabela 8. Representação do uso da terra no BLUES.....	98
Tabela 9. Pros e contras de desenvolvimento de indicadores baseados em abordagens existentes para o contexto de IAM/BLUES. ....	110

## **Siglas**

BII – Biodiversity Intactness Index

BEECS - Bioenergia com captura e armazenamento de carbono

CBD – Convention on Biological Diversity

CDR - Carbon dioxide removal

GEE - Gases De Efeito Estufa

IAMs – Modelos de Avaliação Integrada

IMAGE - Integrated Assessment of Global Environmental Change

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

IPCC- Painel Intergovernamental de Mudança do Clima –

IUCN -International Union for Conservation of Nature

ODS - Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

MAS – Abundância média de Espécies

MESSAGE – Model for Energy Supply Systems And their General Environmental impact

NCI - Natural Capital Index

RCP - Representative Concentration Pathway

SAR – Relação Espécies-Área

SSP - Shared Socio-economic Pathways

# 1. Introdução

## 1.1 Introdução

Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), propostos pelas Nações Unidas (2015), congregam diferentes agendas e ambições. Um número considerável de objetivos, referentes aos tópicos tais como energia, clima, alimentação e meio ambiente, tem como fator comum a terra, onde “trade-offs” podem se materializar (Van Der Esch *et al.*, 2017), e um específico deles é sobre a consecução de metas climáticas com objetivos da biodiversidade.

No âmbito da agenda climática, o cumprimento do Acordo de Paris - que visa manter o aumento da temperatura média da terra em 2° Celsius - se possível 1,5°, acima dos níveis pré-industriais, demanda medidas de mitigação de emissões de gases de efeito estufa (GEE) tanto para países quanto para setores específicos da economia (CONVENÇÃO-QUADRO DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE A MUDANÇA DO CLIMA - UNFCCC, 2015).

Estudos de cenários compilados no quinto - e mais recente - Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental de Mudança do Clima – (IPCC) indicam um papel substancial das chamadas ‘soluções baseadas no uso da terra’, onde comumente os cenários de metas de mitigação apontam papel de destaque para a bioenergia (CLARKE *et al.*, 2014; LEADLEY *et al.*, 2016).

A expansão de bioenergia em ações de mitigação é considerada um dos principais “trade-offs” (NETHERLANDS ENVIRONMENTAL ASSESSMENT AGENCY- PBL, 2012; CLARKE *et al.*, 2014; ROGELJ *et al.*, 2018). Embora possa contribuir com a consecução de metas climáticas, pode acarretar problemas para a consecução de objetivos referentes à biodiversidade e alimentação, tendo em vista a competição por uso da terra, aumento da área plantada, conversão de áreas e habitats (PBL, 2012; SMITH *et al.* 2018). Por outro lado, a manutenção da biodiversidade é relevante e também dispõe de uma agenda de metas e horizontes a serem perseguidos, capitaneados pela Convenção da Diversidade Biológica (CBD, 1992). Embora o Acordo de Paris ‘note’ a biodiversidade, há uma histórica atuação não integrada entre os

campos climáticos e de biodiversidade, tanto politicamente entre convenções (Kok *et al.*, 2018) quanto no âmbito acadêmico – entre a comunidade que estuda mitigação climática e a comunidade que estuda alterações na biodiversidade (HARFOOT *et al.*, 2014).

A busca por caminhos de desenvolvimento que mantêm o aquecimento abaixo de 2 graus e que também atendam a agenda de desenvolvimento sustentável implica em uma ruptura com a abordagem exclusivamente centrada na política climática, e deve abarcar seus outros componentes (ROGELJ *et al.*, 2016). Neste sentido, a incorporação de soluções baseadas em uso da terra em estudos de mitigação - já em andamento, porém recente, é fundamental para subsidiar decisões de formuladores de políticas, em busca de futuros mais sustentáveis (POPP *et al.* 2014). A investigação que leva em conta o uso da terra deve levar em conta também questões decorrentes, tal como os impactos à biodiversidade, cujo a maior causa, como aponta IPBES (2018), é a conversão de habitats.

Tem sido requisitada a interação entre as comunidades da ‘biodiversidade’ e do ‘clima’, do qual se tem benefícios para ambos (HARFOOT *et al.* 2014). Segundo Meller *et al.* (2015) a metodologia de cenários é atrativa para a essa discussão. Para Kim *et al.* (2018), o agrupamento sobre a lógica de narrativas e cenários pode ser uma ponte para tal aproximação. Pela ótica do campo da biodiversidade, a incorporação em um ambiente de modelo de avaliação integrada (Integrated Assessment Model – IAM, em inglês)<sup>1</sup> é interessante, pois obter retroalimentações da biodiversidade associados a cenários socioeconômicos pode facilitar sua incorporação à agendas mais amplas (HILL *et al.* 2016).

Os estudos de mitigação são usualmente feitos através de metodologias de cenários e de IAMs. Esses modelos têm o potencial de avaliar “trade-offs” (HARFOOT *et al.*, 2014; LEADLEY *et al.*, 2016). Embora seja retratado esse potencial de análises em questão, IAMs ainda não são apropriados para delinear futuros de biodiversidade. A

---

<sup>1</sup> “Modelos integrados exploram interações entre múltiplos setores da economia ou componentes de sistemas particulares, tal como sistemas energéticos, podendo incluir também representação de uso da terra e do sistema climático” (IPCC, 2018). IAMs podem ter diferentes usos e objetivos, que geralmente consistem em na escolha de opções de menor custo, através de otimização, dado um conjunto de restrições, e são largamente utilizados para fins de mitigação da mudança climática. IAMs foram desenvolvidos em resposta dos desafios ambientais frente à sociedade, e dentre seus objetivos, podem subsidiar a discussão de políticas (Van Vuuren, 2007).



primeira razão é óbvia: eles não foram desenvolvidos com esta finalidade específica. Os modelos em questão atualmente são incapazes por não conterem processos ecológicos, não capturarem impactos, apresentarem limitações em seus componentes, e disporem de representações simplificadas (uso da terra, cenários, escalas) (MELLER *et al.*, 2015; HARFOOT *et al.*, 2014; KOK *et al.* 2017).

O diálogo entre os campos é considerado difícil e a capacidade de um IAM em avaliar futuros ecológicos é considerada desafiadora e de alta demanda (HARFOOT *et al.*, 2014; KOK *et al.*, 2017). Harfoot *et al.* (2014) sugerem que, para uma abordagem pragmática para o estreitamento entre comunidades, a comunidade de IAMs teria que compreender por que e como determinados recursos são utilizados pela comunidade que investiga futuros de biodiversidade. Também é necessária a realização de esforços referentes à harmonização de métricas (AKÇAKAYA *et al.*, 2016; KIM *et al.*, 2018).

Dentre os modelos de avaliação integrada utilizados e compilados no Relatório Especial de 1,5 graus do IPCC (Forster *et al.*, 2018), apenas um, o IMAGE menciona a capacidade de avaliar biodiversidade. A experiência mais exitosa está em torno do IMAGE (PBL), onde foi elaborado um modelo à parte para avaliar as mudanças antropogênicas sobre a biodiversidade, o GLOBIO (ALKEMADE *et al.* 2009). Com o crescimento da atenção sobre a questão, algumas iniciativas podem ser observadas recentemente. Contudo, se referem a uso combinado entre IAMs e modelos de biodiversidade, como em Leclere *et al.* (2018), ou IAMs e modelos de biodiversidade e serviços ecossistêmicos, em Kim *et al.* (2018). Em ambas iniciativas, diversas limitações são relatadas, onde persiste um longo caminho a ser feito e pesquisado, segundo os autores.

Nesta perspectiva, o Brasil dispõe de um modelo global de avaliação integrada, o COFFEE – (Rochedo, 2016) e de uma versão voltada para o nível nacional, o BLUES, baseados na ferramenta MESSAGE (IAEA, 2007). Os modelos têm como proposta avaliar o papel do Brasil na mitigação climática, onde esforços para incorporação de novos tópicos vêm sendo feitos, tal como de uso da terra (KOBBERLE, 2018), e de água (ARROYO-VASQUEZ, 2018). Tendo em vista o papel relevante da América Latina e do Brasil no que tange à bioenergia em cenários climáticos (Rochedo, 2016), e a relevância do país em relação à biodiversidade (dado a sua megadiversidade), surge o anseio de analisar, de alguma maneira, a relação entre esses dois aspectos. Logo, busca-

se um caminho de elaboração de uma abordagem que relacione medidas de mitigação e seus respectivos usos do solo, com aspectos da biodiversidade, associado a um arcabouço de IAM.

Por se tratar de um campo novo e de discussão incipiente, a tarefa em questão é a delimitação de escopo e formulação do problema. Esta fase envolve a construção de base de evidências para conceituar o problema, mediante o levantamento de literatura relevante no que tange a modelos, dados, ideias, ou questões relevantes (HAMILTON *et al.*, 2015) tal como a Figura 1:

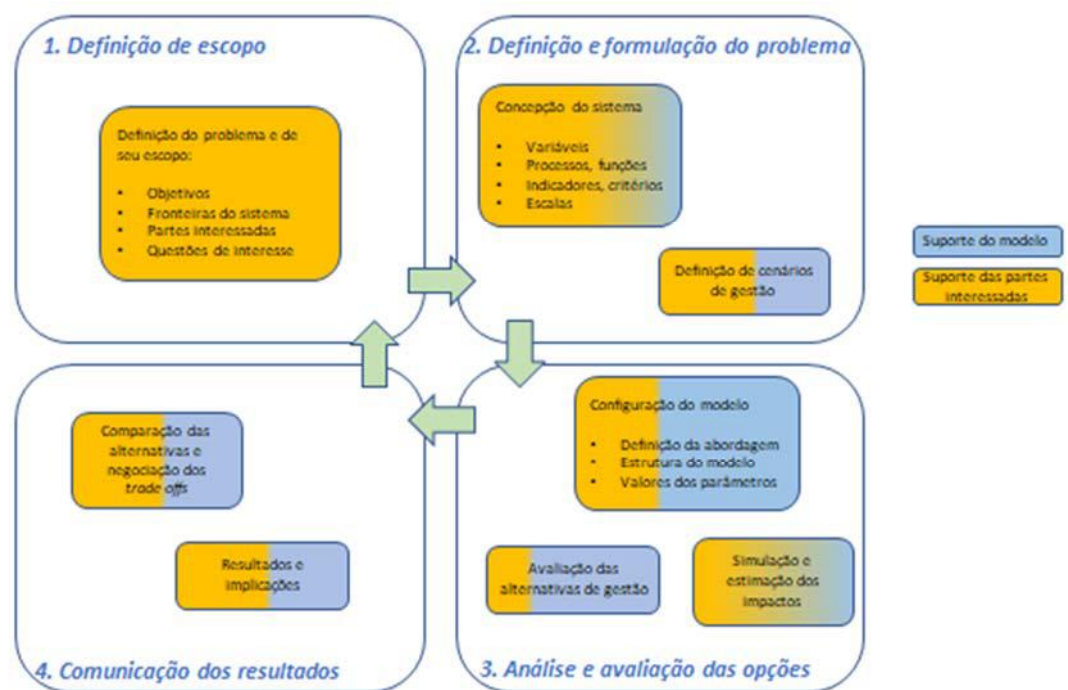
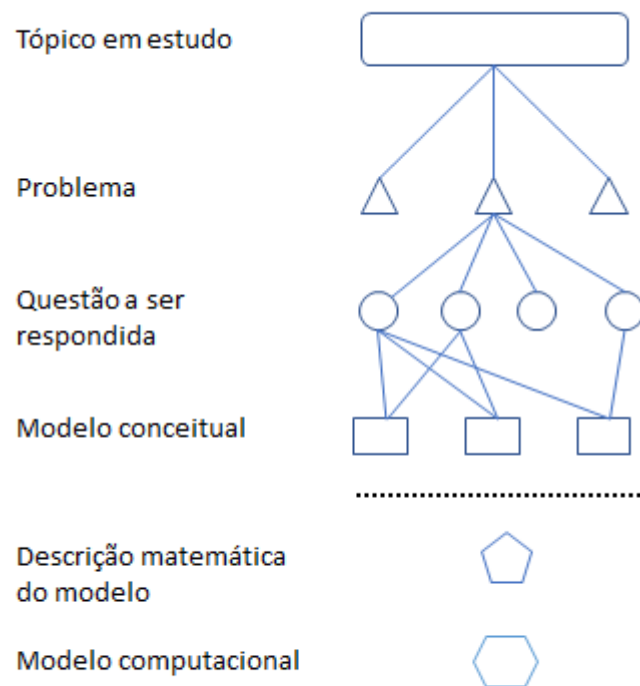


Figura 1 . Fases e etapas em modelagem de avaliação integrada.

Fonte: Hamilton *et al.* (2015)

É importante ressaltar também, que um problema pode culminar em várias questões de pesquisa diferentes, que por sua vez podem ser avaliadas através de vários modelos conceituais possíveis, tal como na Figura 2 (KOK *et al.*, 2006).



**Figura 2. Problema**

Fonte: KOK *et al.* (2006)

Os modelos conceituais são uma das ferramentas de suporte ao processo de avaliação integrada, referente à representação de conhecimento, cuja aplicação se dá em: “Resumir e representar o que é entendido sobre o sistema, integrando ou codificando conhecimento e dados, com propósito de melhorar a informação sobre o sistema, e identificar lacunas de conhecimento” (HAMILTON *et al.*, 2015).

Como demonstrado, um problema pode ser tratado de diversas maneiras. Contudo, no que tange ao problema em questão - ‘representação de biodiversidade em um IAM’, suas especificidades o colocam em um caminho mais provável e delineiam a sua narrativa. As principais são aspectos conceituais e métricas.

Assim como indicadores elaborados nos campos socioeconômicos, tratar de indicadores de biodiversidade é algo complexo. Para a comunidade que se dedica ao seu estudo, não há dúvidas que a biodiversidade é complexa e sua mensuração também. São muitas as definições, dimensões e interpretações, que por sua vez implicam em um rol

variado de mensuração (GREGORY *et al.*, 2005; MACE *et al.*, 2010; GROOT *et al.*, 2010; PBL, 2010; PEREIRA *et al.*, 2010). Também é interessante destacar que esta visão já é encontrada em relatórios do IPCC: “O conceito de biodiversidade pode ser interpretado de diferentes maneiras. Medir, portanto, apresenta um desafio” (CLARKE *et al.*, 2014).

Tal complexidade não cabe em uma métrica e nenhum indicador consegue sintetizar efetivamente seu estado e tendências (CBD, 1997; 2006; PBL, 2010; HILL, 2016). Contudo, “indicadores podem ser úteis se puderem ser monitorados e explicados, relacionados ao impacto humano e modelados para mostrar desenvolvimentos futuros e os efeitos das escolhas políticas” (ALKEMADE *et al.*, 2008).

Estatísticas de biodiversidade sem contexto não têm sentido (CBD, 1997). O delineamento de opções políticas e medidas de mitigação da mudança climática, tal como através do uso de bioenergia, depende da forma como o conceito de biodiversidade é implementado (ALKEMADE *et al.*, 2008).

O desenvolvimento e a interpretação de indicadores são dificultados devido ao fato de que o monitoramento, a modelagem e metas políticas são feitas por distintos grupos e para diferentes propósitos (CBD, 2003). Uma das principais barreiras entre as comunidades de indicadores e de partes interessadas é a falta de uma base comum de conhecimento e entendimento sobre de que biodiversidade se está falando e por que ela é importante para cada grupo (BIODIVERSITY INDICATORS PATERNSHIP, 2011).

Indicadores de biodiversidade devem ser propostos com clareza em suas premissas, limitações e implicações (QUAYLE E RAMSAY, 2005). Segundo a BIP (2011), “Quanto mais o uso pretendido de um indicador puder ser detalhado, mais fáceis serão os passos subsequentes do desenvolvimento e comunicação do indicador, e maior a probabilidade do indicador ter impacto e ser usado ao longo do tempo”.

Nesse sentido, qualquer proposta, seja de metodologia a ser utilizada para responder perguntas sobre alterações de biodiversidade frente a medidas de mitigação, em um contexto de IAM/ou para incorporação estrita no modelo, passa por um prévio entendimento e sistematização do assunto, a fim de responder algumas questões:

O que precisa ser observado, deveria ser considerado para representar biodiversidade em um IAM, para poder responder perguntas de trade-offs em questão,

tal como: “um mundo de metas ambiciosas de mitigação é compatível com objetivos de (biodiversidade) do desenvolvimento sustentável?” ?

Quais são os aspectos fundamentais, questões controversas, lacunas e desafios que estão colocados?

## **1.2 Objetivos**

Nesta perspectiva, o presente trabalho tem por objetivo geral:

Realizar a formulação e enquadramento do problema “representação da biodiversidade terrestre em um IAM brasileiro”, que implica nos objetivos específicos de:

-Situat e contextualizar a discussão acerca de alterações da biodiversidade em relação à mitigação climática;

-Sistematizar e sintetizar o arcabouço referente a metodologias e seus respectivos indicadores de biodiversidade;

-Identificar e discutir aspectos que devem ser levados em consideração na representação de biodiversidade em um arcabouço de IAM; e

-Elucidar caminhos para representação de biodiversidade no contexto do IAM brasileiro.

## **1.3 Organização e estrutura**

### **1.3.1 Organização**

Fundamentalmente, esta dissertação se dedica a um diálogo. Logo, tem como premissa retórica a pontuação de visões dos campos de ‘mitigação de mudança climática’ e de ‘biodiversidade’. Como se trata de uma dissertação feita em uma escola de Planejamento Energético, entendeu-se que: (1) a “expertise” sobre este tema já existe, possibilitando maior espaço ao campo de biodiversidade e suas questões, e (2) é necessário uma abordagem de caráter amplo e geral.

Nota-se que o presente trabalho visa responder uma pergunta prévia a pergunta principal, e que o seu papel dentro do ciclo de modelagem (vide Figura 1) diz respeito

apenas as fases 1 e 2, anteriores e não menos importantes do que parte prática propriamente dita.

Nota-se ainda que a tradicional narrativa quantitativa baseada em números e resultados dará lugar a um trabalho de caráter teórico e qualitativo, baseado essencialmente em revisão bibliográfica.

Os detalhamentos metodológicos específicos estão em cada capítulo, mas sua estrutura pode ser assim apresentada (texto e Figura 3):

O segundo capítulo apresentará a contextualização do problema, no intuito de compreender porque estamos falando de “biodiversidade” na discussão sobre mitigação climática, e como as características do problema podem conduzir essa discussão.

O terceiro capítulo é dedicado aos indicadores. Passará por seus aspectos conceituais, arcabouço teórico, desenvolvimento e evolução, tendo como eixo de referência a CBD.

O quarto capítulo se dedica ao tópico de modelagem de perda de biodiversidade, apresentando abordagens tanto no campo de biodiversidade quanto no campo de IAMs, passando por Capital Natural Index (NCI), Mean Species Abundance (MSA), Biodiversity Intactness Index (BII) e Lista Vermelha da IUCN, e Relações espécie-área (SAR).

O quinto capítulo se dedica a discussão de tópicos em biodiversidade a serem levados em consideração por IAMs na busca por responder questões requisitadas.

Por fim, no sexto capítulo descreve-se o BLUES com o devido recorte, e discute-se a utilização dos indicadores e suas ideias no horizonte do modelo, sugerindo e possíveis caminhos.

Ao final, tem-se a conclusão.

### 1.3.2 Estrutura da Dissertação

A Figura 3 apresenta a estrutura desta dissertação, explicitando os principais tópicos e questões que são tratadas nos capítulos.

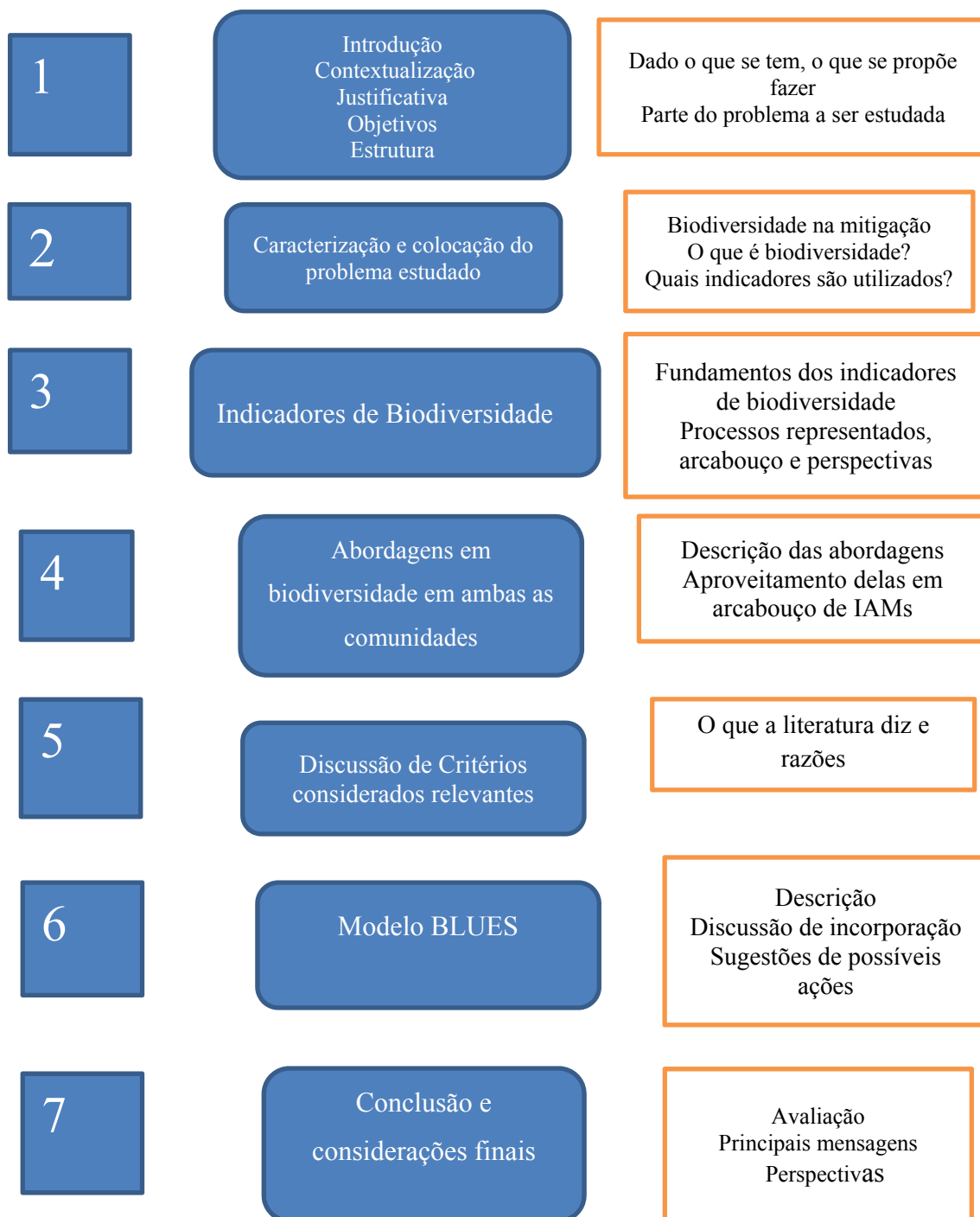


Figura 3 Estrutura da Dissertação

## **2. Contextualização e colocação do problema**

Tendo em vista que o presente trabalho é multidisciplinar, e leva um tópico (biodiversidade) ao encontro de uma outra comunidade que não dispõe de muita proximidade com o assunto, o mesmo busca ofertar conhecimentos iniciais, de maneira ampla e sintética, buscando situar o problema em uma linha de análise, onde o presente capítulo busca responder os seguintes questionamentos:

- 1- Por que estamos falando de Biodiversidade na discussão de mitigação de gases de efeito estufa?
- 2- O que é biodiversidade, e como deve ser encarada?
- 3- Biodiversidade importa?

Para isso, apresenta a discussão na literatura de mitigação, sobretudo com destaque ao relatórios do IPCC, e em seguida apresenta-se sucintamente fundamentos sobre biodiversidade e sua conjuntura atual. Ao fim, realiza-se o encontro dos dois tópicos e indica-se a sequência do trabalho.

### **2.1 Biodiversidade e mitigação de gases de efeito estufa**

O último Relatório de Avaliação do IPCC (2014) é claro em sua mensagem à sociedade em termos da necessidade de mitigação de emissões de gases de efeito estufa (gases de efeito estufa) para limitar as mudanças climáticas. De acordo com o Painel de cientistas, “Estabilizar as concentrações de gases de efeito estufa exigirá transformações em larga escala nas sociedades humanas, desde a forma como produzimos e consumimos energia até como usamos a superfície da terra” (CLARKE *et al.*, 2014).

Esta transição é desafiadora (VAN VUUREN *et al.*, 2013). Tendo em vista que a perspectiva tendencial conduz o planeta a estourar os limites de emissões condizentes com um nível tolerável de aumento médio da temperatura, esforços de mitigação foram demandados, fomentando um debate acerca de emissões negativas (Smith *et al.*, 2016), remoção de carbono da atmosfera (CDR), e suas respectivas tecnologias. Dentre essas perspectivas, se encontram soluções baseadas no uso da terra. Por exemplo, o uso de bioenergia e reflorestamento.

Neste sentido, o IPCC relata que em comparação com seu relatório de avaliação anterior (IPCC, 2007) houve uma atenção maior e um tratamento cada vez mais



sofisticado do papel do uso da terra na mitigação. Para além disso, a maioria dos cenários que apresentam metas ambiciosas de mitigação climática depende de uma implantação considerável de bioenergia (CLARKE *et al.*, 2014; SMITH *et al.*, 2016; LEADLEY *et al.*, 2016; VAN VUUREN *et al.* 2017).

Uma questão que emerge dessas metas e caminhos é o quão viáveis esses são, dado a possibilidade de efeitos colaterais, sobretudo adversos. Dentre os exemplos citados em termos ambientais, tem-se a conservação da biodiversidade, a disponibilidade hídrica, segurança alimentar, etc (CLARKE *et al.*; 2014; SMITH *et al.*, 2014).

Ademais, o entendimento consensual do IPCC é que esses efeitos ainda não foram bem quantificados e dependem de pormenores. Ainda de acordo com o Painel, o debate sobre o impacto do efeito da implantação em larga escala de bioenergia enquanto componente de caminhos de mitigação ainda não apresentava solução (IPCC, 2014).

O relatório em questão aponta que as conseqüências ambientais, sociais e econômicas da implantação da bioenergia estão em função de especificidades dos locais, o que para Robledo *et al.* (2016) “permanece inconclusivo ao ponderar as conseqüências dos estudos de caso”.

Robledo *et al.* (2016) realizaram revisão sistemática sobre o uso de bioenergia como uma medida de mitigação da mudança climática e encontraram um padrão em estudos que indica *trade-offs* entre impactos econômicos positivos e impactos ambientais e sociais negativos. Contudo, a autora e colaboradores requerem mais clareza nos estudos de bioenergia, pois alguns tópicos não foram incorporados em exercícios de modelagem.

No relatório especial do IPCC acerca de vias de mitigação compatíveis com aumento até 1,5°C, ROGELJ *et al.* (2018) relatam que permanece a incerteza quanto as CDR, devido a incompreensão de quanto (escala) e como (manejo) medidas como BECCS serão implantadas.<sup>2</sup>

Estudos do campo de IAMs que buscam analisar o papel do uso da terra no contexto de mitigação do clima usualmente se concentravam em *trade-offs* referentes a

---

<sup>2</sup> “Bioenergia com captura e armazenamento de carbono”

aspectos climáticos e econômicos – tal como custos e emissões em opções de mitigação (REILY *et al.*, 2012; ROSE *et al.*, 2012; POPP *et al.*, 2014). Contudo, com o advento dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODSs) e a consideração deles por parte do IPCC na elaboração do relatório especial de 1,5°C, inúmeros *trade-offs* tornaram-se mais claros (LIVERMAN *et al.*, 2018) (vide Figura 4):



Figura 4. Materialização de Trade-offs de ODSs sobre a terra.

Fonte: Elaboração própria

Alguns estudos mais recentes tem discutido outros aspectos, decorrentes de novas agendas ambientais (tal como Acordo de Paris e ODSs). Contudo, acerca da biodiversidade, geralmente não é tratada, ou apenas mencionada, e em alguns poucos casos, analisada.

Hasegawa *et al.* (2018) analisaram segurança alimentar decorrente do Acordo de Paris, porem não analisaram biodiversidade. Humpenöder *et al.* (2018) se propuseram a discutir os *trade-offs* entre larga escala de bioenergia e objetivos de desenvolvimento

sustentável, contudo não contemplaram biodiversidade enquanto um de seus indicadores, onde apareceu apenas associada a uso de REED+<sup>3</sup> em um de seus cenários.

Esmeijer *et al.* (2018) realizaram estudo sobre a consistência do papel das opções de mitigação de BECCS e bioenergia em termos de produção e uso de energia, uso da terra e emissões em cenários decorrentes do acordo de Paris. Contudo, apenas mencionaram o eventual *trade-off* da biodiversidade, não analisando nem em termos qualitativos ou quantitativos.

Algumas iniciativas que analisaram biodiversidade ainda são incipientes, porém podem ser encontradas, tal como em Heck *et al.* (2018) que analisou sinergias e *trade-offs* entre metas globais e locais de sustentabilidade (na perspectiva de ODS) entre opções de uso da terra para permanecer dentro das ‘Fronteiras Planetárias’; Boysen *et al.* (2017) analisaram o *Trade-offs* entre produção de alimentos, conservação da natureza e potencial de remoção de dióxido de carbono terrestre; e Stoy *et al.*, (2018) - de maneira não quantitativa - analisou oportunidades e *Trade-offs* entre BECCS e os Nexus de Alimentos, Água, Energia, Biodiversidade e Sistemas Sociais em escalas regionais.

Embora ainda pouco frequentes, avaliações que levam em conta biodiversidade e bioenergia em um contexto de agenda sustentável (isto é, que considerem clima, biodiversidade e variados objetivos ambientais e sócio econômicos), são necessárias.

De acordo com Van Vuuren (2015), se certas medidas de mitigação levam a perda de biodiversidade, estas devem ser cuidadosamente balanceadas. Logo, investigações de opções de mitigação que não levam em conta aspectos ecológicos, estariam perdendo feedbacks importantes (Harfoot *et al.*, 2014). Neste bojo, para a discussão do uso de estratégias de bioenergia em IAMs, Stoy *et al.* (2018) defendem um arcabouço de análise que contemple alimentos, água, energia, biodiversidade e sistemas sociais (vide Figura 5).

---

<sup>3</sup> “REDD é a sigla para Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação florestal. Segundo o conceito adotado pela Convenção de Clima da ONU, se refere a um mecanismo que permite a remuneração daqueles que mantem suas florestas em pé, sem desmatar, e com isso, evitam as emissões de gases de efeito estufa associadas ao desmatamento e degradação florestal. REDD+ incluiu na sua definição também atividades de conservação, manejo sustentável das florestas e aumento de seus estoques em países em desenvolvimento.” Fonte: <https://ipam.org.br/entenda/o-que-e-redd-e-redd/>

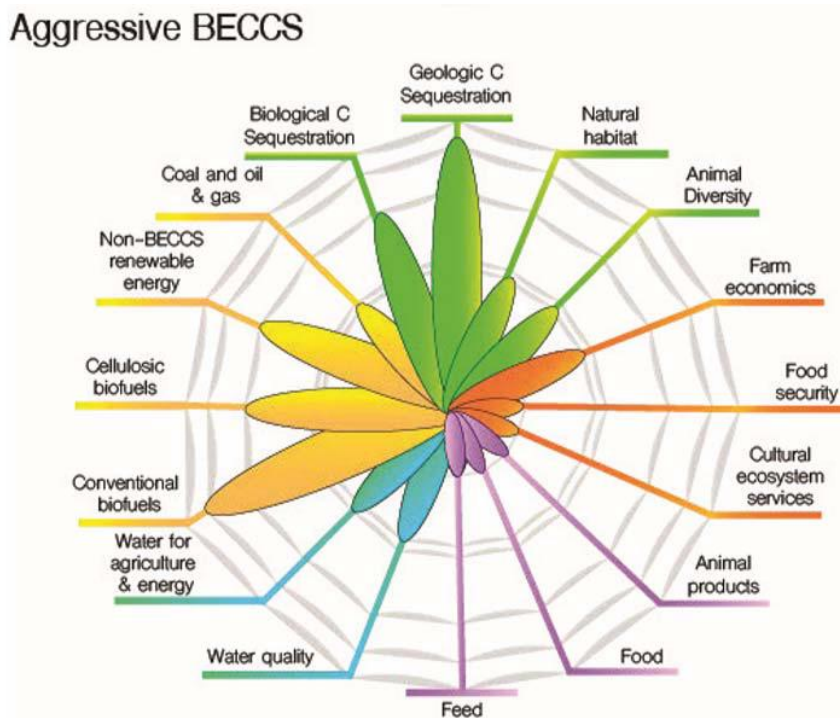


Figura 5. Arcabouço de análise nexus alimentos, água, energia, biodiversidade e sistemas sociais.

Fonte: Stoy *et al.* (2018)

Neste sentido, devemos inicialmente compreender sobre biodiversidade, seus fundamentos e questões, na próxima sub seção.

## 2.2 Biodiversidade

De acordo com Noss (1990), a diversidade biológica (ou biodiversidade) pode ter diferentes significados para distintos grupos, de acordo com suas abordagens. O autor propôs um arcabouço conceitual que define e organiza a biodiversidade em três dimensões: composicional, estrutural e funcional, tal como o esquema de Scholes *et al.*, (2017) com base em Noss (1990), (vide Figura 6):

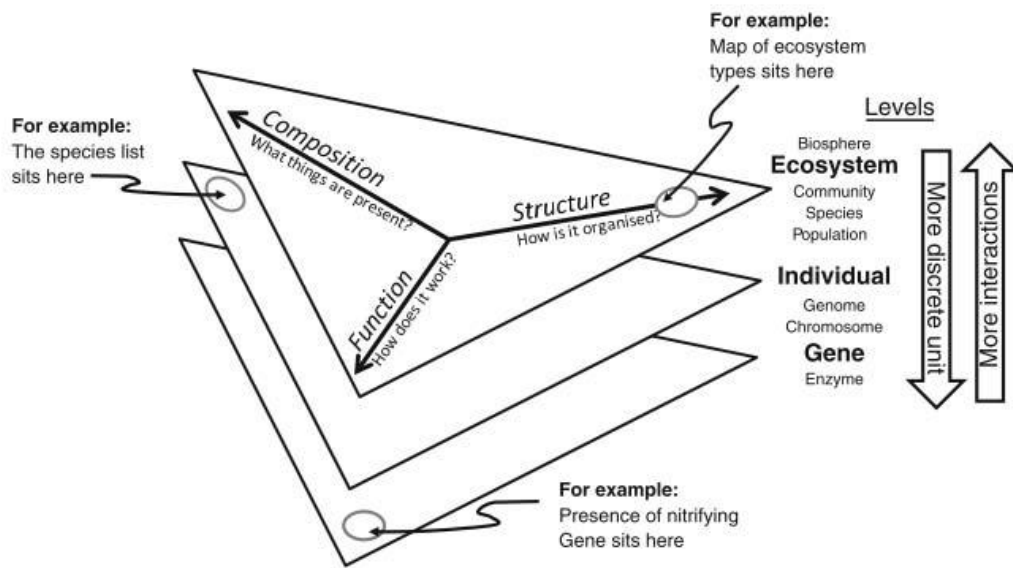


Figura 6. Dimensões da biodiversidade

Fonte: Scholes *et al.* (2017), com base em Noss (1990)

Outra divisão clássica da biodiversidade do campo da ecologia é a feita por Whitaker (1960), em relação a escala espacial. O autor define os níveis Alpha (habitat), Beta (Comunidade), Gamma (paisagens, bioma). Já Bellard *et al.* (2012) assim elencam os componentes da biodiversidade, como mostra a Figura 7:

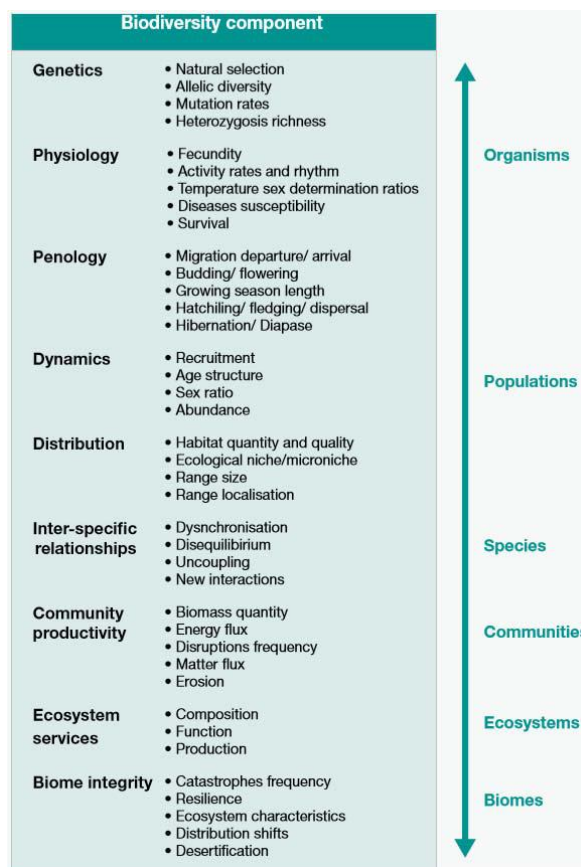


Figura 7. Componentes da Biodiversidade

Fonte: Bellard *et al.* (2012)

A distribuição da biodiversidade pelo globo não é homogênea, e muitas espécies sequer foram descritas pelo homem (PROENÇA *et al.*, 2011). A biodiversidade importa, pois o bem estar humano está intrinsecamente ligado com a ela, seja em comunidades rurais ou urbanas. Os autores pontuam que todos necessitam de alimentos, água, ar, e condições ambientais favoráveis à vida. A biodiversidade sustenta muitos processos dos ecossistemas, que por sua vez proveem serviços ecossistêmicos (PROENÇA *et al.*, 2011)

O termo ‘mudança de biodiversidade’ inclui alterações e perda. A apropriação humana da terra está conduzindo a alterações em sua distribuição, composição, abundancia, e até perda total (PEREIRA *et al.*, 2012), (vide Figura 8):

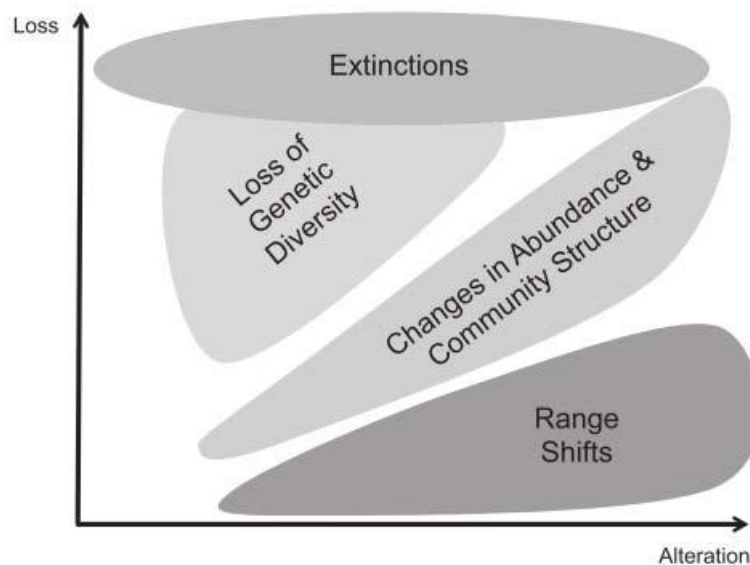


Figura 8. Perda e Alteração da biodiversidade

Fonte: Pereira et al. (2012)

A conjuntura corrente da biodiversidade é de crise. A Avaliação Ecosistêmica do Milênio (UN, 2005), maior trabalho já elaborado no assunto e coordenado pela ONU/OCDE no início dos anos 2000, demonstrou que na segunda metade do século XX, o homem alterou os ecossistemas em rapidez e extensão nunca observadas em qualquer intervalo de tempo equivalente na história da humanidade.

Para além da transformação de ecossistemas, a atual extinção de espécies e suas projeções também são alarmantes (DÍAZ *et al.* 2006; CEBALLOS *et al.* 2015; ; TILMAN *et al.*; 2017; WWF, 2018).

As principais causas da perda de biodiversidade são a perda de habitat devido a conversão da terra e a Mudança Climática (SALA et al., 2000; PEREIRA et al., 2012).

Estudos de projeções de perda de biodiversidade, tanto baseados em mudança climática ou mudança de uso da terra vêm demonstrando a importância da mitigação climática para a não extinção de espécies, como podem ser observados no estudo de benefícios da mitigação climática para biodiversidade de Warren *et al.* (2013) e por

Jantz *et al.* (2015) acerca des extinções com base em quatro RCPs<sup>4</sup>, onde foi demonstrado alinhamento entre proteção da biodiversidade e do clima.

Dado a conjuntura ambiental adversa constatada ao fim do século XX, foi criada uma Convenção para se tratar da Biodiversidade, (tal como para o clima e para Desertificação) na Cúpula do Rio (1992). A Convenção da Diversidade Biológica (CBD) tem por objetivo:

“Os objetivos desta Convenção, a serem cumpridos de acordo com as disposições pertinentes, são 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” (UN, 1992).

A CBD trouxe também uma definição de cunho mais pragmático sobre o tema:

Diversidade biológica significa 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, entre espécies e de ecossistemas (UN, 1992).

Uma das questões mais relevantes colocadas para comunidade de biodiversidade foi tratar mensuração e indicadores, e sua relação com a fundamentação de intervenções - tal como políticas. O estabelecimento de metas impulsionou este debate, por vezes bastante tensionado, dado que sob um mesmo contexto de biodiversidade podem surgir diferentes indicadores, por vezes não tão alinhados entre si Hill *et al.* (2016). Os autores ainda salientam que:

---

<sup>4</sup> Do Inglês “Representative Concentration Pathway”



-Não é possível resumir toda a complexidade em um único indicador para representar seu status ou tendência;

-Existe um problema de lacunas de representatividade, seja geográfica, ou de grupos taxonômicos, principalmente nos trópicos;

-Diferentes metodologias apresentam resultados distintos;

-A perda de biodiversidade persiste.

Dos anos 2000 em diante a pauta biodiversidade ganhou novos contornos, sendo relacionada a serviços ecossistêmicos e da biodiversidade, tal como a Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade (UNEP, 2010). O anseio por sua incorporação em decisões políticas se materializou na criação de um painel de especialistas – Plataforma Intergovernamental para Biodiversidade e Serviços Ecossistêmico, com significativas semelhanças ao IPCC, para promover a pauta.

### **2.3 Impactos da bioenergia na biodiversidade**

Apresentadas as razões e os aspectos conceituais e contextuais acerca da biodiversidade, resta entender o problema, e como o mesmo deve ser encarado.

Como o intuito maior é relacionar os impactos da expansão da bioenergia sobre a biodiversidade em um ambiente de ferramentas de avaliação integrada (modelos), cabe identificar em que este processo está baseado, isto é, quais aspectos e possíveis indicadores devem ser considerados.

A literatura fora dos IAMs e de mitigação entende que os impactos da bioenergia à biodiversidade estão em função de contextos específicos, tal como escala, uso prévio da terra, etc (CAMPBELL & DOSWALD; 2009; JOLY *et al.* 2009; GASPARATOS *et al.*, 2017; HOF *et al.* 2018).

Como foi observado, o IPCC já reconhece esta visão, acompanhando o entendimento de que os impactos em questão estão em função de circunstâncias específicas e de sua escala.

Immerzeel *et al.*, (2014) realizaram um estudo de estado da arte dos efeitos de culturas bioenergéticas sobre biodiversidade, e levantaram publicações de diferentes escalas (global, continental, regional e de campo). Os resultados do trabalho mostraram

que não havia disponível uma metodologia amplamente aceita para quantificar esses efeitos. Contudo, a autora e seus colaboradores apresentaram que a questão estava em função dos seguintes aspectos: Escala espacial; região geográfica, tipo de cultura e uso da terra inicial.

O estudo ainda demonstrou que os indicadores utilizados nos estudos para avaliar o impacto usualmente consistiam em: perda de habitat e mudanças em riqueza e abundância, composição e distribuição de espécies.

## **2.4 Conclusão**

Como pode-se observar, a Biodiversidade recebeu espaço na discussão de mitigação climática em decorrência de medidas com base no uso da terra e da inovação de perspectiva em política climática de se integrar à agenda de desenvolvimento sustentável.

A biodiversidade é complexa e multidimensional e vem sendo deteriorada nas últimas décadas, em que a sua incorporação em diversos setores e agendas se faz necessária.

A natureza dos impactos da bioenergia sobre a biodiversidade é dependente de circunstâncias específicas, cujo os aspectos ainda não são muito compatíveis com IAMs, fato que se constitui como um questão a ser superada e conduzirá o desenrolar do presente trabalho.

Os indicadores referidos para utilização em a avaliação de biodiversidade em questão são utilizadas amplamente utilizados em diferentes aplicações, dos quais os próximos capítulos se dedicarão a estudá-los.

### **3. Indicadores de Biodiversidade**

Como já anunciado no capítulo 1, existem diferentes formas de se conceituar e medir a biodiversidade, as quais têm implicações para o interesse no seu posterior uso. Neste sentido, é necessário elucidar como que a comunidade de indicadores de biodiversidade trata o tema.

Para entender essa questão, a Convenção da Diversidade Biológica (CDB) é tomada como elemento central, pois a mesma é reconhecida por formalizar a discussão, e ser a principal instância desse debate (MACE *et al.*, 2005). Além de impulsionar o desenvolvimento de indicadores e ser palco de discussões, o arcabouço da CBD é parâmetro para o uso de indicadores por diferentes atores para diversos usos (BUTCHART, 2008; BIP, 2011; IPBES, 2016). Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODSs, ou SDGs em inglês), por exemplo, estão baseados em metas e em indicadores da CDB. Logo compreendê-los é um caminho para futuras avaliações entre áreas.

No presente capítulo são abordados fundamentos sobre indicadores, processo de desenvolvimento, exemplos de uso, atores relevantes, críticas e perspectivas.

#### **3.1 Definições**

Como já anunciado no capítulo 1, as definições e características de indicadores são relevantes para o seu uso. Dentre uma gama de definições de indicadores ambientais e de biodiversidade por diversos campos, é interessante destacar aquelas que estão associadas a uso mais amplo, multidisciplinar e relacionado ao estudo de políticas. Dentre essas, algumas instituições e iniciativas desempenharam um papel importante, conforme apresentado abaixo.

Para a Organização de Cooperação para o Desenvolvimento Econômico (OCDE), referência na formulação e uso de indicadores sócio econômicos, um indicador ambiental é:

“Um parâmetro, ou um valor derivado de parâmetros, que aponta / fornece informações sobre / descreve o estado de um fenômeno / ambiente / área com um significado além do diretamente associado a um valor de parâmetro” (OCDE, 1993).

Já segundo a própria CBD (1997), “Indicadores de biodiversidade são ferramentas de informação, que resumem dados sobre questões ambientais complexas, para indicar o estado geral e as tendências da biodiversidade”.

Para a Agência Ambiental Europeia – EEA (2003), que tem relevante atuação na escala regional:

Um indicador é um valor observado representativo de um fenômeno do estudo. Em geral, os indicadores quantificam informações agregando dados diferentes e múltiplos. A informação resultante é, portanto, sintetizada. Em suma, os indicadores simplificam as informações que podem ajudar a revelar fenômenos complexos.

Já para a BIP (2011), de maneira sintética, trata-se de: “uma medida ou métrica baseada em dados verificáveis que transmite informações sobre mais do que ela mesma”. Sobre esta definição é relevante apresentar dois outros conceitos contidos, e muitas vezes utilizados indistintamente. Segundo a BIP (2011), “medida é uma unidade padrão usada para expressar tamanho, quantidade ou grau e métrica, um sistema ou padrão de medição”.

Segundo IUCN (2018), ONG de atuação fundamental em políticas de biodiversidade: “Indicadores de biodiversidade são medidas estatísticas de biodiversidade que ajudam cientistas, gestores e políticos a entender a condição da biodiversidade e os fatores que a afetam”.

Para IPBES (2018a), uma iniciativa que visa subsidiar tecnicamente decisões políticas que envolvam a biodiversidade, indicadores são:

“Dados agregados de maneira quantitativa ou qualitativa, que refletem o status, a causa ou o resultado de um objeto ou processo, especialmente em relação a metas como as metas de Aichi ou aquelas definidas pelos ODSs”. Indicadores têm utilidade para simplificar complexidade de dados, variáveis, dentre outros, e também são úteis enquanto ferramentas de comunicação (IPBES, 2018a).

Como se pode observar, as diferentes definições têm pontos em comum e alguns merecem destaque.

O primeiro deles é o significado para além do valor propriamente dito, entendido pela BIP (2011), como ‘propósito dependência’. Um dado número ou estatística em biodiversidade sem o devido contexto não tem significado (CBD, 1997). Logo, a interpretação e o significado atribuído aos dados estão atrelados à questão examinada e finalidade estabelecida (BIP, 2011). Um mesmo dado ou observação pode ter diferentes usos e interpretações, e o modo do qual ele é usado “vai determinar seu papel enquanto indicador” (WALPOLE *et al.*, 2017).

De acordo com a CBD (1997), outro aspecto que diferencia indicadores de estatísticas (ou números), permitindo dar significado as mesmas (em um contexto político), é o uso de pontos de referência. E estes pontos podem ser:

- Linha de base: ponto de partida, a ser usado para medir uma mudança em relação a um estado ou data;

- Limites/limiares: útil no desenvolvimento de indicadores que tem como função realizar alertas, ao sinalizar antecipadamente um problema que está por se concretizar; ou

- Metas: elaboradas para refletir objetivos de desempenho.

Um segundo ponto é o papel de simplificação. A adoção de indicadores, por si só, conduz a uma imagem simplificada de um estado real da biodiversidade (CDB, 1997). Isso se dá porque indicadores ambientais usualmente expressam aspectos de complexas inter-relações entre componentes bióticos e abióticos de sistemas ambientais (EEA, 2003). Para além desse aspecto, muitos indicadores ambientais e de biodiversidade resultam de uma combinação de diferentes dados e variáveis (muitas vezes através de um índice), resumindo muitas informações em uma única figura (CBD, 2003; IPBES, 2018a).

Para além de reduzir essa complexidade e com fins pragmáticos, indicadores têm como característica fundamental as ações de simplificar e resumir, pois as mesmas são demandadas para efetiva comunicação (EEA, 2003; LAYKE, 2009).

Nesta perspectiva, outro ponto merece o destaque: a comunicação. Uma das principais características de um bom indicador é a capacidade de atingir a sua audiência (CBD, 1997, 2003; BIP, 2011; WALPOLE *et al.* 2017). Isto é, no desenvolvimento de

indicadores, a demanda das partes interessadas é fator determinante (van Woerden et al., 2017). Indicadores de biodiversidade, para serem usados além dos campos em que são observados - por exemplo: em análises de assuntos importantes, na formulação de políticas, devem passar informação clara e concisa (CBD, 2003; BIP, 2011). BIP (2011) recomenda que a comunicação em torno de indicadores seja feita dentro de uma narrativa, e que esta contenha informações suficientes para permitir que o leitor entenda o contexto e a relação com demais assuntos envolvidos.

### **3.2 Tipos de indicadores**

Ainda nos anos 90, a CBD entendia que o estabelecimento de um conjunto de indicadores viáveis e úteis para fins de auxílio à tomada decisão deveria passar por um processo de estabelecimento e harmonização que indicadores sócio econômicos passaram em décadas passadas. O grande desafio seria, então, a agregação de informação (CBD, 1997).

Enquanto indicadores únicos consistiam em uma única variável, indicadores compostos consistiam na agregação de indicadores únicos, colocados em uma dimensão comum, geralmente enquanto índice, de caráter similar aos utilizados no campo socioeconômico (CDB, 2003).

Indicadores únicos são geralmente detalhados e utilizados por comunidades técnicas e não têm entendimento facilitado. Já indicadores compostos são utilizados por audiências não técnicas e poderiam sumarizar informações e processos complexos em uma forma mais acessível de entendimento (CBD, 2003).

Para além da CBD, a ideia de que indicadores de biodiversidade deveriam ser concebidos ou poderiam ser comparados a índices socioeconômicos, tal como PIB, Dow Jones, etc. pode ser encontrada em diversos autores, como Niemeijer (2002), Ten Brink (2000; 2006); Scholes e Biggs (2007), Collen *et al.* (2009; 2014).

Nesse sentido, indicadores podem conter diferentes níveis de agregação de informação, tal como demonstra a Figura 9.

## information pyramid

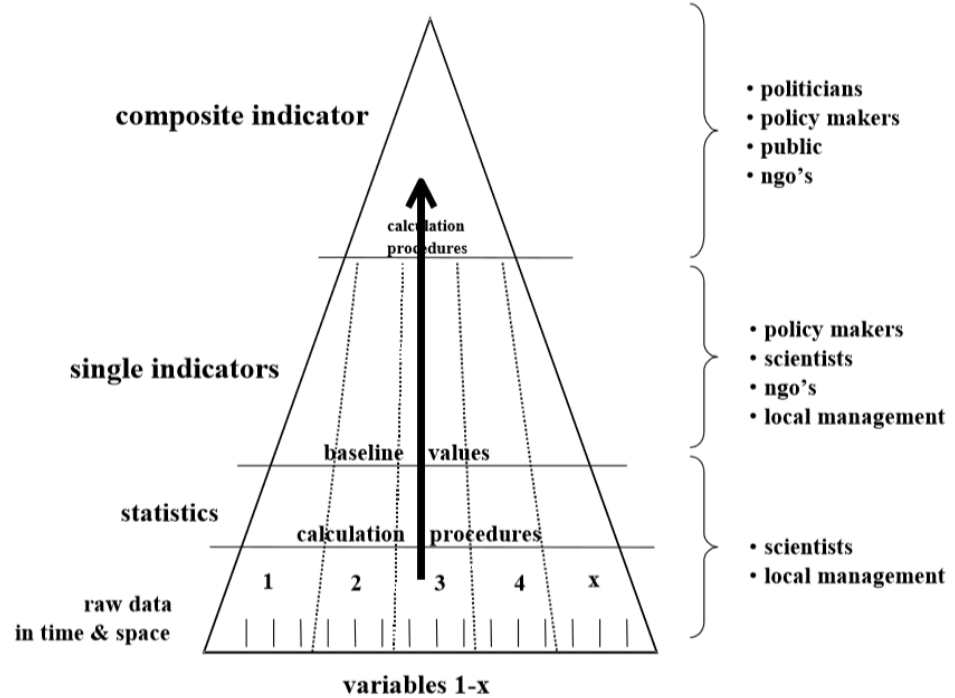


Figura 9. Pirâmide da informação em indicadores. Fonte: CBD (2003)

### 3.3 Critérios de indicadores de sucesso

Dado as definições e seus pontos de destaque, o campo de indicadores ambientais e de biodiversidade dispõe de critérios para eleição de indicador de sucesso. Os comumente elencados podem ser vistos na Tabela 1 abaixo. Foi seguido o mesmo critério de compilar atuação de instituições relevantes. Autores de campos mais específicos também fazem esta discussão e seus critérios podem ser considerados, em linhas gerais, alinhados com os aqui destacados. Embora exista um debate na literatura sobre escolha de indicadores através de critérios científicos, tal como em Gregory *et al.* (2005), Niemeijer & Groot (2008), e Rees *et al.*, (2008), é reconhecido que outras motivações, de caráter prático – tal como interesse de partes interessadas, disponibilidade de dados, têm peso considerável em processos de escolha de indicadores (GEIJZENDORFFER *et al.*, 2016).

Tabela 1 Critérios de um indicador de sucesso

Critério	Referência
Fundamentado cientificamente	OCDE, 1993; CBD, 2003; EEA, 2003; BIP, 2011.

Amplio uso e aceitação	CBD, 2003; BIP, 2011
Monitoramento acessível, contínuo e viável	CBD, 2003; EEA, 2003
Baseado em dados validos	OCDE, 1993; EEA, 2003
Fácil entendimento e interpretação	OCDE, 1993; CBD, 2003; EEA, 2003; BIP, 2011
Representativo	CBD, 2003; EEA, 2003
Sensível a mudanças	OCDE, 1993; CBD, 2003; EEA, 2003; BIP, 2011
Útil ao seu usuário e audiência	CBD, 2003; EEA, 2003; BIP, 2011
Dados disponíveis	OCDE, 1993; BIP, 2011

Fonte: Elaboração própria

### 3.4 Evolução de indicadores na CBD

Como já defendido, é importante para as partes interessadas compreender fundamentos de indicadores que tratam do tema biodiversidade, pois assim as possibilidades de aplicação adequada aumentam.

#### 3.4.1 Arcabouço

O atual arcabouço de indicadores tem uma origem, uma história e nuances que o fazem assim ser. Nos seus quase 30 anos de atuação, a CBD realizou um acúmulo na interface meio técnico-acadêmico x político, desenvolveu *know-how* em desenvolvimento de indicadores, de avaliações de biodiversidade, ferramentas, e dados. Obviamente, o presente capítulo não tem pretensões de relatar este histórico. Contudo, destacaram-se os pontos considerados relevantes para o objetivo do trabalho.

No início dos seus trabalhos, a CBD adotou a estrutura conceitual do PSR – Pressão – Estado e Resposta, e logo em seguida sua evolução DPSRI - Força motriz - Pressão – Estado - Resposta – Impacto (CDB, 1997; 2003). Deve-se compreender este arcabouço, dado sua relevância conceitual e prática. No entendimento da IPBES, (Akçakaya, 2016), compreender as relações ‘*upstream*’ de forças motrizes e pressões e o respectivo ‘*downstream*’ de impactos e respostas é fundamental para avaliações em biodiversidade, e o quadro DPSRI facilita o entendimento de como variáveis utilizadas como de saída em alguns modelos podem ser utilizadas como variáveis de entrada em outros. Em relação a sua aplicação, além de ter sido a base das metas da Convenção



(tanto 2010 e 2020), é amplamente utilizado e pauta diversas avaliações e abordagens em estudos e avaliações ambientais (IEEP, 2009; CBD, 2011).

A abordagem PSR tem como origem o modelo de stress-resposta (Rapport e Friend, 1979 *apud* Rees, 2008), sendo proposta pela OCDE em 1993 (OCDE, 1993).

Segundo Agência Ambiental Europeia (2005), o arcabouço foi alterado e expandido ainda no começo dos anos noventa, pois os estatísticos que atuavam na área ambiental lidavam com dados de atividades econômicas - tal como origem de pressões, e assim adicionaram mais fatores a abordagem (*Drivers* e Impacto), se tornando DPSRI. Essa abordagem foi incorporada pela agência, que passou a ser referência em seu uso desde então, e difusora nos anos noventa na Europa (EEA, 2003).

De acordo com seus propositores, trata-se de um modelo que descreve interações entre a sociedade e o meio ambiente, sendo útil para descrever relações de causa e consequência de problemas ambientais, suas dinâmicas e relações entre os componentes (EEA, 2003). A agência reconhece que o mundo real é bem mais complexo, mas entende que sua abordagem é relevante e oportuna para o uso por tomadores de decisões políticas.

A abordagem é basicamente o esquematizado na Figura 10:

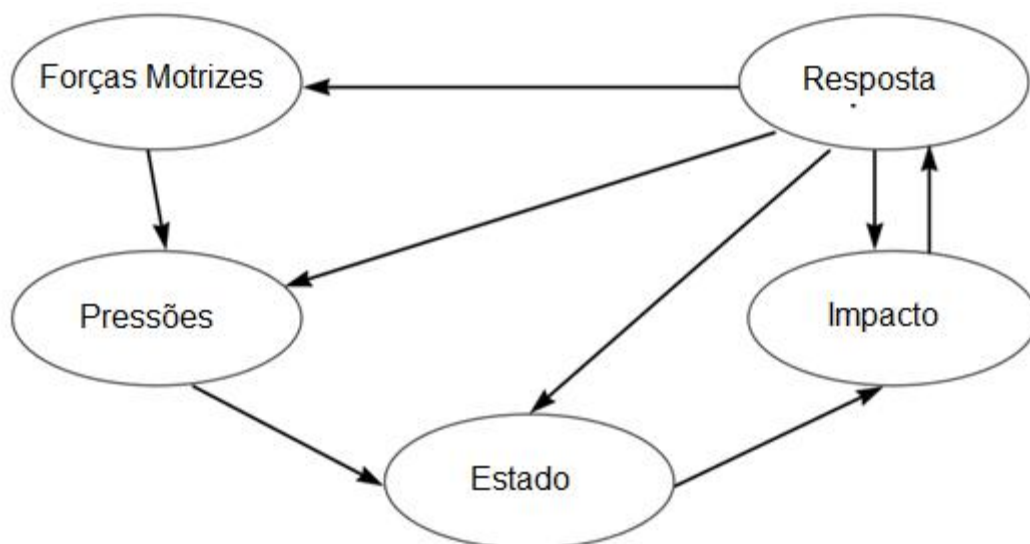


Figura 10. O quadro DPSRI

Fonte: EEA, 2006

As definições propostas pelo modelo são as seguintes (EEA, 2003):

As forças motrizes são aquelas que provocam mudanças no nível de produção e consumo, tal como crescimento populacional, padrões de consumo, mudanças de estilos de vida.

Indicadores de pressão materializam o desenvolvimento em termos de substâncias, agentes biológicos e físicos, uso de recursos e da terra pelas atividades humanas. Representa mudanças nas condições ambientais decorrentes de ações antropogênicas e tem como exemplos emissões de CO<sub>2</sub>, uso de recursos minerais, etc.

Indicadores de estado estão associados à qualidade e quantidade de fenômenos físicos, biológicos e químicos. Eles podem descrever recursos florestais e de fauna, temperatura, estoque de peixes, concentração atmosférica de CO<sub>2</sub>.

Indicadores de impacto descrevem a mudança no estado do ambiente causada pelas pressões, tal como perda de funções do meio ambiente, diminuição de disponibilidade de recursos, redução de biodiversidade.

Indicadores de resposta são aqueles que tratam das respostas de atores da sociedade – grupos, indivíduos, governos, para lidar com as mudanças no estado do ambiente. Podem se referir a prevenção, compensação, melhorias ou adaptação. Como exemplos tem-se o aumento da eficiência de processos, o gasto com medidas ambientais.

Essa abordagem foi e ainda é amplamente utilizada (ex: Figura 11) (EEA, 2006; NIEMEIJER E GROOT, 2008; ORIANIS AND POLICANSKY, 2009. ; BIP, 2011, VACKAR *et al.* 2012). Cabe destacar que, embora seja amplo seu uso e reconhecimento, a abordagem é alvo de críticas. Segundo Maxim *et al.*(2009), o arcabouço trata de maneira linear e determinística questões ambientais, sendo que as mesmas são complexas, e para um propósito científico, faltaria a consideração de incertezas. Para Hill *et al.*, (2016), o arcabouço em questão se baseia em ligações assumidas, não baseadas em evidências, e sua causalidade é bastante frágil. Ainda são adereçadas críticas à falta de definição clara para a alocação em categorias, visto que em certas situações elas podem se sobrepor (ORIANIS & POLICANSKY, 2009).

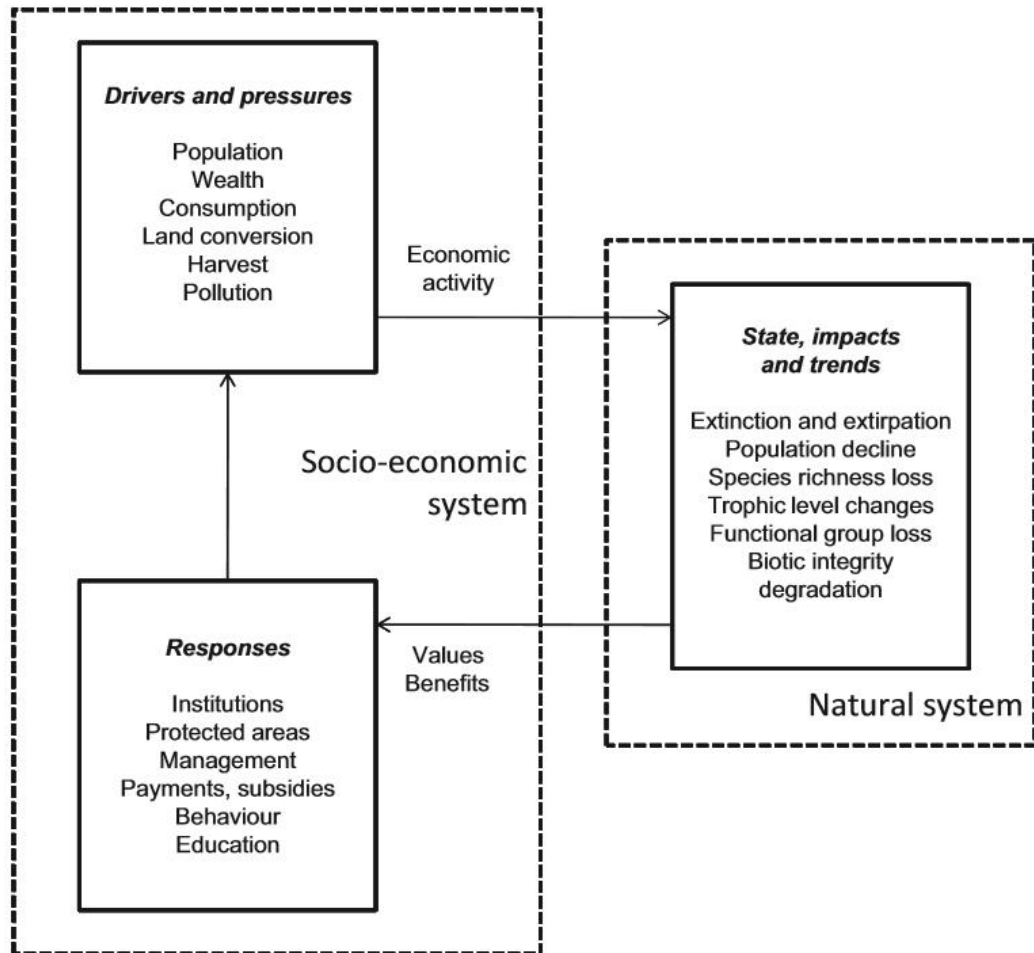


Figura 11. Estrutura DPSIR aplicada a impactos humanos sobre a biodiversidade.

Fonte: VACKAR et al., 2012

Atualmente, são encontradas atualizações nessa estrutura, tal como a inserção de Benefícios (CBD, 2015).

Embora bastante utilizada e por vezes alterada ao longo da história, no início de seus trabalhos a CBD adotou a estrutura do PSR (a mais simples e inicial) para nortear o estabelecimento de indicadores. Foram estabelecidos indicadores para Pressão, Estado, Resposta e em seguida foi adicionado o componente de 'Uso' (CBD, 1997).

As categorias de indicadores de Estado elencados como principais foram:

- 1) Quantidade de ecossistema
- 2) Qualidade do ecossistema
- 3) Número relativo de espécies ameaçadas ou extintas

Como indicadores de qualidade do ecossistema, aparecem as seguintes variáveis:

- Abundância e distribuição de espécies;
- Riqueza de espécies;
- Estrutura e complexidade de ecossistema;

Das quais serão discutidas na próxima seção.

### **3.4.2 Processos envolvidos**

O estabelecimento dessas variáveis enquanto meios de se auferir mudanças na biodiversidade em um caráter global e político tem um papel fundamental na promoção do desenvolvimento e utilização de metodologias que visam responder esta questão. Não à toa, boa parte dos indicadores de biodiversidade informam sobre riqueza, abundância e extinção, sendo abordagens largamente utilizadas (ORIAN & POLICANSKY, 2009).

Riqueza e Abundância são conceitos seminais e originários do campo da Ecologia. De maneira objetiva, é adotada a definição utilizada no campo de indicadores, onde a riqueza é definida como “o número de espécies em uma área específica ou por unidade espacial” e abundância “o número total de indivíduos de uma única espécie em uma área específica ou por unidade espacial” (TEN BRINK, 2000).

A medição feita por esses indicadores está assentada sob algum processo ecológico. Buscando uma abordagem pragmática, o campo de indicadores passou a tratar a diminuição da abundância da seguinte maneira (CBD, 1997; 2003; TEN BRINK, 2000; 2006): Trata-se de um processo que, a partir de uma ação humana, há uma mudança de configuração do sistema, ocorrendo diminuição na variedade, tornando algumas espécies mais dominantes, deixando o sistema mais homogêneo. Em suma, trata-se de um processo caracterizado pela diminuição da abundância de várias espécies originais e aumento em abundância de poucas outras, geralmente oportunistas (Figura 12). Essa diminuição de abundância pode levar a um valor mínimo e assim, sua extinção. Isso representaria o último passo na degradação (contudo índices baseados neste princípio não avaliam extinção) (CBD, 1997; 2003; TEN BRINK, 2000; 2006).

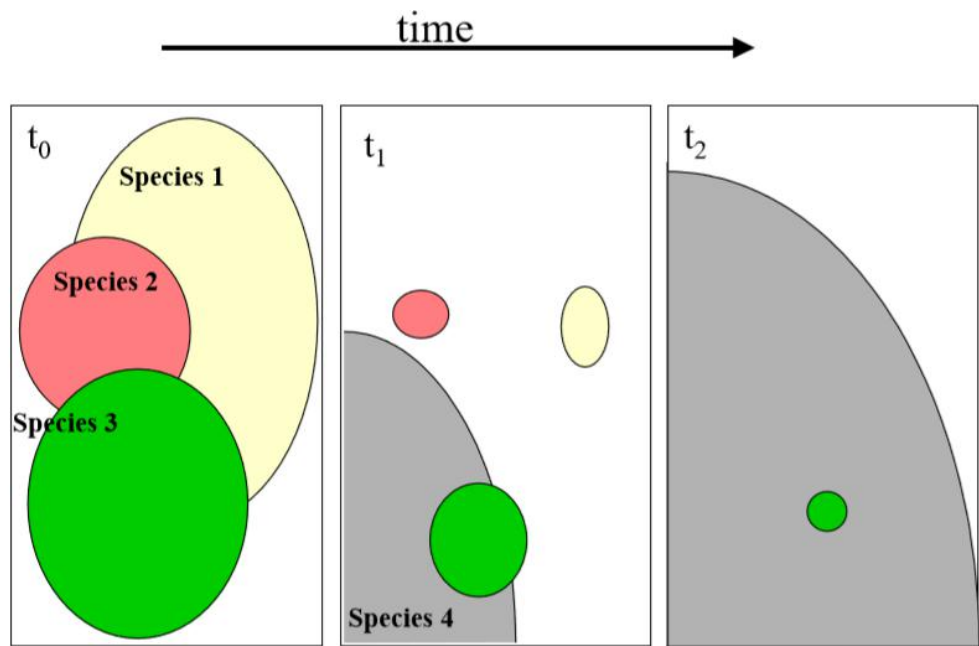


Figura 12. Processo de diminuição da abundância no tempo.

Fonte: TEN BRINK (2006)

Acerca do processo de avaliação do status de extinção, este está associado ao arcabouço da IUCN. De acordo com essa abordagem, “a extinção ocorre quando a taxa de mortalidade e emigração é maior que a de nascimento ou imigração, por um tempo suficientemente longo que o tamanho da população chega à zero” (MACE *et al.*, 2008). Ainda segundo a autora e seus colaboradores, as principais causas de extinção de espécies tem origem antropogênica e resultam de alteração e perda de habitats, superexploração, introdução de espécies, poluição, dentre outras.

Tanto o processo de diminuição de abundância quanto de extinção são relevantes, porque a provisão de serviços ecossistêmicos depende da abundância e do presença de espécies compondo diferentes combinações no ambiente. E o acompanhamento a nível local dessas variáveis e processos é relevante, pois antecipa a perda em escala global (SALA *et al.*, 2005).

### 3.4.3 Evolução de indicadores e metas no âmbito da CBD

De acordo com a própria CBD (1997), no início de sua atuação existiam muitos indicadores ambientais disponíveis, em variadas escalas e propósitos. Alguns serviam a interesses especificamente acadêmicos, enquanto que outros eram orientados por

necessidades políticas e de gestão. Cabia a ela selecionar um conjunto de indicadores de caráter universal, possíveis de serem utilizados em escala global e nacional, agregando informação e possibilitando comparações.

Neste sentido, diversas ações foram tomadas, tal como elaboração de princípios, metodologias, e iniciou-se um processo de seleção de indicadores, como pode ser observado na Tabela 2.

Com a adoção em 2002 das ‘Metas 2010 de biodiversidade’, o esforço para se identificar e desenvolver indicadores a nível global se intensificou e houve um progresso substancial (WALPOLE *et al.*, 2009; BUTCHART *et al.*; 2010).

**Tabela 2 . Documentos sobre iniciativas de indicadores no âmbito da CBD décadas 1990-2010**

Título do Relatório	Documentos
Recomendações para um conjunto principal de indicadores de diversidade biológica	UNEP / CBD / SBSTTA / 3/9 - 1997 UNEP/CBD/SBSTTA/3/Inf.13 - 1997
Desenvolvimento de indicadores de diversidade biológica	UNEP/CBD/SBSTTA/5/12 - 1999
Monitoramento e indicadores: projetando programas e indicadores de monitoramento de nível nacional	UNEP/CBD/SBSTTA/9/10 31 - 2003
Relatório da reunião de peritos sobre indicadores de diversidade biológica incluindo indicadores para avaliação rápida de ecossistemas de água interior	UNEP/CBD/SBSTTA/9/INF/7 -2003
Indicadores de biodiversidade propostos aplicáveis ao objetivo de 2010	UNEP/CBD/SBSTTA/9/INF/26 2003
Relatório do grupo de peritos técnicos ad hoc sobre indicadores para a avaliação do progresso em direção ao objetivo da biodiversidade de 2010	UNEP/CBD/SBSTTA/10/INF/7 2004
Indicadores para avaliar o progresso e comunicar a meta de 2010 em nível global	UNEP/CBD SBSTTA 10 REC X/5
Indicadores para o plano estratégico para a biodiversidade 2011-2020	UNEP/CBD/AHTEG-SP-Ind/1/2 2011
Relatório do grupo de peritos técnicos ad hoc sobre os indicadores do plano estratégico para a biodiversidade 2011-2020	UNEP/CBD/AHTEG-SP-Ind/1/3 2011
Outras informações relacionadas à fundamentação técnica para as metas de biodiversidade da Aichi, incluindo potenciais indicadores e marcos	UNEP/CBD/COP/10/INF/12/Rev.1 2011
Indicadores globais e abordagens sub-globais para monitorar o progresso na implementação do plano estratégico para a biodiversidade 2011-2020	UNEP/CBD/ID/AHTEG/2015/1/2/Rev.1 2015
Revisão do conjunto global de indicadores, principais lacunas globais e opções de indicadores para avaliação futura do Plano Estratégico para a Biodiversidade 2011-2020	UNEP/CBD/ID/AHTEG/2015/1/INF/1/Rev.1 2015
Utilizando indicadores globais de biodiversidade e dados subjacentes para apoiar o desenvolvimento de nbsap e relatórios nacionais	UNEP/CBD/ID/AHTEG/2015/1/INF/8 2015
Barreiras ao uso de indicadores globais e datasets para apoiar implementação de nbsap e processos nacionais	UNEP/CBD/ID/AHTEG/2015/1/INF/9 2015
Relatório do grupo de peritos técnicos ad hoc sobre os indicadores do plano estratégico para a biodiversidade 2011-2020	UNEP/CBD/ID/AHTEG/2015/1/3
Processo de indicadores para os objetivos de desenvolvimento sustentável	UNEP/CBD/ID/AHTEG/2015/1/INF/11 2015

Fonte: Elaboração própria.

Até hoje, a CBD dispôs de dois programas de metas e com respectivos Planos estratégicos. As metas de 2010 foram feitas sob cinco áreas focais e onze objetivos, onde “tendência em abundancia e distribuição de espécies selecionadas” foi estabelecido como indicador para cinco desses objetivos, enquanto que “mudança em status de ameaça de espécies” foi estabelecido em dois (CBD, 2005).

Já para as metas de 2020, conhecidas como “Metas de Aichi”, foram cinco objetivos estratégicos e 20 metas, onde “Tendências na abundância, distribuição e risco de extinção de espécies” permanecem enquanto indicadores (CBD, 2015). No que se refere as metas de perda de habitat e extinção, segue abaixo na Tabela 3 os indicadores.

**Tabela 3. Metas 2020: Indicadores.**



Metas de Biodiversidade de Aichi	Indicador Genérico	Indicador específico	Disponível hoje (X) ou em desenvolvimento (Y)	Fácil de comunicar	O indicador nacional ou é agregado de dados nacionais	O indicador global pode ser desagregado para criar um indicador nacional ou é agregado de dados nacionais	Dados nacionais são agregados para formar o indicador global	Usado no CBO3/CBO4	SDG indicador	Fonte:	
Meta 5 - Até 2020, a taxa de perda de todos os habitats naturais, incluindo florestas, pelo menos reduzida à metade e, quando possível, trazida para perto de zero, e a degradação e fragmentação são significativamente reduzidas	Tendências em extensão da florestas	Tendências em cobertura florestal	X	X	X					Hansen et al	
		Área florestal como porcentagem da área total da terra (indicador para a meta 15.1 do SDG)	X	X	X	X		X		FAO	
		Proporção de locais importantes para a biodiversidade terrestre e de água doce que são cobertos por áreas protegidas, por tipo de ecossistema (indicador para a meta 15.1 do SDG)								X	
		Progresso do manejo florestal sustentável (indicador para a meta 15.2 do SDG)								X	
	Tendências na extensão dos habitats naturais que não a floresta	Mudança na extensão dos ecossistemas relacionados com a água ao longo do tempo (indicador para a meta do ODS 6.6)	X	X						X	UN Water
		Extensão do habitat natural (área terrestre menos urbana e agricultura)	X						X		Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL)
		Extensão do áreas úmidas	X	X	X			X			WCMC
	Tendências na fragmentação da floresta e outros habitats naturais	<i>Nenhum indicador específico identificado</i>									
	Tendências na	Biodiversity Habitat Index	Y								GEO BON-

Metas de Biodiversidade de Aichi	Indicador Genérico	Indicador específico	Disponível hoje (X) ou em desenvolvimento (Y)	Fácil de comunicar	O indicador nacional ou é agregado de dados	O indicador global pode ser desagregado para criar um indicador nacional ou é agregado de dados	Dados nacionais são agregados para formar o indicador global	CR03/CR04	Usado no SDG indicador	Fonte:
	degradação da floresta e outros habitats naturais	Proportion of land that is degraded over total land area (indicator for SDG target 15.3)	Y							CSIRO UN CCD
		Tendências no risco de extinção de populações de espécies especializadas em habitats em cada tipo de habitat principal	Red List index (forest specialists)	X	X	X				IUCN, BirdLife International and other Red List Partners
		Living Planet Index (forest specialists)	Y						WWF/ZSL	
		Species Habitat Index	Y						GEO BON-Map of Life	
Meta 12 - Até 2020, a extinção de espécies ameaçadas conhecidas foi evitada e seu estado de conservação, particularmente daqueles que estão em declínio, foi melhorado e sustentado	Tendências no número de extinções	Número de extinções de espécies	X	X	X			X		IUCN, BirdLife International and other Red List Partners
	Tendências nas extinções evitadas	Número de extinções evitadas por ação de conservação	Y							IUCN, BirdLife International and other Red List Partners
	Tendências no risco	Red List Index (indicator for SDG target 15.5)	X	X	X			X		IUCN,

Metas de Biodiversidade de Aichi	Indicador Genérico	Indicador específico	Disponível hoje (X) ou em desenvolvimento (Y)	Fácil de comunicar	Indicador nacional ou agregado de dados	O indicador global pode ser desagregado para criar um indicador nacional	Dados nacionais são agregados para formar o indicador global	CBQ3/CBQ4	Usado no SDG indicador	Fonte:
	de extinção e populações de espécies									BirdLife International and other Red List Partners
		Living Planet Index	X	X	X			X		WWF/ZSL
		Species Protection Index for species in decline	Y							GEO BON-Map of Life
		Local Biodiversity Intactness Index	X	X	X	X	X			GEO BON-Predicts
		Wild Bird Index	X	X	X	X	X			BirdLife International /EBCC
		Wildlife Picture Index	X	X					X	Tropical Ecology Assessment and Monitoring (TEAM) Network

\_\_\_\_ Fonte: CBD (2015) \_\_\_\_\_

### **3.5 Desenvolvimento de indicadores**

O desenvolvimento de indicadores pode ser encontrado em diversos materiais da CBD em sua primeira década de atuação – tal como sistematizado na Tabela 2. Contudo, nos anos 2000 a atividade tomou proporções maiores.

Visando monitorar o progresso das metas de biodiversidade 2010, a CBD requisitou a criação de uma iniciativa global para desenvolvimento e implementação de indicadores para serem utilizados em seu âmbito e de outras convenções de assuntos relacionados. A Biodiversity Indicators Partnership (BIP) foi aprovada na decisão VIII/15 da CBD, sendo enfatizada a necessidade de um processo técnico contínuo e adequado para o desenvolvimento e testagem de indicadores (CBD, 2006; BIP, 2018).

De acordo com BIP (2011), o processo de desenvolvimento de indicador começa na determinação da pergunta chave e de seu uso (Figura 13). É importante que os usuários sejam consultados para que seus interesses possam ser atendidos, contudo “eles também podem diferir amplamente em sua conscientização e compreensão das relações entre a biodiversidade e seus próprios interesses” (BIP, 2011). Ainda segundo a parceria, dado a característica multidimensional da biodiversidade e da existência de diferentes valores de grupos envolvidos no processo em questão, uma concordância plena não é atingida.

Para além dos problemas conceituais encontrados na elaboração de indicadores, principalmente entre as partes, para a BIP, a maior limitação para produção de indicadores de biodiversidade é a busca por dados.

### Biodiversity Indicator Development Framework

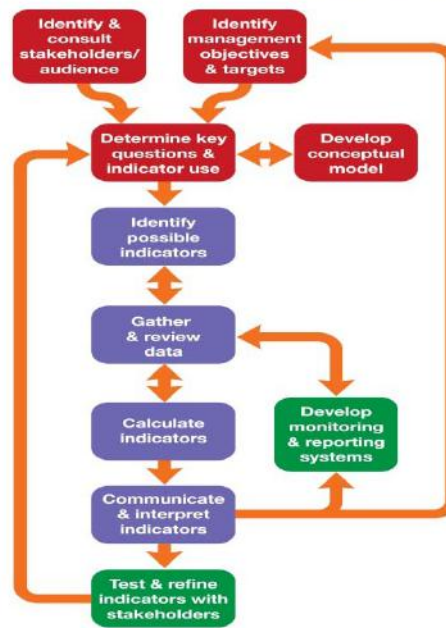


Figura 13. Quadro de desenvolvimento de Indicador de Biodiversidade.

Fonte: BIP (2011)

O processo de metas de 2010 foi alvo de críticas. Costelloe (2010) sustenta que o tempo entre estabelecimento de metas e o prazo final foi curto e essa circunstância teve consequências. As lacunas em conhecimento e de dados deixaram aquém os objetivos iniciais idealizados (COSTELLOE, 2010). Mesmo com o estabelecimento de novas metas, algumas lacunas críticas ainda persistiram, demandando uma atuação expandida da Parceria na fase 2020 (BIP, 2018).

Neste aspecto, é importante colocar que há uma vasta discussão sobre o atingimento de metas, desenvolvimento e desempenho indicadores, qualidade dos dados, dentre outros tópicos relacionados. Tal como indicado na Tabela 2, há vasto material pela CBD, vide Chenery et al. (2015) para as metas de AICHI, os trabalhos da EEA (2007, 2011, 2015) para a escala regional, e também há um debate acadêmico que pode ser observado em Balmford *et al.* (2005); Butchart *et al.* (2010); Mace *et al.* (2010); Jones *et al.* (2011); Nicholson *et al.* (2012); Hill *et al.* (2016); Geijendorffer *et al.* (2016), dentre outros.

Tendo em vista que o estabelecimento de indicadores de biodiversidade no âmbito global por sua Convenção tem as suas controvérsias já sinalizadas no capítulo 2,

surge outro ator a ser considerado, que é o Grupo de Observação da Terra em Rede de Observação da Biodiversidade – o GEOBON.

Parte da comunidade de científica entendia que a CBD não conseguia cumprir adequadamente todas as suas funções. Uma delas, era a prevista promoção do compartilhamento de informações. Foi criado então, o GEOBON, inspirado no Sistema Global de Observação Climática (GCOS) das Partes da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC), com fins de melhorar o sistema de observação da biodiversidade e ser um ‘lugar de encontro’ entre provedores e usuários de dados, realizando o compartilhamento dos mesmos (PEREIRA *et al.* 2013; SCHOLEES *et al.*, 2017).

Esse grupo entendia que, dada relevância do monitoramento do progresso das metas de biodiversidade da CBD, as diferentes partes envolvidas (cientistas e usuários de dados) deveriam ter concordância de como variáveis deveriam ser monitoradas, porque isso era importante para comparabilidade dos dados entre países (PEREIRA *et al.*, 2013).

Neste bojo, foi proposta uma “Adequação dos sistemas de observação da biodiversidade para apoiar os objetivos da CBD 2020”<sup>5</sup> para suporte das metas da CBD, relacionando as metas em questão com o sistema elaborado pelo grupo (GEOBON, 2011).

Pereira *et al.* (2013) sustentavam que não havia um sistema de observação global harmonizado para o fornecimento de dados regulares e oportunos sobre mudança de biodiversidade, levando a situações tal como muitos relatórios nacionais (documentos que as partes integrantes da CBD devem remeter ao secretariado) apresentarem informações em falta. Neste contexto é proposta a abordagem de Variáveis Essenciais de Biodiversidade (na sigla em inglês, ‘EBV’), “representando um conjunto mínimo de observações fundamentais necessárias para apoiar as necessidades de informação sobre biodiversidade em longo prazo e multiusos em várias escalas” (CBD, 2013; PEREIRA *et al.* 2013), vide Figura 14 e Tabela 4.

---

<sup>5</sup> UNEP/CBD/AHTEG-SP-Ind/1/INF/1

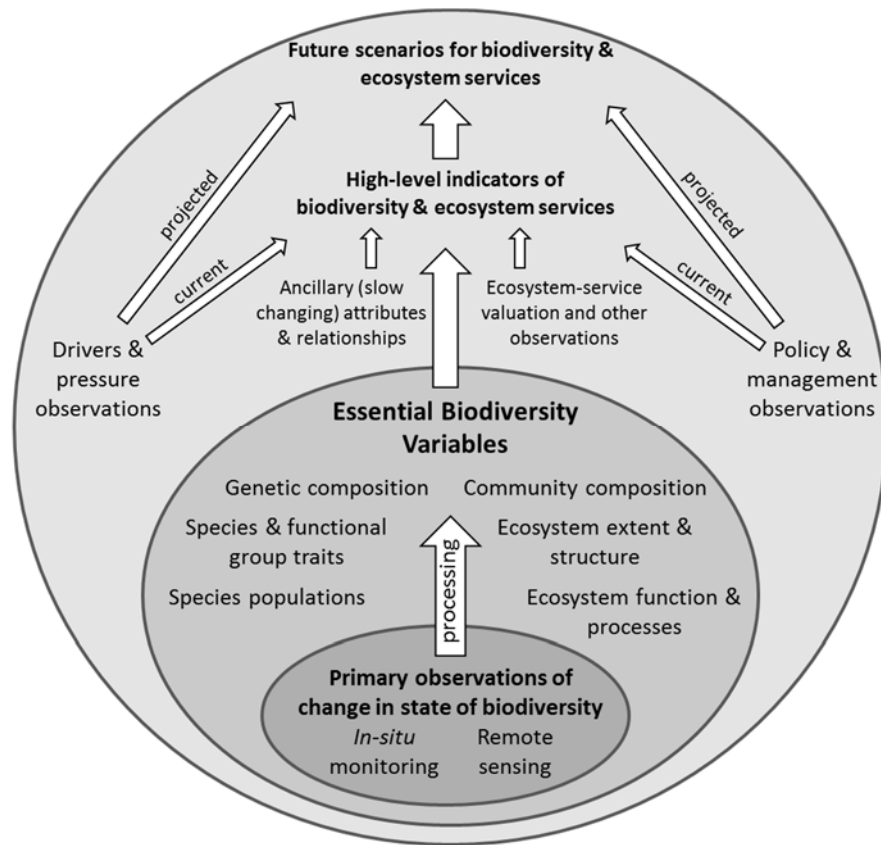


Figura 14. Conceção Variáveis Essenciais de Biodiversidade (EBV)

Fonte: Pereira *et al.* (2013)

Com advento dessa nova abordagem, caberia a EBV harmonizar o monitoramento e identificação de quais variáveis deveriam ser amostradas e medidas, e a CBD transmitir mensagem (PEREIRA *et al.*, 2013).

A postura crítica de autores vinculados ao GEOBON vem, sobretudo, da ideia de que instrumentos e compromissos políticos dependem de dados robustos, onde a criação da EBV é justificada por se apresentar enquanto arcabouço analítico, conduzido por uma teoria, enquanto que os indicadores propostos pela BIP são conduzidos por disponibilidade de dados, tal como sustenta Geijendorffer *et al.* (2016).

**Tabela 4. Variáveis Essenciais de Biodiversidade**

<b>EBV class</b>	<b>Essential Biodiversity Variable</b>
Genetic composition	Allelic diversity
	Co-ancestry
	Population genetic differentiation
	Breed and variety diversity
Species populations	Species distribution
	Population abundance
	Population structure by age/size class
Species traits	Phenology
	Body mass
	Natal dispersal distance
	Migratory behaviour
	Demographic traits
	Physiological traits
Community composition	Taxonomic diversity
	Species interactions
Ecosystem structure	Habitat structure
	Ecosystem extent and fragmentation
	Ecosystem composition by functional type
Ecosystem function	Net primary productivity
	Secondary productivity
	Nutrient retention
	Disturbance regime

Fonte: CBD (2013)

### **3.6 Atualidades e perspectivas para indicadores no contexto da CBD**

Atualmente as metas de Aichi têm em seu quadro indicadores (tanto genéricos quanto específicos) oriundos e mantidos pela BIP<sup>6</sup> e do GEOBON (CBD, 2017)<sup>7</sup> - ver Tabela 3. Embora o ciclo de metas de 2020 está para se encerrar, o plano estratégico de 2011-20 estabeleceu uma visão 2050: “Até 2050, a biodiversidade é valorizada, conservada, restaurada e usada com sabedoria, mantendo os serviços ecossistêmicos,

---

<sup>6</sup> Sobre a BIP: “Sua principal função é atender a comunidade global de usuários respondendo às solicitações de indicadores da CBD e outras convenções relacionadas à biodiversidade, para o IPBES, para relatórios sobre os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável e para uso pelos governos nacionais e regionais,” (<https://www.bipindicators.net/>)

<sup>7</sup><https://geobon.org/downloads/biodiversity-monitoring/technical-reports/GEOBON/2015/GBCI-Version1.2-high.pdf>



sustentando um planeta saudável e proporcionando benefícios essenciais para todas as pessoas”, o que contempla a continuidade de políticas da CBD. Ademais, as metas dos ODSs foram elaboradas em sintonia com metas de AICHI (CBD, 2018) Figura 15.

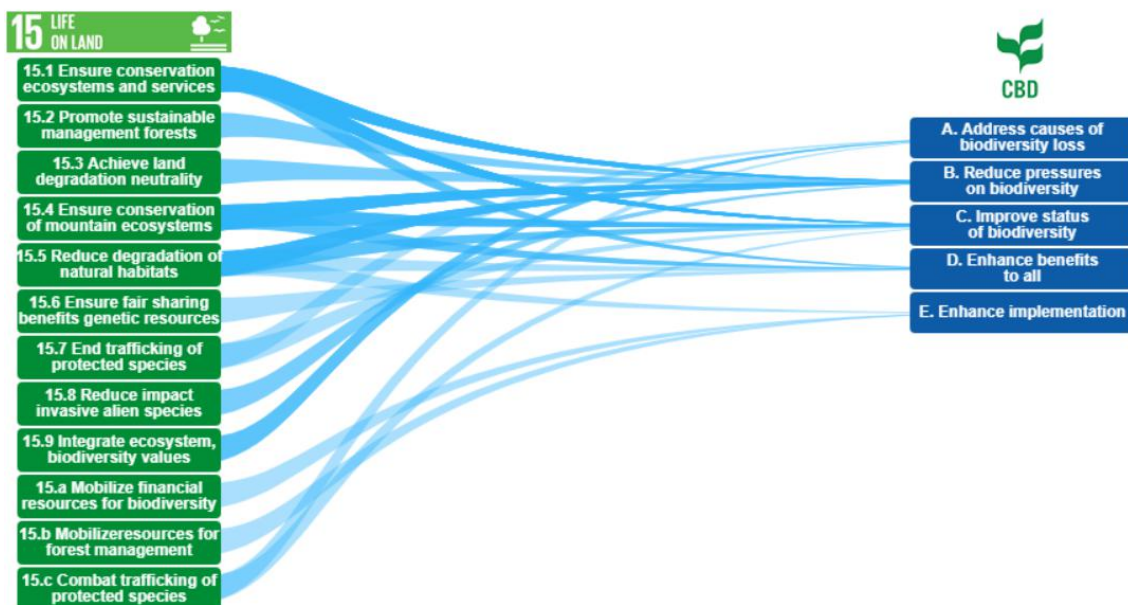


Figura 15. Sinergias entre metas do SDG e objetivos de Aichi (CBD)

Fonte: UNEP, 2017

Durante a duração das metas de Aichi, foram estabelecidas redes e fóruns que podem colaborar nessa visão, uma delas é com a Convenção Quadro das Nações Unidas para Mudanças Climáticas (UNFCCC em inglês). O Acordo de Paris e as Contribuições Nacionalmente Determinadas (NDCs em inglês) apresentam potenciais sinergias e a CBD aponta interesse em metodologias de cenários, baseadas no IPCC e nos trabalhos mais recentes da IPBES (CBD, 2018).

As perspectivas são de integração cada vez maior entre comunidades, e logo uma demanda por uso de indicadores comuns pelas mesmas. A BIP já atua para os ODSs e as perspectivas da EBV/GEOBON são de continuidade dos trabalhos, e cada vez maior disponibilização de dados e indicadores a partes interessadas.

### 3.7 Conclusão

Embora a CBD seja uma instituição política, ela é fundamentada em aspectos técnicos, os quais podem e devem ser aproveitados. Deve-se destacar que a concepção de um indicador está atrelada a sua finalidade - a pergunta que visa responder, e é

preferível estar atrelado a uma narrativa. Um bom indicador deve também ser fundamentado cientificamente e sensível a mudanças, pois ele existe justamente para isso, quantificar alterações, indicar tendência.

É interessante destacar que alguns indicadores, tal como tendências em abundância e status de ameaça, foram elencados no início dos trabalhos da CBD, passaram por testagem, uso em relatórios, e permaneceram tanto nas metas de 2010 e 2020. Esses indicadores genéricos continuam sendo utilizados, seja em meios ‘pragmáticos’ e acadêmicos, de maneira consolidada, e podem servir de base para abordagens.

Iniciativas como BIP e GEOBON são importantes e devem ser observadas. Elas têm o potencial de fornecer arcabouço - tanto pragmático quanto mais rígido, e dados utilizáveis. Isso é relevante para políticas de biodiversidade especificamente, mas também para demais campos interessados, que hoje enfrentam desafios de incorporação enquanto demandadores de dados, tal como o campo dos modelos de avaliação integrada (IAMs) e empresarial, por exemplo.

## 4. Modelos

### 4.1 Introdução

Realizada a fundamentação acerca de indicadores ambientais e de biodiversidade, neste capítulo são sistematizados indicadores específicos e seus usos, no contexto de modelos e abordagens. A função do capítulo é fundamentar enfoques e descrever sinteticamente as abordagens e o que elas se propõem, de maneira objetiva e didática. Foi feita também, a ligação entre essas abordagens e seu uso em arcabouços de IAMs. As possíveis aplicações de ideias contidas em seus arcabouços serão exploradas nos capítulos seguintes, especialmente o capítulo 6.

### 4.2 Divisão de abordagens

Um indicador pode ser um dado ou medida atribuída de um significado. Neste sentido, a mensuração de alterações na biodiversidade pode variar em seu nível de complexidade. Pode-se ter um simples dado atribuído de sentido, tal como foi possível observar no capítulo 3. Pode haver também um arcabouço que mescle aspectos qualitativos e quantitativos – tal como a Lista Vermelha da IUCN, modelos matemáticos, que vão culminar em um número final, chamado de métrica ou indicador. Para fins de padronização, tanto modelos quanto indicadores serão chamados nesta seção de abordagens.

Existem diversas maneiras de se dividir as abordagens que tratam de alterações da biodiversidade em um contexto de mudanças climáticas, já que estas atendem a diferentes campos, interesses e objetos de pesquisa. Ainda assim, é possível notar uma congruência em relação a estas divisões. Inicialmente, elas serão identificadas, e posteriormente comentadas.

Pereira *et al.* (2010) elencam como principais categorias utilizadas em estudos sobre cenários de biodiversidade para o século XXI (em relação a modelos terrestres) os modelos de: Nicho-range, modelos de Dose-resposta, Relações Espécie-Área (SAR), e modelos Globais de Dinâmica Vegetal.

Leadley *et al.* (2010), em estudo sobre síntese de cenários de biodiversidade para subsidiar a terceira edição do Panorama Global de Biodiversidade (UNEP, 2010), elencam como modelos terrestres para avaliar respostas a mudanças globais os modelos de Nicho, Dose-Resposta, Relações Espécie-Área, abordagens que realizam estimativas

empíricas de vulnerabilidade baseadas nos critérios da IUCN, e abordagens que integram modelos.

De sua parte, Bellard *et al.*(2012), em revisão sobre os impactos da mudança climática no futuro da biodiversidade, onde exploraram metodologias e necessidade de melhorias, elencam como mais relevantes abordagens de modelagem no assunto: Modelos de range (nicho), modelos Dinâmicos de Vegetação, Relações Espécie-Área (SAR), metodologias de status da IUCN, e modelos de Dose-resposta Figura 16.

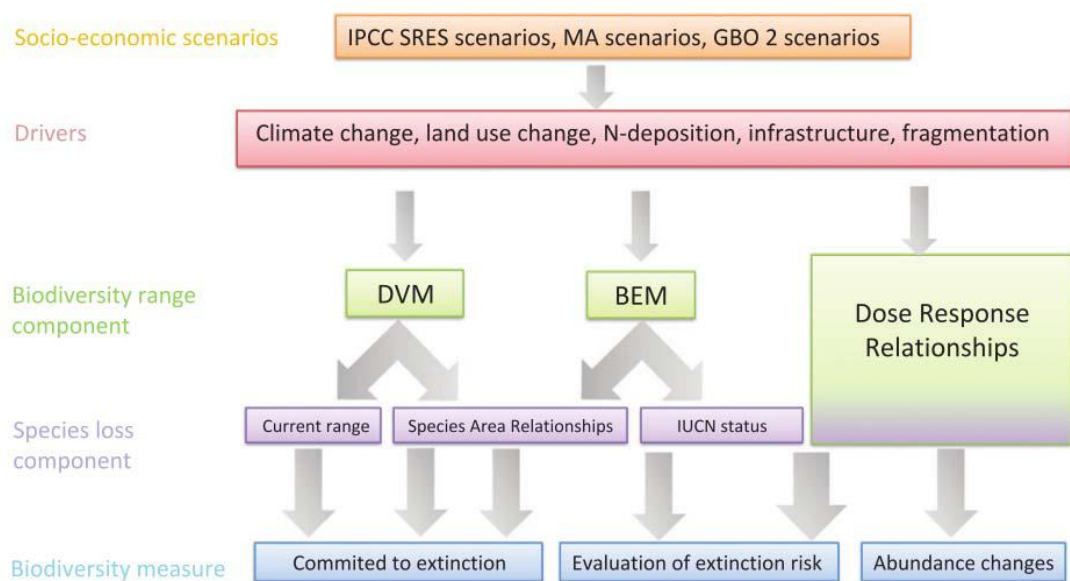


Figura 16. Combinações de abordagens no estudo de perda de biodiversidade.

Fonte: Bellard et al. (2012)

Heuermann *et al.* (2009) distinguem abordagens de uma forma que é interessante para o presente trabalho. Embora um tanto ultrapassado, trata-se de um dos maiores estudos de compilação que abarca o assunto discutido neste capítulo. O relatório teve como objetivo “fazer uma revisão dos diferentes cenários e modelos usados para explorar as tendências futuras de perda de biodiversidade e mudança de ecossistema e os impactos nos serviços ecossistêmicos que eles fornecem” (IEEP, Alterra, Ecologic, PBL and UNEP-WCMC, 2009). O autor e seus colaboradores dividem modelos de biodiversidade entre modelos baseados em indicadores - geralmente estimados a partir de pressões ambientais (tal como modelos Dose Resposta

e SAR), e modelos de distribuição de espécies, pautados na predição da distribuição de espécies via nicho climático.

Essa divisão é relevante, pois quando o assunto é ‘futuros de biodiversidade e mudanças climáticas’, geralmente o que se discute é o impacto de alterações climáticas – principalmente temperatura - sobre espécies, via modelos de nicho, o que não é interessante para as abordagens em questão neste trabalho. E isso se dá porque os primeiros estudos que visaram obter respostas às mudanças globais foram feitos através de predições oriundas de modelos de distribuição de espécies (SDM, de amplo uso em outros campos da Ecologia). Esses modelos relacionam ocorrência de espécies com condições ambientais, e foram conhecidos como ‘modelos de nicho’ (GUISAN E THUILLER, 2005; BELLARD *et al.*, 2012; THUILLER *et al.*, 2013).<sup>8</sup>

De acordo com Bellard *et al.* (2013), esses estudos têm como premissa que: um pequeno conjunto de fatores ambientais é tomado como nicho climático, os quais, por sua vez, definirão o habitat climático apropriado para a espécie. A partir de modelos bioclimáticos, são relacionadas amplitudes dos fatores condizentes com a presença de espécies, e logo seu respectivo nicho climático. Sendo assim, é possível relacionar potenciais distribuições das espécies a partir do relacionamento entre nichos (chamados de ‘envelopes’) e distintos cenários climáticos.

Neste contexto, Pereira *et al.* (2010) entendem que, quando se trata de modelagem que relaciona (impactos de) mudanças climáticas e biodiversidade, o uso de modelos bioclimáticos de envelope (abordagem de nicho) é bastante difundido. Contudo, ainda havia lacunas neste campo de modelagem para que outras interações fossem representadas, tal como uso da terra, poluição, e também opções políticas – justamente o interesse deste trabalho, tendo em vista as demandas de medidas de mitigação da mudança climática que envolvem o uso da terra, já discutidas no capítulo 2.

O entendimento de Leadley e colaboradores (2010) é reforçado por Titeaux *et al.* (2016), que ao realizarem levantamento dos estudos de cenários de biodiversidade em cerca das últimas duas décadas, demonstraram que havia “uso dominante das projeções

---

<sup>8</sup> Um dos principais conceitos de nicho é “O termo nicho [...]é aqui definido como a soma de todos os fatores ambientais agindo sobre o organismo; o nicho assim definido é uma região de um hiperespaço n-dimensional...” (Huntchinson, 1944).

das mudanças climáticas e uma relativa negligência de futuras mudanças no uso e cobertura da terra”, vide Figura 17.

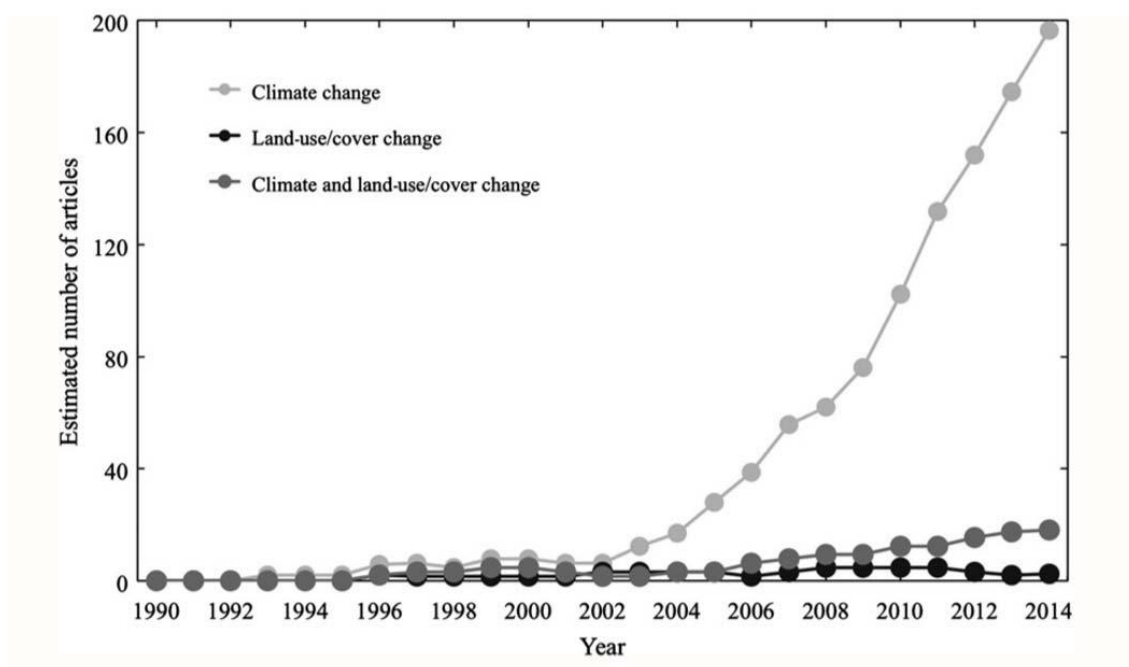


Figura 17 Tendência temporal no número anual estimado de estudos que relataram o desenvolvimento de cenários de biodiversidade durante 1990–2014.

Fonte: Titeaux *et al.* (2016)

Neste sentido, não são aproveitáveis as abordagens de alteração de biodiversidade de distribuição de espécies - via nicho, dado que se tratam de uma abordagem de variáveis sobretudo climáticas. Os modelos de dinâmica global de vegetação, que fazem projeções sobre padrões de vegetação relacionados a ciclos biogeoquímicos, também são excluídos.

Logo, o foco de análise frente à comunidade de “biodiversidade” se coloca para abordagens que avaliem o uso da terra – seja em relação à degradação de habitats e/ou ameaça de extinção frente a mudanças globais baseadas em opções políticas e socioeconômicas, sobretudo, de suas pressões decorrentes. Nesta perspectiva, podem ser encontradas algumas abordagens recentes na literatura da área, tal como em torno da iniciativa PREDICTS – “Projetando Respostas da Diversidade Ecológica na Mudança dos Sistemas Terrestres” (NEWBOLD *et al.*; 2015; 2016;; HUDSON *et al.* 2017 ; HILL *et al.*, 2018; PURVIS *et al.*, 2018, etc.). Essa abordagem surge em 2012, vindo para suprir lacunas, onde se entendeu que era necessário modelar a resposta da

biodiversidade em nível global (só que de uma forma mais detalhada a partir de dados locais), à pressões humanas (HUDSON *et al.* 2016; PURVIS *et al.*, 2018, etc.). Contudo, por serem de um campo específico, apresentam metodologias e enfoques condizentes com sua área de pesquisa, isto é, em sua maioria abordagens complexas pouco aproveitáveis por atores de outros campos.

Dado o exposto, é importante lembrar que, sendo a biodiversidade complexa e sua mensuração também, fatalmente, sua modelagem assim será. Este fato é reconhecido pela literatura, que além de dificuldades conceituais e metodológicas, relata que modelos variam muito entre si, e usualmente apresentam resultados diferentes (LEADLEY *et al.*, 2010; PEREIRA *et al.*, 2010; BELLARD *et al.*, 2012).

Neste sentido, as abordagens de interesse são: metodologias de status de extinção, modelos de Dose-resposta e Relações Espécie-Área (SAR), que serão discutidas na próxima seção.

### **4.3 Delimitação de abordagens**

Buscando elencar abordagens que pudessem ser aplicadas, ou mesmo dispor algo a ser aproveitado, coube a identificação das mesmas e a submissão a critérios pertinentes ao objetivo do trabalho.

Aproveitou-se a lista de indicadores selecionados por Vackar *et al.* (2012) em seu trabalho de revisão acerca de ‘índices multiespécies para monitoramento de impacto humano a biodiversidade’<sup>9</sup>, e entendendo-se que as abordagens deveriam consistir, em linhas gerais, de:

- Índices agregados (ou compostos), pois são estes que conseguem agrupar maior número de informação e têm semelhança com índices socioeconômicos;
- Informarem sobre processos ecológicos relevantes e estabelecidos pelo arcabouço da CBD;
- Elementos utilizados em avaliações e estudos de grande escala, como global, regional e nacional;

---

<sup>9</sup> Definido por Vackar *et al.* (2012) como “, indicadores integrados de biodiversidade que mostram tendências relativas ou condições gerais de biodiversidade, mas sem unidades.”

- Metodologias já reconhecidas e aplicadas pela comunidade científica;
- Terem sido elencados, adotados, testados, ou utilizados pela CDB em algum momento (desde quadro de indicadores de metas ou relatórios do Panorama Global da Biodiversidade);
- Elementos referentes a ecossistemas terrestres;
- Uso em estudos que visam responder perguntas sobre impacto à biodiversidade decorrentes da mudança de uso do solo/perda de habitats; e
- Uso em estudos de projeções e cenários.

Foram excluídos os indicadores referentes a ambientes aquáticos e o Índice Planeta Vivo<sup>10</sup> (WWF, 2018), este último por não ser usualmente aplicado a estudos de cenários, seguindo o entendimento de PBL (2010).

A metodologia SAR não aparece na revisão de Vackar *et al.* (2012), pois não é considerada um indicador. Embora não seja elencada no trabalho citado nem nos quadros de indicadores da CBD, ela figura em relatórios da Convenção – tal como *Global Biodiversity Outlook* (Leadley *et al.*, 2010), é bastante aplicada e tem utilidade para o presente trabalho, pois está em sintonia com demais critérios.

Neste sentido, foram elencadas as seguintes abordagens e indicadores:

- 4.4.1 Natural Capital Index– NCI,
- Abundância média de espécies (MSA/GLOBIO),
- Biodiversity Intactness Index - BII,
- Status de ameaça em extinção da IUCN, e

---

<sup>10</sup> O Índice de Planeta Vivo tem como propósito quantificar e monitorar o declínio de biodiversidade global e o crescimento das pressões humanas. Ele agrega tendências em milhares de populações e espécies de vertebrados, abarcando grupos terrestres, marinhos e de água doce. A partir de dados de séries temporais é feito o cálculo de taxas médias de mudanças nas populações, tendo como linha de base o ano de 1970. O índice faz parte dos indicadores especificados na CBD desde as metas de 2010, e é baseado em uma das maiores bases de dados série-temporais, sobretudo de uma vasta revisão bibliográfica (LOH *et al.*, 2005; COLLEN *et al.*, 2009). Ele é apresentado enquanto relatório (bianaual) que inclui também resultados de “pegada ecológica”, sendo leitura relevante para pesquisadores/interessados da área.



- Relações Espécie-Área (SAR).

## 4.4 Abordagens

### 4.4.1 Natural Capital Index

Este indicador tem origem de instituições holandesas ainda nos anos noventa e aparece como um dos primeiros relatados no âmbito da CBD, dado o rol de interesse da convenção: “o grande desafio em longo prazo era estabelecer um Índice de Capital Natural altamente agregado” para subsidiar os processos decisórios em caráter nacional e global, percorrendo um processo tal como ocorrido com indicadores econômicos e sociais em décadas anteriores (CBD, 1997).

De acordo com Brink (2000), o NCI busca prover uma visão quantitativa do estado e de tendências em biodiversidade frente a intervenções humanas, visto que busca a ligação com o desenvolvimento sócioeconômico.

O presente indicador tem como princípio a perda de biodiversidade o declínio da abundância (já demonstrado na seção 3.5.2). Segundo o índice, a perda de biodiversidade ocorre em função da redução de habitat e da pressão ao habitat remanescente, que são a quantidade e a qualidade do ecossistema.

$$NCI = \text{Quantidade de Ecossistema} \times \text{Qualidade de Ecossistema} \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

Quantidade do ecossistema é definida como o tamanho do ecossistema (%) e qualidade do ecossistema é razão entre os estados correntes e a linha de base (% em relação à linha de base) de alguma variável de qualidade de ecossistema (ex: biomassa, estoque de peixes, etc), vide Figura 18:

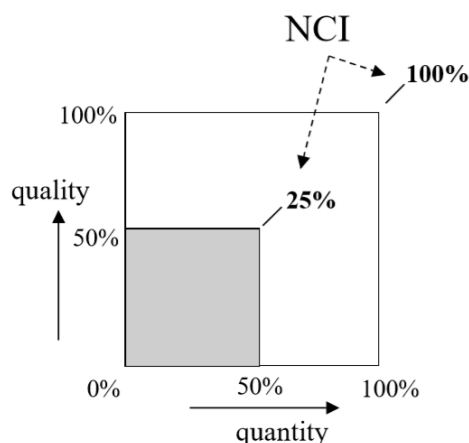


Figura 18. Esquemática de Cálculo do NCI

Fonte: Ten Brink 2000

A composição do índice abarcava dois componentes: o NCI de áreas naturais e o NCI de áreas construídas pelo homem, da qual a principal é a área agrícola. Neste caso, a linha de base é a agricultura tradicional e a mudança é a intensificação (CBD, 2003).

Para se auferir a qualidade de um ecossistema, muitas variáveis deveriam ser consideradas, tal como variedade de abundância, riqueza, e variedade de estruturas do ecossistema. Contudo, essa opção para mensuração apresentaria diversas restrições (principalmente em relação a realização de observações e levantamento de dados), e assim a metodologia apresenta uma alternativa (TEN BRINK, 2000).

A outra possibilidade, devido ausência de dados sobre qualidade do ecossistema, foi propor um índice baseado em pressão (em substituição da qualidade do estado). Nesta ideia, a premissa principal é que quanto maior a pressão sobre a biodiversidade, menor será o seu valor. A pressão foi graduada entre valores 0 a 1000, onde zero é nenhuma pressão, e 1000 completa deterioração (TEN BRINK, 2000).

A variável de qualidade de ecossistema apontada como mais apropriada em um contexto DPSRI foi a abundância de espécies, por ter uma boa relação causa-efeito para mudanças ambientais, bem diferente de outras variáveis em nível de ecossistema. Dois fatores se colocam como relevantes nesta situação: a existência de estudos sobre relações causa-efeito entre espécies e fatores de pressão que permitem sua modelagem, e a capacidade destas pressões serem projetadas em cenários socioeconômicos (TEN BRINK, 2000).

Dentre as pressões utilizadas em estudos da época, tem-se clima, população, PIB, fragmentação, acidificação, eutrofização, etc., (Figura 19) onde esse tipo de abordagem (baseada em pressão) foi considerada promissora (TEN BRINK, 2000).

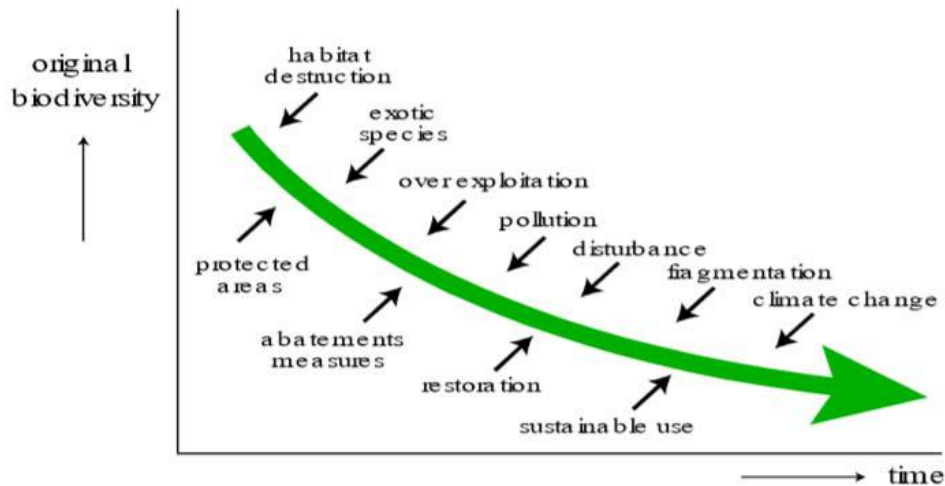


Figura 19. Perda de biodiversidade:pressões e medidas de mitigação

Fonte: TEN BRINK (2000).

Este índice foi utilizado entre o fim da década de 90 e início dos anos 2000 em avaliações ambientais locais holandesas, regionais (tal como relatórios da OCDE) e também globais, tal como Panorama Ambiental Global em suas versões 1 e 3 tal como relatado em Ten Brink (2000; 2006); Vackar *et al.* (2012).

#### 4.4.2 Mean Species Abundance -MSA

Para que se compreenda o cenário de criação do índice MSA, deve-se considerar que o NCI se tratava de um índice com menos precisão. Por isso foi desenvolvida uma versão evoluída, podendo ser calculada através de um modelo, o GLOBIO (PBL, 2015).

De acordo com seus criadores, “o modelo foi desenvolvido para avaliar as mudanças induzidas pelo homem na biodiversidade, no passado, presente e futuro em escalas regionais e globais” e trata-se de um índice similar ao Living Planet Index (Loh *et al.*, 2005) e o Biodiversity Intactness Index (Scholes and Biggs, 2005), podendo ser considerado como um indicador de medida de tendência em abundância em relação ao que é definido pela CBD (ALKEMADE *et al.*, 2006; 2009).

A abordagem é baseada em relações causa e efeito (ou também ‘dose-resposta’) entre as diferentes forças motrizes e seus impactos sobre a biodiversidade. Essas relações são obtidas a partir de meta análises feitas sobre trabalhos revisados por pares, que são sintetizadas e sumarizadas quantitativamente através de equações de regressão (ALKEMADE *et al.*, 2009). De acordo com Leadley *et al.*(2010), estas relações podem ser entendidas como a relação decorrente entre a intensidade de uma mudança (a dose) e a alteração de alguma variável (a resposta), tal como perda de espécies, modificação da abundância. Ainda segundo os autores, essas relações são obtidas a partir da uma extensa síntese de estudos de observações e empíricos. No caso em questão, a dose trata-se de pressões ambientais e a resposta é a quanto que a média das abundancias é afetada, isto é, analisa o conjunto de espécies e não individualmente (ALKEMADE *et al.*, 2009).

O modelo apresenta enquanto métrica a abundância média das espécies (MSA), que é calculada entre uma situação de não distúrbio.

$$MSA_r = \sum_i MSA_i * A_i / \sum_i A_i \quad \text{Equação 2}$$

Onde  $A_i$  é a área terrestre da célula do grid  $i$ .

Isto é, o MSA provê a abundância média de espécies remanescentes em relação à abundância média de espécies originais, em uma escala que vai de 0-1 (Janse *et al.* 2015) vide (Figura 21), cujo processo de perda de biodiversidade é baseado na diminuição da abundância média de espécies, descrito por Ten Brink (2000, 2006) no capítulo três, e pode ser observado na Figura 20:

Calculation of the relative Mean Species Abundance of original species (MSA)

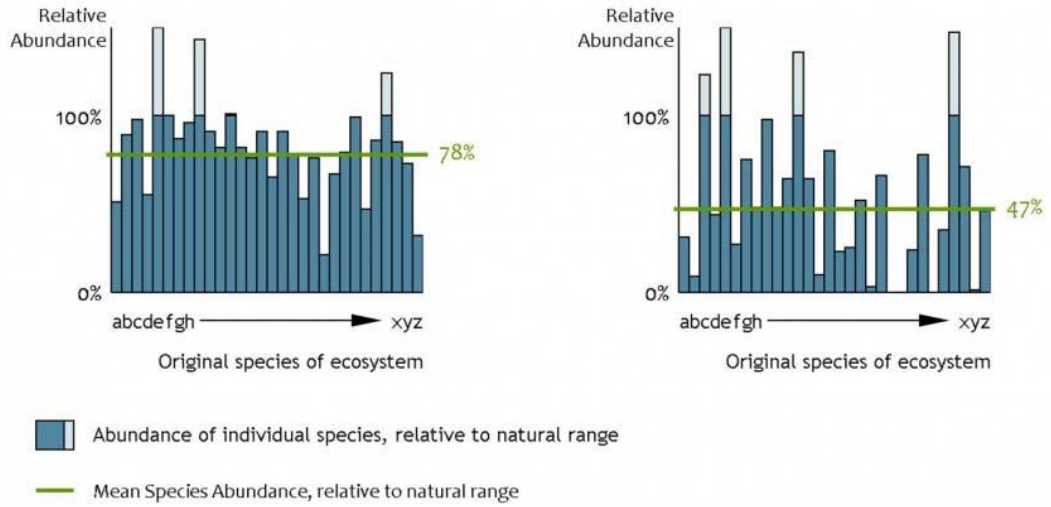


Figura 20. Alteração de Abundância de espécies originais e redução do MAS.

Fonte: PBL (2010)

Dentre as forças motrizes, (Versão 3.0) tem se:

$$MSA_i = MSA_{LU_i} * MSA_{N_i} * MSA_{I_i} * MSA_{F_i} * MSA_{CC_i} \text{ Equação 3}$$

Onde  $i$  é uma célula do grid,  $MSA_i$  é o valor global da célula do grid  $i$ ,  $MSA_{X_i}$  é abundancia média relativa das espécies correspondentes as forças motrizes a  $LU$  (Uso do solo),  $N$  (deposição atmosférica de Nitrogênio),  $I$  (desenvolvimento de Infra Estrutura),  $F$  (Fragmentação), e  $CC$  (Mudança Climática) (ALKEMADE *et al.*, 2009).

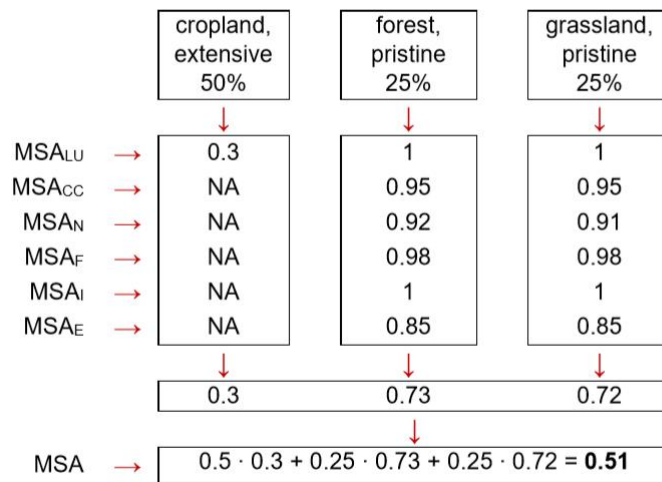


Figura 21. Cálculo do MSA.

Fonte: Schipper *et al.* 2016

Basicamente, as forças motrizes utilizadas são oriundas do modelo de avaliação integrada IMAGE, que oferta a mudança de uso da terra, deposição atmosférica de Nitrogênio, Fragmentação, e Mudança Climática. Os dados de desenvolvimento de Infra Estrutura vem de uma versão anterior do próprio modelo, GLOBIO2 (UNEP) (ALKEMADE *et al.*, 2009).

A versão 3.5 (Schipper *et al.* 2016), adicionou a ocupação humana, (atividades como caça e recreação em ambientes naturais). Essa versão também dispõe de um tipo de agregação de cálculo para regiões e países. A documentação mais recente indica que o modelo já está em sua versão 4.0, podendo ser encontrada uma breve descrição no estudo de comparação de modelos de Kim *et al.* (2018).

#### **4.4.3 Biodiversity Intactness Index - BII**

Tal como já demonstrado no capítulo 3, a CBD ao elencar processos, indicadores (genéricos), critérios, e objetivos a serem perseguidos, induziu o desenvolvimento de indicadores específicos para as suas metas. Um exemplo concreto é o BII.

Em vista de buscar atender as expectativas e requisitos da CBD, Scholes e Biggs (2005) entenderam que era necessário desenvolver um índice ‘sensível, realista e útil’ sobre perda biodiversidade, baseado na alteração da abundância de populações. O indicador deveria se relacionar com alteração de habitat, visto que esse era o principal fator responsável pela perda de biodiversidade e ser entendido com um índice agregado, que desejava prover visão geral bastante sintetizada para a sociedade e tomadores de decisão.

Neste sentido, Scholes e Biggs (2005) criaram o BII, assim definido pelos autores: “O BII é um indicador da abundância média de um conjunto grande e diversificado de organismos em uma determinada área geográfica, em relação às suas populações de referência”.

Foi estimado o impacto de um rol de atividades (de uso da terra) sobre grupos de características ecológicas semelhantes (funcional) e foi proposta a equação:

$$BII = (\sum_i \sum_j \sum_k R_{ij} A_{jk} I_{ijk}) / (\sum_i \sum_j \sum_k R_{ij} A_{jk}) \text{Equação 4}$$

Onde:

$R_{ij}$  = riqueza (número de espécies do táxon i no ecossistema j)

$A_{jk}$  = área de uso da terra k no ecossistema j

$I_{ijk}$  = impacto na população – população do táxon i sobre a atividade de uso da terra k no ecossistema j

O índice foi elaborado para a região do sul do continente da África. Tendo em vista a ausência de dados populacionais de espécies para a totalidade do território do referido país, foi desenvolvida uma matriz de valores de impacto a populações, feita por julgamento de especialistas por grupo taxonômico.

Segundo os autores, o BII era sensível ao processo de perda de biodiversidade, onde a sua medida (abundância no nível de espécies) conseguia refletir a ação de forças motrizes e de mudanças de populações, consistindo em um indicador prático e significativo (SCHOLES E BIGGS, 2005; BIGGS *et al.*, 2006).

#### **4.4.4 Abordagens IUCN**

A Lista Vermelha de espécies ameaçadas da IUCN é reconhecida como principal sistema de classificação de risco de extinção e possibilita uma compreensão detalhada do status de conservação de espécies elencadas (RODRIGUES *et al.*, 2006 e BUTCHART *et al.*, 2008).

Essa abordagem foi criada com o intuito de subsidiar políticas de conservação da natureza, identificando espécies que deveriam receber atenção prioritária (Mace *et al.*, 2008) e integra o quadro de indicadores da CBD desde o início dos seus trabalhos (CBD, 1997), figurando nas metas no que se referem a ‘tendências na extensão de biomas, ecossistemas e habitat e ‘tendências em abundância e distribuição de espécies’ (BUBB *et al.*, 2009).

O sistema é composto pelos seguintes status de conservação apresentados na Figura 22:

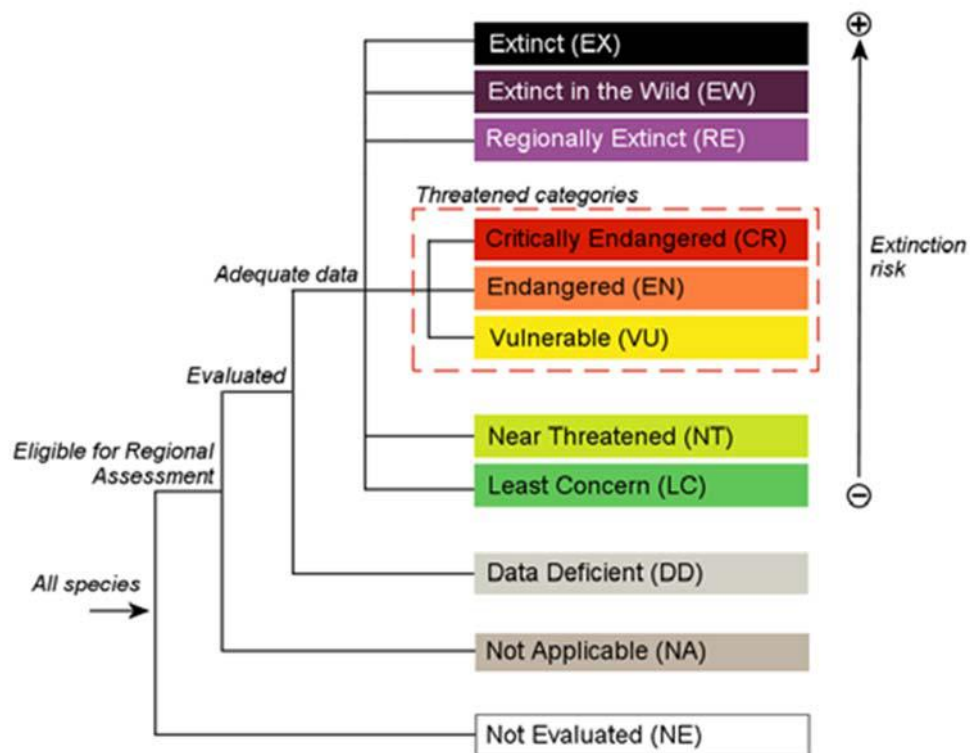


Figura 22. Estrutura das categorias da Lista Vermelha da IUCN.

Fonte: IUCN (2017)

A definição dos táxons nas categorias consiste em uma avaliação baseada nos seguintes critérios (IUCN, 2017):

- A. População em declínio (passado, presente e / ou projetado)
- B. Tamanho da área geográfica, e fragmentação, declínio ou flutuações
- C. Tamanho populacional pequeno e fragmentação, declínio ou flutuações
- D. População muito pequena ou distribuição muito restrita
- E. Análise quantitativa de risco de extinção (por exemplo, Análise de Viabilidade Populacional)

Cada critério deste pode ter subdivisões, onde marcadores (quantitativos) permitem o enquadramento associado, Figura 23. Não é necessária a avaliação de todos os critérios, tendo em vista a dificuldade frente à existência de dados. Se apenas um



critério for preenchido, valerá aquela classificação. Em caso de mais de um critério ser avaliado, enquadramento seguirá o status mais crítico (IUCN, 2017).

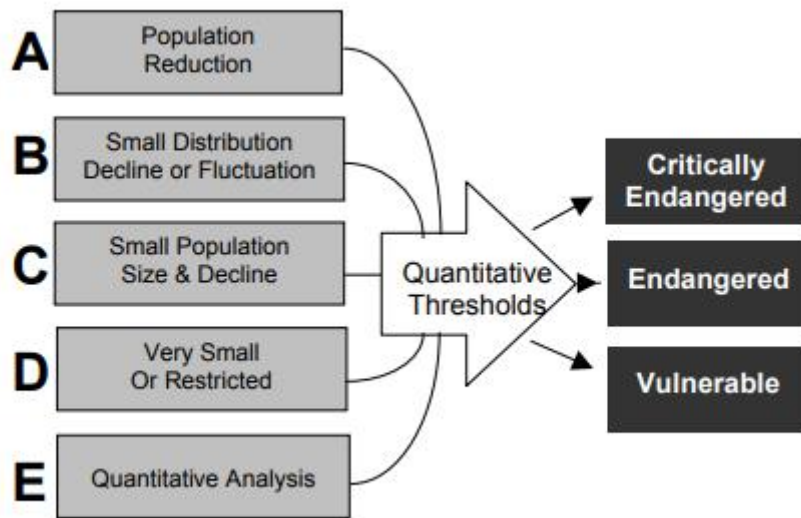


Figura 23. Critérios IUCN

Fonte: IUCN (2017)

A abordagem também dispõe de um índice, que segundo Butchart *et al.* (2008) “mede tendências no risco global de extinção de conjunto de espécies” indicando o quão ameaçados eles são, em média, variando entre um (menor preocupação) e zero (extinção).

$$RLI_t = 1 - \frac{\sum_s W_{c(t,s)}}{W_{EX} \cdot N} \quad \text{Equação 5}$$

Onde  $W_{c(t,s)}$  é o peso da categoria  $c$  para as espécies  $s$  no tempo  $t$ ,  $W_{EX}$  é o peso para Extinto, e  $N$  é o número de espécies avaliadas (BUBB *et al.*, 2009).

O cálculo é feito baseado no movimento dos táxons sobre as categorias da lista ao longo do tempo, que dispõe de pesos diferenciados - 0 para Menor Preocupação, 1 para Quase Ameaçado, 2 para Vulnerável, 3 para Ameaçado, 4 para Criticamente em Perigo e 5 para Extinto no Selvagem e extinto (BUBB *et al.*, 2009).

Abordagem pode ser utilizada em diferentes escalas – tal como global a subnacional. A IUCN mantém um portal onde se encontram publicações, guias, e variados dados que podem ser utilizados para estudos.

O uso do arcabouço da IUCN para estudos referentes à perda de biodiversidade (seja decorrente de alterações climáticas ou uso da terra) geralmente é feito com base no status e não o índice, combinados a outras abordagens – tal como SDM-nicho, SAR.

Os trabalhos em questão estão relacionados principalmente ao critério referente a alteração de área geográfica – isto é, diminuição de populações devido a redução de sua área (range) (LEADLEY *et al.*, 2010). A ideia principal nestes casos é que a faixa de perda de alguma característica – geralmente o range, em relação ao inicial, conduz a espécie a uma determinada categoria de status de ameaça (vulnerável, ameaçada e criticamente ameaçada), tal como pode ser observado em Thomas *et al.* (2004) e Thuiller *et al.* (2005).

Há um estudo que utilizou tanto a metodologia de enquadramento de status quanto o Red List Index propriamente dito. Contudo, trata-se de um trabalho mais apurado do ponto de vista metodológico. Visconti *et al.* (2015) realizaram trabalho sobre impactos de cenários futuros de desenvolvimento sobre indicadores de biodiversidade: os indicadores da IUCN e uma métrica do LPI. A partir de cenários de desenvolvimento (com características climáticas e de mudança da terra), os autores utilizaram modelos bioclimáticos e de distribuição de espécies para definir habitats adequados a espécies, e com essas novas áreas, aplicaram critérios de status da IUCN para enquadramento das espécies - que até então é usual na literatura. Contudo, em seguida, os autores utilizaram os valores numéricos referentes as categorias de ameaça e calcularam o RLI para o conjunto de espécies levantadas. Os autores destacam que a metodologia executada: adota indicadores reconhecidos pela CBD, relaciona cenários e impactos no nível de espécies, e sugerem que pode ser uma metodologia robusta para avaliações de biodiversidade e cenários futuros de desenvolvimento.

#### **4.4.5 Relações Espécie-área - SAR**

O modelo espécie-área estabelece a relação entre uma área geográfica (habitat) com o número de espécies (riqueza) (ROSENZWEIG 1995 *apud* VAN VUUREN *et al.*, 2006a). Trata-se de uma das correlações mais bem estudadas do campo da ecologia (Leadley *et al.*, 2010), haja vista que seu modelo mais usado data de 1921 (o modelo de Arrhenius), descrito com  $S = cA^z$  onde  $S$  é o número de espécies,  $A$  é a área, e  $c$  e  $z$  são parâmetros referentes a grupo taxonômico e região de estudo (ROSENZWEIG 1995 *apud* VAN VUUREN *et al.*, 2006a; PROENÇA E PEREIRA, 2013).

A variedade de modelos do tipo SAR é grande (ver em Proença e Pereira, 2013) e os estudos utilizam diferentes modelos de acordo com suas necessidades. Dentre as suas aplicações, Leadley *et al.* (2010) sustentam que geralmente é usada para escalas menores, contudo alguns estudos utilizaram em escalas globais - tal como Van Vuuren *et al.* (2006a). Já Bellard *et al.* (2012) afirmam que pode ser utilizado para diferentes grupos taxonômicos e não requer a entrada de variados dados.

A ideia contida no uso dessa relação para estudos de perda de espécies é que a perda de habitat (área) implica na perda espécies. O uso referido a mudança climática dessa abordagem para estimar risco de extinção se dá através da redução do nicho climático, e por sua vez o range, (Thomas, 2004) tal como demonstrado na sub seção anterior. Contudo, essa abordagem é mais utilizada em trabalhos que consideram outro fator de pressão, a perda de área, decorrente de mudança de uso do solo.

## **4.5 Modelagem de uso da terra e de biodiversidade em IAMs**

Para além de se discorrer sobre a modelagem do campo de ‘biodiversidade’, se faz necessário demonstrar o tópico em IAMs. Pode-se observar que a incorporação de abordagem de biodiversidade em arcabouço de IAM se deu após e com base em modelos com a representação do uso da terra espacialmente explícitos nos arcabouços dos modelos energéticos. O MESSAGE/IIASA por meio do Globiom; o AIM/NIES<sup>11</sup> por meio do PLUM-AIMbiod; e em relação ao IMAGE após o uso do NCI, foi criado um modelo a parte, específico para este fim, o GLOBIO.

### **4.5.1 Modelagem de uso da terra e IAMs**

A inclusão de representação de uso da terra em IAMs é recente e se deu em vista de tornar a avaliação de modelos integrados mais completa (POPP, 2014). Segundo Forster *et al.* (2018), em sua compilação de IAMs para o mais recente relatório do IPCC, há uma grande variabilidade de formas de se lidar com uso da terra em IAMs.

---

<sup>11</sup> National Institute for Environmental Studies, sediado no Japão.

#### 4.5.2 Modelagem de biodiversidade em estrutura de modelos de avaliação integrada

Como já anunciado na introdução, apenas uma abordagem inclui análises de biodiversidade de maneira formalizada, e se dá através de outro modelo específico. Trata-se do IMAGE e GLOBIO, que tem uso bastante difundido e informação documentada (ALKEMADE *et al.*; 2006; 2009; SCHIPER *et al.*, 2016; PBL, 2010, 2012, 2014).

Contudo, algumas outras (poucas) abordagens no contexto de IAMs estão sendo desenvolvidas, porém pouco documentadas. Como o GLOBIO já foi abordado na descrição de sua métrica (MSA) em uma seção anterior, a presente seção se dedica a descrever abordagens de incorporação não publicadas - uma ligada ao GLOBIOM (IIASA) e outra ao AIM - National Institute for Environmental Studies (NIES) (Japão).

A informação obtida sobre o ‘AIM/Biodiversidade’ foi encontrada no trabalho de Kim *et al.*(2018) sendo referenciada como “Ohashi *et al.*, submetida”<sup>12</sup>. O modelo de Ohashi *et al.* é definido como ‘modelo de distribuição de espécies’, voltado a estimar a perda de biodiversidade. O modelo leva em consideração dois fatores: a mudança climática (baseada em nicho) e mudança de uso da terra, e tem como resultado a projeção de “habitat adequado” para espécies. Como pode se observar, é um modelo que carrega consigo ideias do campo de biodiversidade e tem uma abordagem mais completa por analisar duas forças motrizes, e se valer do uso de outros modelos do campo de ecologia, tal como pode ser observado nas Tabela 5 e Figura 24.

Ainda menos documentado – apenas uma apresentação em evento em trabalho “sob preparação” tem-se o Leclere *et al.* (2017). A abordagem do Globiom pode ser sintetizada na Tabela 5 abaixo. Segundo os autores, o objetivo do trabalho foi “Desenvolver uma metodologia para avaliar os impactos dos cenários SSP x RCP na biodiversidade terrestre através da perda e degradação de habitat”. Nota-se a utilização de modelo baseado em SAR.

**Tabela 5. Síntese de abordagens de IAM que incorporam a biodiversidade**

---

<sup>12</sup> Cabe lembrar que Ohashi é um dos co-autores do trabalho de intercomparação de Kim. Além disso, foi possível encontrar uma apresentação na internet, possivelmente baseada no artigo mencionado.

Referência	Título	Ano	Métrica	Escala	Resolução	Ideia	Fonte de dados biodiversidade	Fonte dados espaciais	Incorpora efeito de mudança climática?	Modelos usados
Ohashi <i>et al.</i>	Biodiversity can benefit from long-term climate mitigation regardless of land-based measures (ppt)	2018	Habitat adequado por grupo taxonômico	Global	0.5 degrees	Modelo de distribuição de espécies (SDM) habitat Potenciais habitats adequados	IUCN GBIF	AIM/PLUM	Sim	AIM/PLUM AIM BIOD Maxent p SPM
Leclere <i>et al.</i>	Hotspots of future land use change impacts on terrestrial biodiversity under global mitigation scenarios	2018	Habitat Espécies Riqueza	Global	5 arcminutes	Varição em taxas das métricas selecionadas	Ver em cSAR	Globiom	Não	Globiom cSAR

Fonte: Elaboração própria, com base em Leclere *et al.* (2017); Ohashi *et al.* (2018); Kim *et al.* (2018).

A síntese de abordagens de IAMs que incorporam a biodiversidade e sua relação com abordagens de biodiversidade pode ser observada no esquema da Figura 24:

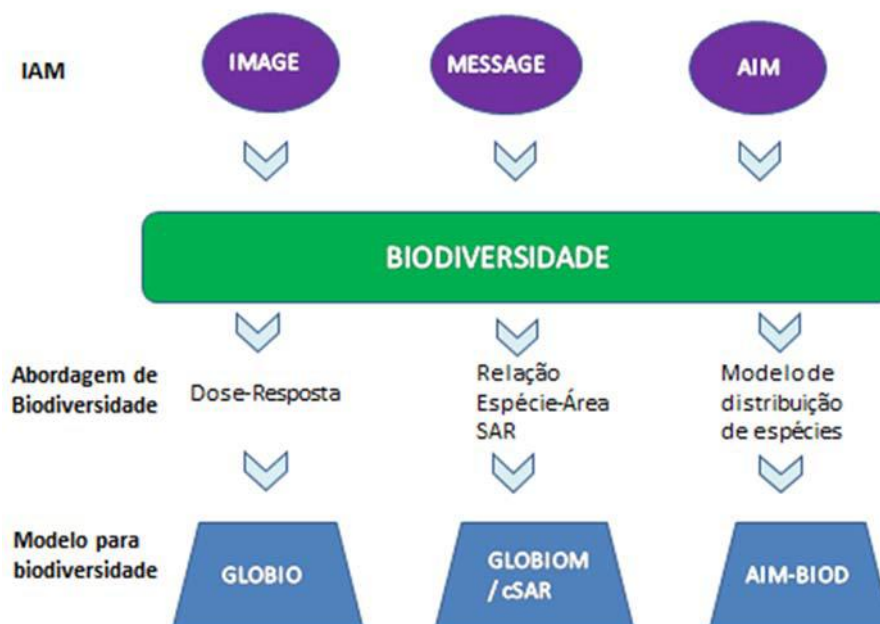


Figura 24. Relação IAM com abordagens biodiversidade.

Fonte: Elaboração própria.

## 4.6 Conclusão

Existe uma série de abordagens sobre perda de biodiversidade, e há um agrupamento em torno da seguinte divisão: modelos de nicho, metodologias de status de extinção, modelos de Dose-resposta e Relações Espécie-Área (SAR).

Boa parte dos estudos de projeções referentes a mudanças climáticas e alteração de biodiversidade têm um foco em variáveis climáticas, baseadas em metodologias do campo da ecologia (modelos de distribuição de espécies/nicho/envelope climático). Essa abordagem em si não é interessante para os propósitos do presente trabalho. Contudo, metodologias já utilizadas de maneira associadas em trabalhos desses campos podem ser úteis, tal como utilização de status da IUCN e de Relações Espécies Área, por possibilitarem ser relacionadas a uso da terra e alteração de habitats.

Abordagens baseadas em pressões, tal como retratadas em GLOBIO, BII e PREDICTs, podem ter alguma utilidade.

Foi apresentado onde IAMs foram se basear e que parte dessas abordagens de biodiversidade já estão sendo utilizadas por eles.

Para além da identificação e descrição das abordagens, é necessário explorá-las, e a discussão mais detalhada sobre características dessas abordagens, suas aplicações e possíveis aproveitamentos será feita nos próximos capítulos.

## **5. Aspectos relevantes para incorporação de biodiversidade por modelos de avaliação integrada**

Com fins de prover melhor orientação e entendimento das discussões que estão por vir, neste momento é importante retomar alguns pontos em busca de congregar o que já foi exposto ate aqui.

Esta seção inicial de considerações se dedica a sintetizar: a situação atual da questão; o que vem sendo discutido na literatura (em síntese, já abordadas); a pergunta originária, pergunta e objetivos do trabalho.

Em seguida, os próximos passos compreenderão: uma revisão comentada buscando discorrer sobre que aspectos devem ser considerados para possibilitar que o IAMs tenham condições de responder perguntas que estão colocadas (que é o presente capítulo); e em seguida, a discussão dos meios e possibilidades mais próximas para o modelo BLUES tratar o tema da biodiversidade, levando em conta as suas características (capítulo 6).

### **5.1 Considerações**

A discussão acerca de incorporação e representação de (qualquer) tópico por um IAM pode gerar um dilema entre as perspectivas dos campos envolvidos. Esse dilema se refere à escala, nível de detalhamento e o que é considerado relevante de ser representado. IAMs têm por definição trabalhar com informações agregadas, valores médios, enquanto que uma área específica envolvida (um processo industrial, uma variável ambiental) pode trazer informações mais detalhadas, o que não é diferente com a biodiversidade vide Figura 25.





Figura 25. Características IAMs x Biodiversidade

Embora seja um dilema recorrente no presente trabalho, o mesmo não tem pretensão de realizar esta discussão de agregação versus detalhamento amplamente, dado as limitações de se tratar de um trabalho em nível de mestrado, e do tópico a ser incorporado ser recente na literatura. Enquanto essa discussão ainda toma forma no debate internacional, é interessante sistematizar e apresentar o que existe de concreto, para poder possibilitar respostas ao interesse buscado.

Desta forma, é importante retomar o estado atual da discussão. Embora tenha sido demonstrado que é um momento de aproximação entre os campos, a incorporação do tema em IAMs apresenta poucos exemplos, e todos foram em conjunto com outros módulos e modelos Tabela 6.

Tabela 6. IAMs e biodiversidade

Modelo Integrado	Modelo com uso da terra e/ou Biodiversidade	Referências
IMAGE	GLOBIO	Stehfest et al., 2014; Alkemade et al., 2009.
MESSAGE	GLOBIOM	Havlík <i>et al.</i> , 2011.
AIM	PLUM/AIM-Biodiversity	Fujimori et al. 2012, Hasegawa et al. 2017; Ohashi et al.

Fonte: Elaboração própria.

Nota-se também, que trabalhos que buscaram analisar impacto a biodiversidade no contexto de cenários sócio-climáticos, utilizaram IAMs (com uso da terra) somados a Modelos de biodiversidade, tal como os trabalhos de intercomparação de modelos de Kim *et al.* (2018), e o trabalho feito reunindo alguns modelos por Leclere *et al.* (2018).

Logo, a ‘incorporação’ em questão do tópico biodiversidade a modelos de Avaliação Integrada se refere à um quadro metodológico, e não exclusivamente ao modelo energético em si. Trata-se de desenvolver enquanto metodologia aplicável, passando por: formulação do problema, modelo conceitual, utilização de ferramentas (tal como outros modelos), discussão de cenários, de maneira teórica.

Dado a extensão deste trabalho é interessante retomar pontos relevantes observados na literatura e também na proposta do trabalho sobre a relação de impactos a biodiversidade decorrentes de intervenções humanas (principalmente medidas de mitigação com base em uso da terra), e avaliação integrada:

- 1- Poucos relatos se propõe a discutir a questão da biodiversidade em mitigação (tal como demonstrado no capítulo 2). Geralmente levantam a questão, afirmam estar cientes, mas não discutem como vão fazê-la e poucos o fazem;
- 2- Entende-se que a não representação é desconsidera-la do processo. É toma-la como não importante, e isso pode comprometer análises;
- 3- Há um reconhecimento de que biodiversidade deve ser considerada e que isso se dá com integração e diálogo entre campos (tanto acadêmico quanto políticos), tal como observar, entender e aproveitar arcabouços e metodologias dos outros campos em suas abordagens;
- 4- Há uma abertura do campo de IAMs em entender que seus modelos podem e devem responder esse tipo de questão, e de desenvolver/aprimorar metodologias para estudar *trade-offs* decorrentes;
- 5- Contudo, o que é observado em termos práticos são as dificuldade e contradições que estão colocadas, pois é onde se dá a materialização do conflito entre campos, tal como: representação em forma adequada, em escala e nível de agregação, questões matemáticas e computacionais, etc.
- 6- É necessário atender a audiência e as especificidades do arcabouço em questão (BLUES).

Neste sentido, visando orientar a discussão, cabe realizar a retomada do problema original e da pergunta e objetivos do trabalho, tendo em vista que deve-se “selecionar e desenvolver ferramentas e práticas de modelagem com base na questão de pesquisa em mãos”, tal como é defendido por Meller *et al.* (2015).

A pergunta que originou este trabalho foi:

“um mundo de metas ambiciosas de mitigação é compatível com objetivos de (biodiversidade) do desenvolvimento sustentável?”

Isto é, um mundo do qual cenários de mitigação apontam para um uso significativo de medidas de uso da terra, principalmente bioenergia, é compatível com o a manutenção de habitats e espécies?

Obviamente, o trabalho não visa a sua resposta, como já demonstrado no texto. A pergunta original foi dividida e pormenorizada a identificação e desenvolvimento de abordagens que pudessem ser utilizadas em um contexto de IAMs, com destaque para o modelo nacional brasileiro (BLUES), tomada aqui como “incorporação de indicadores de biodiversidade em IAMs”.

Outra reflexão que deve ser feita é e que se não pode ser perdida de vista é:

Qual questão se pretende discutir e sua a linha de raciocínio, e qual mensagem geral busca-se passar?

Esta questão pode aqui ser descrita:

A necessidade de bioenergia, para atender cenários climáticos, pode acarretar impactos (positivo, neutro, negativo - intuitivamente negativos), não apenas sobre o meio ambiente e a biodiversidade, mas como em setores da economia. E por sua vez, se considerada, pode limitar tanto em termos ambientais (habitats, espécies, incluindo até emissões), quanto econômicos, o desenrolar e a viabilidade dessas medidas/tecnologias/cenários, em escala ampla.

Neste sentido, deve-se considerar que as atuais possibilidades esperadas para o arcabouço do IAM-BLUES:

- (a) Sugerir que determinado cenário, por ser resultado de perda de floresta (em área) para cultivo agrícola, terá implicações negativas para biodiversidade.

- (b) Atribuir um índice de biodiversidade associado a uso da terra, ou seja, assumir que valores de biodiversidade atrelados a um determinado uso do solo valem para toda uma extensão (nacional ou maiores).

Quanto a alternativa A, é imediato pensar que a troca de uso da terra de floresta para cultura (cana, por exemplo) diminui a biodiversidade referente aquela área, intuitivamente já é sabido. Isso já é possível afirmar. A extensão de florestas é indicador reconhecido pela CDB. Contudo, não diz muita coisa. Não quantifica em termos de indicadores mais usuais, sugerindo que deve-se buscar algo mais elaborado e quantitativo.

Quanto a opção B, assumir que um determinado uso do solo tem os mesmos impactos a biodiversidade em diferentes circunstâncias geográficas, ambientais e de transição de usos é um fato que não está alinhado com o então debate vigente na literatura e exploradas no presente trabalho, mas não deve ser desconsiderado.

Estas atuais possibilidades existentes em relação ao IAM, tal como já discutidas em outros trabalhos, Verburg *et al.* (2013); Harfoot *et al.* (2014), Meller *et al.* (2015), Titeaux *et al.* (2016, 2017), ainda não são as mais apropriadas para responder as perguntas que estão colocadas. Logo, buscará inicialmente apresentar os aspectos relevantes sob a ótica da literatura e no capítulo seguinte discutir de maneira aplicada ao modelo em estudo.

## 5.2 Critérios

Para o direcionamento da discussão, foram sintetizadas características consideradas importantes: na discussão de índices de biodiversidade por Vackar *et al.*, (2012); características de indicadores usualmente descritas em '*facts sheets*' (CBD, 2003; 2011; EEA, 2007); aspectos relevantes no debate de desenvolvimento de larga escala entre culturas energéticas e biodiversidade, elencados por Alkemade *et al.* (2008), e aspectos discutidos por Meller *et al.* (2015) em revisão sobre o papel dos modelos de avaliação integrada na quantificação dos impactos da bioenergia sobre a biodiversidade; chegando-se aos seguintes aspectos:

- Escala de análise
- Espacialidade explícita

- Resolução espacial
- O que medir - métrica, processo, tipo, representações
- Uso do solo e biodiversidade
- Bases de dados
- Marcadores – Linha de base
- Cenários

Os critérios foram discutidos no intuito de dar panorama e possíveis aproveitamentos. Quando possível, se valendo de metodologias ou aplicações que se relacionam com o objeto de pesquisa.

### **5.3 Tópicos**

#### **5.3.1 Nível de Detalhamento**

É observada uma consciência crescente e consensual na incorporação da biodiversidade em diferentes campos. A presente seção visa ilustrar as discussões teóricas que devem ser notadas.

##### **5.3.1.1 Escala de análise**

Acerca da avaliação da interação humana com sistemas ambientais, Van Vuuren, *et al.* (2006b) discorrem que a escala é um importante aspecto dessa relação. De acordo com o autor e seus colaboradores:

“Conforme diferentes fenômenos acontecem em escalas espaciais distintas, a escala espacial de preferência depende da análise que será realizada. No caso de estudos que observem mudanças futuras a longo prazo do ambiente global e/ou de suas forças de atuação, a escala de grandes regiões globais costuma ser a nível de análise mais útil” (VAN VUUREN *et al.*, 2006b)

O autor relata a questão do ‘*compromise*’ referente a escala de agregação nesses estudos:

“Ela contém detalhes suficientes para mostrar as distinções entre diferentes partes do mundo e evita a complexidade adicional de

modelagens em níveis de escala mais detalhadas. Tais complexidades incluem o grande número de possíveis interações entre unidades geográficas distintas, a necessidade de lidar com processos locais, e de incluir políticas locais” (VAN VUUREN *et al.*, 2006b).

Contudo, o autor e seus colaboradores reconhecem outras possibilidades, das quais o presente trabalho e os objetivos do modelo (BLUES) apresentam mais sintonia:

Entretanto, em outras aplicações, uma escala mais precisa talvez seja preferível. Por exemplo, quando são analisadas opções de políticas internacionais específicas (como por exemplo, a política climática pós Tratado de Kyoto), o nível nacional pode ser uma escala de análise melhor, dado o fato de que os interesses individuais de cada país desempenham um papel mais importante em negociações internacionais. A razão para isso é porque parâmetros cruciais que determinam impactos reais – como padrões do uso de terras ou altitudes – podem variar através de distâncias muito pequenas, resultando na necessidade de informações específicas da localidade (VAN VUUREN *et al.*, 2006).

Meller *et al.* (2015), em sua discussão acerca da sobre o papel dos modelos de avaliação integrada na quantificação dos impactos da bioenergia sobre a biodiversidade, apresenta visão semelhante:

“Algumas das perguntas podem ser melhor respondidas em nível global (por exemplo, as implicações gerais da bioenergia para sistemas de energia); outros envolvem fatores que podem ser melhor manipulados em uma escala menos agregada (por exemplo, impactos a biodiversidade)” (MELLER *et al.* 2015)

Para além discussão acima descrita, a biodiversidade pode ser vista como uma parte de discussões maiores, um refinamento dentro da discussão de cenários. Ainda segundo Meller *et al.*, (2015), enredos e processos políticos mais detalhados vão requerer um aumento da precisão espacial da representação do uso do solo.

Enquanto que o campo de IAM e seus respectivos modelos usualmente lidam com questões climáticas globais de maneira agregada, o ‘problema da biodiversidade’ é local, dependente de circunstâncias menores e mais detalhadas, e ‘sítio dependente’.

Uma questão imediata é a quantidade de tipos de usos da terra. Sobre este aspecto, para Titeaux *et al.*, (2016) um número pequeno de usos da terra em IAMs tem implicações de limitar informações sobre o impacto a biodiversidade de alterações na paisagem e habitats.

Nesse sentido, pode-se destacar que algumas experiências relevantes. O modelo AIM (Hasegawa *et al.* 2017) pelo menos distingue culturas e culturas energéticas.

No contexto do IMAGE, o GLOBIO dispõe de várias categorias de uso da terra. Quando aplicados a escalas nacionais, o grupo de pesquisa responsável pelo modelo realiza adaptações visando atender as formações vegetais locais (VAN ROOJ, 2008; ALKEMADE; 2009; BRINK, 2009; SCHIPER, 2016).

O aumento no número de tipologias de uso da terra pode ser observado também na comparação entre as iniciativas de harmonização de Uso da Terra v2 (LUH2) da LUH v1, em sua primeira e segunda versão (HURTT *et al.* 2011; 2017), utilizado como base para o maior trabalho de intercomparação de modelos que buscam projetar os impactos globais do uso da terra e das mudanças climáticas sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, Kim *et al.* (2018).

Leclercq *et al.* (2017) ao usar o Globiom para a análise de biodiversidade, realizou processo de downscaling para obter o uso da terra em alta resolução, com detalhamento necessário aos seus objetivos.

Creutzig *et al.* (2012) propôs que deve haver uma reconciliação entre a modelagem top-down e bottom-up para a implantação da bioenergia, trazendo informações de estudos experimentais e do campo de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para IAMs. Essa importação de práticas oriundas de ACV pode ser observada na abordagem de Leclercq *et al.* (2017) em relação a biodiversidade, em uso do Globiom associado a modelo de SAR utilizado no campo de ACV (CHAUDHARY *et al.* 2015).

Dado o exposto, esta questão da contradição entre agregação *versus* detalhamento e diferentes escalas de atuação de IAMs *versus* abordagens e

biodiversidade/bioenergia, podem ser superadas trabalhando com as informações em seu nível adequado. Em ocasiões que haja necessidade, cabe trazer as informações do nível superior para o inferior, atendendo assim, os dois campos.

#### **5.3.1.2 Espacialidade explícita**

A espacialidade explícita em abordagens que desejam responder perguntas sobre IAMs e biodiversidade auxilia uma análise mais detalhada e robusta. Não obstante, todas as metodologias de IAMs aqui levantadas que tratam de biodiversidade as têm. Ela possibilita a incorporação de variáveis relevantes a análise do problema, tal como cobertura do solo, bioma, uso do solo, valores associados à conservação da natureza.

Modelos de avaliação integrada tem afinidade por representar processos. O modelo BLUES apresenta produtos e processos, condição que para emissões bastaria. Contudo, sob a ótica da biodiversidade, seria muito útil saber onde se manifestam as origens e consequências desses produtos e processos. As possibilidades existentes considerando tanto a presença e ausência de espacialidade explícita no arcabouço serão discutidas em seção à frente.

#### **5.3.1.3 Resolução espacial**

A maioria dos modelos globais apresenta enquanto resolução esp 0.5 x 0.5 graus (Verburg *et al.* 2013), o que para Kehoe *et al.* (2017) torna a avaliação de impactos a biodiversidade desafiadora. Isso se dá porque, se tratando de biodiversidade, muitos dos processos ocorrem em escala abaixo da qual usada usualmente, onde mudanças passam despercebidas. Logo, a escala dos processos em geral deveria ser representada com mais detalhamento, onde a principal variável associada (em relação à uso do solo - resolução espacial) deveria ser compatível com os mesmos (Meller *et al.*, 2013; Titeaux *et al.*, 2016), como pode ser observada abaixo, na Figura 26.



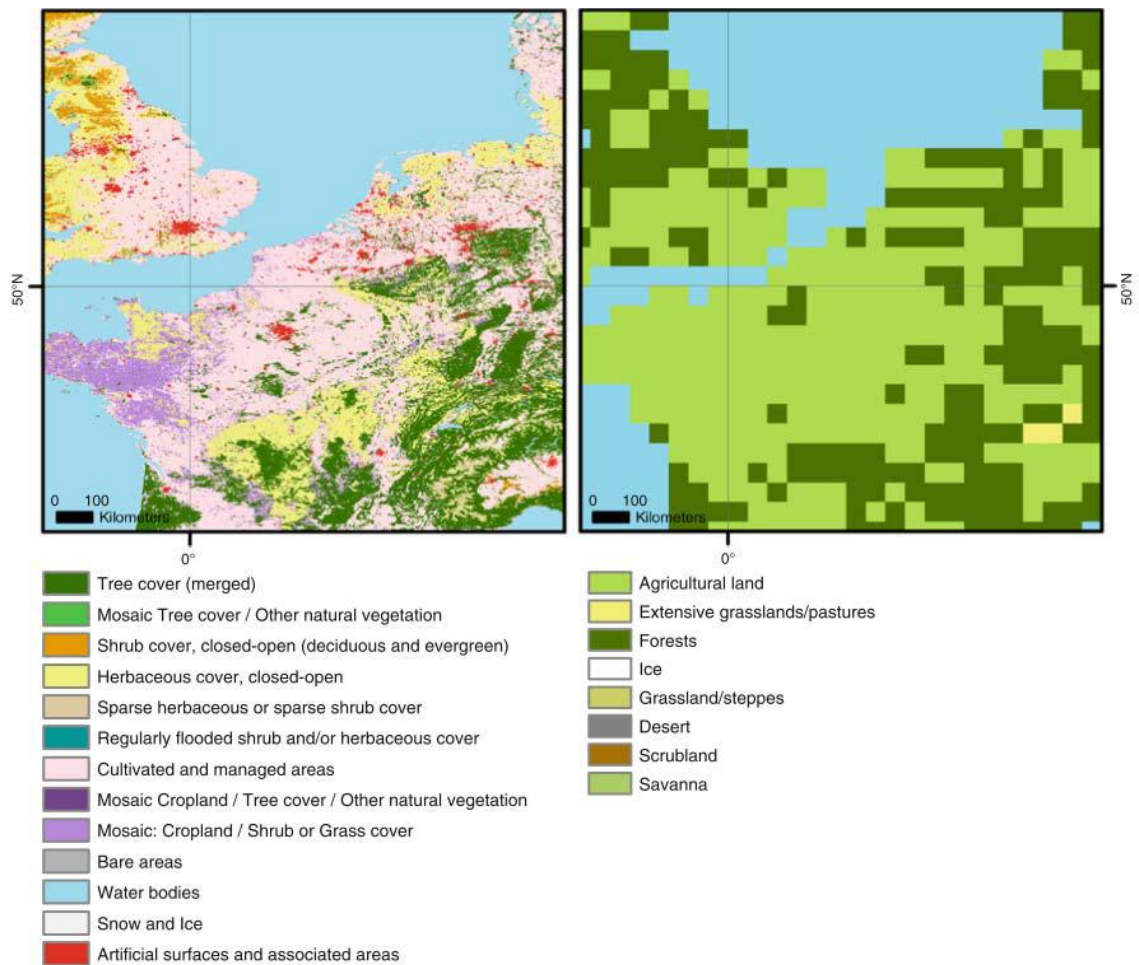


Figura 26. “Comparação de cobertura da terra em uma database de alta resolução (GLC2000) e representação usual em escala global de IAMs de 0.5 graus de resolução espacial.

Fonte: Verburg *et al.* (2013)

Acerca do debate de como importantes características da paisagem podem ser preservadas em metodologias de avaliação de grande escala, é defendido o uso de resoluções maiores do que as comumente utilizadas (0.5 graus) (VERBURG *et al.* 2013). Neste sentido, pode-se observar que já há um movimento rumo a ampliação de detalhe, tal como observado no trabalho de intercomparação de modelos de biodiversidade e serviços ecossistêmicos de Kim *et al.* (2018) que usou a base de dados do projeto de harmonização de uso da terra de (Hurtt *et al.*, 2018) que é de 0.25 graus.

O aumento de resolução é uma questão ainda incipiente, haja vista a não espacialidade explícita. Logo, deve ser reservada a discussões futuras.

## 5.3.2 Representação

### 5.3.2.1 O que representar? – Processos ecológicos, pressões e seus indicadores

#### 5.3.2.1.1 Indicadores de Abundância, extinção e integridade

Tal como já demonstrado, a mensuração de tendências em biodiversidade em estudos de cenários e em avaliações de políticas é atrelada a medida de algum processo ecológico. Geralmente são baseadas nas seguintes métricas: extinção de espécies; alterações em abundância de espécies; perda e degradação de habitats; e alterações nas distribuições de espécies, grupos ou biomas (LEADLEY *et al.* 2010; PEREIRA *et al.*, 2010).

A ideia de qualquer indicador ou abordagem em questão neste trabalho é poder obter respostas sobre tendências em biodiversidade (atreladas a causas, é claro). O interesse é saber se haverá alguma perda, degradação, ou diminuição (pode ser aumento do risco de extinção, mas que representa uma deterioração em sua condição) em algum fator considerado relevante (geralmente abundância e riqueza ou status de extinção).

Estes são os principais processos a serem trabalhados. Contudo, é bom ter ciência que em seus campos existem alguns debates, onde aqueles que usam determinada abordagem geralmente fundamentam os seus prós e contras.

Para Hill *et al.* (2016) as métricas (riqueza e abundância) podem falhar em capturar totalmente a degradação o horizonte temporal que ocorrem, fato que pode gerar preocupações para seu uso enquanto fundamentadoras de políticas. Já acerca da uso de extinção, Mace *et al.* (2014) em sua discussão acerca de estabelecimento de limites planetários para biodiversidade, considera que, embora a extinção seja uma medida fundamental, ela não é muito representativa enquanto variável de controle. Dentre as razões apontadas, a autora e seus colegas afirmam que a medida não é sensível a alterações da comunidade e ao lapso temporal, e o fato de não se saber ao certo relacionar extinção com funcionamento de ecossistema.

Nesta direção, Newbold *et al.* (2015) também reconhecem que muitos estudos se debruçam sobre métricas de taxa de extinção de espécies, contudo esse foco não capta funções e mudanças do ecossistema, que são muito mais dependentes da biodiversidade em escala local. E a biodiversidade em escala local é muito mais afetada por pressões de

mudança e intensidade de uso da terra, aspecto do qual a abordagem de seu trabalho erigiu-se.

O autor e colaboradores elencaram oito tipos de usos do solo, seguindo a classificação do IPCC/RCP, em vias de facilitar o uso de suas projeções e cenários, e ainda estabeleceram três níveis de intensidade de atividade humana (uso mínimo, uso leve e uso intenso). E com base na “maior representatividade geográfica e taxonômica” representada em um modelo, elaborada a partir de uma extensa revisão de literatura e de bases de dados, correlacionou efeitos de pressões - tal como uso da terra e intensidade de uso da terra - sobre métricas de biodiversidade (envolvendo algumas variações das métricas riqueza e abundância) (NEWBOLD *et al.*, 2015).

A abordagem de Newbold e mais um grupo de autores na iniciativa conhecida como PREDICTS parte do princípio que a abundância e riqueza são muito mais influenciadas pela intensidade de uso da terra (NEWBOLD *et al.*, 2015), e pode ser considerada a mais avançada abordagem que se tem no assunto. Segundo Hill *et al.* (2018) a rede de pesquisadores relacionadas o PREDICTS estendeu o uso do BII - a partir de Newbold *et al.*, (2016), sendo utilizado para discutir limites planetários para uso da terra (NEWBOLD, 2016). A diferença desse novo índice é que são usados dados primários para cálculo de métricas de biodiversidade (baseadas em riqueza e abundância, porém com recorte do campo de ecologia), assim como modelagem (através de estatísticas) das pressões humanas, que foram: uso da terra, intensidade do uso, histórico do uso da terra, densidade populacional humana, proximidade a estradas e acessibilidade a partir da cidade grande mais próxima (NEWBOLD *et al.*, 2015; 2016).

Essa metodologia passou a ser chamada de Local BII, compondo o conjunto de indicadores propostos pela GEOBON (GEOBON, 2015) no quadro das metas de AICHI (CBD) (vide Tabela 3).

As metodologias baseadas no PREDICTS foram sendo aprimoradas e detalhadas, e recentemente foi utilizado novamente o BII por Hill *et al.* (2018) para responder “como os futuros plausíveis definidos por cenários socioeconômicos alternativos devem impactar as comunidades de espécies no futuro em ambiente SSP / RCP” (o que inclui opções de mitigação de bioenergia). Em seu resultado, os autores sugerem declínio da biodiversidade (medida em BII) e diminuição da riqueza no horizonte avaliado (2015-2100) para os SSP4 / RCP3.4 e SSP4 / RCP6.

Ainda sobre índices do arcabouço GEOBON, foi proposto um Índice de Integridade de Habitat, ainda em desenvolvimento, com finalidade de atender a meta AICHI número 5 (de contenção de perda de habitat). Este índice integra dados de sensoriamento remoto (tal como oriundos da NASA e de Hansen *et al.*, 2013) e modelagem macroecológica (PREDICTS) - condição do habitat frente a uso da terra.

Esse indicador varia entre 0-1, onde 1 está para áreas de habitat intacto, enquanto zero para perda de habitat (degradação, fragmentação). O BHI tem uma resolução de 1km de grid (GEBON, 2015).

Acerca de um possível aproveitamento futuro, é uma perspectiva interessante enquanto indicador, pois reúne informação apurada, tem uma resolução espacial detalhada e também é apresentado a nível de bacia hidrográfica, que é uma unidade ambiental que faz bem mais sentido do ponto de vista de avaliações ambientais. Deve-se observar se é possível seu uso em projeções. Ele é originário de grupos de pesquisa relevantes e está na BIP/CBD. Contudo, há uma implicação severa no seu uso, que é ser feito apenas para ecossistemas florestais (desconsiderando por exemplo, savanas - no caso brasileiro o cerrado). Ainda assim, segundo seus elaboradores, o mesmo está em vias de incorporar outras formações consideradas não florestais (BIP, 2019).<sup>13</sup>

#### 5.3.2.1.2 Abordagens Espécies-área

O uso de abordagens que tem como elemento central a perda de área, tal como SAR, para determinação de futuros de biodiversidade tem se mostrado bastante útil. O trabalho de Thomas *et al.* (2004), um dos poucos com recorte global, é tido como referência para diversos estudos, tanto globais quanto regionais, vide Strassburg *et al.* (2012; 2017); Jantz *et al.* (2015); Vieira *et al.* (2017). Outros trabalhos também tem destaque, tal como Brooks *et al.* (2002) que utilizaram SAR para analisar possibilidades extinções de espécies endêmicas em hotspots e Vuuren *et al.* (2006a) utilizaram SAR para predições de perda de plantas vasculares sob cenários da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (UN, 2005). Em relação a iniciativas de sucesso a nível nacional, destaca-se Strassburg *et al.*, (2017) e Vieira *et al.*, (2017), com análises para o cerrado.

---

<sup>13</sup> <http://bipdashboard.natureserve.org/metadata/biodiversityhabitatindex>

Além de abordagens mais regulares, atualmente outras variações de modelos SAR podem ser encontradas, tal como o Countryside SAR (PROENÇA E PEREIRA *et al.*, 2013). O 'cSAR' já foi utilizado no campo de Avaliação de Ciclo de Vida (Chaudhary *et al.* 2015), sendo também utilizadas junto a IAMs (Globiom), tal como sistematizou Kim *et al.* (2018).

A utilização de cSAR decorre de um entendimento de que o modelo tradicional é repleto de limitações (superestimar e sobreestimar); considera que a mudança de habitat leva a um ambiente totalmente hostil para a biodiversidade, e falha em capturar respostas das espécies a mudanças de uso da terra (CHAUDHARY *et al.* 2015).

Neste sentido, o modelo cSAR vem na direção de levar em consideração que as espécies podem sobreviver na ausência de seus habitats originais, se adaptar em ambientes alterados (CHAUDHARY *et al.* 2015).

Contudo, esta abordagem demanda uma rotina de cálculos muito maiores e também demanda de muitos dados (é bom lembrar que se trata de uma abordagem do campo de Análise de Ciclo de Vida, apresenta mais detalhes), algo que em tese, foge ao escopo de Avaliação Integrada. Todavia, esta abordagem foi utilizada no âmbito do GLOBIOM –IIASA (LECRERE *et al.*, 2017).

#### 5.3.2.1.3 Indicadores de pressão

Tal como já ilustrado em seções anteriores, uma das formas de se mensurar alterações a biodiversidade, tendo em vista as dificuldades com dados de observação da mesma, é através do estabelecimento de relações decorrentes entre as forças motrizes e demais componentes do quadro DPSRI.

Neste sentido, é importante compreender quais são esses fatores aplicados ao caso em questão. Immerzeel *et al.* (2014) em estudo sobre impactos de bioenergia sobre a biodiversidade apresentaram o a seguinte estrutura, vide Figura 27:

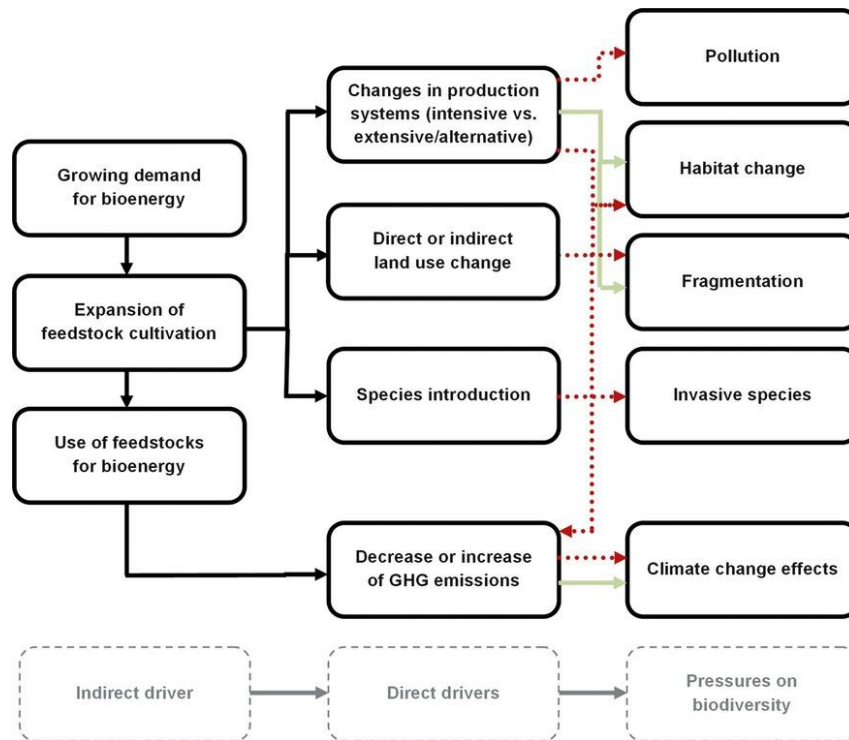


Figura 27. Quadro pressões sobre a biodiversidade

Fonte: Immerzeel et al. (2014)

Como se pode observar, há uma sintonia com as pressões que compõe o MSA (seção Mean Species A4.4.2) e isso sugere possíveis caminhos para a elaboração de uma versão que tenha este referencial.

Em contraste a modelagem mais elaborada com base em dados de ocorrências de espécies, o MSA, baseado em meta análises de estudos que correlacionam pressões a média de abundância de espécies, é largamente utilizado (PBL; 2010; 2012; 2014; OCDE, 2012; 2014; KOK *et al.*, 2018). Isso se dá porque ele se enquadrava em uma demanda enorme por avaliações globais que pudessem atestar algo sobre o tema biodiversidade, de maneira mais simplificada, tal como debatido e requerido pela comunidade de indicadores – e de campos políticos e econômicos.

Em linhas gerais, a modelagem elaborada sobre a pressões e impactos tem suas críticas por alguns autores do campo da ecologia, que consideram algumas relações frágeis (HILL *et al.*, 2016). Também existe a crítica reconhecida internamente por conta do tratamento homogêneo dado a diferentes formações naturais (que tem importância distinta em termos de biodiversidade), visto que é um índice baseado na ideia de ‘intactabilidade’, “naturalness” e de homogeneização. Sendo assim, é possível afirmar

que o MSA apresenta limitações técnicas sob uma ótica de ecologia e biodiversidade. Entretanto, pode-se observar que seu uso é mais observado em meios profissionais e acadêmicos fora comunidade de ecologia. Ele é mencionado em revisões sobre metodologias de avaliação de perda de biodiversidade, porém, não tem muito espaço em discussões ou é criticado (BELLARD *et al.* 2012). Adiciona-se a isso, perdeu o protagonismo nas avaliações da CBD (ele deixou de ser utilizado nos GBO ao longo da história, foi até a segunda edição). Depois disso, a Convenção passou a utilizar modelos do campo de biodiversidade e realizar revisões de literatura em seus GBOs.

Contudo, tendo em vista que o campo de IAM tem missão de promover integração e entre áreas e promover a discussão de tópicos para diversos atores, pode-se dizer que ele é bem sucedido. Ele consegue, analogamente a estudos de mitigação amplamente utilizados no campo climático, dizer qual é a contribuição de cada setor e ou medidas na diminuição de biodiversidade, tal como pode ser observado em diversos trabalhos (PBL, 2010; 2012; 2014; OCDE, 2012;2014; KOK *et al.*, 2018).

### **5.3.2.2 Representação de características referentes a cobertura e uso do solo**

De acordo com Meller *et al.* (2015) até então, os IAMs não incluíam nos cenários de uso da terra o valor da conservação dos locais nem as futuras necessidades de conservação.

Tendo em vista que para biodiversidade a característica do local (área em questão) é de suma relevância, dado que a biodiversidade varia ao redor do globo, a espacialidade explícita possibilita a representação de diversas características ambientais, que serão observadas adiante.

Segundo Leclere *et al.* (2018) o objetivo de se informar explicitamente a IAMs sobre áreas relacionadas a conservação (tal como, áreas protegidas) é poder se relacionar com perspectivas de futuro de políticas deste outro campo.

Uma das principais abordagens de estudos que visam analisar impactos a biodiversidade (de diferentes campos e propósitos) é o confronto espacial de usos antrópicos com usos conservacionistas.

Neste sentido, as ideias gerais contidas nestas abordagens são:

- a conversão dessas áreas são mais nocivas à biodiversidade, já que elas tem características especiais, que as diferenciam das demais.

- Se uma área tem algum valor diferenciado para a biodiversidade (alta diversidade, endemismos, prioritária para conservação, habitat de espécies ameaçadas, ou biomas ameaçados), essa unidade de área (pixel, bacia, região biogeográfica, etc) deveria ser pouco alterada, ou até não convertida;

- qual o impacto sobre a biodiversidade da conversão dessas áreas?

- quanto podemos ocupar dessas áreas com usos não primários, dado determinados limites de colocados por políticas relacionadas (há compatibilidade entre demanda - seja ela de qualquer origem - com objetivos de conservação)?

Nesta perspectiva, destacam-se algumas exemplos.

Pouzols *et al.* (2014) confrontaram as tendências de crescimento econômico (cenários de 2040 da OCDE para uso da terra, gerados no modelo CLUE Mondo) com áreas de ranges de espécies ameaçadas ao redor do mundo em ecorregiões para sugerir expansão de áreas protegidas. Foi realizada ‘priorização baseada em sítios’ com base em futuros ranges de espécies ameaçadas (com base em dados da IUCN e eco regiões WWF) estabelecendo essas áreas para se tornarem protegidas no futuro. Com o cruzamento de informações, foi possível chegar a conclusão (em termos qualitativos), de que uma série de espécies poderiam deixar de existir por conta da perda de seus ranges e habitats. Essa abordagem inclusive já foi utilizada no estudo de *trade-offs* de energias renováveis à biodiversidade, onde a expansão da bioenergia foi representada pela cultura de *Miscanthus x giganteus* (capim elefante) (SANTANGELI *et al.*, 2015).

Já Kehoe *et al.* (2017), em análise do risco da expansão e intensificação de cultivo agrícola, utilizou diferentes bases de informação ambiental espacial, tal como: Áreas protegidas (WPADatabase/ IUCN), e três esquemas de priorização de conservação: Hotspots Mittermeier *et al.* (2004); Ecorregiões Global 200 (Olson e Dinerstein, 2002) e Áreas selvagens remanescentes (Sanderson *et al.*, 2002).

Vale ressaltar nesta abordagem, que os caminhos de desenvolvimento da agricultura foram elaborados a partir de um método (‘Global Land System’) que tem por objetivo:



“melhorar a representação de futuras mudanças de terra em IAMs e ajudar a avaliação de opções de adaptação e mitigação em tais modelos através do aumento da capacidade de abordar mudanças mais sutis na arquitetura do sistema terrestre, e se possível, com base nas representações atuais” (VAN ASSELEN E VERBURGH, 2012).

Já Molotoks *et al.* (2018) realizaram estudo sobre projeção de área agrícola para 2050 e seus impactos sobre a biodiversidade. A projeção agrícola foi obtida a partir do IMAGE 3.0 (Stehfest *et al.* 2014) e SSP2, e a abordagem ecológica levou em consideração os conceitos de vulnerabilidade e irremediabilidade de Mittermeier *et al.* (2011).

A autora e colaboradores utilizaram enquanto informação espacial a abordagem AZE - que identifica sítios onde espécies avaliadas como “Em perigo ou criticamente em perigo” pela IUCN, ocupam (MOLOTOKS *et al.*, 2018).

A autora e seus colaboradores realizaram sobreposição de áreas projetadas para agricultura com AZEs, e mensuraram a porcentagem de conversão, considerando que a ocupação dessas áreas por atividade agrícola automaticamente ameaçaria o número de espécies associadas a estes sítios.

A inclusão de áreas protegidas (em sentido estrito) em representações de uso da terra em IAMs também pode ser relevante. Embora se trate de uma divisão política, o estabelecimento de áreas protegidas tem por base que são áreas de alguma relevância ecológica. É um princípio do campo de conservação da natureza resguardar porções representativas de ecossistemas importantes.

Meller *et al.* (2015) defendem que essa representação deve ser feita, dado que se a expansão de bioenergia não considerar a existência e expansão de áreas protegidas (visto que elas também são submetidas a metas globais e nacionais), os cenários serão irrealísticos.

É possível encontrar algumas iniciativas em IAMs (no âmbito do IMAGE-GLOBIO) que chegaram a tratar desse assunto. Van Vuuren *et al.* (2009), em trabalho sobre restrição de cunho natural a expansão da bioenergia, utilizou o desenvolvimento

futuro de ‘bio-reservas’ (crescimento da proteção em área por tipo de bioma, num dado horizonte temporal).

Nesse sentido, para além de estudos do campo de biodiversidade, trabalhos mais recentes do campo de mitigação IAM já começaram a tratar o tema de uma outra forma. A inclusão de políticas de proteção da terra em IAMs é mencionada nos SSPs, e na literatura brasileira é reconhecida por Rochedo (2016), podendo ser encontrada na modelo integrado nacional BLUES (KOBBERLE, 2018).

Na possível experiência mais detalhada do campo de IAMs e uso da terra e biodiversidade, Leclere *et al.* (2018) (em trabalho que envolveu diversos autores já citados ao longo do presente trabalho), dedicaram atenção significativa para o tema, utilizando fontes de dados reconhecidas, tal como: Áreas Protegidas (Base Mundial de dados de áreas protegidas (IUCN e UNEP-WCMC 2017); Áreas Chave para Biodiversidade (BirdLife International, 2017); Áreas Selvagens (com base em Watson *et al.* 2016; Venter *et al.* 2016; Allan *et al.* 2017). Os autores realizaram sobreposição dessas camadas e geraram ‘potencial para áreas protegidas’, no intuito de considerar esta variável.

Essa ideia de utilização de ‘área prioritária para conservação’ para análise de biodiversidade em cenários também pode ser vista em trabalho de modelagem de uso da terra no Brasil, realizado pelo INPE e IIASA (CAMARA *et al.*, 2015).

Neste tópico é interessante salientar que o Brasil dispõe de estudos de ‘áreas prioritárias para conservação’, editados pelo MMA (2004; 2007; 2018), e tem como referencial teórico o campo conhecido como Planejamento Sistemático para Conservação (Margules e Pressey, 2000), levando em conta distintos grupos taxonômicos. Esses estudos abrangem todo o território nacional, e estabelecem áreas de diferentes ‘importâncias biológicas’ – variando de Extremamente alta, Muito alta e Alta, ver Figura 28. Para além do estudo coordenado pelo MMA, também é possível encontrar esquemas de priorização para a conservação na literatura, tal como o estudo referente a “Áreas Prioritárias Para Conservação E Uso Sustentável Da Flora Brasileira Ameaçada De Extinção” de Loyola e colaboradores (2014).

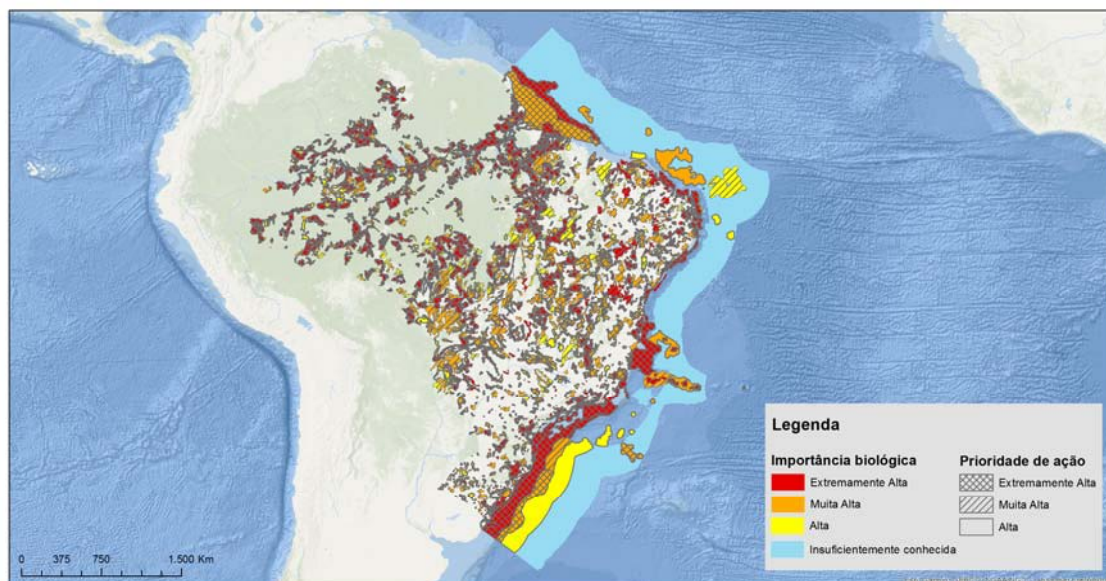


Figura 28. Áreas e ações prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade brasileira – 2º atualização.

Fonte: MMA, 2019

Para além da priorização, o estudo de Leclere *et al.* (2018) também dedicou espaço a tratar de áreas para restauração florestal, o que é uma medida reconhecida pelo IPCC como mitigatória (FORSTER *et al.*, 2018).

A existência de esquemas e bases de dados de priorização para conservação, tanto a nível global e nacional, é relevante para possíveis análises em IAMs. De acordo com Leclere *et al.* (2018) “permitindo uma representação mais robusta e coerente das opções e implementação das políticas de conservação, é possível uma absorção mais eficiente pela arena política”. Vale destacar que, gerar implicações para arena política é um dos objetivos destes diferentes campos, tal como de IAM, de indicadores de biodiversidade, já discutido nas seções anteriores.

### 5.3.2.3 Medidas de mitigação

Se para a área energética, as medidas de mitigação já são amplamente existentes nos modelos, e com isso eles podem fazer uma análise mais apurada, para uso do solo isso deve ser buscado.

Para além da existência de representações já tratadas, de acordo com Smith *et al.* (2018), boa parte da mitigação em uso da terra é feita por mudança de manejo.

De fato, se é desejado avaliar o uso de diferentes políticas, que tem características em cenários, medidas de mitigação e técnicas aplicadas (em uso da terra, geralmente chamadas de sistemas de manejo), deve-se caminhar na direção de encontrar representar indicadores e usos que captem esses diferentes manejos. Isso possibilitaria discussões de comparação e sinergias de medidas de diferentes políticas (climática, biodiversidade, etc.) já usualmente feitas quando a métrica é o carbono e ou custo de carbono.

O IPCC, em seu último relatório especial (Forster *et al.*, 2018), elenca essas medidas da seguinte maneira, (vide Tabela 7). Obs: tabela relaciona com o modelo mundial do CENERGIA, O COFFEE (Rochedo, 2016):

**Tabela 7. Medidas de mitigação em uso da terra em IAMs.**

<b>Medidas AFOLU</b>	<b>COPPE-COFFEE</b>
Redução de desmatamento, proteção de florestas, evitar conversão de florestas	A
Manejo de florestas	E
Redução de degradação do solo, e restauração florestal	D
Agroflorestal e silvicultura	D
Agricultura e silvicultura urbana e periurbana	E
Manejo do fogo e controle biológico de pragas	D
Mudanças de práticas agrícolas de permanência de carbono no solo	E
Agricultura conservacionista	E
Aumento de produtividade agrícola	A
Redução de metano em arrozais	C
Redução de poluição por nitrogênio	C
Manejo de gado e pasto	C
Gerenciamento de estrume	C
Influência de albedo na mudança de uso da terra	E

Legenda:

Nível de inclusão	Explícito	Implícito
Endógeno	A	C
Exógeno	B	D

E – Não representado pelo modelo

Fonte: Forster et al., 2018, adaptado.

Neste sentido, o BLUES já adota algumas dessas diferenciações, tal como diferentes usos - sistemas integrados, pecuária intensiva, etc, incluindo algumas medidas que são parte de políticas como Plano ABC (Brasil, 2010) e NDC (BRASIL, 2015).

Uma das questões de manejo mais prementes é a intensificação. Segundo Vuuren *et al.* (2013), a sustentabilidade da bioenergia passa por não ameaçar a segurança alimentar - e isto implica na necessidade de aumento de produtividade sistema agrícola. De acordo com Fajard *et al.* (2018), “o aumento da produtividade da terra é a principal premissa que governa a implantação do BECCS em cenários de IAM” contudo é um entendimento que não tem grande confiabilidade na literatura (FAJARD *et al.*, 2018).

A autora e colaboradores relembram que intensificação do uso da terra pode alterar ciclos biogeoquímicos (visto o aumento do uso de insumos - terra, nitrogênio, fosforo, emissões de CO<sub>2</sub>), fato que tem efeitos adversos para a biodiversidade e degradação do solo (VERBURG *et al.* 2013 ; VERDADE *et al.*, 2015; MAXWELL *et al.*, 2016; KEHOE *et al.*, 2017; IPBES, 2018b).

Ainda sobre essa questão, os resultados de Humpenöder *et al.* (2018) indicam que a redução dos efeitos adversos do uso em larga escala da bioenergia serão melhorados não apenas com intensificação, mas com combinação de esquemas de proteção de florestas, água e melhoria na eficiência da fertilização.

Além da combinação de medidas, uma outra questão se coloca para modelagem de biodiversidade em avaliação integrada no que tange a intensificação. De acordo com Leclere *et al.* (2018) os coeficientes de sua métrica utilizada (o BII) não diferenciaram o efeito de várias intensidades de uso da terra agrícola. Tendo em vista que o impacto de

áreas agrícolas pode variar muito entre si de acordo com a intensidade de seu uso, a não diferenciação da intensificação de culturas agrícolas pelo modelo utilizado limita a análise entre áreas florestadas x áreas agrícolas. E esse fato incorre de melhorias por conta dos grupos de modelagem neste aspecto (LECRERE *et al.*, 2018).

### **5.3.3 Marcadores, Linha de base e limites**

Pontos de referência e linhas de base colocam indicadores em um contexto (CBD, 2003). Essa ideia é tão relevante que figura na definição de “perda de biodiversidade” da CBD (1997): “Diminuição da biodiversidade relativa a uma particular linha de base, de causa antrópica”.

Como se pode observar, os indicadores de biodiversidade são baseados em um “antes e depois” geralmente associado a um estado não perturbado, intacto, enquanto referência. Os indicadores também podem dispor de um marco temporal, tal como MSA - pré industrial, e o BII, pré colonial (SCHOLES E BIGGS, 2005; ALKEMADE *et al.*, 2009).

Embora fundamental, o estabelecimento de uma linha de base para perda de biodiversidade é uma tarefa não trivial. Uma das possibilidades pode ser fruto do início de período de observação ou levantamento do dado.

Strassburg *et al.* (2012), em estudo que relacionou políticas de mantimento de florestas e extinções, utilizaram uma data específica com base na elaboração da fonte de deste dado, o ‘Global Land Cover’, do ano 2000, que é uma base bastante utilizada em estudos que tratam de cobertura global. Contudo, reconhecem que a degradação já vem ocorrendo por um longo período de tempo (no caso, ainda tratava-se de um hotspot, que por definição é uma área que já perdeu 70% do seu habitat natural).

Geralmente linhas de base são definidas em relação a políticas e metas, atendendo aos interesses buscados (Figura 29). Koberle (2018), adotou em um estudo de caso enquanto cenário referência tanto o início de políticas em relação ao Plano ABC.

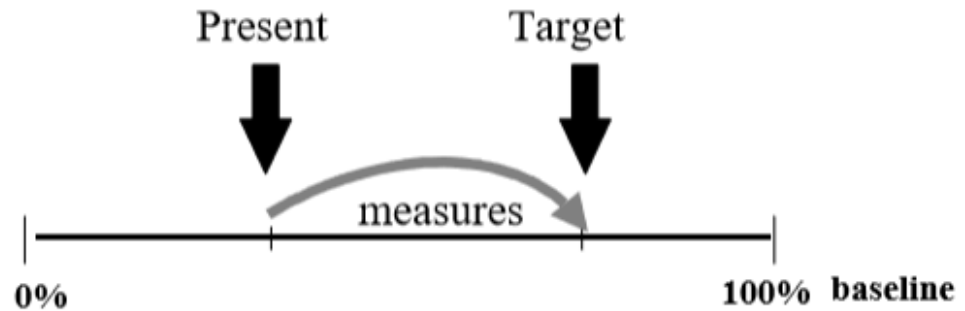


Figura 29. Linha de Base

Fonte: CBD 2003

Para Meller *et al.* (2015) o estabelecimento de referência no que se refere à política de bioenergia, seria dado por “tendências de uso da terra e tendências de mudanças climáticas na ausência de uso de bioenergia”.

Meller *et al.* (2015) acrescentam também que a escolha da referência tem implicações severas para avaliação. Se é estabelecido que vai se alocar bioenergia em área natural, intuitivamente acarreta impactos negativos. Todavia, se partir de uma área degradada, pode-se ter impactos positivos.

Para além da linha de base, uma perspectiva vem ganhando atenção: trabalhos que se atentam a ‘limiares’ de biodiversidade. Newbold (2015) estimou limites de integridade de biodiversidade (utilizando BII) referentes a espécies e hotspots. Mace *et al.* (2014) propôs uma discussão sobre abordagens e critérios para se estabelecer limites planetários da biodiversidade. Heck *et al.* (2018a;2018b) tem se dedicado de a estudos de caráter quantitativo, que envolvem uso da terra, água biomassa e até biodiversidade.

Em um dos seus trabalhos, heck e seus colegas (2018b) analisaram opções de uso da terra para permanecer nos limites planetários, através do modelo LPJmL. Foi estabelecido um proxy de ‘risco a biodiversidade - Rb’, que mede o risco de perda de biodiversidade frente a mudança do uso do solo. A métrica de biodiversidade foi a riqueza endêmica e a mudança de uso da terra por célula é dada pelo modelo, que dispõe de espacialidade explícita. Dentro desse escopo foi possível submeter restrições ao risco, visando a minimização do mesmo.

A uso de marcadores é largamente utilizado e discutido pela comunidade de mudança climática e de biodiversidade, e apresentando utilidade fundamental para a realização de avaliações.

#### **5.3.4 Dados**

Uma das questões centrais para se elencar metodologias de alteração de biodiversidade, seja pra quaisquer fim ou comunidade, é a disponibilidade de dados, fator que determina caminhos de atuação.

O problema da ausência de dados e sua distribuição não homogênea ao longo do globo - isto é, a carência de dados para além de países desenvolvidos e nos trópicos, é amplamente reconhecida na literatura (COLLEN, 2009; GEIJZENDORFFER *et al.* 2016; WINTER, 2018).

Boa parte da modelagem levantada no MSA é de relações para regiões temperadas. Isso também vale para o LBII, por mais atualizado e melhorado que seja, apresenta regiões com dados esparsos (OLIVER, 2016).

Essa carência de dados de amostragem tem implicações não só para o uso bruto das observações, mas também para o a execução de trabalhos que relacionem impactos de usos da terra ou outras forças motrizes versus impacto em variáveis ecológicas: (1) ao redor do globo, e principalmente para o caso em questão - uma abordagem que trate do Brasil. (2) para a base de elaboração e ou/utilização de índices dose-resposta, tal como podemos observar em MSA, BII, etc.

Um exemplo dessas situação, pode ser observada em Heck *et al.* (2018a). A autora e seus colegas fizeram uso do BII (Scholes e Biggs, 2005), como um indicador de integridade da biosfera em um estudo de limites de uso de BECCS. Para isso, adotaram a estimativa de impacto de usos do solo de experts referentes ao sul da África para o globo todo. Ao fim do trabalho, logo reconheceram que isso acarretaria alta incerteza em seus resultados. Os próprios autores do BII (Scholes e Biggs), afirmam em seu trabalho que a técnica do índice, que usa agregação bottom up de dados populacionais para espécies, não é opção para áreas pouco estudadas (e altamente biodiversas).

A abordagem de limites é importante e a iniciativa de Heck e seus colaboradores é louvável. Contudo, a sua metodologia apresenta dois aspectos questionáveis: (a) A



matriz impactos dessa abordagem não provém de trabalhos empíricos, e sim de julgamento de experts. (b) eles entenderam por extrapolar esses valores (então formulados e específicos para o local), para todo o globo.

Estes problemas levam a reflexões: (1) a dificuldade de se fazer avaliações de biodiversidade em grande escala (supra nacionais-globais), que impõe limitações significativas; (2) e o nível do padrão de pesquisa internacional no tópico que tem-se na atualidade. Ao mesmo tempo tem-se abordagens avançadas, como as descritas do AIM-Bio e Globiom, contudo, há espaço para abordagens com certas limitações, como essa supracitada.

Entretanto, a autora e seus colegas conseguiram realizar uma discussão na perspectiva de SSPs e chegar a conclusões, que alertam para risco do uso de BEECS desencadear mudanças potencialmente irreversíveis no sistema terrestre Figura 30 (HECK *et al.* 2018a).

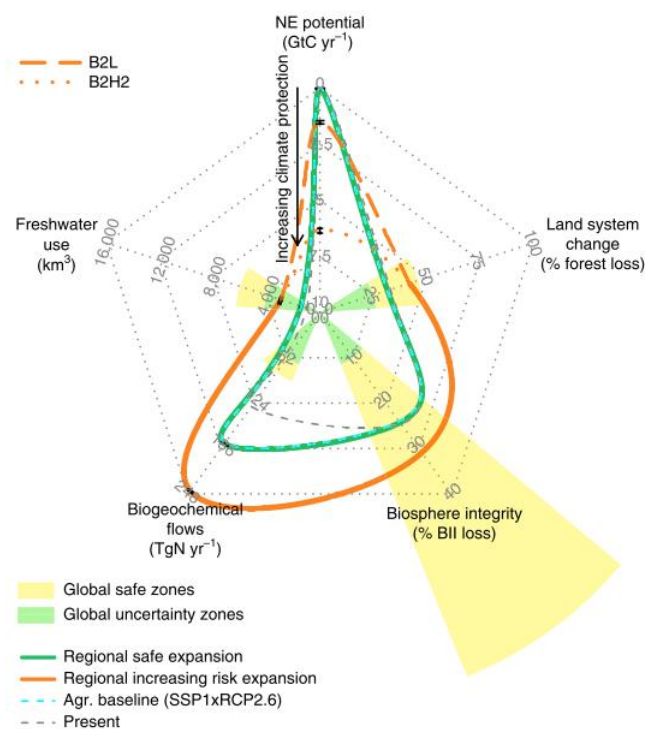


Figura 30. Limites BECCS

Fonte: Heck et al. 2018a

### 5.3.5 Cenários

A tarefa de ‘definição do problema’ também inclui a capacidade de traduzir necessidades políticas e de manejo de maneira apropriada em cenários e modelos (HAMILTON *et al.*, 2015; IPBES, 2016). Avaliar os impactos da bioenergia sobre diferentes cenários sócio econômicos e políticos se faz fundamental para políticas de mitigação climáticas adequadas (MELLER *et al.*, 2015).

Contudo, ainda segundo Meller *et al.* (2015) os cenários, mapas e regras referentes ao uso da terra em IAMs são simplificados. A autora e seus colaboradores entendem que deve haver um aprimoramento desses fatores, e que a elaboração de cenários e enredos mais detalhados pode contribuir com tal tarefa.

Logicamente, se há um desejo em avaliar a questão referentes a políticas em questão, o exercício de elaboração de cenários e de modelagem teria que dar conta de representa-las.

Além da representação de algumas políticas e medidas que já foram mencionadas na seção 5.4.2. (tanto medidas de mitigação especificamente quanto de conservação da natureza), é bom retomar a ideia de trade-offs, já mencionados em seções anteriores, e visualizar hipóteses alternativas para compor os cenários, visto que o intuito dos mesmos é comparar diferentes caminhos e suas implicações.

Em termos globais, é notada o surgimento da discussão acerca de caminhos alternativos a emissões negativas, tendo em vista a possíveis limitações e desvantagens de CDR e BECCS (VUUREN *et al.*, 2018). Uma outra ação (que não é política) mas tem rebatimento sobre o uso da terra é mudança de dieta, também já considerada em estudos de cenários (VUREEN *et al.*, 2013; PBL; 2014).

Outra abordagem a ser considerada em políticas é a identificação de áreas de risco de conflitos entre bioenergia e biodiversidade, onde as ferramentas de cenários e modelagem poderiam direcionar a produção de bioenergia para locais onde os danos a biodiversidade sejam menores (MELLER *et al.*; 2015).

A identificação de áreas com alto risco de conflito entre o valor da biodiversidade e a produção de bioenergia pode ajudar a formular políticas de modo a direcionar a produção de bioenergia para locais onde os danos à biodiversidade sejam substanciais.

Neste sentido, uma das possibilidades de estudos é justamente o confronto entre usos divergentes e metas de distintas agendas, tal como as metas de Aichi para o desmatamento, extinção e ampliação de áreas protegidas (há meta de proteger 17% da cobertura global, e seus rebatimentos nacionais).

A literatura e iniciativas sugerem cada vez uma maior integração, seja entre áreas do conhecimento quanto entre escalas de representação, tal como demonstrado por Kok *et al.* (2017) acerca dos caminhos para elaboração de cenários de biodiversidade. Os autores sugerem três caminhos: Uso de cenários de base sócio climática (RCP e SSP); uso de cenários globais de biodiversidade (tal como MEA etc) e uso de cenários multiescalas.

Diferentes cenários podem e devem ser elaborados levando-se em conta distintos objetivos de diferentes agendas, que por sua vez vão instigar a representação dessas medidas em arcabouços metodológicos.

#### **5.4 Conclusão**

Não há caminho único nesta discussão. Tal como foi apresentado e proposto, existem diversas possibilidades para lidar com a questão, e dependem do objetivo e de recursos para execução.

O campo de biodiversidade já estuda impactos tanto da Mudança Climática quanto da mudança de uso da terra. Inclusive, realiza esses estudos com base em cenários climáticos do IPCC e outputs de IAMs, e dá resultados sobre essas alterações ou até mesmo medidas de mitigação, sobre a sua perspectiva.

No presente capítulo, explorou-se os tópicos que deveriam ser levados em consideração na busca de tornar IAMs capazes de responder questões de biodiversidade. Foi possível captar que, segundo a literatura, o campo de IAMs deve buscar entender que:

- O campo de biodiversidade tem dificuldades intrínsecas, que por sua vez tem implicações para usuários, tanto internos e de outras comunidades;

- Deverá fazer diálogo e incorporações, para se chegar a consensos mínimos, envolvendo as representações. Dentre elas, chama-se a atenção sobre: uso de informação espacial, intensidade de pressões, informações sobre aspectos de

conservação, e representação de medidas de mitigação, considerando que outros modelos podem estar dentro desta abordagem.

## 6. O modelo BLUES e indicadores de biodiversidade

O presente capítulo se propõe a tarefa de descrever sucintamente o BLUES e discutir possibilidades de incorporação de indicadores de biodiversidade frente a sua estrutura.

Esta tarefa que segue, reconhece a complexidade do modelo BLUES e os esforços pretéritos de aperfeiçoamento, e que o modelo dispõe de várias informações e variáveis. Contudo, trata-se de uma tarefa que é pautada por variáveis de interesse para a biodiversidade. Isto é, reconhece que o modelo dispõe de várias informações, mas em sua maioria são de interesse econômico e ou de emissões de gases de efeito estufa. A biodiversidade aqui não tem o tratamento usual (a ser tratada enquanto tecnologia a ser detalhada em custos), e sim em um aspecto técnico que poderá sinalizar (cumprir a função desejada de indicador) sobre opções que o modelo toma, e ofertar base para posteriores restrições.

### 6.1 O Modelo BLUES

O modelo BLUES “Brazil Land Use and Energy Systems” tem como base o Modelo COPPE-MSB, onde foi adicionado um módulo de uso da terra e agricultura, acoplado a modelo energético. Por sua vez, segundo Koberle (2018), o modelo COPPE-MSB é um desenvolvimento de uma versão brasileira do modelo MESSAGE (Model for Energy Supply System Alternatives and their General Environmental impacts).

A ferramenta MESSAGE é um modelo de otimização utilizado no planejamento de sistemas de energia no médio e longo prazo, tal como análise de políticas (Messner e Strubegger, 1995 *apud* IIASA, 2012). O Modelo representa o sistema energético em toda sua cadeia, desde a extração até uso final (IIASA, 2012). Segundo Koberle (2018), a representação desse sistema energético do modelo está erigida sob dois aspectos: fluxos de *commodities* e processos tecnológicos, isto é: *commodities* sofrem transformações através de processos (que podem ser chamados de tecnologias). Toda essa cadeia dispõe de custos, eficiências, e sujeições à restrições (de diferentes razões), que são definidas pelo usuário. O objetivo do modelo é ofertar uma solução que minimiza custos do sistema, para um dado horizonte temporal, atendendo os objetivos de oferta de energia e levando em consideração restrições impostas.

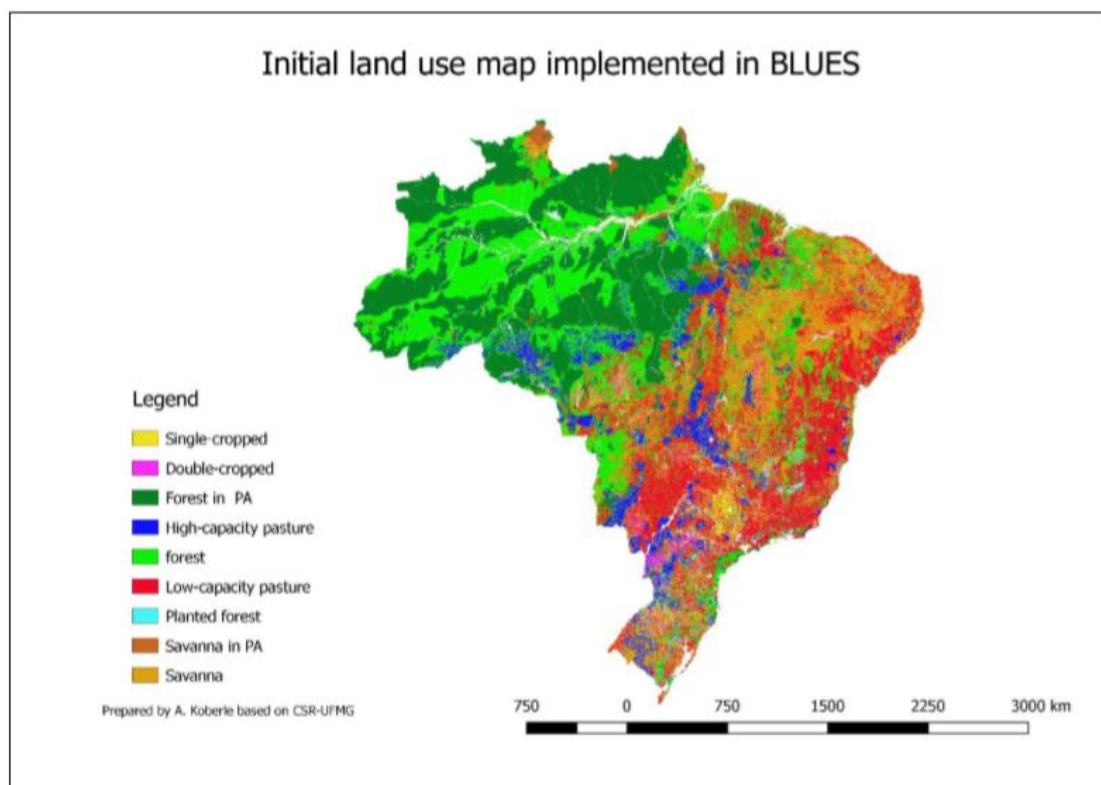
A fim de “estudar as ligações entre mitigação das mudanças climáticas, implantação de bioenergia e mudança no uso da terra (LUC) no Brasil”, Koberle (2018) desenvolveu um módulo de uso da terra ligado a um modelo energético, tendo como ponto de partida o COPPE-MSB. O autor salienta que para a modelagem energética a ferramenta em questão se mostra adequada, porém para modelagem de uso da terra, o uso de sua estrutura encontra dificuldades. Dentre elas, o fato da terra poder ter muitos usos em um período avaliado, e um forte componente espacial no valor da terra, dado por condições inerentes aquele solo em questão. Ao passo que, as tradicionais e conhecidas commodities energéticas serem as mesmas sempre, as commodities agrícolas apresentarão variações (de custo, etc) de acordo com características locais naturais da onde foram produzidas (KOBBERLE, 2018).

Neste sentido e em síntese, no arcabouço BLUES foi desenvolvida uma metodologia para avaliar a mudança de uso da terra no contexto de um modelo energético (KOBBERLE, 2018). O modelo “inclui a representação do sistema energético vinculado (*hard-linked*) a um módulo de uso do solo para que soluções de otimização possam ser obtidas simultaneamente em ambos os setores” (KOBBERLE, 2018).

Dentre uma das aplicações do modelo, está a avaliação do impacto do desenvolvimento de bioenergia no uso da terra, agricultura e pecuária (KOBBERLE, 2018). Ainda de acordo com Koberle (2018):

“O principal objetivo do módulo de uso da terra BLUES é apoiar os esforços para estudar as interligações entre o uso da bioenergia em cenários de mitigação climática e as conseqüentes implicações para o uso da terra e agricultura que, por sua vez, podem expandir ou restringir as opções de implantação da tecnologia bioenergética no modelo.” Koberle (2018).

Segundo Koberle (2018), a modelagem de uso da terra no BLUES tem por base a representação do uso da terra no Brasil, e o estabelecimento do processo de transição de usos da terra, que podem ser observados na Figura 32 & **Erro! Fonte de referência não encontrada.**



**Figura 31. Mapa inicial de uso da terra do Modelo BLUES**

Um mapa inicial de uso da terra foi elaborado (Figura 31), com base em CSR/UFMG (SOARES-FILHO *et al.*, 2016 e LAPIG (2016). Contudo, o modelo não é espacialmente explícito. A divisão existente procede de uma perspectiva de sistema energético, que é em regiões. Tal como o MESSAGE faz, o BLUES divide o seu objeto de estudo, no caso o país Brasil, em regiões. São cinco sub regiões, inspiradas na divisão política (Sudeste, Nordeste, Sul, Centro Oeste e Norte), mais o Brasil como região principal (KOBERLE, 2018).

Tabela 8. Representação do uso da terra no BLUES

Classes de uso da terra no BLUES	Classes que agrega com base no mapa CSR
Cultivo simples	Cultivo simples com: Soja, cana de açúcar, milho, algodão, arroz, trigo, feijão, café, laranja, mandioca, bananas, coco, tabaco.
Cultivo duplo	Áreas de cultivo duplo como: soja/milho, soja/trigo, soja/feijão, milho/feijão, feijão/feijão
Pastagem	Pastagem dentro e fora de áreas protegidas
Floresta Plantada	Plantação florestal para madeira, papel ou celulose
Savanas	Savanas fora de áreas protegidas
Savanas em áreas protegidas	Savanas em áreas protegidas
Floresta	Florestas fora de áreas protegidas
Floresta em áreas protegidas	Floresta em áreas protegidas

Fonte: Koberle, 2018

Além de usos da terra, o modelo apresenta uma série de produtos agropecuários. Contudo, há uma diferença entre o número de culturas, tipos de uso da terra e produtos agropecuários. Essa diferença se dá, segundo Koberle (2018), em razão de que nem todas as commodities afetam os preços das demais, logo sua representação espacial pode ser agregada, o que também poupa esforços computacionais. Nesse sentido, diferentemente do foco de análise energética, que se debruça sobre processos de transformação dos produtos, seus custos e implicações sobre emissões, destaca-se apenas a tabela de classes agregadas do modelo, tendo em vista que o interesse sob a ótica da biodiversidade é o uso da terra.

Para cada transição há um custo, uma emissão ou sequestro de CO<sub>2</sub> – associada a fatores de emissões, e um gasto de energia (em diesel, referente ao maquinário). A utilização de fertilizantes - tal como em atividades que demandam esses insumos, também são representados.

Também podem ser observadas outras emissões que não são de CO<sub>2</sub>, tal como, como N<sub>2</sub>O e metano.



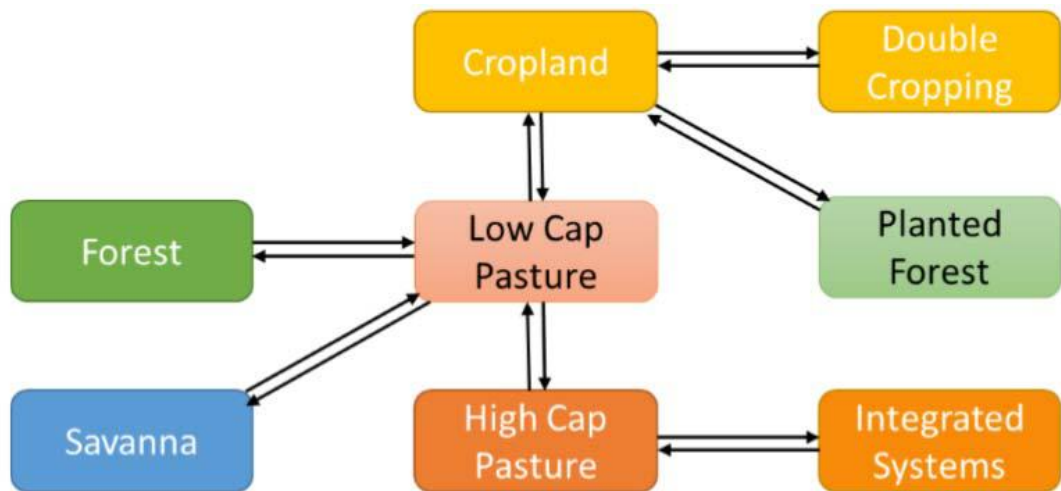


Figura 32. Transições de uso da terra no BLUES

Para maiores informações tanto sobre aspectos gerais e detalhes do modelo consultar em Koberle (2018), e sobre aspectos e custos de produtos agropecuários, ver Algelkorte (2019).

## 6.2 Biodiversidade e o BLUES

Como já abordado em diversas outras seções, a incorporação de indicadores de biodiversidade em modelos de avaliação integrada não dispõe de amplos exemplos. Isso geralmente se deu via acoplação de outros modelos, que dispõem de alocação e espacialidade explícita, e também de modelos específicos de biodiversidade, tal como a abordagem utilizada no âmbito do GLOBIOM por Leclere *et al.*, 2017, vide Figura 33:

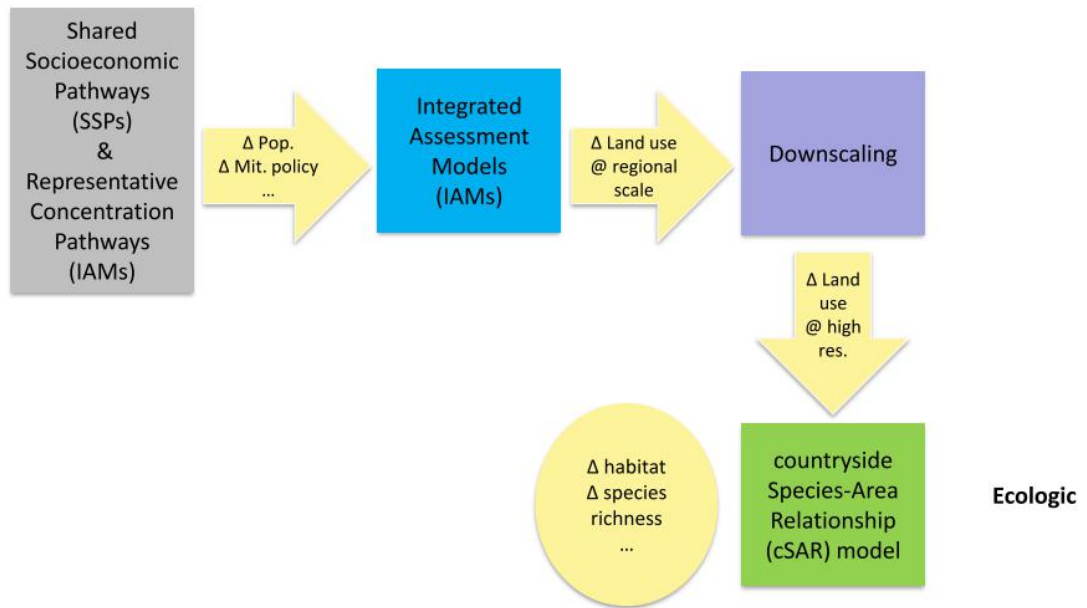


Figura 33. Exemplo de Modelagem de biodiversidade em um contexto de IAMs.

Fonte: Leclere *et al.*, 2017

Segundo Meller *et al.*, (2013), uma proposta ideal para IAMs nesta questão seria relacionar a predição sobre a distribuição espacial de bioenergia(tipos) e habitats (tal como distribuição de florestas).

Aplicando-se ao BLUES, o modelo conceitual geral mais exitoso seria próximo ao seguinte, apresentado na Figura 34:

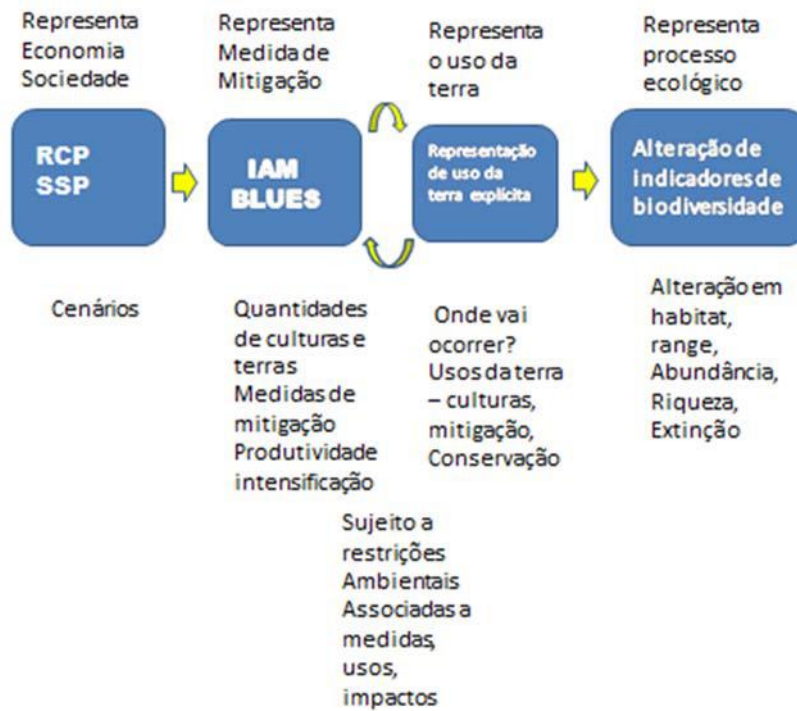


Figura 34. Modelo conceitual geral ideal

Fonte: Elaboração própria

Tendo em vista as características do modelo BLUES, entende-se que existem limites significativos a incorporação de biodiversidade. Entretanto, essas limitações não devem ser excludentes da discussão e nem de eventuais aplicações de ideias a serem exploradas. Torna-se uma tarefa com certa dificuldade, implicando em perdas de qualidade em relação a abordagens mais robustas, e em necessidades de adaptações. Ainda assim, trata-se de uma postura bastante razoável, tendo em vista o estado da arte da incorporação de biodiversidade em IAMs discutido ao longo deste trabalho e as próprias circunstâncias do BLUES.

Dado a natureza das questões de biodiversidade, o ideal seria a existência de espacialidade explícita no arcabouço, sendo interessante incluir na discussão o que isso possibilitaria em termos de análise (e até possíveis saídas não espaciais), mesmo sabendo que esta condição inexistente na atualidade e se trata de um anseio de médio a longo prazo do grupo.

Tendo em vista que o peso da existência de dados para escolha de indicadores e abordagens é fundamental (BIP, 2011), cabe pensar as atuais possibilidades, e neste momento, realizar uma discussão que seja norteada por:

- A possibilidade de uso dos indicadores (seja diretamente ou uso adaptado frente a limitações)

- Possibilidade de uso de ideias, métodos contidas neles;

- barreiras e oportunidades;

- Os ganhos e perdas, prós e contras;

- eventuais usos combinados

- E sugestões de caminhos para lograr

Este exercício não abarca neste momento a elaboração de equações e inequações, e sim explorar a possibilidades de uso de indicadores para que possam ser aproveitados no arcabouço do modelo. Uma vez que isso é feito, pode-se pensar em passos posteriores.

### **6.2.1 Sobre o uso de informação de cunho espacial**

Há um forte componente espacial na informação sobre biodiversidade – associado a cobertura original da terra, e a nível de organismos. Tal como foi apresentado nos capítulos anteriores, é usual a consideração desse tipo de informação em trabalhos que discutem impactos a biodiversidade e uso destes enquanto unidades ambientais - biomas, hotspots, ecorregião, sítios específicos, áreas ocupadas por espécies ameaçadas, bacias etc.

Boa parte das abordagens estão centradas no processo de conversão de área natural para uso antrópico, com a consideração da tipologia de cobertura original. Trata-se de uma relação área não perturbada versus área antropizada, ou seja, separa uma situação de maior intactabilidade versus algum uso não natural, não diferenciando muito qual seria esse uso (qual cultura que entrou, por exemplo). Em muitos dos trabalhos o interesse é buscar saber se nesta área convertida havia alguma relevância biológica - em termos de bioma, espécies - tal como saber se uma área que tem espécie endêmicas será convertida, e assim, impactar a biodiversidade.

O BLUES traz os usos da terra e a cobertura e a cobertura inicial, contudo não oferta informação acerca dos biomas, ou alguma outra de cunho espacial e relevante sob a ótica da biodiversidade. O modelo apresenta uma certa similaridade entre algumas

regiões e biomas por uma questão geográfica do país (região norte - bioma amazônico e região centro oeste –savanas (cerrado). Contudo, para demais regiões não há compatibilidade entre regiões e biomas, tendo em vista por exemplo, que a mata atlântica se espalha por regiões sul, sudeste e nordeste. Tratar de maneira igual, sem distinção, usos da terra (ex:floresta) em relação a sua classificação de bioma ou outra qualquer de cunho de relevância para biodiversidade é uma limitação. É interessante do ponto de vista da biodiversidade saber onde (em termos de unidade ambiental) ocorre determinada mudança de uso da terra. Em boa parte dos estudos, os dados de riqueza ou abundância são dados em função dessas informações de caráter espacial - (lista de espécies por ecorregião, etc) ou mesmo a ocorrência (tal como os range maps da IUCN).

A consideração desse tipo de informação possibilita discussões mais interativas no campo de biodiversidade, pois pode dialogar com diversos dos indicadores em análise no presente trabalho. Uma das possíveis discussões é o uso de informações acerca de áreas de interesse para conservação da natureza, onde existe uma variedade de esquemas que podem ser aplicados, ou mesmo no caso brasileiro, onde há uma base institucionalizada (vide MMA, 2019). A consideração de áreas de importância biológica em metodologias que estudam impacto de uso da terra à biodiversidade é um fator que possibilita análises mais factíveis, principalmente em um contexto da agenda de conservação da natureza.

Não havendo a possibilidade de uso desse tipo de informação de maneira adequada (espacial), o desafio seria, no atual momento, traduzir informações de cunho espacial para a estrutura do modelo. Uma das possibilidades seria através do desconto de áreas de alguma importância biológica em relação a disponibilidade de terras. O modelo já faz isso em relação a áreas protegidas. Nesse sentido, caberia a utilização ou elaboração de layer de conservação, aumentando as áreas a serem não utilizadas para fins de conversão, restringindo em área. Isso geraria um novo mapa inicial, com uma maior restrição de quantidade de área a ser utilizada, e maior quantidade de áreas com dada ‘proteção’, para além das áreas legalmente protegidas.

Esse tipo informação pode ser relevante para discussões, pois uma parte da criação de áreas protegidas se faz com base nessas áreas chamadas de prioritárias, e por haver uma discussão na literatura do campo de conservação (e agora também de ODS)

sobre quantidades maiores (ampliação de áreas protegidas) a serem poupadas de uso do que as áreas já legalmente protegidas.

### **6.3 Uso dos Indicadores**

Esta seção pode ser dividida entre indicadores associados a pressões, que geralmente tem interesse em variáveis como riqueza, abundância e indicadores de uso associado a discussão de extinção.

De acordo com Meller *et al.* (2015), a disponibilidade e qualidade de habitat é colocada como aspecto chave em estudos empíricos da relação biodiversidade e bioenergia. Logo, o desenvolvimento de abordagens e/ou indicadores baseados em Pressão (que incluem causa efeito/dose resposta), para o caso em questão são oportunas.

#### **6.3.1 Índice de Capital Natural - NCI**

Originalmente o NCI é obtido com base em unidades espaciais explícitas (com informações oriundas do IMAGE). O índice é calculado com base em usos da terra (que podem ser algumas formações naturais e usos antrópicos). Ele desconsidera informações de biodiversidade associadas a ecossistemas (tal como tratar floresta tropical e tundra da mesma forma), fato que já era reconhecido como limitação a sua época (UNEP/RIVM, 2004).

A extensão de categorias de uso da terra é uma variável que é ofertada pelo BLUES, contudo existem implicações para determinação de qualidade (lembrando que é um índice baseado em quantidade x qualidade). Os problemas associados ao uso de índice baseado em sua estrutura são:

Em caso da qualidade de ecossistema for algum dado de espécies (abundância ou riqueza), há a incipiência de dados para o território nacional (que é uma questão geral, já discutida) e uma incompatibilidade de unidade espacial, visto que o BLUES não oferta.

Em caso da alternativa de substituição de qualidade por pressão, tal como a metodologia permite (seção 4.4.1), há um reconhecimento de que os impactos de pressão não são lineares (UNEP/RIVM, 2004) e há uma dificuldade em estabelecer a graduação.

Dado essas limitações de caráter técnico e prático, há uma perda de legitimidade científica. Trata-se também de um índice que já caiu em desuso há tempo considerável (foi utilizado no início dos anos 2000 e depois não mais).

Contudo, as ideias das quais está baseado, continuaram a ser utilizadas por outros indicadores. Neste sentido, uma alternativa possível para uso, seria o estabelecimento da variável qualidade associada a pressões exercidas pelos usos da terra do modelo. Isto é, estabelecer uma escala graduada de pressões associadas aos diferentes usos, e ter como unidade espacial (não explícita) o hectare, que é algo que o modelo dispõe.

### **6.3.2 Mean Species Abundance - MSA**

O uso de MSA/GLOBIO não é possível, pois é uma modelo não livre. Os trabalhos dos quais estão baseados suas meta-análises também não são disponíveis. Trata-se de um modelo e é espacialmente explícito que utiliza alguns dados oriundos do IMAGE.

Porém, este indicador dispõe de ideias a serem aproveitadas, tal como em sua metodologia (principalmente ideia e cálculo) e suas aplicações. Ele é o modelo que trata de biodiversidade que mais se encaixou as perspectivas do campo de IAMs. O MSA consegue dizer em quanto corresponde cada aumento diminuição de biodiversidade em função de seus drivers e de suas medidas de mitigação e ou conservação (PBL, 2012).

O principal possível aproveitamento dessa abordagem seria na elaboração de relações dose resposta (*ou causa efeito*) - entre os drivers existentes no modelo e alguma medida de biodiversidade, isto é, realização de modelagens via revisão e ou meta análises. Esta tarefa implica de um esforço considerável. O GLOBIO em si é um modelo a parte de seu modelo responsável pelo sistema energético - IMAGE, e seu desenvolvimento conta com recursos humanos e materiais consideráveis, que vem trabalhando desde o início dos anos 2000.

Alguns de seus drivers considerados no GLOBIO são apenas dados com a espacialidade explícita (tal como Infra estrutura, Fragmentação, etc). Levando em conta a ótica da unidade do BLUES, o hectare não espacialmente explícito, tem-se o Uso do Solo e o uso de fertilizantes nitrogenados (poluição por nitrogênio).

A questão do desenvolvimento de relações causa e efeito e ‘fatores de biodiversidade’ para a realidade do Brasil pode enfrentar dificuldades, visto que, tal como já anteriormente apresentado, as regiões tropicais apresentam certa escassez de literatura (Newbold *et al.*, 2016; IPBES, 2016) tanto referentes a espécies em si e a relação de impactos de pressões à biodiversidade, tal como de usos da terra e práticas agrícolas.

Cabe lembrar também que as metodologias que auferem impacto a biodiversidade estão mais centradas na relação habitat natural versus antropizado. O estabelecimento de relações acerca do impacto a biodiversidade dentro da unidade (antropizada) produtiva é mais recente na literatura, tal como foi citado na metodologia de Chaudhary *et al.* (2015) no campo de LCA.

Cabe comentar que, a discussão acerca de agrobiodiversidade - do qual é amplamente reconhecido que sistemas diversificados são mais favoráveis a biodiversidade – parece não ser muito compatível com o modelo BLUES, visto que o mesmo se dedica a representação de principais commodities, sobretudo no sistema de monocultura, e tem a lógica de uma visão ampla e não detalhada, por se tratar de uma estrutura de IAMs. Ao mesmo tempo, o modelo dispõe de categorias de uso da terra – algumas com intensidade (tal como pasto), manejo (tal como sistemas integrados) e também sobre práticas agrícolas. Logo, apontar esforços na direção de buscar relacionar essas variáveis com métricas de biodiversidade agrícola parece oportuno, embora uso de MSA de aplicação agrícola (Buiteveld *et al.*, 2009) não tenha obtido a relevância e utilização frente o índice para áreas naturais.

Neste bojo, é possível aproveitar as ideias de ‘intactabilidade’ e também de homogeneização do qual o índice é baseado. Caberia buscar modelar o impacto a biodiversidade das pressões existentes - Uso do solo e o uso de fertilizantes nitrogenados (poluição por nitrogênio), e das práticas agrícolas, cientes que, possivelmente que as relações poderiam não ser muito robustas, e terem caráter simplificado da realidade.

### **6.3.3 Biodiversity intactness index - BII**

Diferentemente dos índices acima, o BII dá peso diferente para áreas de maior relevância ecológica (no caso, de maior riqueza) (ALKEMADE *et al.*, 2009). A adoção



dessa ideia aproxima a modelagem da realidade e possibilita avaliações melhores em razoabilidade.

O BII utiliza informações de variáveis que tem origem espacial – tal como a riqueza por ecorregião, e suas relações de impacto também derivam de um caráter espacial, sendo um das complicações para reprodução ou recriação associada ao BLUES.

Destaca-se que se trata de um modelo elaborado com variáveis locais. Isto é, a riqueza, os ecossistemas e os impactos são referentes a região que foi elaborado, o sul do continente africano. Outro fator limitante é que sua matriz de impactos foi elaborada por experts e não oriunda de observação e experimentação, e novamente, foi feito para o contexto do sul da África, que apresenta diferenças da realidade brasileira, em uma avaliação mais rígida. Contudo, tal como já foi discutido, existem trabalhos que utilizaram em escala globais, vide Heck *et al.* (2018a).

O desenvolvimento de um índice que leva em conta as variáveis que o BII utiliza, isto é: área de uso da terra, métrica de biodiversidade, impacto associado a uso e ecossistema; é uma ideia que está de acordo com as discussões e demandas do campos da ecologia e de IAMs.

Contudo, como se pode notar, a ausência de conhecimento da relação pressão – impacto para dada circunstância é relevante fator em iniciativas que visam relacionar impacto de drivers com a biodiversidade. Não à toa, iniciativas relatadas tentaram de alguma forma lidar com isso substituindo esses dados. Os exemplos são: a utilização de pressão de maneira graduada (NCI); a elaboração de relações com base em regressões lineares de revisão de literatura (MSA); ou elaboração de matriz por julgamento de experts (que é próprio caso do BII).

Na direção de elaboração de um índice baseado no BII aplicado a realidade brasileira é possível mesclar práticas. Isto é, buscar desenvolver matriz de impactos através de graduação, ou revisão de literatura, fato que tem suas dificuldades e abstrações. Dependendo do nível de exigência e escala, é possível o exercício de modelagem ter como pressuposto um processo de padronização e simplificação, fato comum no campo de IAMs, contudo certamente questionável sob o ponto de vista da

biodiversidade. Entretanto, a realização desse exercício de modo similar a iniciativas tal como Newbold. (2015) demandaria esforços consideráveis

Acerca da abordagem desenvolvida no âmbito do PREDICTS (Newbold., 2015 dentre outros) trata-se hoje de uma das mais bem fundamentadas, pois conseguiu inserir dados de observações locais para calcular de abundância riqueza e modelar impactos com base nesses dados, superando justamente abordagens como BII e MSA. Além disso, está sendo utilizada em estudos de interesses globais, tal como para confrontar políticas de mitigação e alterações em biodiversidade. Contudo, o uso dessas métricas de biodiversidade é dado em função do espaço, característica que o BLUES não dispõe.

Ainda assim, uma das contribuições do trabalho de Newbold *et al.* (2015) foi a elaboração, através de modelagem, de valores de biodiversidade em cada nível de cada pressão humana considerada, em termos relativos. Essa opção pode ser discutida, tendo em vista que foi observado que autores fora de seu grupo já utilizaram. Um recente estudo de Creutzig *et al.* (2019) utilizou intactabilidade enquanto proxy, com base na riqueza de espécies do arcabouço PREDICTS. Os autores buscaram “Avaliar as pressões humanas e ambientais da mudança global do uso da terra” para um dado período. Os autores realizaram uma abordagem espacialmente explícita e com base na ideia de Newbold e colegas de que para cada uso da terra, levando em conta também sua intensidade, conduz a um impacto sobre a riqueza original daquela unidade – no caso por célula.

Tendo em vista a não disponibilidade da utilização de dados de riqueza por unidade espacial no modelo BLUES, é possível buscar alguma alternativa excluindo essa variável do cálculo, e levando apenas em consideração a área (dada por hectare) e o uso da terra.

Estaria se tratando de maneira igual algo que é desigual (gradiente de riqueza de biodiversidade no espaço), logo um pouco afastado da realidade e do que já é modelado na campo de estudos da biodiversidade. Contudo, estaria se colocando a biodiversidade em função do uso da terra e da área, que são as variáveis que o modelo dispõe. A dificuldade existente na realização de uma versão adaptada de LBII seria compatibilizar as diferentes categorias usos da terra de Newbold *et al.* (2015) com as do modelo BLUES (KOBBERLE, 2018).

### 6.3.4 IUCN e SAR

A discussão para abordagens IUCN e SAR é similar. Nos trabalhos que analisam perda de biodiversidade, elas tem seu uso associado a discussão do processo de extinção. Bem como já apresentado, as metodologias de trabalhos que utilizam arcabouço ou sua base de dados (no caso da IUCN) estão fortemente relacionadas a informações de cunho espacial, tal como mapas, unidades ambientais (ecorregiões, etc).

Uma das principais aplicações é a categorização das espécies em novas circunstâncias com base na alteração de range/ área de ocorrência. As abordagens base foram descritas nas seções 4.4.4, 4.4.5, e 5.3.2.2. – e podem ser assim sintetizadas: redução ou desaparecimento de área (range) pode levar: a alteração de status de ameaça de extinção, ou propriamente a extinção (dado as premissas assumidas).

Tendo em vista que o BLUES não dispõe de espacialidade explícita, um dos possíveis aproveitamentos é o uso acoplado com outros modelos, que dispõem de espacialidade explícita e alocação, tal como esquematizado abaixo Figura 35



Figura 35. Modelo conceitual aplicado

Fonte: Elaboração própria

Esta via é capaz de relacionar determinado uso da terra (decorrente de um cenário, etc) com alterações em indicadores de biodiversidade (status de extinção de espécies e perda de habitats, áreas de relevantes para conservação).

No caso da utilização de relações espécie área de sua maneira mais trivial - assumindo que em caso do desaparecimento do range (dado via conversão de uso da terra) da espécie ela estaria extinta, pode-se ocorrer superestimções. Modelos mais apurados, tal como o cSAR, já toleram algum grau de uso da terra. Logo, ainda que o modelo disponha de representação de uso da terra, nuances acerca da utilização de métodos de avaliação de biodiversidade persistirão, e sempre será possível aprimorar mais as metodologias.

O uso de métricas relacionadas a abordagens da IUCN possibilita diálogo com plataformas como CBD/SDG diretamente, dado que existem metas baseadas justamente em extinções, tal como demonstra a Tabela 3.

### 6.3.5 Síntese

Tem-se a síntese na seguinte Tabela 9.

**Tabela 9. Pros e contras de desenvolvimento de indicadores baseados em abordagens existentes para o contexto de IAM/BLUES.**

<b>Abordagem referencial</b>	<b>Prós</b>	<b>Contra*</b>
Índice de Capital Natural – NCI	Relativamente Simples no cálculo Possibilidade de ser realizado com Base em pressões e não estado Fácil entendimento (expresso em percentual)	Obsoleto Dificuldade de graduação de pressão
Dose-resposta Ex: MSA/GLOBIO	Possibilita englobar um número considerável de drivers Fácil entendimento (expresso em percentual) Permite discussões por setor (drivers) Uso reconhecido em avaliações globais	Esforço grande de revisão de literatura para construção de relações causa efeito Dificuldade na definição de ‘estado sem distúrbio’
Biodiversity intactness index - BII	Peso diferente para áreas de maior relevância ecológica	Necessidade de divisão por bioma, ou Dificuldade para elaboração de matriz aplicada ao contexto brasileiro
Metodologias baseadas em Status de ameaça em extinção da IUCN	Amplamente reconhecida no meio técnico e político Dialoga com plataformas como CBD/SDG diretamente	Componente qualitativo demandante de esforços consideráveis, caso seguida a risca

Relações Espécie-Área (SAR)	Processo de extinção pode ser simplificado Pode ser utilizada em uso combinado com metodologia IUCN (fornecendo entrada de dados)	Algumas metodologias simplificam demais o processo de extinção e também uso da terra
-----------------------------------	---	---

Fonte: Elaboração própria

\* Não foi colocada como aspecto contra a demanda por espacialidade explícita, tendo em vista que todas as abordagens em questão são aplicadas com componente de espacialidade explícita em suas publicações, sendo uma questão que é implícita a todos. Contudo, tal como no texto, foram sugeridas algumas formas de convívio com essa circunstância.

## 6.4 Conclusões

O modelo BLUES foi descrito com ênfase nas informações que são relevantes para o recorte de biodiversidade. Em seguida foram feitas a discussão no sentido de adaptar os indicadores para o que se tem no modelo hoje; e indicar o que o teria de ser feito para se utilizar dado indicador de maneira mais adequada; identificando as limitações e oportunidades, e sugestões de caminhos.

Parte da discussão sobre modelagem da pressão nos índices é similar e passa por modelagem através de revisão de literatura. Índices ligados a extinção são mais dependentes de modelos com espacialidade explícita, onde sugeriu-se o uso combinado com outras ferramentas. Cada abordagem tem prós e contra e eles foram colocados a luz das revisões executadas nos capítulos anteriores e aplicados ao modelo em estudo.

A adaptação de índices pode ser interessante em diversas situações, porém é necessário destacar também a importância de metodologias razoáveis que propiciem discussão e não sejam apenas números de caráter aleatório.

## **7. Conclusão e considerações finais**

### **7.1 Ao objetivo**

Entende-se que o trabalho atingiu seu objetivo geral enquanto referencial teórico estabelecido, que foi a “delimitação de escopo e formulação do problema”, onde foi construída a base de evidências para conceituar o problema, mediante o levantamento de literatura relevante no que tange a modelos, dados, ideias, ou questões relevantes.

O uso de modelos conceituais como uma das ferramentas de suporte ao processo de avaliação integrada, referente à representação de conhecimento pode ser visto, pois foi resumido e representado o que é entendido sobre o sistema, integrando e codificando conhecimento e dados, com propósito de melhorar a informação sobre o mesmo, tal como anunciado na introdução.

Havia uma lacuna dissertativa sobre o assunto e ela foi construída, colocando-se em um mesmo texto as nuances entre o anseio de poder responder uma dada questão e o caminho para esse desenvolvimento de metodologias aptas a responder.

O tema foi situado e contextualizado, provendo o ponto de partida para o trabalho e depois o seu desenrolar. O arcabouço de indicadores e abordagens foi sistematizado e sintetizado, onde entendimentos obtidos podem ser observados no próximo tópico.

### **7.2 Aporte de conhecimento encontrado**

O arcabouço da CDB, seja através de suas definições, conceitos, processos, e perspectivas subsidia e permite um bom entendimento da questão e não pode ser prescindido em estudos que visam analisar biodiversidade em escalas amplas e políticas.

Em termos de modelagem conceitual, foi feita o encontro entre as comunidades que estudam perda de biodiversidade e de avaliação integrada. Foram apresentadas a fonte das abordagens, seus fundamentos teóricos, seus contextos e aplicações, a fim de evitar usos inadequados.

O resultado do levantamento e a sistematização demonstram que abordagens atualmente utilizadas para responder a pergunta originária deste trabalho por arcabouços de IAMs apresentam um certo grau de elaboração. Esta conjuntura possibilita uma interpretação de que a formulação de índices muito simplificados – isto é, que não representem nenhum processo, que não estabeleçam relações de causa e efeito atestadas e compatíveis com a natureza do problema, tem poucas chances de atender os objetivos de poder responder a principal pergunta, principalmente considerando o nível dos demais IAMs e o contexto desta nova agenda de ODSs, que como reconhecido pela literatura, deve romper com a centralidade da lógica climática. A ideia de se fazer um recorte com base em indicadores utilizados por um denominador comum, que é o ODS, pode auxiliar esta tarefa.

Contudo, de maneira não contraditória, é possível concluir também que há algum espaço para metodologias mais simplificadas, tendo em vista que há uma dependência frente a dados; que se trata de uma matéria fronteira de conhecimento e que o modelo BLUES tem as suas especificidades.

Acrescenta-se que, no labor desta modelagem, a existência de diferentes visões entre campos deve ser encarada como algo intrínseco ao problema, principalmente na relação biodiversidade x IAMs. E isso reforça o já previsto pela BIP (2011), acerca da relação de desenvolvedores de indicadores *versus* audiência: não há acordo plenamente satisfatório para os ambos lados.

A discussão sobre informação agregada x detalhamento pode ser superada pela existência de metodologia conjunta (de se lidar com energia de modo global/amplo, e com biodiversidade de modo mais específico, a partir de técnicas já existentes e utilizadas), juntando-se modelos e abordagens. Vale ressaltar também, que esse detalhamento pode ocorrer em outras plataformas, que não exatamente o IAM em si.

Foram identificados e apresentadas os critérios relevantes a discussão do problema, onde se trouxe aspectos a serem observados em prol do desenho de metodologias adequadas, a serem tomadas enquanto referencial. Contudo, como reiteradamente vem se afirmando, o aspecto prático pode se dar em função de outras circunstâncias, que não estiveram no cerne do escopo de discussão do presente trabalho. Todavia, tendo em vista a ausência de entendimento e referencial existente antes da

dissertação, acredita-se que o aporte de conhecimentos tem seu valor e tem saldo positivo.

Tal como foi apresentado e proposto, existem diversas alternativas e combinações para lidar com a questão, e dependem não só de dados e ferramentas, mas como do objetivo e disposição para execução.

A sistematização realizada indica que existe na literatura um movimento que entende que a avaliação de biodiversidade em um contexto de IAMs deve buscar representar: processos ecológicos, informações sobre uso da terra especialmente explícitas, e que o uso antrópico deve ser pormenorizado, tal como em nível de intensidade de uso e de medidas de mitigação.

Dentre os caminhos apontados, as abordagens com base em pressões (NCI, MSA, BII) – admitem graus de ações. É possível realizar adaptações de caráter mais simplório propondo metodologias similares frente ao uso de NCI & BII, tal como realizar a modelagem das pressões de maneira mais elaborada para uso adaptado de todos eles. Essa modelagem seria em função principalmente das variáveis uso da terra e componentes associados. Abordagens que relacionam perdas de habitat e extinção enfrentam uma restrição de uso, e necessitam o uso combinado com outras ferramentas.

Vale reiterar também que a elaboração de abordagem em questão não se resume ao modelo propriamente dito, mas sim enquanto quadro, visto que determinadas operações podem ou devem ser feitas em outras ferramentas, tal como sistemas de informação geográfica e editor de planilhas, tal como discutido.

### **7.3 Perspectivas: para o campo e para o Cenergia<sup>14</sup>**

Como demonstrado, trata-se de uma questão que está colocada na fronteira. A literatura e iniciativas sugerem cada vez uma maior integração, tal como observado nos posicionamentos da CBD; da Convenção de Desertificação; no fato do relatório especial do IPCC ter sido elaborado no contexto de ODS; na atuação da IPBES; e na elaboração de um relatório dedicado ao terra e mudanças climáticas pelo IPCC - “Relatório especial sobre mudanças climáticas, desertificação, degradação da terra, manejo sustentável da

---

<sup>14</sup> Centro de Economia Energética e Ambiental, laboratório da COPPE/UFRJ



terra, segurança alimentar e fluxos de gases de efeito estufa em ecossistemas terrestres”, a ser lançado em agosto de 2019.

A formulação recente de novos acordos e iniciativas globais, tal como Paris, ODSs, agenda pós metas de Aich impulsiona o debate, tanto político, quanto na academia. Esses fatos demandam uma série de perguntas, o que abre brecha para o desenvolvimentonto de novas abordagens, metodologias que sejam capazes de atender essa demandas, tratando-se de um momento ímpar.

Em relação a perspectivas concretas, dado o que foi apresentado aqui, é possível que agora esta discussão seja suscitada e ganhe mais força no contexto brasileiro, isto é, no ambiente COPPE-CENERGIA.

Tendo em vista que se considera que, em linhas gerais, a fase de escopo, enquadramento e formulação de problema foi executada, abre-se as portas para outra etapa de modelagem, de aplicação e aspecto prático. Certamente os pesquisadores do laboratório poderão aliar os seus conhecimentos de IAM com os recém obtidos através desta dissertação e trabalhar em na direção da materialização de uma metodologia que atenda as suas necessidades.

#### **7.4 Dificuldades e limitações: do problema e campos e do trabalho**

Incorporação de biodiversidade em IAMs é um questão complexa, árdua e repleta de questões delicadas.

Em termos de viabilidade de opções de mitigação envolvendo o uso da terra/bioenergia em um contexto de IAMs, a questão principal da qual ela se originou é vista como ‘não resolvida’ pela comunidade científica.

Não obstante, em última instância, o tópico em questão (biodiversidade, mensuração de impactos à biodiversidade) é complexo. Diferentemente de tópicos como combustíveis ou processos industriais, trata-se, em boa parte de uma material biológico e vivo, de múltiplas dimensões, de sistemas complexos e praticamente sem limites definidos. Diferentemente também de estatísticas socioeconômicas, que já foram indexadas há décadas, este processo em relação a biodiversidade tem pouco mais de vinte anos.

Embora haja um arcabouço técnico específico denso e um mais amplo e político (do qual se dedicou mais atenção, obviamente), a mensuração de biodiversidade apresenta bastante divergências em sua comunidade. Existem problemas internos no campo que se dedica ao seu estudo, e a existência da CBD é bastante louvável para tornar a questão mais pragmática.

Não à toa, as iniciativas da próprio campo de IAMs são pequenas, e nenhuma, foi capaz ou desejou inserir de maneira simples, direta e satisfatória em modelo. Isso decorre de poucas referências para se tomar como base e fez estender o escopo do trabalho para se olhar o campo da biodiversidade em si. Isso decorreu em percalços, tal como a realização de um trabalho interdisciplinar, demandando uma aplicação de energia considerável para entender a questão e delinea-la da melhor maneira possível.

Fatalmente, é possível afirmar que alguns tópicos poderiam ter sido explorados de maneira mais acertada. Alguns tópicos de ecologia, avaliação integrada, modelagem de uso da terra, avaliação de ciclo de vida certamente poderiam ter sido melhor aprofundados. Contudo, a ponderação entre o que detalhar e o que lidar de forma mais pragmática é inerente ao campo em questão, e como boa parte das metodologias está centrada em questões espaciais, não fazia muito sentido aprofundar nesse tópico visto que não é isso que o modelo dispõe.

Mas, dado o que foi apresentado aqui, é possível que agora em diante o estes imbróglis sejam superados e a discussão possa fluir, pois o objetivo mais tangível foi atingido – foram apontados os caminhos para se responder a pergunta originária. Acrescenta-se, que demais objetivos, que estavam em torno de “organizar informações dispersas, realizando uma contribuição no que se refere a: Colocar o problema, levantar controvérsias, ser crítico e apontar caminhos” foram executados.

Todavia, discutir a relevância do tópico de biodiversidade, isto é, até onde ele deve pautar transformações em outros campos, tal como em modelagem de IAM, é uma tarefa delicada. Observando as iniciativas internacionais, elas dispõe de mais recursos humanos quantitativamente e qualitativamente - são grupos e times de pesquisa, que envolvem doutores, pós doutores, etc. Ainda assim, é interessante poder colocar as questões para discussão. Até onde os grupos de modelagem vão neste tópico será em função de outras nuances e forças, tal como disposição, interesse, viabilidade técnica, empenho de recursos humanos e materiais.

## Referências bibliográficas

- AKÇAKAYA, H, R. PEREIRA, H., G. CANZIANI, G. *et al.* 2016. **Improving the rigour and usefulness of scenarios and models through ongoing evaluation and refinement.** In IPBES (2016): The methodological assessment report on scenarios and models of biodiversity and ecosystem services. Ferrier, S., Ninan, N., P. Leadley, P et al. (Eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform for Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany
- ALKEMADE, R. BAKKENES, M., BOBBINK, R. *et al.* 2006. **GLOBIO 3: Framework for the assessment of global terrestrial Biodiversity.** in: Integrated modelling of global environmental change. An overview of IMAGE 2.4. Netherlands Environmental Assessment Agency (MNP), Bilthoven, The Netherlands, 171-186
- ALKEMADE, R., TEN BRINK, B., VUUREN, D., *et al.* 2008. **Biodiversity.** In Biomass Assessment Assessment of global biomass potentials and their links to food , water , biodiversity , energy demand and economy : Inventory and analysis of existing studies. Lysen, S., Egmond, S. (Editores). Netherlands Environmental Assessment Agency MNP, Bilthoven.
- ALKEMADE, R., M. VAN OORSCHOT AND L. MILES *et al.* 2009. 'GLOBIO3: a framework to investigate options for reducing global terrestrial biodiversity loss', **Ecosystems**, 12(3), 374–90.
- ANGELKORTE, G.B. 2019. **Modelagem do setor agropecuário dentro de modelo de análise integrada brasileiro.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- BALMFORD, A., P. CRANE, A. DOBSON, R.E. GREEN, AND G.M. MACE, 2005: The 2010 challenge: data availability, information needs, and extraterrestrial insights. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B.** 360:221–228.
- BELLARD, C., BERTELSMEIER, C., PAUL LEADLEY, P. *et al.* 2012. “Impacts of Climate Change on the Future of Biodiversity.” **Ecology Letters** 15(4): 365–77.

- BIGGS, R., REYERS, B., SCHOLES, R., 2006. A biodiversity intactness score for South Africa. **South African Journal of Science**. 102. 277-283
- BIGGS, R., SIMONS, H., BAKKENES, M. 2008. Scenarios of biodiversity loss in southern Africa in the 21st century. **Global Environmental Change**. Volume 18, Issue 2, pp.296-309
- BIODIVERSITY INDICATORS PARTNERSHIP. 2011. **Guidance for national biodiversity indicator development and use**. UNEP World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK. 40pp
- BIODIVERSITY INDICATORS PARTNERSHIP. 2018. History of the BIP. Disponível em <<https://www.bipindicators.net/about/history-of-the-bip>>
- BOYSEN, LR, LUCHT, W, GERTEN, D. 2017 Trade-offs for food production, nature conservation and climate limit the terrestrial carbon dioxide removal potential. **Glob Change Biol**. 2017; 23: 4303– 4317.
- BROOKS T., MITTERMEIER, R., MITTERMEIER, C. et al. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. **Conservation Biology** 16:909–923.
- BUBB, P.J., BUTCHART, S.H.M., COLLEN, B., DUBLIN, H., KAPOV, V., POLLOCK, C., STUART, S. N., VIÉ, J-C. (2009). IUCN Red List Index - Guidance for National and Regional Use. IUCN. Gland, Switzerland
- BUI TEVELD , J., VAN VELLER, M., , HIEMSTRA, S. 2009. An exploration of monitoring and modelling agrobiodiversity: From indicator development towards modelling biodiversity in agricultural systems on the sub-specific level. Report 2009/13. Centre for Genetic Resources, the Netherlands (CGN)& Wageningen University and Research Centre. Wageningen.
- BUTCHART, S. H. M. (2008). Red List indices to measure the sustainability of species use and impacts of invasive alien species. **Bird Conservation International**, 18, 245–262
- BUTCHART, S. WALPOLE, M., COLLEN, B. 2010 Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. **Science** 328 (5982), 1164-1168.

CÂMARA, G. SOTERRONI, A. RAMOS, F. et al. 2015 "**Modelling Land Use Change in Brazil: 2000–2050**". INPE,IPEA,IIASA,UNEP-WCMC, São José dos Campos, Brasília, Laxenburg, Cambridge. 1st edition,

CAMPBELL, A. & DOSWALD, N. (2009) **The impacts of biofuel production on biodiversity: A review of the current literature**. UNEP-WCMC, Cambridge, UK

CBD (Convention on Biological Diversity). (1997). Recommendations for a core set of indicators of biological diversity. UNEP/CBD/SBSTTA/3/Inf.13. 22 July 1997.

CBD (Convention on Biological Diversity). (2003). Proposed biodiversity indicators relevant to the 2010 target. UNEP/CBD/SBSTTA/9/Inf.26. 29 October 2003.

CBD (Convention on Biological Diversity).(2003) Monitoring And Indicators: Designing National-Level Monitoring Programmes And Indicators. UNEP/CBD/SBSTTA/9/10 31 July 2003

CBD (Convention on Biological Diversity). 2005. Indicadores para avaliar o progresso e comunicar a meta de 2010 em nível global. UNEP/CBD SBSTTA 10 REC X/5

CBD (Convention on Biological Diversity). 2011 Indicadores para o plano estratégico para a biodiversidade 2011-2020 UNEP/CBD/AHTEG-SP-Ind/1/2 2011

CBD (Convention on Biological Diversity). 2011.UNEP/CBD/AHTEG-SP-Ind/1/INF/1

CBD (Convention on Biological Diversity). 2006. UNEP/CBD/COP/DEC/VIII/15 Decision Adopted By The Conference Of The Parties To The Convention On Biological Diversity At Its Eighth Meeting 15 June 2006

CBD (Convention on Biological Diversity). 2015. Revisão do conjunto global de indicadores, principais lacunas globais e opções de indicadores para avaliação futura do Plano Estratégico para a Biodiversidade 2011-2020 UNEP/CBD/ID/AHTEG/2015/1/INF/1/Rev.1 2015

CBD (Convention on Biological Diversity). 2018. Road Map For Enhancing Synergies Among Biodiversity-Related Conventions At The International Level 2017-

2020: Update Of The Table Contained In Decision XIII/24, ANNEX  
CBD/COP/14/INF/2 18 November 2018 II

CEBALLOS G, EHRLICH P, BARNOSKY, AD, GARCIA, A, PRINGLE R,  
PALMER T. 2015 Accelerated modern human-induced species losses: entering the  
sixth mass extinction. **Sci. Adv.** 1, e1400253. pp 9–13.

CHAUDHARY, A., VERONES, F., DE BAAN, L., HELLWEG, S., 2015. Quantifying  
land use impacts on biodiversity: combining species–area models and vulnerability  
indicators. **Environ. Sci. Technol.** 49 (16), 9987–9995.

CHENERY, A., MCOWEN, C., DIXON, M., IVORY, S., O’CONNOR, B.,  
SHEPHERD, E., DESPOT BELMONTE, K., WALKER, S. AND ALISON, H.  
(2015) **Review of the global indicator suite, key global gaps and indicator  
options for future assessment of the Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020.**  
UNEP□WCMC: Cambridge, UK.

CLARKE L., K. JIANG, K. AKIMOTO, et al. 2014: **Assessing Transformation  
Pathways.** In: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution  
of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental  
Panel on Climate Change [Edenhofer, O., et al (eds.)]. Cambridge University  
Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

COLLEN B, LOH J, WHITMEE S, MCRAE L, AMIN R, AND BAILLIE JEM. 2009.  
Monitoring Change in Vertebrate Abundance: The Living Planet Index.  
**Conservation Biology** 23: 317-27.

COLLEN, B., NICHOLSON, E. 2014. “Conservation. Taking the Measure of Change  
Taking the Measure of Change.” **Science** 346, 166 (2014);

COSTELLOE, B. 2010. M.Sc. “**The Power of Global Biodiversity Indicators to  
Predict Future Policy Outcomes.**” Imperial College London. London. Inglaterra.

CREUTZIG, F., POPP, A., PLEVIN, R., et al. 2012. Reconciling top-down and bottom-  
up modelling on future bioenergy deployment. **Nature Climate Change** | Vol 2 |  
May 2012. 320-327

- CREUTZIG F., BREN D'AMOUR, C. WEDDIG, U. et al (2019). Assessing human and environmental pressures of global land-use change 2000– 2010. **Global Sustainability** 2, e1, 1–17
- DÍAZ S, FARGIONE J, STUART CHAPIN F III, TILMAN D (2006) Biodiversity loss threatens human well-being. **PLoS Biol** 4(8): e277. DOI: 10.1371/journal.pbio.0040277
- ESMEIJER, K., DEN ELZEN, M., GERNAAT, D., VAN VUUREN, D. et al. 2018. 2 °C and 1.5 °C scenarios and possibilities of limiting the use of BECCS and bio-energy . PBL publication number: 3133 .PBL Netherlands Environmental Assessment Agency. The Hague
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). 2003. **Environmental indicators: Typology and overview**. Technical report No 25. European Environment Agency. Copenhagen
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA), 2007. **Halting the Loss of Biodiversity by 2010: Proposal for a First Set of Indicators to Monitor Progress in Europe**. European Environment Agency, Copenhagen
- FAJARDY, M., KÖBERLE, A., MAC DOWELL, N., FANTUZZI, A. 2019. **BECCS deployment: a reality check** .Grantham Institute Briefing paper No 28. London
- FORSTER, P, KRIEGLER, E., MUNDACA, L. et al. 2018 “2 . Mitigation Pathways Compatible with 1 . 5 ° C in the Context of Sustainable Development – Supplementary Material.” in Mitigation pathways compatible with 1.5°C in the context of sustainable development. In: Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty [Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pörtner, O. et al. (eds.)]. In Press
- FUJIMORI, S., MASUI, T., MATSUOKA, Y., 2012. AIM/CGE [Basic] Manual. Discussion paper series. Center for Social and Environmental Systems Research, NIES, Tsukuba, Japan

- GASPARATOS, A., DOLL, C., ESTEBAN, M. et al. 2017. “Renewable Energy and Biodiversity : Implications for Transitioning to a Green Economy.” **Renewable and Sustainable Energy Reviews** 70(August 2016): 161–84.
- GEIJZENDORFFER, I., REGAN, E., PEREIRA, H. et al. 2016. “Bridging the Gap between Biodiversity Data and Policy Reporting Needs : An Essential Biodiversity Variables Perspective.” **Journal of Applied Ecology** 2016, 53, 1341–1350 1341–50.
- GEOBON (2015). **Global Biodiversity Change Indicators**. Version 1.2. Group on Earth Observations Biodiversity Observation Network Secretariat. Leipzig, 20 pages.
- GREGORY, D. VAN STRIEN, A., VORISECK, P., et al. 2005. “Developing Indicators for European Birds.” **Phil. Trans. R. Soc. B** (2005) 360, 269–288
- GROOT, R. et al. 2010. **Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation**. In Kadekodi, G.(Ed). **TEEB** (2010),The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington
- GUISAN, A, THUILLER. W. 2005. “Reviews And Predicting Species Distribution : Offering More than Simple Habitat Models.” **Ecology Letters**, (2005) 8: 993–1009
- HANSEN, M. C., POTAPOV, P. V., MOORE, R., et al. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**, 342(6160), 850–853
- HAMILTON, H., ELSAWAH, S., GUILLAUME, J. et al. 2015. “Integrated Assessment and Modelling: Overview and Synthesis Of salient Dimensions.” **Environmental Modelling and Software** 64: 215–29.
- HARFOOT, M. TITTENSOR, D., NEWBOLB, T. et al. 2014. “Integrated Assessment Models for Ecologists: The Present and the Future.” **Global Ecology and Biogeography** 23(2): 124–43.
- HASEGAWA, T., FUJIMORI, S., ITO, A. et al. 2017. “Global Land-Use Allocation Model Linked to an Integrated Assessment Model.” **Science Of The Total**



**Environment** 580: 787–96.

HASEGAWA T, FUJIMORI S, HAVLÍK P, VALIN H, BODIRSKY BL, DOELMAN JC, FELLMANN T, KYLE P, ET AL. (2018). Risk of increased food insecurity under stringent global climate change mitigation policy. **Nature Climate Change** 8 (8): 699-703. DOI:10.1038/s41558-018-0230-x.

HAVLIK P, SCHNEIDER UA, SCHMID E, BOTTCHEER H, FRITZ S, SKALSKY R , AOKI K, DE CARA S, et al. (2011). Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. **Energy Policy** 39 (10): 5690-5702. DOI:10.1016/j.enpol.2010.03.030.

HEUERMAN, N., BAKKES, J., KERSHAW, F. et al. 2009. Identification And Overview Of Available Models. In: IEEP, Alterra, Ecologic, PBL and UNEP-WCMC (2009) Scenarios and models for exploring future trends of biodiversity and ecosystem services changes. Final report to the European Commission, DG Environment on Contract ENV.G.1/ETU/2008/0090r. Institute for European Environmental Policy, Alterra Wageningen UR, Ecologic, Netherlands Environmental Assessment Agency, United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre.

HECK, V., GERTEN, D., LUCHT, W., POPP, A. et al. 2018a. "Biomass-based negative emissions difficult to reconcile with planetary boundaries" *Nature Climate Change* volume 8, pages151–155

HECK, V., HOFFA, V., WIRSENIUSE, S. et al. 2018b. "Land Use Options for Staying within the Planetary Boundaries – Synergies and Trade-Offs between Global and Local Sustainability Goals." **Global Environmental Change** 49 (2018) 73–84

HILL, S., HARFOOT, M., PURVIS, A. et al. 2016. "Reconciling Biodiversity Indicators to Guide Understanding and Action." **Conservation Letters**, November/December 2016, 9(6), 405–412

HILL, S. GONZALEZ, R., SANCHEZ-ORTIZ, K. et al. 2018. "Worldwide Impacts of Past and Projected Future Land-Use Change on Local Species Richness and the Biodiversity Intactness Index." bioRxiv. Preprints

- HOF, C., VOSKAMPA, A., BIBER, M., et al. 2018. “Bioenergy Cropland Expansion May Offset Positive Effects of Climate Change Mitigation for Global Vertebrate Diversity.” **PNAS** | December 26, 2018 | vol. 115 | no. 52 13294–13299
- HUDSON, L., NEWBOLD, T., CONTU, S. et al. 2017. The database of the PREDICTS (Projecting Responses of Ecological Diversity In Changing Terrestrial Systems) project. **Ecology & Evolution** 7: 145-188.
- HUMPENÖDER, F., POPP, A., BODIRSKY, B., WEINDL, I., BIEWALD, A., LOTZE-CAMPEN, H., DIETRICH, J., et al. (2018): Large-Scale Bioenergy Production: How to Resolve Sustainability Trade-Offs? **Environmental Research Letters** 13 (2): 024011. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9e3b>.
- HURTT, G., CHINI, L., SAHAJPAL, R., et al .2017: Land-Use Harmonization 2, available at: <http://luh.umd.edu/data.shtml>
- HURTT, G. C., CHINI, L. P., FROLKING, S., et al . 2011. Harmonization of land-use scenarios for the period 1500–2100: 600 years of global gridded annual land-use transitions, wood harvest, and resulting secondary lands, **Climatic Change**, 109, 117– 161,
- IMMERZEEL, D., PITA A. VERWEIJ, FLOOR VAN DER HILST, and ANDRE P.C.FAAIJ. 2014. “Biodiversity Impacts of Bioenergy Crop Production : A State-of-the-Art Review.” **GCB Bioenergy** (2014) 6, 183–209 183–209.
- IPBES (2016): Summary for policymakers of the methodological assessment report on scenarios and models of biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Ferrier, S., Ninan, K., Leadley, P., et al. (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 32 pages
- IPBES. 2018a. Regional and subregional assessments of biodiversity and ecosystem services: regional and subregional assessment for the Americas. Plenary of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services Sixth session Medellin, Colombia, 18–24 March 2018 Agenda item 6 (b) IPBES/6/INF/4/Rev.1\*

- IPBES. 2018b. Thematic assessment of land degradation and restoration. Plenary of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services Sixth session Medellin, Colombia, 18–24 March 2018. IPBES/6/INF/1/Rev.1
- IPCC, 2014: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IUCN. 2017. **Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria**. Version 13. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee. Downloadable from <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.
- JANSE, J., KUIPER M., WEIJTERS, M. et al. 2015. “GLOBIO-Aquatic, a Global Model of Human Impact on the Biodiversity of Inland Aquatic Ecosystems.” **Environmental Science and Policy** 48: 99–114.
- JANTZ, S., BARKER, B., BROOKS, T. et al. 2015. “Future Habitat Loss and Extinctions Driven by Land-Use Change in Biodiversity Hotspots under Four Scenarios of Climate-Change Mitigation.” **Conservation Biology** 29(4): 1122–31.
- JOLY, C. A., VERDADE, L. M., HUNTLEY, B. J., DALE, V. H., MACE, G., MUOK, B., & RAVINDRANATH, N. H. (2015). Biofuel impacts on biodiversity and ecosystem services. In *Bioenergy & sustainability: bridging the gaps*. SCOPE. Paris
- JONES, J., COLLEN, B., ATKINSON, G. et al., 2011. The Why, What, and How of Global Biodiversity Indicators Beyond the 2010 Target. **Conservation Biology**, Volume 25, No. 3, 450–457
- KEHOE, L., ROMERO-MUÑOZ, A., POLAINA, E., et al. 2017. “Biodiversity at Risk under Future Cropland Expansion and Intensification.” **Nature Ecology and Evolution** 1(8): 1129–35.

- KIM, H., ROSA, I., ALKEMADE, R. et al. 2018. “A Protocol for an Intercomparison of Biodiversity and Ecosystem Services Models Using Harmonized Land-Use and Climate Scenarios.” **Geoscientific Model Development**, 11, 4537–4562, 2018
- KOBERLE, A. 2018. **Implementation of Land Use in an Energy System Model to Study the Long-Term Impacts of Bioenergy in Brazil and its Sensitivity to the Choice of Agricultural Greenhouse Gas Emission Factors**, Doctoral Thesis. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- KOK, K., VALKERING, P., CARMICHAEL, J. et al. 2006. “**Problem Formulation and Classification in Integrated Assessment Modelling.**” : 208–17. In *More Puzzle Solving for Policy*, (Valkering, P., Amelung, B., van der Brugge, R., and Rotmans, J., Eds.), Maastricht, The Netherlands, ICIS, pp.208-217
- KOK, M., RANKOVIC, A., LÖWENHARDT, H. et al. 2018. **From Paris to Beijing. Insights gained from the UNFCCC Paris Agreement for the post-2020 global biodiversity framework.** PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, The Hague
- KOK, M., KOK, K., PETERSON, G. et al. 2017. “Biodiversity and Ecosystem Services Require IPBES to Take Novel Approach to Scenarios.” **Sustainability Science** 12(1): 177–81. "<http://dx.doi.org/10.1007/s11625-016-0354-8>.
- KOK, M., ALKEMADE, R., BAKKENES, M. et al. 2018. “Pathways for Agriculture and Forestry to Contribute to Terrestrial Biodiversity Conservation: A Global Scenario-Study.” **Biological Conservation** 221(February): 137–50.
- LAPIG, 2016. Mapa Síntese da Área de Pastagem (MSP) para o território brasileiro. Goiania, Brazil: Laboratorio de Processamento de Imagens e Geoprocessamento (LAPIG).
- LAYKE, C. (2009). **Measuring Nature's Benefits: A Preliminary Roadmap for Improving Ecosystem Service Indicators.** World Resources Institute, Washington
- LEADLEY, P., PEREIRA, H.M., ALKEMADE, R., FERNANDEZ-MANJARRÉS, J.F., PROENÇA, V., SCHARLEMANN, J.P.W., WALPOLE, M.J. (2010) Biodiversity Scenarios: Projections of 21st century change in biodiversity and

associated ecosystem services. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series no. 50, 132 pages

LEADLEY, P.W., KRUG, C.B., ALKEMADE, R., PEREIRA, H.M., SUMAILA U.R., WALPOLE, M., MARQUES, A., NEWBOLD, T., TEH, L.S.L, VAN KOLCK, J., BELLARD, C., JANUCHOWSKI-HARTLEY, S.R. AND MUMBY, P.J. (2014): Progress towards the Aichi Biodiversity Targets: An Assessment of Biodiversity Trends, Policy Scenarios and Key Actions. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Canada. Technical Series 78, 500 pages.

LEADLEY, P., ALKEMADE, R., ARNETH, A., et al. 2016. Relationships between the Aichi Targets and land-based climate mitigation. UNEP/CBD/SBSTTA/20/INF/29

LECLÈRE, D., HELLWEG, S., KRISZTIN, T., DI FULVIO, F., HAVLÍK, P., & OBERSTEINER, M. 2017. **Hotspots of future land use change impacts on terrestrial biodiversity under global mitigation scenarios.** Impacts World 2017 Conference. October 2017

LECLERE D, OBERSTEINER M, ALKEMADE R, ALMOND R, BARRETT M, BUNTING G, BURGESS N, BUTCHART S. et al. (2018). Towards pathways bending the curve terrestrial biodiversity trends within the 21st century. IIASA DOI:10.22022/ESM/04-2018.15241.

LIVERMAN, D., BABIKER, M., DASGUPTA, P. et al. 2018. Cross-Chapter Box 4 Sustainable Development and the Sustainable Development Goals. In: Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. [Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pörtner, H., (eds.)]. In Press.

LOYOLA, R., MACHADO, N., VILA NOVA, D., et al. 2014. Áreas prioritárias para conservação e uso sustentável da flora brasileira ameaçada de extinção. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson Estúdio; Instituto de Pesquisas Jardim Botânico. 80 p.

- MACE, G., MASUNDIRE, H., BAILLIE, J., RICKETTS, T., BROOKS, T., HOFFMANN, M. ET AL. (2005). Biodiversity. In: Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Current State and Trends: Findings of the Condition and Trends Working Group. Ecosystems and human well-being, Vol. 1. Island Press, Washington, DC.
- MACE, G., COLLAR, N., GASTON, K. et al. 2008. Quantification of Extinction Risk: IUCN's System for Classifying Threatened Species. **Conservation Biology**, Volume 22, No. 6, 1424–1442
- MACE, G, REYERS, B., ALKEMADE, R. et al. 2014. “Approaches to Defining a Planetary Boundary for Biodiversity.” **Global Environmental Change**. 28. pp 289-297.
- MARGULES, C.R., PRESSEY, R.L., 2000. Systematic conservation planning. **Nature** 405, 243–253.
- MAXWELL, S. L., FULLER, R. A., BROOKS, T. M., AND WATSON, J. E. M.:2016 Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers, **Nature**, 536, 143–145, <https://doi.org/10.1038/536143a>,
- MAXIM, L., SPANGENBERG, J., O'CONNOR, M. 2009. “The DPSIR Framework for Biodiversity Assessment An Analysis of Risks for Biodiversity under the DPSIR Framework.” **Ecological Economics** 69(1): 12–23.
- MELLER, L., VAN VUUREN, D., CABEZA, M. 2015. “Quantifying Biodiversity Impacts of Climate Change and Bioenergy: The Role of Integrated Global Scenarios.” **Regional Environmental Change**: 961–71.
- MITTERMEIER, R. A. et al. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions (CEMEX, Mexico City, 2004)
- MITTERMEIER, R. A., TURNER, W. R., LARSEN, F. W., BROOKS, T. M., & GASCON, C. (2011). Global biodiversity conservation: The critical role of hotspots. Biodiversity hotspots (pp. 3–22). Heidelberg: Springer, Berlin.
- MOLOTOKS, A., STEHFEST, E., DOELMANET, J. al. 2018. “Global Projections of Future Cropland Expansion to 2050 and Direct Impacts on Biodiversity and

- Carbon Storage.” **Global Change Biology** (August): 5895–5908.
- NEWBOLD, T., HUDSON, L.N., HILL, S. et al. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature** 520: 45-50.
- NEWBOLD, T., HUDSON, L.N., ARNELL, A.P. ET AL. 2016. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. **Science** 353: 288-291
- NICHOLSON E, COLLEN B, BARAUSSE A, BLANCHARD JL, COSTELLOE BT, et al. (2012) "Making Robust Policy Decisions Using Global Biodiversity Indicators". **PLoS ONE** 7(7): e41128.
- NIEMEIJER, D. 2002. “Developing Indicators for Environmental Policy : Data-Driven and Theory-Driven Approaches Examined by Example.” **Environmental Science & Policy** 5. 91–103
- NIEMEIJER, D. & DE GROOT, R.S. 2008. **Environ Dev Sustain** 10: 89. <https://doi.org/10.1007/s10668-006-9040-9>
- NOSS, R.F.(1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. **Conservation Biology** 4, 355–364
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development), 1993. OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews. Environment Monographs No. 83, OCDE/GD(93)179. Organization for Economic Co-Operation and Development, Paris.
- OECD (2012), OECD Environmental Outlook to 2050, OECD Publishing. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264122246-em>
- OHASHI, H., HASEGAWA, T., HIRATA, A. 2018. Biodiversity can benefit from long-term climate mitigation regardless of land-based measures. Strategic Research on Global Mitigation and Local Adaptation to Climate Change [MiLAI]
- OLIVER, T.H. “How Much Biodiversity Loss Is Too Much?” **Science** 353 (6296), 220-221.

- OLSON D. M., DINERSTEIN, E. (2002) The Global 200: priority ecoregions for global conservation. **Annals of the Missouri Botanical Garden** 89:199-224.
- ORIAN, G., POLICANSKY, D. 2009 “Scientific Bases of Macroenvironmental Indicators.” **Annu. Rev. Environ. Resour.**34:375-404.
- PBL. 2010: **Rethinking global biodiversity strategies: exploring structural changes in production and consumption to reduce biodiversity loss.** Ten Brink, B., Van Oorschot, M., Alkemade, .M., et al. publication number 500197001. Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL), The Hague, the Netherlands
- PBL. (2012). **Roads from Rio+20. Pathways to achieve global sustainability goals by 2050.** Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL), The Hague.
- PBL. (2014). **How Sectors Can Contribute to Sustainable Use and Conservation of Biodiversity.** CBD Technical Series No. 79, (79), (pp. 232).
- PBL. 2015. What is the Mean Species Abundance (MSA)? <<https://www.pbl.nl/en/question-and-answer/what-is-the-mean-species-abundance-msa>>
- PEREIRA, H.M., LEADLEY, P.W., PROENÇA, V. et al. (2010) Scenarios for global biodiversity in the 21st century. **Science**, 330, 1496– 1501.
- PEREIRA H. M., L. M. NAVARRO, MARTINS, I. S. 2012. Global Biodiversity Change: The Bad, the Good, and the Unknown. **Annu. Rev. Environ. Resour.** 37, 25–50
- PEREIRA, H.M., FERRIER, S., WALTERS, M. et al. (2013) Ecology. Essential biodiversity variables. **Science**, 339, 277–278
- POPP, A., ROSE, S., & CALVIN, K., et al. 2014. “Land-Use Transition for Bioenergy and Climate Stabilization: Model Comparison of Drivers, Impacts and Interactions with Other Land Use Based Mitigation Options.” **Climatic Change** 123(3–4): 495–509.
- POUZOLS F, TOIVONEN T, DI MININ E et al. (2014) Global protected area expansion is compromised by projected land-use and parochialism. **Nature**, 516, 383–386.



- PROENÇA, V. & PEREIRA, H.M. (2011) Ecosystem changes, biodiversity loss and human well-being. **Encyclopedia of Environmental Health**. (ed J.O. Nriagu), pp. 215-224. Elsevier, Burlington
- PROENÇA, V., PEREIRA, H.M. (2013). Species–area models to assess biodiversity change in multi-habitat landscapes: The importance of species habitat affinity. **Basic and Applied Ecology** 14, 102–114.
- PURVIS, A., NEWBOLD, T., DE PALMA, A., ET AL. 2018. Modelling and projecting the response of local terrestrial biodiversity worldwide to land use and related pressures: The PREDICTS Project. **Advances in Ecological Research** 58: 201-241
- QUAYLE, J., RAMSAY, L., 2005. “Conservation Status as a Biodiversity Trend Indicator: Recommendations from a Decade of Listing Species at Risk in British Columbia.” **Conservation Biology** 19(4): 1306–11.
- REES, H. L., HYLAND, J. L., HYLLAND, K., MERCER CLARKE, C. S. L., ROFF, J. C., AND WARE, S. 2008. Environmental indicators: utility in meeting regulatory needs. An overview. – **ICES Journal of Marine Science**, 65: 1381–1386.
- REILLY, J., MELILLO, J., CAI, Y., et al. 2012. Using Land To Mitigate Climate Change: Hitting the Target, Recognizing the Trade-offs Environmental. **Science & Technology** 2012 46 (11), 5672-5679
- ROBLEDO□ABAD, C. , ALTHAUS, H. , BERNDES, G. ET AL (2017), "Bioenergy production and sustainable development: science base for policymaking remains limited". **Global Change Biology Bioenergy**, 9: 541-556.
- ROCHEDO, P., 2016. **Development of a global integrated energy model to evaluate the Brazilian role in climate change mitigation scenarios**. Doctoral Thesis. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- RODRIGUES, A. S. L., PILGRIM, J. D., LAMOREUX, J. F., HOFFMAN, M. AND BROOKS, T. M. (2006) The value of the IUCN Red List for conservation. **Trends Ecol. Evol.** 21: 71–76

- ROOIJ, W. 2008 Manual for biodiversity modelling on a national scale: Using GLOBIO3 and CLUE methodology to calculate current and future status of Biodiversity. Case study area: Zambia. MNP Bilthoven, the Netherlands
- ROGELJ, J., DEN ELZEN, M., HÖHNE, N., et al. 2016. Paris Agreement climate proposals need a boost to keep warming well below 2°C. **Nature**, 534 (7609), 631–639,
- ROGELJ, J. 2016. Mitigation in the Context of the Paris Agreement - A synthesis of the scientific literature related to 1.5°C. Report M-624. Norwegian Environment Agency/Miljødirektoratet. Oslo
- ROGELJ, J., SHINDELL, D., JIANG., ET AL. 2018,. Mitigation pathways compatible with 1.5°C in the context of sustainable development. In: Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty [Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pörtner, H., (eds.)]. In Press.
- ROSE SK, AHAMMAD H, EICKHOUT B, FISHER B, KUROSAWA A, RAO S, RIAHI K, VAN VUUREN DP (2012) Land-based mitigation in climate stabilization. **Energy Economics** 34:365–380. doi:10.1016/
- SALA, OE., CHAPIN, FS., ARMESTO, JJ et al. (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science** 287: 1770–1774.
- SALA, OE., VAN VUUREN, D., PEREIRA, HM., LODGE, D., ALDER, J., CUMMING, G., DOBSON, A., WOLTERS, V., XENOPOULOS, MA., 2005. Biodiversity across scenarios. In: Millennium Ecosystem Assessment. New York: Island Press, vol. 2, ch. 10, p. 375-408.
- SANTANGELI A, TOIVONEN T, POUZOLS F, POGSON M, HASTINGS A, SMITH P, MOILANEN A (2015) Global change synergies and trade-offs between renewable energy and bio- diversity. **Global Change Biology Bioenergy**, doi: 10.1111/gcbb.12299.

- SCHIPER, A., BAKKENES, M., MEIJER, J., 2016. The GLOBIO model. A technical description of version 3.5. PBL publication number: 2369 PBL Netherlands Environmental Assessment Agency. The Hague.
- SCHOLES, R., BIGGS, R. 2005. "A Biodiversity Intactness Index." **Nature** 434: 45–49.
- SCHOLES, R., BIGGS, R. 2007. "Assessing the Loss of Natural Capital: A Biodiversity Intactness Index" in Ed. Aronson, J., **Restoring natural capital : science, business, and practice**. Chapter 6, part 1. Island Press. Washington, DC.
- SCHOLES, R., GILL, M., COSTELLO, M. 2017. Working in Networks to Make Biodiversity Data More Available. in Eds. Walters, M., & Scholes, R. **The GEO Handbook on Biodiversity Observation Networks**. Chapter 1. Springer International Publishing AG.
- SMITH, P., BUSTAMANTE, M., AHAMMAD, H., et al. 2014: Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). In: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y et al (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- SMITH, P., DAVIS, S., CREUTZIG, F. et al. 2016. Biophysical and economic limits to negative CO<sub>2</sub> emissions. **Nature Climate Change** 6 (1): 42-50. DOI:10.1038/nclimate2870.
- SMITH, P., PRICE, J., MOLOTOKS, A., WARREN, R., MALHI, Y. 2018 Impacts on terrestrial biodiversity of moving from a 2°C to a 1.5°C target. **Phil.Trans.R.Soc.** A376:20160456. <http://dx.doi.org/10.1098/rsta.2016.0456>
- SOARES-FILHO, B., RAJOO, R., MERRY, F., RODRIGUES, H., DAVIS, J., LIMA, L., MACEDO, M., COE, M., CARNEIRO, A., SANTIAGO, L., 2016. Brazil's market for trading forest certificates. **PLoS One** 11, 1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0152311>
- STEHFEST, E., VAN VUUREN, D., KRAM, T., et al. 2014. Integrated Assessment of Global Environmental Change with IMAGE 3.0. Model description and policy

- applications, PBL Netherlands Environmental Assessment Agency. The Hague
- STOY, P., AHMED, S., JARCHOW, M. et al. 2018. "Opportunities and Trade-Offs among BECCS and the Food , Water , Energy , Biodiversity , and Social Systems Nexus at Regional Scales." **BioScience** • February 2018 / Vol. 68 No. 2. 100–111.
- STRASSBURG BBN, RODRIGUES ASL,GUSTI M, BALMFORDA, FRITZ S, OBERSTEINER M, TURNER RK, BROOKS TM. 2012. "Impacts of incentives to reduce emissions from deforestation on global species extinctions". **Nature Climate Change** 3:350–355
- STRASSBURG, B., BROOKS, T., FELTRAN-BARBIERI, R. et al. 2017. "Moment of truth for the Cerrado hotspot". **Nature Ecology Evolution**. 2017 Mar 23;1(4):99. doi: 10.1038/s41559-017-0099.
- TEN BRINK, B. 2000 . **Biodiversity Indicators for the OECD Environmental Outlook and Strategy: A Feasibility Study**. Report Number: 402001014, RIVM, Bilthoven
- TEN BRINK, B. (2006). **Indicators as communication tools: an evolution towards composite indicators**. ALTER-Net deliverable, WPR2-2006-D3b. 32pp
- THOMAS, C. D., CAMERON, A., GREEN, R. E., BAKKENES, M., BEAUMONT, L. J., COLLINGHAM, Y. C., WILLIAMS, S. E. (2004). Extinction risk from climate change. **Nature**, 427(6970), 145-148. <https://doi.org/10.1038/nature02121>
- THUILLER, W., MUNKEMULLER, T., LAVERGNE, S., et al. 2013. "Idea And Perspective A Road Map for Integrating Eco-Evolutionary Processes into Biodiversity Models." **Ecology Letters** (2013) 16: 94–105
- TILMAN D., CLARK, M., WILLIAMS, D. et al. 2017. Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. **Nature**. 31; 546 (7656): 73-81. doi: 10.1038/nature22900.
- TITEUX, N., HENLE, K., MIHOUB, J.-B., REGOS, A., GEIJZENDORFFER, I. R., CRAMER,W.,VERBURG, P.H., AND BROTONS, L.:Biodiversity scenarios neglect future land-use changes, **Glob. Change Biol.**, 22, 2505–2515
- TITEUX, N., HENLE, K., MIHOUB, J.-B., REGOS, A., GEIJZENDORFFER, I. R.,

- CRAMER, W., VERBURG, P. H., BROTONS, L., AND SYPHARD, A. (Eds.): Global scenarios for biodiversity need to better integrate climate and land use change, **Divers. Distrib.**, 23, 1231–1234,
- UNEP/RIVM (2004). The GEO-3 Scenarios 2002-2032: Quantification and analysis of environmental impacts. Potting, J. & Bakkes, J. (eds.). UNEP/DEWA/RS.03-4 and RIVM 402001022.
- UNEP. 2017. <http://uneplive.unep.org/synergies>
- UNFCCC, 2015. Paris Agreement, Conference of the Parties on its twenty-first session. UN Framework Convention on CLimate Chenage (UNFCCC), Paris, France. <https://doi.org/FCCC/CP/2015/L.9/Rev>.
- UNITED NATIONS. 1992. CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. 5 June 1992. Rio de Janeiro
- UNITED NATIONS. 2015. Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development
- VACKAR, D., TEN BRINK, B., LOH, J., BAILLIE, J.E.M., REYERS, B., 2012. Review of multispecies indices for monitoring human impacts on biodiversity. **Ecological indicators** 17, 58–67.
- VAN ASSELEN, S. & VERBURG, P. H. (2012). A land system representation for global assessments and land-use modeling. **Glob. Change Biol.** 18, 3125–3148
- VAN DER ESCH S, TEN BRINK B, STEHFEST E, BAKKENES M, SEWELL A, BOUWMAN A, MEIJER J, WESTHOEK H AND VAN DEN BERG, M (2017). Exploring future changes in land use and land condition and the impacts on food, water, climate change and biodiversity: Scenarios for the Global Land Outlook. PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, The Hague.
- VAN VUUREN, D P., LUCAS, P., HILDERINK, H. 2006. Downscaling Drivers of Global Environmental Change. Enabling use of global SRES scenarios at the national and grid levels?. 'Netherlands Environmental Assessment Agency, the MNP Rapport 550025001 Bilthoven, the Netherlands

- VAN VUUREN, D., O. SALA, AND H. M. PEREIRA. 2006a. The Future of Vascular Plant Diversity Under Four Global Scenarios. **Ecology and Society** 11:25.
- VAN VUUREN, D. 2007. *Energy Systems and Climate Policy : Long-Term Scenarios for an Uncertain Future*. PhD Thesis. Utrecht University
- VAN VUUREN, D. & VAN VLIET, J & STEHFEST, 2009. "Future bio-energy potential under various natural constraints," **Energy Policy**, Elsevier, vol. 37(11), pages 4220-4230
- VAN VUUREN, D.P., DEETMAN, S., VAN VLIET, J. et al. (2013) "The Role of Negative CO<sub>2</sub> Emissions for Reaching 2 ° C — Insights from Integrated Assessment Modelling." **Climatic Change** 118: 15. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0680-5>
- VAN VUUREN, D. 2015. "Integrated Assessment: Back to the Future." : 36. [http://www.uu.nl/sites/default/files/20150805-uu\\_oratie-van\\_vuuren.pdf](http://www.uu.nl/sites/default/files/20150805-uu_oratie-van_vuuren.pdf).
- VAN VUUREN, D.P. et al. (2017), Limiting global temperature change to 1.5 °C: Implications for carbon budgets, emission pathways, and energy transitions. PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, The Hague.
- VAN VUUREN, D. P., STEHFEST, E., GERNAAT, D. et al. (2018). Alternative pathways to the 1.5 °C target reduce the need for negative emission technologies. **Nature Climate Change** 8, 391–397 <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0119-8>
- VERBURG, P.H., VAN ASSELEN, S., VAN DER ZANDEN, E.H. et al. **Landscape Ecology** (2013) 28: 1067. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9745-0>
- VERDADE, L., PIÑA, C. ROSALINO, L.M. 2015. "Biofuels and Biodiversity : Challenges and Opportunities." **Environmental Development** 15 (2015) 64–78
- VIEIRA, R. ; RIBEIRO, B. ; RESENDE, F. et al. 2018. Compliance to Brazil's Forest Code will not protect biodiversity and ecosystem services. **Diversity And Distributions** , v. 24, p. 434-438
- VISCONTI, P., BAKKENES, M., BAISERO, D., BROOKS, T., BUTCHART, S. H., JOPPA, L., VAN VUUREN, D., RONDININI, C. (2015). Projecting global biodiversity indicators under future development scenarios. **Conservation Letters**,

9(1), 5–13. doi:10.1111/conl.12159

VAN WOERDEN, J. et al. (2017). A training manual on integrated environmental assessment and reporting. Training Module 4 Monitoring, data and indicators. IEA Training Manual. UNEP

WALPOLE, M., MCGEOCH, M., BUBB, P., BRUMMITT., N. et al. 2017 “Using Data for Decision-Making : From Observations to Indicators and Other Policy Tools.” in Eds. Walters, M., & Scholes, R. **The GEO Handbook on Biodiversity Observation Networks**. Chapter 12. Springer International Publishing AG.

WARREN, R.; VANDERWAL, J.; PRICE, J.; et al. 2013. “Quantifying the Benefit of Early Climate Change Mitigation in Avoiding Biodiversity Loss.” **Nature Climate Change** 3(7): 678–82. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1887>.

WHITTAKER, R. H. (1960). “Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California”. In: *Ecological Monographs* 30.3, pp. 279–338. issn: 00129615. doi: 10.2307/1943563. url: <http://doi.wiley.com/10.2307/1943563>.

WINTER, LISA. 2018. **Analysing Impacts on Biodiversity within the Framework of Life Cycle Assessment**. Doctoral Thesis. Technischen Universität Berlin.