

**BARBARA ALMEIDA SOUZA**

**Os impactos e compensações em projetos de mineração: caminho  
positivo para biodiversidade e serviços ecossistêmicos**

São Paulo

2022

**Os impactos e compensações em projetos de mineração: caminho positivo para biodiversidade e serviços ecossistêmicos**

Versão corrigida

Tese apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, como requisito para obtenção do título de doutora em Ciências

Programa de pós-graduação:  
Engenharia Mineral

Área de concentração: Meio ambiente

Orientador: Prof. Luis Enrique Sánchez

São Paulo

2022

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Este exemplar foi revisado e corrigido em relação à versão original, sob responsabilidade do autor e com a anuência de seu orientador.

Assinatura do autor: *Barbara AlSouza*

Assinatura do orientador: *LC Sánchez*

### Catálogo-na-publicação

Souza, Barbara Almeida

Os impactos e compensações em projetos de mineração: caminho positivo para biodiversidade e serviços ecossistêmicos / B. A. Souza -- versão corr.-- São Paulo, 2022.

154 p.

Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Minas e Petróleo.

1. compensação por perda de biodiversidade. 2. avaliação de impacto. 3. Ecossistemas. 4. Mineração de ferro. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Minas e Petróleo.

Nome: Souza, Barbara Almeida

Título: Os impactos e compensações em projetos de mineração: caminho positivo para biodiversidade e serviços ecossistêmicos

Tese apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, como requisito para obtenção do título de doutora em Ciências.

Aprovado em: 05/12/2022

Banca Examinadora:

Carla Grigoletto Duarte	(Universidade Federal de São Paulo)
Carlos Schaefer	(Universidade Federal de Viçosa)
Markus Gastauer	(Instituto Tecnológico Vale)
Sueli Angelo Furlan	(Universidade de São Paulo, FFLCH)

## AGRADECIMENTOS

Sou grata pelo processo e caminho percorrido, que me fizeram crescer muito. E mais importante do que a pesquisa em si, é quem esteve ao meu lado, meu doutorado só foi possível à minha rede de pessoas amadas que me deram estrutura nos últimos cinco anos. Por isso agradeço:

Ao professor Luis Enrique Sánchez pela oportunidade de crescimento, supervisão e orientação. Agradeço pela paciência, pelo compartilhamento da sua experiência e conhecimento sobre avaliação de impacto.

Às professoras Aliny Pires e Rozely Santos, pelos comentários e contribuições que me ajudaram na segunda etapa do desenvolvimento da tese. Aos colegas geógrafos Pedro Bueno e Carlos Pires que deram suporte nas análises das métricas da paisagem.

À empresa Anglo American Brasil por destacar a importância da pesquisa em conservação da biodiversidade no setor da mineração. Em especial, à Claudiana Paula de Souza pela confiança, entusiasmo e pela paciência em me dar acesso às informações necessárias a esta pesquisa.

À Fundação de Desenvolvimento Tecnológico da Engenharia, pelo apoio financeiro e administrativo durante os anos iniciais, por meio do Projeto nº1686.

À Josianne Rosa pelo compartilhamento de experiências, oportunidades e principalmente pela amizade e conforto nos momentos difíceis desta tese. À Juliana Siqueira-Gay pela companhia divertida e pela colaboração na pesquisa. À Tais Fernandes pelos momentos de desabafo e risadas, mesmo a distância. Às queridas Ana Paula Dibo e Carla Duarte, muito grata pela rica troca de experiência e momentos que me ensinaram tanto neste processo.

Ao Stephen Edwards, da União Internacional para Conservação da Natureza, pela confiança em meu trabalho, compreensão e otimismo de sempre. Aos colegas do grupo *Impact Mitigation and Ecological Compensation*, da Comissão de Gestão de Ecossistemas.

Agradeço ao Renato Iwamoto, cujo olhar sobre mim me faz acreditar que eu consigo tudo, obrigada por ser meu abrigo todos os dias. À minha família de mulheres fortes e inteligentes a quem devo tudo: minhas irmãs Caroline e Natália, aos meus pais pelo suporte e por todo encorajamento não apenas neste período, mas ao longo de todo o percurso que trilhei até aqui.

## RESUMO

Impactos de projetos de desenvolvimento sobre ecossistemas de alto valor de biodiversidade devem ser avaliados mediante aplicação da hierarquia de mitigação, cujo último estágio é a compensação. Esta pesquisa desenvolveu um roteiro para o planejamento e avaliação das medidas de compensação por perda de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos, com base em princípios e critérios alinhados com as recomendações internacionais de melhores práticas. Os critérios de equivalência, adicionalidade e permanência foram aplicados para avaliar as compensações utilizadas em um projeto de mineração de ferro denominado Minas-Rio, localizado no Sudeste do Brasil. A partir de análise documental e de análise espacial, incluindo o uso de métricas da paisagem, constatou-se que a implantação do projeto ocasionou perda de 1.605,25 hectares de florestas e 332 hectares de campos rupestres e 79 cavernas, que resultou na compensação de 3.269,98 hectares sendo 45,4% por medidas de restauração e 54,6% de proteção de áreas que já possuíam florestas ou campos. Verificou-se que se as compensações, se cuidadosamente planejadas, têm potencial de equilibrar as perdas e de resultar em impacto líquido positivo. Entretanto, parte dos ganhos de biodiversidade somente se consolida depois de longo período, havendo lapso temporal entre perdas e ganhos. As métricas de paisagem utilizadas para avaliar a adicionalidade das medidas de compensação - índice do maior fragmento e área núcleo (efeito de borda) - mostraram que a conectividade dos fragmentos florestais aumentou, como resultado da localização das áreas de compensação. A análise de um cenário de 30 anos após a implantação das compensações indica que medidas de restauração deverão promover ganhos para biodiversidade, ao aumentar a conectividade funcional. A análise das estratégias para garantir a permanência das compensações, que foi buscada por meio da criação de áreas protegidas privadas e do planejamento da gestão dessas áreas, encontrou que faltam garantias financeiras para assegurar os custos de manutenção após o fechamento da mina. Para analisar o potencial de compensação dos impactos sobre serviços ecossistêmicos, foram avaliadas tanto as compensações de biodiversidade quanto outras medidas de mitigação, concluindo-se que as medidas para mitigar outros impactos - especialmente sobre a água - têm potencial para compensar certos impactos sobre serviços ecossistêmicos, desde que integradas com as compensações da biodiversidade, mas que ainda assim são necessárias estratégias de compensação específicas orientadas para serviços ecossistêmicos. Ações como a realização de uma análise *ex ante* dos serviços ecossistêmicos, a integração da compensação por biodiversidade com medidas de mitigação de impactos sociais e o envolvimento das partes interessadas são necessários para compensar simultaneamente os impactos sobre a biodiversidade e sobre os serviços ecossistêmicos. Alcançar impacto positivo sobre biodiversidade e serviços ecossistêmicos é um processo longo que requer esforços sustentados que somente podem ser demonstrados no longo prazo. Por isso, é necessário avaliar periodicamente os resultados parciais das ações de compensação, com base em sólida concepção teórica e em programas bem estruturados de monitoramento.

Palavras-chave: compensação por perda de biodiversidade, avaliação de impacto, mineração de ferro.

## ABSTRACT

Impacts of development projects on ecosystems of high biodiversity value should be assessed by applying the mitigation hierarchy, whose last stage is offsetting. This research developed a framework for planning and evaluating measures to offset losses of biodiversity and ecosystem services, based on principles and criteria aligned with international best practice recommendations. The criteria of equivalence, additionality and permanence were applied to evaluate the offsets used in an iron ore mining project called Minas-Rio, located in Southeastern Brazil. Based on document review and spatial analysis, including the use of landscape metrics, it was found that the implementation of the project caused the loss of 1,605.25 hectares of forests and 332 hectares of grasslands; and 79 caves, which resulted in 3,269.98 hectares of offsets, 45.4% of which were restoration measures and 54.6% of which were protection of areas that already had forests or grasslands. It was found that offsets, if carefully planned, have the potential to balance losses and result in a net positive impact. However, part of the biodiversity gains are only consolidated after a long time span, with a time lag between losses and gains. The landscape metrics used to assess the additionality of compensation measures - index of the largest fragment and core area (edge effect) - showed that the connectivity of forest fragments increased as a result of the location of offsets areas. The analysis of a scenario 30 years after the implementation of offsets indicates that restoration measures should promote gains for biodiversity by increasing functional connectivity. of the review of strategies to ensure the permanence of offsets -essentially the creation of private protected areas and management planning for these areas -, found that financial guarantees to cover maintenance costs after mine closure were lacking. In terms of offsetting impacts on ecosystem services, both biodiversity offsets and other mitigation measures were assessed, concluding that mitigation dedicated to other impacts - particularly on water - has can offset certain impacts on ecosystem services, if those measures are integrated with biodiversity offsets. However, specific offset strategies targeted at ecosystem services are needed. Actions such as conducting an *ex-ante* analysis of ecosystem services, integrating biodiversity offsets with measures to mitigate social impacts and stakeholder engagement are needed to simultaneously offset impacts on biodiversity and ecosystem services. Achieving positive impact on biodiversity and ecosystem services is a long process that requires sustained efforts that are demonstrable only over the long term. It is therefore necessary to periodically evaluate the results of offset actions, based on a sound theoretical design and well-structured monitoring programmes.

Keywords: biodiversity offsets, impact assessment, iron mining

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Quadro conceitual de análise e perguntas da pesquisa.....	22
Figura 2: Etapas e passos da pesquisa .....	24
Figura 3: Número de trabalhos de acordo com os países analisados.....	44
Figura 4: Número de citações dos critérios nos 103 artigos compilados pela revisão sistemática da literatura. ....	45
Figura 5: Localização do sistema Minas-Rio.....	55
Figura 7: Etapas do empreendimento. ....	58
Figura 8: Área de estudo da pesquisa e a localização das áreas protegidas...	61
Figura 9: Mapa de cobertura da terra e localização de cavernas.....	62
Figura 10: Fitofisionomias afetadas pelo empreendimento. Acima, à esquerda, campo rupestre; abaixo, à esquerda, floresta estacional semidecidual; acima, à direita, candeal; abaixo, à direita, áreas antropizadas. (Fotos da autora e Luis E. Sánchez.) .....	64
Figura 11: Modelo conceitual e os critérios para planejamento e avaliação da compensação de biodiversidade. ....	76
Figura 12: Fluxo de gestão para implantação de compensações por perda de biodiversidade. ....	77
Figura 13: Análise de equivalência entre perdas e ganhos, por meio de habitat- hectare. ....	85
Figura 14: Análise comparativa entre as classes de 2008 e 2019. ....	93
Figura 15 – Alterações na distância euclidiana entre fragmentos (conectividade) e distribuição do tamanho dos fragmentos em 2008 e 2019.....	94
Figura 16: Análise comparativa do aumento da distância entre os fragmentos entre 2008 e 2019 para a formação de floresta.....	96
Figura 17: Comparação do maior fragmento de formação florestal da paisagem em 2008 e 2019, em relação às compensações. ....	97
Figura 18: Árvore de decisão para delimitação de medidas de mitigação para impactos sobre serviços ecossistêmicos prioritários. ....	105
Figura 19: Beneficiários dos serviços ecossistêmicos hídricos e sub-bacias hidrográficas afetadas pela mineração e compensações.....	112
Figura 20: Localização das comunidades locais e pontos de monitoramento de água. ....	114
Figura 21: Áreas provedoras do serviço ecossistêmico de provisão de água	117
Figura 22: Monitoramento da turbidez da água captada em São Sebastião..	118
Figura 23: Gráfico da área provedora de água nos horizontes de análise de 2008, contrafactual de 2019 e observado de 2019 na comunidade de São Sebastião do Bom Sucesso. ....	119
Figura 24: Gráfico da área provedora de água nos horizontes de análise de 2008, contrafactual de 2019 e observado de 2019 na comunidade de Água Quente. ....	120
Figura 25: Gráfico da área provedora de água nos horizontes de análise de 2008, contrafactual de 2019 e observado de 2019 na comunidade do Turco.	121



Figura 26: Gráfico da área provedora de água nos horizontes de análise de 2008, contrafactual de 2019 e observado de 2019 na comunidade do Gondó. ....	121
Figura 27: Forma de abastecimento dos moradores das comunidades selecionadas. ....	124
Figura 28: Modelo conceitual de perdas e ganhos progressivos de biodiversidade e impacto líquido positivo .....	127

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Principais críticas à compensação sobre perda de biodiversidade. .	41
Tabela 2: Fases do empreendimento de acordo com o processo de licenciamento ambiental.....	57
Tabela 3: Impactos sobre a biodiversidade para as fases de implementação e operação do Minas-Rio. ....	66
Tabela 4: Impactos sobre os serviços ecossistêmicos prioritários (fase de operação – 2014-2018).....	69
Tabela 5: Análise de alternativa realizada no EIA do Minas-Rio (2006).....	71
Tabela 6: Métricas da paisagem selecionadas .....	81
Tabela 7: Critérios e requisitos para analisar o potencial de obtenção de ganho líquido.....	83
Tabela 8: Sumário de análise de similaridade realizada pelo Minas-Rio, referente ao step 3. ....	88
Tabela 9 – Equivalência ecológica das áreas afetadas e compensadas. ....	89
Tabela 9 – Mudanças na composição da paisagem nas áreas de compensação entre 2008 e 2019 .....	91
Tabela 10: Resultados das métricas analisadas de acordo com o ano de referência e cenário.....	98
Tabela 11: Garantias de permanência das medidas de compensação.....	101
Tabela 12: Escala qualitativa utilizada para analisar o potencial das medidas de mitigação para englobar os impactos sobre os serviços ambientais prioritários. ....	107
Tabela 13: Potencial das medidas mitigadoras propostos para mitigar os impactos sobre serviços ecossistêmicos.....	109
Tabela 14: Avaliação de cada uso e cobertura da terra na oferta do serviço ecossistêmico de provisão de água. ....	119

## LISTA DE SIGLAS

APP - Área de Preservação Permanente

BBOP - *Business and Biodiversity Offset Program*

CDB - Convenção das Nações Unidas sobre Diversidade Biológica

EIA – Estudo de Impacto Ambiental

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

NNL – *No net loss* (nenhuma perda líquida)

NG – *Net gain* (impacto líquido positivo)

ODS – Objetivos do Desenvolvimento Sustentável

ONU – Organização das Nações Unidas

PNUD – Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento

RPPN – Reserva Particular do Patrimônio Natural

SIG – Sistema de Informações Geográficas

SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza

UC – Unidade de Conservação

UNESCO - Programa das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura

## SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 – APRESENTAÇÃO.....	12
1.1. Introdução ao problema .....	14
1.2. Perguntas de pesquisa.....	17
1.3. Premissas .....	18
1.4. Objetivo.....	18
1.4.1. Objetivos específicos.....	19
CAPÍTULO 2 – Procedimento metodológico geral .....	20
2.1. Caracterização da pesquisa .....	20
2.2. Etapas da pesquisa.....	23
CAPÍTULO 3 – Balanço entre impactos e compensações: estabelecendo metas para biodiversidade e serviços ecossistêmicos.....	28
3.1. Da necessidade de incorporação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos na gestão da mineração.....	28
3.1.1. Biodiversidade.....	28
3.1.2. Serviços ecossistêmicos .....	31
3.1.3. A mineração como ameaça à biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos	32
3.2. Evolução dos compromissos sobre biodiversidade .....	35
3.2.1. Agenda internacional .....	35
3.3. A compensação por perda de biodiversidade como estratégia dos negócios ...	39
3.4. Princípios e critérios aplicáveis à compensação por perda de biodiversidade ..	43
3.5. Princípios e critérios aplicáveis à compensação por perda e/ou redução da oferta de serviços ecossistêmicos.....	50
CAPÍTULO 4 – Impactos residuais sobre a biodiversidade e serviços ecossistêmicos	53
4.1. Caracterização do caso.....	53
4.2. Contexto histórico do empreendimento .....	56
4.3. Delimitação da área da pesquisa .....	59
4.4. Impactos residuais sobre a biodiversidade e serviços ecossistêmicos .....	62
4.5. Aderência à hierarquia de mitigação .....	70
CAPÍTULO 5 – Aplicando os critérios de compensação por perda de biodiversidade.	75
5.1. Procedimentos metodológicos para medir perdas e ganhos de biodiversidade	75
5.1.1. Equivalência .....	78
5.1.2. Adicionalidade .....	79
5.1.2.1. Adicionalidade das medidas de compensação por restauração .....	79
5.1.2.2. Análise dos efeitos de conectividade sobre a paisagem.....	80
5.1.3. Permanência .....	82
5.2. Avaliação dos ganhos em biodiversidade por meio de compensações implementadas pelo Minas-Rio.....	83

5.2.1	Equivalência.....	84	
5.2.2	Adicionalidade das atividades de restauração.....	91	
5.2.3	Os efeitos da restauração na paisagem.....	91	
5.2.4	Adicionalidade das medidas de compensação espeleológica.....	99	
5.2.5	Permanência.....	101	
CAPÍTULO 6 – Aplicando os critérios para avaliação da compensação por perda de serviços ecossistêmicos.....			104
6.1.	Procedimentos metodológicos para medir perdas e ganhos de serviços ecossistêmicos.....	104	
6.2.	Programas de mitigação na compensação os impactos sobre serviços ecossistêmicos.....	106	
6.2.1.	Procedimentos metodológicos para análise da potencialidade dos programas de mitigação para compensar os impactos sobre os serviços ecossistêmicos.....	106	
6.2.2.	O plano de gestão ambiental trata dos impactos sobre os serviços ecossistêmicos?.....	108	
6.2.3.	O plano de compensação florestal tem potencial para compensar os impactos sobre os serviços ecossistêmicos hídricos?.....	111	
6.3.	Procedimentos metodológicos para avaliação dos critérios para serviços ecossistêmicos prioritários.....	113	
6.3.1.	Equivalência.....	114	
6.3.2.	Adicionalidade.....	115	
6.3.3.	Autonomia.....	116	
6.4.	Avaliação dos ganhos em serviços ecossistêmicos por meio de compensações implementadas pelo Minas-Rio.....	116	
6.5.	Compensações de impactos sobre serviços hídricos.....	116	
6.5.1.	Equivalência.....	117	
6.5.2.	Adicionalidade.....	118	
6.5.3.	Autonomia.....	122	
CAPÍTULO 7 - DISCUSSÃO GERAL.....			125
7.1.	Desafios para a compensação por perda de biodiversidade.....	125	
7.2.	Desafios para a compensação de impactos sobre serviços ecossistêmicos ..	127	
CAPÍTULO 8 - CONSIDERAÇÕES FINAIS.....			132
8.1.	Lições aprendidas.....	132	
8.2.	Conclusões da tese.....	133	
8.3.	Recomendações.....	134	

## **CAPÍTULO 1 – APRESENTAÇÃO**

Os desafios de desenvolver e validar critérios para planejar e avaliar programas que ajudem a cessar o declínio da biodiversidade têm atraído a atenção não apenas de pesquisadores, como também de organizações não governamentais, governos e empresas.

Em particular, as perdas de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos decorrentes de projetos de desenvolvimento são objeto de debate, de pesquisa e de crescentes exigências legais em vários países, assim como de diferentes iniciativas colaborativas, em torno do desenvolvimento de melhores práticas que evitem perdas ou mesmo melhorem a condição dos ecossistemas e seus benefícios. Por esse motivo, algumas empresas passaram a estabelecer seus próprios compromissos de biodiversidade tanto em nível operacional quanto corporativo.

Os compromissos de compensação por perda para a biodiversidade se baseiam na seguinte premissa: os impactos negativos causados por projetos devem ser equilibrados (nenhuma perda líquida) ou superar as perdas (ganho líquido). Tais compromissos estão associados à adoção da hierarquia de mitigação, um procedimento sistemático de medidas sequenciais de prevenção e controle ambiental: evitar, minimizar, corrigir e compensar.

A compensação – às vezes chamada de mitigação compensatória – deveria ser empregada apenas quando a prevenção das perdas não for factível. Tal situação é frequente em projetos de aproveitamento de recursos naturais, como é o caso da mineração, em que o recurso que se pretende aproveitar muitas vezes ocorre em áreas de importância para conservação da biodiversidade, tornando, nesses casos, inevitável a supressão de habitats.

A gestão da biodiversidade e serviços ecossistêmicos ocupa um lugar de destaque no desenvolvimento da mineração. Embora a legislação brasileira apresente requisitos para proteção da biodiversidade, como compensação florestal e ambiental, não há claras e específicas exigências para gestão de perdas e ganhos em termos de biodiversidade nem qualquer requerimento direcionado a serviços ecossistêmicos. Em comparação com as boas práticas internacionais (BBOP, 2012; IFC, 2012), embora exista alguma equivalência em termos de critérios ecológicos, a legislação brasileira ainda não é suficiente para

garantir que não haja nenhuma perda líquida em biodiversidade (Souza e Sánchez, 2018). Nesse sentido, a adequada aplicação da hierarquia de mitigação e o desenvolvimento de programas de compensação dependem mais de uma postura proativa das empresas do que da exigência legal, especialmente no caso dos serviços ecossistêmicos.

Esta pesquisa investiga como pode ser feito o planejamento e gerenciamento de projetos de mineração em regiões de alto valor de conservação de maneira a evitar perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos e induzir ganhos, por meio de medidas de compensação por perda de biodiversidade (que na literatura internacional é referenciada como *biodiversity offsets*).

A pesquisa resultou em um quadro de referência (fluxo de gestão), com diretrizes e recomendações de iniciativas, que apresenta um caminho para atingir ganho líquido de biodiversidade, bem como orientações para compensar perdas de fornecimento de serviços ecossistêmicos. O teste e a discussão foram feitos em um complexo minerário de ferro, localizado na região da Serra do Espinhaço (Minas Gerais, Brasil), região em que o arcabouço geológico, de interesse mineral, também suporta ecossistemas de alto valor de biodiversidade.

A tese está estruturada em oito capítulos. Neste primeiro, apresentam-se o problema da pesquisa, o objetivo e as hipóteses. O segundo capítulo discorre sobre o procedimento metodológico geral e as etapas que guiaram a pesquisa. O terceiro apresenta a revisão da literatura que abrange os conceitos de biodiversidade e serviços ecossistêmicos, compensação, bem como o levantamento dos critérios de análise usados no teste de aplicação. O capítulo quatro apresenta a descrição do caso escolhido para aplicação. Os capítulos cinco e seis descrevem, respectivamente, a metodologia específica e os resultados da aplicação da análise das perdas de biodiversidade e serviços ecossistêmicos. E, por fim, o capítulo sete traz a discussão geral e o capítulo oito, as conclusões.

A pesquisa é resultado do projeto “Da avaliação à mitigação de impactos sobre biodiversidade e serviços ecossistêmicos: como atingir perda zero?” apoiada pela Fundação para o Desenvolvimento Tecnológico da Engenharia (FDTE) e Anglo American Minério de Ferro Brasil (Contrato n. 1686.01.17).

## 1.1. Introdução ao problema

À luz do declínio global da biodiversidade, juntamente com os serviços que são fornecidos por ela, há um movimento mundial para o estabelecimento e alcance de metas de conservação que consideram uma gestão responsável sobre os impactos sobre a biodiversidade.

A Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) anunciou que nenhuma das 20 metas de Aichi para a biodiversidade estabelecidas em 2010 foi plenamente atingida (CDB, 2019). Nesse contexto, as nações estão negociando a próxima geração das metas globais (Marco da Biodiversidade Pós-2020), cuja adoção está prevista para 2022, o que deve direcionar as ações dos governos e de outros atores para as próximas décadas.

Nessa conjuntura, é necessário reconhecer que a perda – ou degradação – da biodiversidade, no curto prazo, é um resultado inevitável da demanda por energia, materiais e transportes (Maron *et al.*, 2020; Díaz *et al.*, 2020). A magnitude dessas perdas, no entanto, deve ser sistematicamente avaliada e esforços robustos têm de ser direcionados não somente para evitar os impactos em áreas significativas para a biodiversidade, como também para compensar as perdas inevitáveis (Milner-Gulland *et al.*, 2021).

No desafio entre desenvolvimento e os esforços para deter a perda da biodiversidade, o setor empresarial é considerado protagonista não apenas porque contribui para os impactos significativos na biodiversidade (Addison *et al.*, 2019; Maxwell *et al.*, 2016), mas também porque muitas de suas operações estão intrinsecamente ligadas e dependentes da biodiversidade (Dempsey, 2016; TEEB, 2010).

O engajamento da indústria extrativa, da qual a mineração faz parte, é apontado como chave na transição para modelos que impulsionem práticas positivas para a gestão de biodiversidade (Kennedy *et al.*, 2020). Nesse cenário, o posicionamento das empresas de mineração se destaca por iniciativas pioneiras no estabelecimento de compromissos e metas de biodiversidade (IUCN, 2017; Silva *et al.*, 2019).

Tal pioneirismo vem da constatação de que, entre os principais impactos causados por empreendimentos de mineração a céu aberto, estão a fragmentação e a supressão de habitats, listados como a segunda maior causa



de perda de biodiversidade e seus benefícios no mundo (IPBES, 2019). Além disso, as atividades minerárias frequentemente causam impactos inevitáveis sobre a biodiversidade (Sonter *et al.* 2018; Pena *et al.*, 2017) e diminuição do fornecimento de serviços ecossistêmicos (Rosa e Sánchez, 2016), o que pode provocar tensões sociais (Zhour, 2014).

Ainda que a mineração ocupe poucas extensões territoriais, dada a rigidez locacional das jazidas, essas áreas muitas vezes estão localizadas em regiões de grande importância para conservação da biodiversidade e provisão de serviços ecossistêmicos. Desse modo, os impactos sobre a biodiversidade tendem a ser mais significativos (Siqueira-Gay *et al.*, 2022; Sonter *et al.*, 2017; Tibett *et al.*, 2015), o que aumenta a responsabilidade do setor de garantir que seus processos reduzam os impactos e desenvolvam ações efetivas para a conservação da biodiversidade.

As tensões entre prioridades de conservação e atividades minerárias devem se intensificar com a crescente demanda por infraestrutura e transição energética, o que eleva a pressão para a exploração de novas áreas mais afastadas e frequentemente com alto valor de biodiversidade (Sonter *et al.*, 2020; Whitehorn *et al.*, 2019). Diante do potencial aumento de conflito, a gestão adequada dos impactos é uma questão fundamental para continuidade da mineração em grande escala, como o requisito de garantir a licença social para operar (van der Plank *et al.*, 2016; Dare *et al.*, 2014).

É sob essa perspectiva que se constata o crescente interesse no uso de compensações de biodiversidade para contrabalancear os impactos adversos e inevitáveis de projetos de desenvolvimento e de atividade econômica em geral (BBOP, 2012a; BBOP, 2018; Bull *et al.*, 2013). O desenvolvimento dos princípios e da aplicação da compensação por perda de biodiversidade foi impulsionado pelo programa *Business and Biodiversity Offsets Programme* (BBOP) da *Forest Trends*, e hoje é adotado por mais de 100 países (GIBOP, 2019) e corroborado com o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável n. 14 da Nações Unidas (ONU) (zu Ermgassen *et al.*, 2019) e mais recentemente com a meta global de “resultados positivos” para a biodiversidade até 2050, atualmente discutido no Marco Pós-2020 da Convenção de Diversidade Biológica.

A compensação por perda de biodiversidade é um instrumento mundialmente utilizado (GIBOP, 2019) para fazer frente aos impactos negativos não mitigáveis,

chamados de impactos residuais. Esse instrumento envolve a aplicação da hierarquia de mitigação, que determina a aplicação de medidas para minimizar e reparar os impactos adversos resultantes da implantação, operação e desativação de projetos de desenvolvimento (Bidaud *et al.*, 2019; Ekstrom *et al.*, 2015; ten Kate *et al.*, 2004).

A hierarquia de mitigação vem sendo adotada, de forma mais ou menos explícita, por legislações de vários países e, de modo crescente, como requisito de instituições financeiras envolvidas no financiamento de projetos (Villaroya, 2014). No Brasil, a hierarquia de mitigação está expressa em processos de planejamento e na tomada de decisões sobre avaliação de impactos e licenciamento ambiental (Fonseca e Leite, 2016), e é a base de diversas recomendações de boas práticas oriundas de diferentes fontes

Sob a perspectiva da hierarquia de mitigação, a compensação por perda de biodiversidade se aplica aos impactos residuais, ou seja, àqueles que restam após rigorosa aplicação da hierarquia de mitigação. O objetivo da compensação é alcançar perda líquida zero (do inglês *no net loss*, NNL) ou ganho líquido (do inglês *net gain*, NG), também referido como impacto líquido positivo (do inglês *net positive impact*, NPI) (BBOP, 2012). O termo “líquido” é utilizado internacionalmente para expressar a diferença entre os ganhos obtidos com as ações de compensação e as perdas devidas a um projeto. Embora ainda haja muitas discussões e pouco consenso sobre as definições dessas metas, elas podem ser entendidas como objetivos para a redução da pressão sobre a biodiversidade.

No caso de nenhuma perda, os ganhos de biodiversidade correspondem às ações para garantir que não haja redução geral no tipo, na quantidade ou na condição do valor de biodiversidade afetado. Já atingir uma meta de ganho na biodiversidade significa que os impactos negativos de um projeto sobre os valores de biodiversidade são superados pelos ganhos que são alcançados pela implementação de programas de conservação e/ou restauração na mesma região, embora seja inevitável que algumas perdas ainda ocorram e que os ganhos não sejam perfeitamente equilibrados com as perdas em relação ao tempo, espaço ou tipo de biodiversidade afetada.

Apesar de o conceito de compensação por perda de biodiversidade não ser novo, sua implementação continua sendo um desafio conceitual e prático para

empresas, formuladores de políticas e organizações conservacionistas. Entre esses desafios estão: (i) falta de definição de critérios apropriados para avaliar as perdas de biodiversidade e as correspondentes necessidades de compensação para atingir perda zero (Gonçalves *et al.*, 2015, Souza e Sánchez, 2018); (ii) poucas evidências empíricas de sucesso (Weissgerber *et al.*, 2019; Kujala, 2015); (iii) possíveis *trade-off* entre biodiversidade e serviços ecossistêmicos, em que a maior oferta de determinado serviço pode significar a exclusão de outro (Ricketts *et al.*, 2016; Sonter *et al.*, 2018).

A compensação por perda de biodiversidade é denominada compensação *like for like*, ou seja, não admite troca de capital natural por outro tipo de capital (BBOP, 2012; Gordon *et al.*, 2015). Portanto, não estão incluídas nesta pesquisa as compensações financeiras feitas por meio de alocação de recursos em unidades de conservação e definidas no âmbito da lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) (BRASIL, 2000).

## **1.2. Perguntas de pesquisa**

Diante do contexto apresentado, tem-se como pergunta norteadora da pesquisa: “Como atingir metas de perda zero ou ganhos para biodiversidade e serviços ecossistêmicos de empreendimentos de mineração?”.

Para responder a essa pergunta, questões específicas também foram elaboradas, pautadas na problemática em que a pesquisa está inserida.

1. Quais são os critérios para planejar, implementar e avaliar as ações de compensação por perda de biodiversidade?
2. As compensações florestais e espeleológicas atendem aos critérios e princípios que conduzem a potenciais ganhos à conservação da biodiversidade?
3. A compensação de biodiversidade tem potencial de restaurar serviços ecossistêmicos para os beneficiários afetados pelo projeto? É necessária mitigação adicional para os impactos sobre os serviços ecossistêmicos?

### **1.3. Premissas**

Para o desenvolvimento da pesquisa, tendo o embasamento teórico como referência, teve-se a definição das seguintes premissas:

– Equivalência, adicionalidade e permanência são os critérios capazes de demonstrar o alcance de metas de biodiversidade.

– Compensação por perda de biodiversidade é insuficiente para compensar os serviços ecossistêmicos, o que pressupõe a necessidade do estabelecimento de mitigação adicional para os impactos sobre os serviços ecossistêmicos.

A primeira premissa é baseada em uma revisão sistemática da literatura científica entre 2000 e 2021 (Sánchez *et al.*, 2022), que identifica ações de planejamento e avaliação de compensação por perda de biodiversidade. Já a segunda premissa da pesquisa utiliza como ponto de partida a discussão feita por Souza *et al.* (2021) sobre até que ponto as compensações de biodiversidade impactam os serviços ecossistêmicos em nível de projeto, e Rosa e Sánchez (2016) que apresentaram a aplicação da abordagem de serviços ecossistêmicos na avaliação de impacto ambiental, com a perspectiva de discutir as consequências sociais dos impactos ambientais de empreendimentos de mineração.

### **1.4. Objetivo**

Considerando o estado da prática internacional de gestão da biodiversidade e serviços ecossistêmicos em projetos de desenvolvimento, o problema de pesquisa é definir como planejar e gerenciar projetos de mineração em regiões de alto valor de conservação, de maneira a evitar perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos.

O objetivo geral da pesquisa é desenvolver um roteiro (fluxo de gestão) para atingir ganho para biodiversidade e serviços ecossistêmicos em territórios afetados por empreendimentos do setor de mineração de ferro no Brasil. Esse quadro é referência para:

- (1) planejar e desenvolver programas de compensação visando a nenhuma perda líquida ou ter ganhos positivos de biodiversidade e serviços ecossistêmicos.

(2) facilitar o monitoramento e a avaliação dos resultados de programas de compensação.

#### **1.4.1. Objetivos específicos**

Partindo-se do objetivo geral, estão associados os seguintes objetivos específicos:

- Analisar se as compensações florestais trazem ganhos na conservação da biodiversidade local;
- Verificar se as compensações por perda de biodiversidade e as compensações sociais possibilitam a compensação dos impactos sobre serviços ecossistêmicos;
- Estruturar um fluxo de gestão para atingir ganho líquido de biodiversidade, bem como para obter orientações para compensar perdas de fornecimento de serviços ecossistêmicos.

## **CAPÍTULO 2 – Procedimento metodológico geral**

Este capítulo descreve os procedimentos metodológicos explicitando as abordagens adotadas para planejamento e execução da pesquisa com vistas a alcançar os objetivos específicos, conforme exposto no capítulo 1. Inicialmente, apresentam-se as características da metodologia de pesquisa adotada e, em seguida, o planejamento (etapas) da pesquisa.

### **2.1. Caracterização da pesquisa**

A pesquisa caracteriza-se como empírica quanto à sua natureza, uma vez que se concentrou na análise factual de um problema real, o que oferece possibilidade de concretude às argumentações, pois facilitam a aproximação entre teoria e prática (Demo, 1994).

Quanto aos objetivos, este estudo classifica-se como uma pesquisa exploratória e descritiva (Gil, 2008), pois busca aprofundar o conhecimento sobre a compensação por perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos, bem como explorar as oportunidades para que ele seja incorporado nos processos de planejamento e gestão ambiental no contexto brasileiro.

Um empreendimento minerário foi escolhido de maneira intencional como objeto de pesquisa. A técnica de análise de caso tem sido amplamente empregada por sua capacidade de investigação empírica profunda de um fenômeno contemporâneo, mediante a obtenção de evidências com base em diversas fontes, como documentos, observações e entrevistas (Yin, 2010).

O setor de mineração é particularmente apropriado para uma pesquisa dessa natureza devido à sua rigidez locacional e ao histórico de ações em relação à biodiversidade das principais empresas. A característica de rigidez locacional evidencia o frequente dilema de que a mineração somente é possível se houver interferência direta em locais com alto valor de biodiversidade, inclusive em habitats críticos. Em outros setores de atividade, o estudo e a análise de alternativas de localização podem, muitas vezes, orientar decisões que evitem ou minimizem as perdas. Já no setor de mineração, embora alternativas de localização de certas estruturas (como pilhas de estéril) são e devem ser

analisadas sob a ótica da hierarquia de mitigação, o local das cavas é ditado pelas condições geológicas sobre as quais o projetista não tem controle.

Nesse contexto, a mineração de ferro apresenta desafios particulares por afetar, no caso do Brasil, habitats como campos rupestres e cavernas, cuja própria existência decorre de fatores de ordem geológica e geomorfológica concorrentes à presença de minério de ferro. Com a expansão e a crescente demanda, a mineração de ferro continuará exercendo pressão sobre os ecossistemas. A gestão da biodiversidade e serviços ecossistêmicos deve ter, portanto, lugar de destaque no desenvolvimento da mineração.

O caso de estudo foi escolhido de maneira intencional e de acordo com os seguintes critérios:

- (i) a sensibilidade e riqueza da biodiversidade encontrada na região, bem como a relação dela com a população local onde o projeto se encontra. O empreendimento está localizado em uma área de alto valor de biodiversidade (Silveira *et al.*, 2019; Miola *et al.*, 2019, Morelatto e Silveira, 2018) e reconhecida pela Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO) como Reserva da Biosfera (SEMAD *et al.*, 2005; Domingues *et al.*, 2011);
- (ii) há estudos anteriores que avaliaram os impactos sobre serviços ecossistêmicos no empreendimento (Rosa e Sánchez, 2016).
- (iii) disponibilidade da empresa para fornecer dados e permitir acesso às áreas projeto, além de apresentar uma relação de desenvolvimento de projetos de pesquisa sobre o tema de biodiversidade e serviços ecossistêmicos.

No universo de análise referente a esse empreendimento, foram selecionados: (i) os ecossistemas, seus serviços e beneficiários, (ii) atividades de implantação e operação, (iii) impactos residuais, (iv) ações compensatórias específicas para biodiversidade, programas de mitigação e iniciativas relacionadas a biodiversidade e serviços ecossistêmicos.

A Figura 1 apresenta o quadro conceitual de análise associadas às perguntas da pesquisa, todas relacionadas à busca de entender como atingir metas perda zero ou ganhos para biodiversidade e serviços ecossistêmicos de empreendimentos de mineração. A referência utilizada parte da incorporação da biodiversidade na avaliação de impacto (Treweek, 1999) e da abordagem de

serviços ecossistêmicos, uma vez que é considerado o modelo de cascata de fornecimento de serviços, proposto por Haines-Young e Potschin (2010). Esse modelo admite que os ecossistemas produzem funções e benefícios, que, por sua vez, geram os serviços que beneficiam determinado grupo de pessoas, chamado de grupo de beneficiários.

A situação pretérita à implantação do empreendimento é utilizada como ponto de partida, em que há uma condição de fornecimento e uso dos serviços na região. Após a implantação do empreendimento, a condição inicial é alterada, uma vez que os ecossistemas são afetados pelas atividades minerárias e, conseqüentemente, os serviços e os beneficiários também.

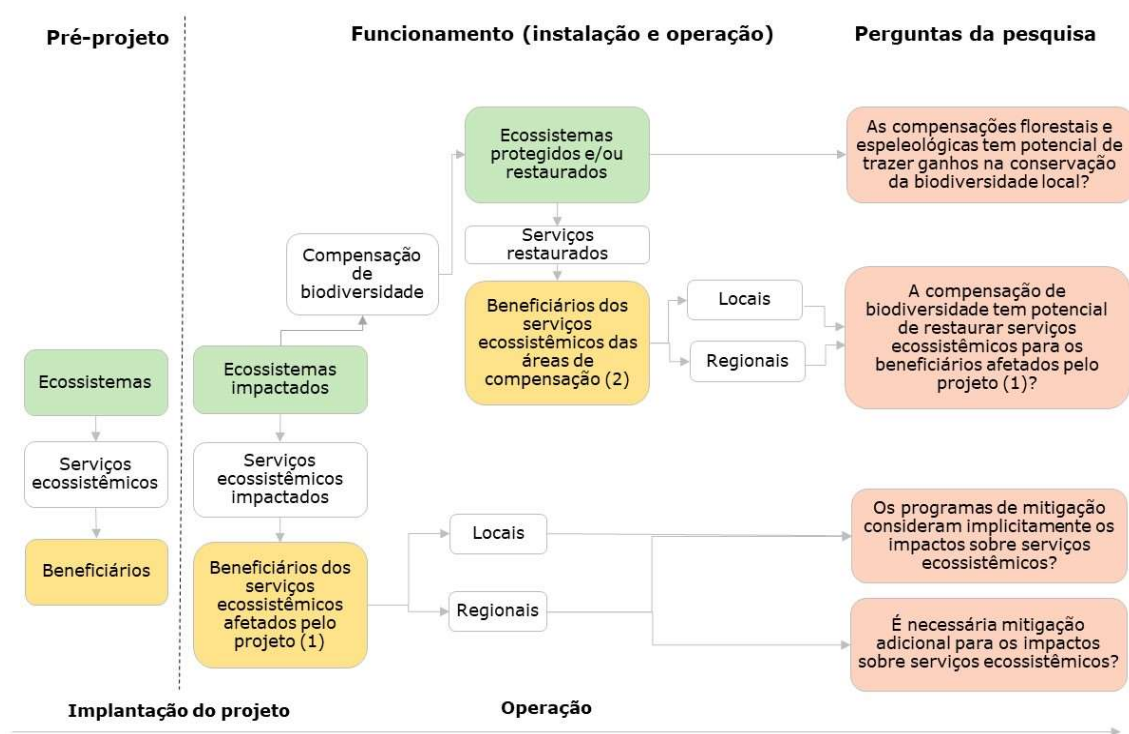


Figura 1: Quadro conceitual de análise e perguntas da pesquisa

Como condição para operar, o empreendimento adota práticas de compensação dos impactos residuais sobre a biodiversidade, por meio de programas de compensação. Para esse aspecto, a análise foi limitada aos programas de compensação florestal e espeleológica para responder à pergunta 1: “As compensações florestais e espeleológicas atendem aos critérios e princípios que levam a potenciais ganhos à conservação da biodiversidade?”.

Na perspectiva de serviços ecossistêmicos, partiu-se da seleção de serviços ecossistêmicos impactados e da análise dos programas de mitigação adotados



pelo empreendimento para responder às questões: 2. “A compensação de biodiversidade restaura serviços ecossistêmicos para os beneficiários afetados pelo projeto?” e 3. “Os programas de mitigação consideram implicitamente os impactos sobre serviços ecossistêmicos? É necessária mitigação adicional para os impactos sobre serviços ecossistêmicos?”.

Para atender aos objetivos propostos, a pesquisa foi estruturada em três etapas, e cada atividade realizada é apresentada de maneira detalhada na seção 2.2. À luz do cenário estabelecido, os dados resultantes da análise foram sistematizados e discutidos. A base conceitual, advinda por meio da revisão bibliográfica, forneceu o arcabouço teórico à pesquisa em todas as etapas. Desse modo, o desenvolvimento da pesquisa e a comprovação da hipótese foram fundamentados no teste de aplicação em um caso selecionado.

## **2.2. Etapas da pesquisa**

As atividades da pesquisa foram estruturadas em quatro etapas (Figura 2): (i) etapa preparatória: consistiu na organização e sistematização de dados do caso e no aprofundamento da revisão bibliográfica; (ii) etapa 2: reuniu e analisou a literatura para definição dos princípios e critérios para compensar impactos sobre a biodiversidade e serviços ecossistêmicos; (iii) etapa 3: compreendeu a aplicação dos critérios em um caso selecionado. Essa etapa também abrangeu a análise de documentos do caso sobre a implementação dos programas de gestão ambiental e de compensação. A aplicação dos diferentes critérios para biodiversidade e serviços ecossistêmicos exigiu uma metodologia específica para cada um deles; (iv) etapa 4: reuniu os desafios, lacunas e oportunidades relacionadas à prática da compensação por perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos.

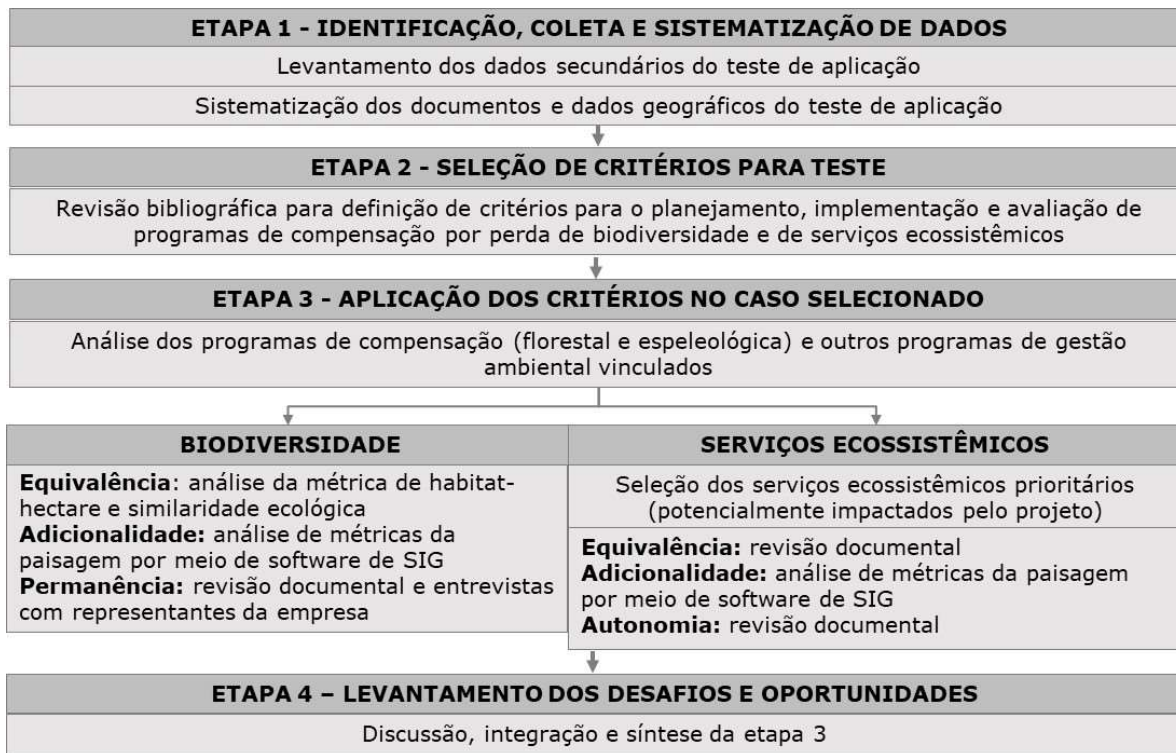


Figura 2: Etapas e passos da pesquisa

### **Etapa 1: Identificação, coleta e sistematização de dados e informações**

A etapa preliminar da pesquisa consistiu na organização e sistematização de dados do caso estudado e no aprofundamento da revisão bibliográfica. Tal etapa teve o propósito de levantar dados secundários acerca do empreendimento analisado (Sistema Minas – Rio) e do contexto em que ele está inserido.

A contextualização do empreendimento, quanto aos aspectos de interesse, e a compreensão temporal da implantação do empreendimento orientaram a aquisição e compilação de dados. A necessidade de organização e planejamento prévio visou otimizar o emprego de dados e avaliar a necessidade de dados e informações adicionais. Para tal, foram consultadas bibliografias disponíveis em plataformas acadêmicas, entre outros documentos disponíveis pertinentes ao propósito da pesquisa.

Ademais, foram consultados documentos relacionados aos processos de licenciamento ambiental do empreendimento, como Estudos de Impacto Ambiental, Planos Básicos Ambientais, pareceres técnicos e relatórios de monitoramento (Apêndice 1 – lista de documentos). Os dados coletados foram sistematizados em forma de tabelas e mapas, conforme sugerem Hackbart *et al.* (2017). Para análise e compreensão espacial, foram produzidos mapas (gerados

por ferramentas de Informações Geográficas) com base nos dados geográficos (*shapefiles*) e nas imagens de satélites.

## **Etapa 2: Seleção de critérios para desenvolvimento do fluxo**

A etapa 2 consistiu na revisão bibliográfica da literatura e de guias sobre compensação por perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos, com o objetivo de avaliar as diretrizes para o desenho do fluxo de gestão com requisitos que devem ser considerados em programas de compensação para que eles atinjam os objetivos de impacto positivo de biodiversidade e serviços ecossistêmicos.

Tendo essas informações como base, em 2021, foi realizada a compilação dos métodos/modelos para planejar, implementar e avaliar as perdas e os ganhos de biodiversidade e de serviços selecionados disponíveis na literatura. A busca foi feita por meio das seguintes palavras-chave na categoria “*Title, abstract, and keywords*”, restrita ao período de 21 anos entre 2000 e 2020. Foram buscados artigos originais e revisões publicados em inglês, nos repositórios eletrônicos do Scopus® e ISI Web of Science®. Foram definidos dois grupos de palavras-chave, o primeiro grupo composto pelas palavras “*policy*” AND “*offset*” OR “*compensation*”, termos que sempre foi mantido nas buscas. O segundo grupo de palavras-chave foi associado ao primeiro de três maneiras, utilizando o operador “AND”: (i) “*biodiversity*” apenas (ii) “*ecosystem services*” apenas (iii) “*biodiversity*” OR “*ecosystem services*”.

Ao resultado das buscas, foram aplicados critérios de inclusão e exclusão de artigos com base na leitura dos títulos e resumos. Os critérios de exclusão eliminaram artigos relacionados ao ambiente urbano ou agrícola, ao contexto de compensação por emissão de carbono, mudanças climáticas, compensações financeiras e pagamento por serviços ambientais. Os critérios de inclusão, por outro lado, procuraram reter os artigos que, de alguma forma, relacionam a compensação por perda de biodiversidade e/ou de serviços ecossistêmicos com políticas. Os critérios de inclusão também mantiveram aqueles artigos que tratam de ambientes florestais e da compensação no contexto da avaliação de impactos. Após a seleção dos artigos por meio da aplicação dos critérios de inclusão e exclusão, foi realizada a extração dos dados de interesse por meio da leitura completa dos 103 artigos selecionados.

Além da revisão da literatura, foram sistematizadas normas e orientações relacionadas ao processo de planejamento e implantação de compensações para a biodiversidade, como o Programa *Business and Biodiversity Offsets* – BBOP (BBOP, 2012) e a União Internacional para a Conservação da Natureza – UICN (GIBOP, 2019). Com esses resultados, foi possível estruturar um fluxo de gestão com critérios e princípios para atingir os objetivos das compensações da biodiversidade e serviços ecossistêmicos.

### **Etapa 3 – Aplicação dos critérios no caso selecionado**

Para a compreensão da prática atual da compensação por perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos no contexto brasileiro, o setor de mineração foi escolhido para a aplicação do fluxo de gestão desenvolvido na Etapa 2. O objetivo foi analisar se os programas de compensação praticados nesse caso conduzem ou podem conduzir a perda zero ou os ganhos líquidos de biodiversidade e serviços ecossistêmicos.

A partir da base de dados construída na Etapa Preliminar, dados e informações do caso foram analisados para a compreensão do processo de planejamento, da implementação e avaliação das compensações por perda de biodiversidade, à luz dos princípios e critérios definidos na Etapa 2 da pesquisa. A análise considerou as informações de documentos técnicos coletados na Etapa 1, nas reuniões com representantes da empresa e nas visitas ao empreendimento (realizadas nos anos 2017, 2018 e 2019).

Visando facilitar o entendimento das ações, foram realizadas a sistematização das demandas de compensação mandatórias, as iniciativas voluntárias e outros compromissos assumidos no licenciamento ambiental do empreendimento, que tem como produto um quadro resumo de áreas das intervenções e das compensações de acordo com a sistematização dessas informações.

O passo seguinte de teste do fluxo de gestão foi dividido em dois: 1. critérios para avaliação da biodiversidade; 2. critérios para a avaliação sobre serviços ecossistêmicos, cuja metodologia é específica para cada um e é detalhada nas seções 5.1 e 6.1, respectivamente.

#### **Etapa 4 – Levantamento de desafios e oportunidades**

Na última etapa da pesquisa, foi feita uma discussão sobre orientações para o desenvolvimento de compensações focadas em biodiversidade e serviços ecossistêmicos, cuja investigação abrangeu os aspectos relacionados à adoção de princípios e critérios na condução do processo de compensação e possíveis lacunas e fragilidades do teste, em relação às recomendações de boas práticas.

Também foram identificados possíveis causas ou fatores que concorrem para a adoção de boas práticas e para a existência de lacunas, tais como incompatibilidade entre requisitos legais e recomendações. Para essa finalidade, partiu-se da abordagem sugerida por Hrdlicka e Kruglianskas (2013), que apresentam uma análise dos modelos de práticas de gestão ambiental capazes de influenciar o sucesso das empresas.

Espera-se que o fluxo de gestão auxilie o setor de mineração, as empresas de consultoria e o órgão ambiental licenciador a avançar no planejamento, na implementação e na avaliação de programas de compensação de biodiversidade e serviços ecossistêmicos.

## **CAPÍTULO 3 – Balanço entre impactos e compensações: estabelecendo metas para biodiversidade e serviços ecossistêmicos**

Este capítulo apresenta uma revisão bibliográfica sobre os principais conceitos e referências utilizados na pesquisa, incluindo os resultados do levantamento de princípios e critérios que propiciaram as bases para o teste de aplicação (capítulos 5 e 6).

As seções 3.1 e 3.2 trazem um compilado dos conceitos de biodiversidade e serviços ecossistêmicos, que embasam a discussão da necessidade da incorporação da gestão desses temas no setor da mineração e como os compromissos de biodiversidade foram (e estão sendo) inseridos na agenda internacional e empresarial.

A partir desse contexto, na seção 3.3 é feita uma revisão sobre os conceitos de compensação por perda de biodiversidade que subsidiam as seções 3.4 e 3.5, que trazem os resultados do levantamento de critérios fundamentados na revisão sistemática da literatura para a compensação de biodiversidade e serviços ecossistêmicos. Aqui estão expostas as principais referências que fundamentam a construção teórica do fluxo de gestão, porém não se tem a pretensão de esgotá-las sobre os temas abordados.

### **3.1. Da necessidade de incorporação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos na gestão da mineração**

Nesta seção, são detalhados conceitos importantes que compõem a visão holística e integrada da compensação por perda de biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. Tal revisão é necessária para o entendimento dos objetivos da compensação, bem como para os procedimentos de avaliação das práticas de planejamento, monitoramento e avaliação dos resultados.

#### **3.1.1. Biodiversidade**

Embora a percepção da variedade de formas de vida seja antiga (Mayr, 1998), o termo “biodiversidade” é bastante recente. O termo palavra biodiversidade originou-se da expressão “diversidade biológica”, mas seu significado passou a incorporar outros conceitos, tornando-se mais abrangente. Na década de 1980, o termo começou a ser utilizado como sinônimo de “riqueza de espécies” e, em 1982, engloba também o conceito de diversidade genética.

Em 1986, a contração da expressão começa a ser empregada e expande para abrigar além da diversidade genética e de espécies: a diversidade ecológica (Bensunsan, 2008).

Em 1988, o termo biodiversidade apareceu pela primeira vez na publicação intitulada “Biodiversity” de Wilson, que reuniu trabalhos discutidos no 1º Fórum sobre diversidade biológica do Conselho Nacional de Pesquisa dos Estados Unidos (Wilson, 1997). A publicação substituiu a expressão “diversidade biológica” por “biodiversidade”, o que contribuiu para a popularidade do termo, sendo adotado com rapidez no campo científico, além de ser incorporada por outros atores, como ativistas e líderes políticos.

Seguindo a abordagem histórica, a realização da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, no Rio de Janeiro, em 1992, marca o início da utilização do conceito da biodiversidade no contexto de políticas públicas e tomadas de decisão. Nessa ocasião, foi firmada a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), um dos principais resultados da Conferência, assinada por seus mais de 196 países signatários, dos quais 168 a ratificaram.

O conceito de biodiversidade está expresso no Artigo 2º da Convenção sobre a Diversidade Biológica, como “a variabilidade entre organismos vivos de todas as fontes, incluindo diversidade dentro das espécies, entre espécies e dos ecossistemas” (CDB, 1992, p. 9). Embora haja uma variação considerável na forma como é conceituada, há consenso de que a biodiversidade deve ser avaliada e analisada em três níveis distintos, porém hierarquicamente relacionados: (1) nível genético: diversidade genética entre indivíduos de uma população, bem como entre populações; (2) nível de espécie: diversidade de espécies existentes em um determinado ambiente; (3) nível de ecossistema: diversidade do complexo dinâmico de comunidades vegetais, animais e de microrganismos e suas interações com o ambiente (Atkinson *et al.*, 2000).

Diante dessa definição, adotam-se as dimensões de diversidade:

- (i) intraespecífica (dentro da mesma espécie): abrange toda a variação entre indivíduos de uma população, bem como entre populações espacialmente distintas da mesma espécie;
- (ii) interespecífica (entre espécies): corresponde ao que se chama de diversidade de espécies, ou seja, a variedade de espécies existente em dado ambiente ou região definida.

- (iii) Ecossistema: tem relação com a diversidade de fisionomias de vegetação, de paisagem ou de biomas.

O termo biodiversidade compreende, por tanto, diferentes escalas biológicas: desde a variabilidade no conteúdo genético dos indivíduos e as populações, o conjunto de espécies que integram grupos funcionais e comunidades completas, até o conjunto de comunidades de uma paisagem ou região. Diante disso, há a necessidade da compreensão dos conceitos da ecologia. Os objetos de estudo da ecologia perfazem mais de um nível de organização biológica, entre os quais estão os sistemas nos níveis de organismo, população, comunidade e ecossistema (Odum, 2004).

Segundo Ricklefs (2011), um sistema ecológico pode ser um organismo, uma população, um conjunto de populações vivendo juntas (frequentemente chamado de comunidade), um ecossistema ou toda a biosfera. Cada sistema ecológico menor é um subconjunto de um próximo maior. Por esse motivo, os diferentes tipos de sistemas ecológicos formam uma hierarquia. Odum (2004, p. 6) enfatiza, que “a ecologia incide [...] sobre os níveis de organização dos organismos aos ecossistemas”.

O termo ecossistema, fundamental para essa pesquisa, foi proposto, em 1935, pelo ecólogo britânico A. G. Tansley e tem como ideia principal a unidade entre os organismos (Odum, 2004). O conceito pode ser compreendido como o conjunto de comunidades de plantas, animais e micro-organismos, além do ambiente abiótico interagindo como uma unidade funcional (Hassan *et al.*, 2005).

Já comunidade, por sua vez, corresponde ao componente biótico do ecossistema, no qual os diferentes organismos das diversas espécies interagem, estabelecendo o fluxo energético e passos biológico da ciclagem de materiais (Webb *et al.*, 2002). Diferentes comunidades ecológicas são bem distintas quanto aos tipos e números de espécies que contêm (Magurran, 2004).

Com base nos conceitos apresentados, métricas de biodiversidade vêm sendo aplicadas com o objetivo de quantificar a diversidade em todas as suas formas. Inicialmente, os ecologistas passaram a definir a abundância e a riqueza



de espécies como variáveis primárias para compreender a assembleia comunitária.

Há estudos sobre a diversidade tradicional que quantificam a diversidade pela soma das espécies presentes na amostra (riqueza de espécies), das métricas de diversidade, que contabilizam a riqueza e a abundância de espécies (por exemplo, índice Shannon e Simpson), das métricas para a abundância das espécies (curvas de abundância) e, ainda, das métricas para cálculo da distribuição da abundância das espécies por todas as espécies da unidade de amostra (índices de equabilidade).

Desde a década de 1970, vários estudos sobre métricas tradicionais relacionam os impactos adversos sobre as comunidades ecológicas (por exemplo, Kushlan, 1976; Hixon e Brostoff, 1983). No entanto, muitas críticas têm sido feitas, pois, tais estudos combinam diferentes parâmetros de estrutura comunitária, como espécie, riqueza e equabilidade, em um único valor (Hurlbert 1971; Melo 2008).

Recentemente, vários estudos têm sugerido outras dimensões de biodiversidade para melhorar o entendimento dos múltiplos fatores que afetam a distribuição das espécies (Villéger *et al.*, 2008; Tucker *et al.*, 2016), uma delas é o uso de métricas de diversidade funcional, que buscam medir o quanto uma espécie (ou um grupo de espécies) contribui ou responde ao funcionamento do ecossistema (Bolnick *et al.*, 2011; Violle *et al.*, 2012; Hart *et al.*, 2017).

Estudos que se aproximam da diversidade funcional são utilizados para estudar a perda de biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, bem como a resiliência ecossistêmica e os efeitos das mudanças ambientais (por exemplo, Rosa *et al.*, 2022; Cianciaruso *et al.*, 2012; Oliver *et al.*, 2015). Esses tipos de estudos trazem informações importantes sobre a estrutura da comunidade e o processo de montagem que são úteis para o planejamento e o monitoramento de planos eficazes de restauração e conservação.

### **3.1.2. Serviços ecossistêmicos**

Como já introduzido no capítulo 1, serviços são “os benefícios que os ecossistemas fornecem a sociedade” (Hassan *et al.*, 2005). O conceito se fundamenta no entendimento de que a economia e o bem-estar humano dependem da manutenção dos ecossistemas, naturais ou modificados, em um

estado no qual suas funções sejam mantidas (Costanza *et al.*, 1997; de Groot *et al.*, 2010).

O pressuposto fundamental do conceito de serviços ecossistêmicos é que não há serviços sem beneficiários (Fisher *et al.*, 2009). Uma vez que os ecossistemas existem sem a sua relação com o homem, o que caracteriza o fornecimento do serviço ecossistêmico, é justamente a relação dos ecossistemas com o homem, que só cria consciência da existência deles por sua funcionalidade (Silva, 2017). E nessa perspectiva Pires *et al.* (2018) frisam a necessidade de demonstrar essa relação de maneira clara em pesquisas ou utilizações práticas do conceito.

Cada serviço ecossistêmico tem uma área de fornecimento diferente (Roces-Díaz *et al.*, 2017). Da mesma maneira que cada serviço é acessado pela sociedade de formas diferentes. Essas diferenças têm uma relação direta com as categorias de serviços ecossistêmicos. São elas: provisão, regulação, cultural e suporte. Serviços de provisão são aqueles que suprem energia ou matéria para o desenvolvimento da sociedade, tais como alimento, matéria-prima para construções e água potável. Os serviços reguladores se referem à capacidade de um ecossistema de regular o clima, manter a qualidade do ar, da água e do solo e moderar eventos naturais extremos. Serviços culturais são bens não materiais que a sociedade usufrui da natureza, tais como lazer, turismo e experiências espirituais. Por fim, os serviços de suporte mantêm os habitats dos seres vivos, sua diversidade genética, e estão relacionados a ciclagem de água e nutrientes (Hassan *et al.*, 2005).

Com base na compreensão desses conceitos, fica claro que certas intervenções antrópicas têm potencial de ocasionar impactos sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos associados (Slootweg *et al.*, 2009). Na perspectiva da avaliação de impactos, é necessário identificar os fatores de ameaça que têm o potencial de causar mudanças nos ecossistemas, o que garante a definição de medidas que minimizem os impactos negativos e potencializem os positivos (Treweek, 1999).

### **3.1.3. A mineração como ameaça à biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos**

A Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (da sigla em inglês, IPBES) publicou, em 2019, a mais recente

avaliação global da situação da biodiversidade, concluindo que há um declínio generalizado e acelerado, com consequências significativas para os serviços ecossistêmicos (IPBES, 2019).

O conflito entre o desenvolvimento e a conservação do patrimônio natural se torna mais evidente à medida que as demandas crescentes da população global competem com a diminuição dos habitats (Maron *et al.*, 2018), o que leva a perda de biodiversidade ser reconhecida como um dos mais graves desafios globais induzidos pelo homem (Rockström *et al.*, 2009) e também um dos três maiores riscos às economias (WEF, 2022; NGFS, 2021).

O Fórum Econômico Mundial estimou que mais de 50% do produto interno bruto (PIB) global, equivalente a 44 trilhões de dólares, é moderadamente ou altamente dependente da natureza e seus serviços, portanto exposto à perda de biodiversidade (WEF, 2022). Diante dessa constatação, o reconhecimento das implicações econômicas da perda da biodiversidade passa a ser considerado mais fortemente na última década (Dempsey, 2016; Carvalho *et al.*, 2022).

Slootweg *et al.*, (2009) apontam que, entre os fatores de mudanças que levam a esse declínio e a essa degradação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, destacam-se: mudança de uso do solo; fragmentação de habitats (também de grande preocupação devido ao isolamento de populações); emissão de resíduos, efluentes, ruídos ou outros compostos; perturbação na composição, estrutura e processos-chave de um ecossistema.

Tais fatores de mudanças estão relacionados à instalação e à operação de projetos do setor de aproveitamento de recursos naturais e infraestrutura, como energia, mineração, petróleo e gás, que frequentemente causam impactos negativos sobre a biodiversidade, refletindo na perda de serviços ecossistêmicos (Alcamo *et al.*, 2003).

Especificamente, o setor de mineração tem o potencial de afetar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos em várias escalas espaciais (local, paisagística, regional e global) por meio de processos diretos (ou seja, extração mineral) e indiretos (indústrias que apoiam as operações de mineração e outras atividades indutoras de impacto como resultado da mineração (Sonter *et al.*, 2018; Tibbet, 2019).

Os impactos ambientais e sociais associados à mineração estão bem documentados há algumas décadas (Young, 1992; Sonter *et al.*, 2018). Em

resposta ao desafio de endereçar os impactos, há um substancial progresso na gestão por meio de melhores práticas associadas a compromissos de desempenho e reporte sobre questões ambientais, sociais e de governança. Parte desse avanço, que é associado às legislações mais severas e à necessidade de adoção de requisitos das instituições financeiras orienta a mitigação das perdas de biodiversidade e serviços ecossistêmicos causados por suas operações (Rainey *et al.*, 2015; Boiral e Heras-Saizarbitoria, 2017).

Tal avanço leva o setor de mineração a se destacar entre os demais na estruturação de estratégias, em nível operacional e corporativo, para a conservação da biodiversidade (UNEP-WCMC, 2018; Silva *et al.*, 2019). No entanto, muitos desafios permanecem, por exemplo, as desconexões entre os compromissos corporativos e o desempenho local, o alinhamento das avaliações de impacto ambiental e social, em termos de projeto com a necessidade de abordagens estratégicas em maior escala, e a escassez de ferramentas, orientação e adesão de atores-chave para alcançar resultados efetivos na conservação da biodiversidade (zu Ermgassen *et al.*, 2019).

Segundo o *Responsible Mining Index* – que traz uma avaliação fundamentada em dados concretos das políticas e práticas das empresas mineiras em matéria de questões econômicas, ambientais, sociais e governativas – há lacunas significativas na gestão de biodiversidade. O desempenho das empresas, inclusive das mais bem classificadas, fica consideravelmente aquém das expectativas da sociedade (RMF, 2022).

Ademais, questões complexas e controversas associadas à mineração e conservação da biodiversidade são frequentemente simplificadas, sendo o discurso restrito às medidas mitigadoras/compensatórias focadas no atendimento de requisitos legais (Souza e Sánchez, 2018; Darbi *et al.*, 2010), em vez de apresentar uma discussão dos desafios práticos para evitar a perda de biodiversidade.

Na mesma perspectiva, Sonter *et al.*, (2018) pontuam que a falta de diálogo entre o setor de mineração e organizações conservacionistas resulta na simplificação de questões complexas e muitas vezes controversas. Relatórios de sustentabilidade continuam divulgando práticas e metas sem suporte ou embasamento científico sobre os impactos ambientais positivos (Smith *et al.*, 2019). Mudanças repentinas nas prioridades ambientais causam desconfiança

entre as organizações de conservação, porque agendas efetivas exigem compromissos de longo prazo (IUCN, 2017).

Diante do contexto apresentado, entende-se que, para a garantia da coexistência entre as agendas de mineração e conservação, é fundamental que se incorpore a gestão da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos nos processos de planejamento, implementação e avaliação de programas de mitigação. Metas vinculadas à proteção de habitats e ecossistemas poderiam ser um dos pontos importantes de contribuição do setor empresarial, uma vez que promovem as mudanças sistêmicas necessárias para a ampliação de um modelo econômico que valorize os ecossistemas naturais.

Com o reconhecimento da importância e a dependência da biodiversidade, o engajamento do setor de mineração é apresentado como um item central nas discussões intragovernamentais para as novas metas de biodiversidade da agenda internacional, discutido na seção seguinte.

## **3.2. Evolução dos compromissos sobre biodiversidade**

### **3.2.1. Agenda internacional**

Existem metas internacionais para orientar os governos e demais atores a desenvolver e implementar medidas para a conservação da biodiversidade no contexto mais amplo do desenvolvimento sustentável global. A Convenção sobre Diversidade Biológica (CBD) e as metas de Aichi (CBD, 2011), bem como os Objetivos Desenvolvimento Sustentável (ODS) das Nações Unidas (ONU, 2016), são brevemente apresentadas considerando o contexto histórico.

Sob uma perspectiva histórica, a primeira menção sobre a necessidade de proteção dos recursos naturais, em âmbito internacional, ocorreu em 1972, na Conferência das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento e Meio Ambiente Humano, em Estocolmo, cuja Declaração reconheceu que “o homem adquiriu o poder de transformar seu ambiente de inúmeras maneiras e em uma escala sem precedentes”. O Princípio 3 declarou “a capacidade da Terra de produzir recursos renováveis vitais deve ser mantida”.

No final da década de 1980, o Relatório Brundtland da ONU declarou que a humanidade estava fracassando diante da responsabilidade assumida no princípio 3, observando que havia “tendências que levariam a uma alteração

radical dos padrões do planeta, que ameaçam a vida de muitas espécies sobre ela, incluindo a espécie humana”. O relatório que é famoso por introduzir o conceito “desenvolvimento sustentável”, também aponta que “a diversidade de espécies é necessária para o pleno funcionamento dos ecossistemas e da biosfera como um todo”. E declara que a proteção de espécies e seus ecossistemas é um “pré-requisito indispensável” para o desenvolvimento sustentável, além de recomendar a realização de uma conferência global pela ONU para esse fim.

Sendo assim, em 1992, foi realizada no Brasil a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, que deu origem a três Convenções, entre elas a CDB. Nas negociações, houve o reconhecimento de que as espécies e seus ecossistemas “não eram apenas recursos exploráveis, mas os próprios sistemas de suporte de vida do planeta”.

A CDB foi o primeiro instrumento a abordar, especificamente, a tutela da biodiversidade no âmbito internacional, pois estabeleceu princípios que orientam a proteção à diversidade biológica, sua conservação e uso sustentável, com o compromisso de repartição justa e equitativa de seus benefícios. Dessa forma, a CDB incorpora, em seus objetivos, um conjunto de valores inovadores para o desenvolvimento sustentável, segundo os anseios dos países reunidos naquela ocasião.

A incorporação dos compromissos previstos na CBD na agenda pública dos países signatários trouxe avanços significativos nos esforços da conservação. No entanto, os países signatários reconheceram que não conseguiram conter as taxas de perda da biodiversidade. Dessa forma, durante a 10ª reunião das Partes da Convenção sobre Diversidade Biológica em 2010, em Nagoya (província de Aichi), no Japão, houve a atualização do Plano Estratégico para a Biodiversidade, incluindo as Metas de Aichi para a Biodiversidade, que deveriam ser atendidas durante o período de 2011 a 2020 (CBD, 2018).

As 20 Metas de Aichi para 2020 foram organizadas em cinco grandes objetivos estratégicos: (A) tratar das causas fundamentais de perda de biodiversidade, através da conscientização do governo e sociedade das preocupações com a biodiversidade; (B) reduzir as pressões diretas sobre a biodiversidade e promover o uso sustentável; (C) melhorar a situação da biodiversidade, através da salvaguarda de ecossistemas, espécies e diversidade

genética; (D) aumentar os benefícios de biodiversidade e serviços ecossistêmicos para todos; (E) aumentar a implantação, por meio de planejamento participativo, da gestão de conhecimento e capacitação.

Do documento de Aichi merecem destaque algumas metas comuns, como a redução da taxa de perda dos componentes da biodiversidade e a promoção de seu uso sustentável, visto que evidenciam a importância da atuação contínua sobre os perigos que permanecem no cenário global.

Apesar de alguns avanços importantes obtidos em algumas áreas, recentemente, reconheceu-se que nenhuma das 20 metas adotadas foi completamente atingida, e apenas seis foram parcialmente alcançadas, segundo o *Global Biodiversity Outlook* – relatório periódico que resume os últimos dados sobre a situação e tendências da biodiversidade e traz conclusões relevantes para tomada de decisões nas futuras reuniões dos países signatários (CDB, 2020).

Entre as 14 metas, que não foram alcançadas, estão algumas das mais emblemáticas para a conservação da biodiversidade, como a prevenção da extinção e do declínio populacional de espécies (meta 12); a redução da perda, fragmentação e degradação de habitats naturais (meta 5); a redução da poluição (Meta 8); a proteção de ecossistemas que fornecem serviços essenciais ao ser humano, como água, saúde e bem-estar (meta 14) (CDB, 2020).

Diante do contexto distante do atingimento das metas, o próximo conjunto de metas do Marco pós-2020 está sendo projetado atualmente (CDB, 2021). Atualmente, são propostas quatro metas correspondentes à “Visão sobre Biodiversidade de 2050”, juntamente com 20 metas orientadas para a ação com um horizonte temporal de 2030, muitas das quais podem ser correlacionadas com as metas já existentes.

À medida que as discussões avançam, para essa pesquisa, é importante destacar que o primeiro esboço (CDB, 2021) incorpora compromissos explícitos para alcançar ganhos nos ecossistemas e nas populações de espécies (por exemplo, 5% para ecossistemas) até 2030, como uma base para ganhos ainda maiores até 2050. Mais amplamente, a proposta observa a necessidade de melhorias líquidas até 2050, o que implica que algumas perdas contínuas para a biodiversidade são inevitáveis (CDB, 2021).

De fato, atingir metas de “nenhuma perda líquida” e “ganho líquido” para enfrentar as perdas de biodiversidade é fundamental para a realização da agenda arrojada da CDB proposta (Bull *et al.*, 2020; Maron *et al.*, 2021). Tais metas estão atreladas ao conceito de compensação, discutida com maior profundidade na seção seguinte.

Outra esfera de atuação internacional de destaque nas últimas décadas foi o estabelecimento da Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável pela ONU, em 2015. A Agenda 2030 fornece uma estrutura de metas e objetivos universais que visam enfrentar os desafios enfrentados pela sociedade atual (ONU, 2015).

Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) têm como propósito estimular o desenvolvimento de uma sociedade próspera, que proporcione justiça e dignidade às pessoas que protegem o planeta durante os próximos 15 anos (2015-2030). No contexto da Agenda 2030, a biodiversidade é reconhecida como base fundamental para os serviços ecossistêmicos, essenciais para o bem-estar humano e as atividades econômicas, uma vez que suportam a realização das Metas de Desenvolvimento Sustentável (UNECE, 2018).

Especificamente relativo à biodiversidade, o ODS 15 concentra-se principalmente na preservação e no uso sustentável dos ecossistemas e espécies. Porém, há uma característica abrangente e integradora do ODS com os demais. Porém, a proteção da biodiversidade está altamente implícita na maioria do ODS, sendo diretamente relacionada a pelo menos 13 ODS, atingindo todos os 17 ODS após interações indiretas serem consideradas (Blicharska *et al.*, 2019).

Atingir objetivos globais de sustentabilidade, tais como as Metas de Desenvolvimento Sustentável da ONU ou as Metas de Aichi, incluindo a permanência dentro dos limites planetários, exige que se evite proativamente uma proporção dos impactos ambientais que, de outra forma, seriam esperados como resultado do desenvolvimento econômico (Bull *et al.*, 2022; Diaz *et al.*, 2019).

Dada sua importância para as economias de muitos países em desenvolvimento e o fato de que muitas de suas atividades têm relação direta



com os ambientes naturais, a indústria da mineração tem um papel proeminente a desempenhar na contribuição para a realização dos compromissos da agenda internacional. Segundo o relatório da RMF, 2022, no setor da mineração, as oportunidades para alcançar os compromissos passam por duas estratégias:

- (i) Alcançar taxas positiva ou zero de perdas líquidas: aplicar hierarquia de mitigação para minimizar impactos; evitar impactos em habitats críticos; compensar os impactos sobre a biodiversidade;
- (ii) Preservar os serviços ecossistêmicos: reconhecer a natureza dinâmica dos habitats; realizar avaliações abrangentes de linha de base e acompanhamento de impacto ambiental.

Tais estratégias embasam a proposição do fluxo de gestão para atingir cenários de perda zero para biodiversidade e serviços ecossistêmicos em empreendimento de mineração, resultado dessa pesquisa.

### **3.3. A compensação por perda de biodiversidade como estratégia dos negócios**

As metas da agenda internacional detalhadas na seção anterior estabelecem uma visão de responsabilidade compartilhada entre os setores público e privado para o equilíbrio entre a conservação da natureza com o desenvolvimento (Redford *et al.*, 2015). Portanto, nas últimas décadas, observou-se um grande aumento de interesse em busca de ferramentas e métodos (Gibbons *et al.*, 2018), sendo a compensação por perda de biodiversidade promovida como mecanismo que promete a possibilidade de conciliar tanto os objetivos de desenvolvimento quanto os de conservação (BBOP, 2012a).

A compensação da biodiversidade passa pela adoção de medidas de mitigação aplicadas às perdas previstas de biodiversidade de projetos de desenvolvimento. Tal abordagem hierárquica sustenta as avaliações de impacto ambiental e se tornou uma ferramenta chave para as empresas demonstrarem uma boa gestão ambiental e gerenciamento de riscos regulatórios (BBOP, 2018; McKenney e Kiesecker, 2010; ICMM e IUCN, 2013).

Como exposto no capítulo 1, a compensação por perda de biodiversidade visa atingir nenhuma perda líquida – equilíbrio entre perdas e ganhos, ou perda

zero – ou ganho líquido em relação à perda de biodiversidade causada pelo empreendimento. Dessa maneira, o objetivo de compensar a perda de biodiversidade refere-se a obter ganhos que não seriam atingidos sem tal compensação.

Estes conceitos – “nenhuma perda líquida” e “ganho líquido” – já estão bem estabelecidos na política ambiental e nos compromissos assumidos por governos, corporações e ONGs (Simmonds *et al.*, 2022). Mais proeminentemente, nenhuma perda líquida está associada à aplicação da hierarquia de mitigação, incluindo compensações de biodiversidade – uma forma de compensação em que perdas de biodiversidade residual direta, indireta e cumulativa (por exemplo, de um desenvolvimento como uma nova mina, porto, estrada ou similar) são contrabalançadas por ganhos de biodiversidade, de preferência do mesmo tipo (BBOP, 2012a; Quétier e Lavorel, 2011; Raiter *et al.*, 2014). Cada vez mais, porém, a política de mitigação, incluindo a compensação ecológica, exige que os desenvolvedores de projetos alcancem mais do que nenhuma perda líquida, e é enquadrada em torno de objetivos de ganho líquido (Bull e Brownlie, 2017; de Silva *et al.*, 2019; Rainey *et al.*, 2015; zu Ermgassen *et al.*, 2021).

Em teoria, empresas alinhadas aos compromissos internacionais, deveriam obter um melhor resultado para a conservação da biodiversidade, buscando definir ações que contribuam com as metas do Marco pós-2020 atualmente em discussão (CBD, 2021). Além disso, o estabelecimento de uma meta positiva passa a ser atraente para as empresas que buscam uma mensagem estratégica positiva em detrimento de uma mensagem neutra. Para se alcançar esse objetivo, é fundamental que se tenha claro os valores da biodiversidade que são afetados pelas atividades de uma empresa, tais como habitats, espécies ou ecossistemas (Grimm, 2020).

Embora diversos guias sobre compensação por perda de biodiversidade tenham sido publicados, (BBOP, 2012a, b, c; ICMM e IUCN, 2013), atingir, na prática, o objetivo de perda zero é considerado extremamente desafiador (Brownlie *et al.*, 2013), além de ser consensual entre especialistas. A Tabela 1:

Principais críticas à compensação sobre perda de biodiversidade. resume as principais críticas.

Tabela 1: Principais críticas à compensação sobre perda de biodiversidade.

<b>Crítica</b>	<b>Breve descrição</b>	<b>Referência</b>
Política corporativas de “ <i>greenwashing</i> ” (maquiagem verde)	Incorporação de termos como impacto positivo ou ganhos de biodiversidade nas políticas corporativas, que servem como estratégia de marketing	Zylva e Orenge, 2019; Maron <i>et al.</i> , 2015; Maestre-Andrés <i>et al.</i> , 2020.
Licença para destruir	A compensação da biodiversidade tornaria a avaliação do impacto ambiental mais flexível, facilitando a aprovação de projetos áreas, que, de outra forma, não seriam aceitos. A mera possibilidade de que perdas sejam passíveis de compensação inibe os esforços para aplicação efetiva das etapas anteriores cruciais na hierarquia de mitigação, em particular a etapa de prevenção	Walker <i>et al.</i> , 2009; Howarth, 2013; Brownlie <i>et al.</i> , 2017.
Incertezas quanto a ganhos	Em muitos casos, faltam informações sobre as áreas de compensação. Os critérios para escolha das áreas de compensação não são claros, podendo resultar em ganhos relativamente incertos em comparação a certos impactos	Weissgerber <i>et al.</i> 2019.
Inexistência de métodos para planejamento e avaliação	Falta de métodos e requisitos formais para o planejamento e monitoramento das medidas de compensação	Guillet e Semal, 2018; Moreno-Mateos <i>et al.</i> , 2015; Quétier e Lavorel, 2011; Maestre-Andrés <i>et al.</i> , 2020. Maron <i>et al.</i> , 2018.
Incerteza quanto aos resultados	Dificuldades metodológicas para estimar as perdas e os ganhos de biodiversidade. Falta de evidência empírica insuficiente da eficácia da compensação	Garrard <i>et al.</i> , 2015,
Compensações “verdes” causam impactos sociais negativos	Restrições de uso das áreas utilizadas para compensação podem afetar negativamente os meios ou os modos de vida da comunidade, proibindo o acesso a áreas fornecedoras de recursos ou serviços	Ricketts <i>et al.</i> , 2016; Sonter <i>et al.</i> , 2018.

Embora tanto os apoiadores quanto os opositores das compensações da biodiversidade tragam argumentos importantes, a discussão enfrenta polêmicas e simplificações excessivas devido à falta de consideração da complexidade e da dependência do contexto do cumprimento das compensações da biodiversidade (Darbi, 2020). Dessa forma, é fundamental realizar uma análise diferenciada e sensível do contexto da paisagem, baseada em evidências

práticas, uma avaliação orientada para resultados, bem como a discussão sobre os papéis das diferentes partes interessadas.

Em paisagens dinamicamente alteradas pela implantação e operação de projetos, é de fundamental importância a análise de *trade-offs* associados a perdas e ganhos (Deng *et al.*, 2016; Schröter *et al.*, 2014; Sherrouse *et al.*, 2017), ou seja, um ganho sob determinado aspecto – por exemplo, proteção de habitat de determinada espécie – pode representar uma perda no fornecimento de determinado serviço ecossistêmico.

Embora a conservação da biodiversidade tenha uma intrínseca relação com a provisão de serviços ecossistêmicos, ações para proteção e restauração de ecossistemas podem desencadear consequências indesejáveis em termos de benefícios para as comunidades (Sonter *et al.*, 2018; Ricketts *et al.*, 2016). Enquanto para garantir ganhos em termos de biodiversidade, em geral, é preciso garantir proteção integral quando o objetivo é manter ou melhorar a oferta de serviços culturais, por exemplo, convém estabelecer programas de uso sustentável que permitam o acesso às áreas de interesse dos beneficiários afetados (Souza *et al.*, 2021).

Posto isso, a fim de evitar que a gestão de biodiversidade implique mais impactos negativos sobre serviços de provisão e culturais além daqueles diretamente causados por um projeto (Sonter *et al.*, 2018, 2019), é necessário identificar regiões de interesse tanto para oferta quanto para demanda serviços, com o objetivo de analisar possíveis *trade-offs* associados às perdas e ganhos.

Especialmente em regiões com empreendimentos de mineração e demais projetos de infraestrutura, muitas vezes há um conflito com as áreas de proteção e de alto valor para biodiversidade (Siqueira-Gay *et al.*, 2020), o que requer ações estratégicas para garantir ganhos na conservação (Kiesecker *et al.*, 2013, 2010; Villarroya *et al.*, 2014). Ademais, outra dificuldade é a existência de um limiar no fornecimento de serviços ecossistêmicos (Nelson *et al.*, 2009), a fim de evitar que a maior oferta de determinado serviço signifique a exclusão de outro (Sonter *et al.*, 2018).

Embora as políticas de compensação da biodiversidade normalmente não exijam considerações sobre serviços ecossistêmicos, há potencialidades em sua incorporação (Sonter *et al.*, 2018). Entre os ganhos ao incorporar o conceito de serviços ecossistêmicos, estão o planejamento de uma compensação que

promova simultaneamente ganhos ambientais e sociais (BBOP, 2012; ICMM, 2013) e o incentivo de melhorias adicionais, mesmo quando o projeto não afeta o serviço ecossistêmico (Sonter *et al.*, 2018).

Apesar de o conceito de compensação de biodiversidade não ser novo, sua implementação continua sendo um desafio conceitual e prático para empresas, formuladores de políticas e organizações conservacionistas. Nesse contexto é que se procura compreender como deve ser feito o planejamento e o gerenciamento de projetos de mineração em regiões de alto valor de conservação de maneira a evitar perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos, ou seja, atingir situação de equilíbrio entre perdas e ganhos, além de promover ganhos.

### **3.4. Princípios e critérios aplicáveis à compensação por perda de biodiversidade**

A revisão sistemática da literatura apontou que o potencial para atingir os objetivos do NNL ou NG está regido por 12 princípios e critérios, que foram sistematizados principalmente por BBOP (2012a), mas vêm sendo citados por diversos autores (Figura 1).

Essa busca resultou em 269 artigos, uma vez que as duplicatas foram removidas. Após a triagem dos resumos por relevância, foram avaliados 103 artigos que preenchem os critérios de inclusão. Embora a pesquisa tenha sido feita em 2000, o primeiro trabalho que atendeu aos critérios foi publicado em 2009. Após 2012, observou-se um aumento no número de artigos, provavelmente influenciado pelas publicações do *Business and Biodiversity Offsets Programme* (BBOP). Em 2020, havia 12 artigos disponíveis até agosto do mesmo ano, quando esta etapa da pesquisa foi realizada.

A maioria dos trabalhos (31) são conceituais, e há cinco deles em nível global, que são principalmente estudos de revisão. Essas pesquisas não analisaram um país em particular, mas sim foi feita uma análise geral ou houve fornecimento de estruturas sobre as políticas de compensação. Dois documentos conduziram a análise no âmbito da União Europeia. Os 65 trabalhos restantes realizaram uma análise sobre 33 países, em alguns deles a análise abrangeu mais de um país.

O país analisado é a Austrália, com 20 trabalhos, seguido pelos Estados Unidos, com 11 (Figura 3). A Austrália e os Estados Unidos são países pioneiros

em políticas de compensação da biodiversidade, apresentando legislação desde 1999 (Lodhia *et al.*, 2018; Thorn *et al.*, 2018) e 1970 (Grimm e Köppel, 2019).

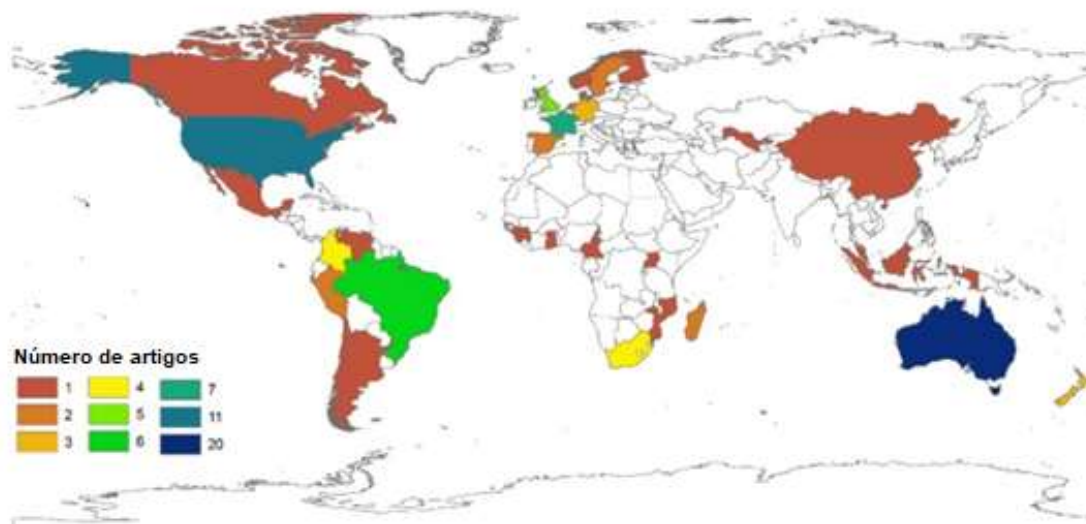


Figura 3: Número de trabalhos de acordo com os países analisados.

Nota: Observe que um artigo pode analisar mais de um país.

Ao ler todos os 103 trabalhos selecionados, identificaram-se 12 princípios importantes no contexto das compensações da biodiversidade (Figura 4), dos quais o mais consolidado é a equivalência em proporção, com objetivo claro de não haver perda líquida (relacionado em 57 artigos). O segundo princípio mais citado em artigos (49) é a aderência à hierarquia de mitigação, que estabeleceu a compensação como a última opção para um impacto, destacando a importância de evitar impactos sobre a biodiversidade. A equivalência ecológica, o desfasamento temporal (*time lag*) e o tratamento das incertezas são citados em 38 artigos. Para fins desta pesquisa, esses princípios e critérios são divididos em três grupos: 1. princípios intrínsecos; 2. critérios de processo; 3. critérios de planejamento e avaliação da compensação.

O primeiro grupo reúne princípios intrínsecos à abordagem de compensação por perda de biodiversidade, relacionados a valores centrais, com função de estruturar a prática da compensação, conferir coerência e lógica, sendo de observância obrigatória. São eles: (i) aderência à hierarquia de mitigação; (ii) consideração do contexto da paisagem; (iii) estabelecimento de limites ao que

pode ser compensado; (iv) consideração da lacuna temporal entre perdas e ganhos de biodiversidade.

O segundo grupo reúne de critérios de processo, que são amplamente aplicados em contextos de planejamento ambiental e se vinculam à forma como a compensação foi desenvolvida. São eles: (i) engajamento das partes interessadas e afetadas; (ii) transparência; (iii) tratamento das incertezas; (iv) monitoramento e gestão adaptativa.

O terceiro grupo engloba os critérios de planejamento e avaliação dos resultados de programas de compensação. São eles: (i) equivalência ecológica; (ii) equivalência em proporção/quantidade; (ii) adicionalidade; (iii) permanência. O texto a seguir apresenta uma explicação teórica desses critérios, fundamentada nas discussões feitas pelos artigos revisados.

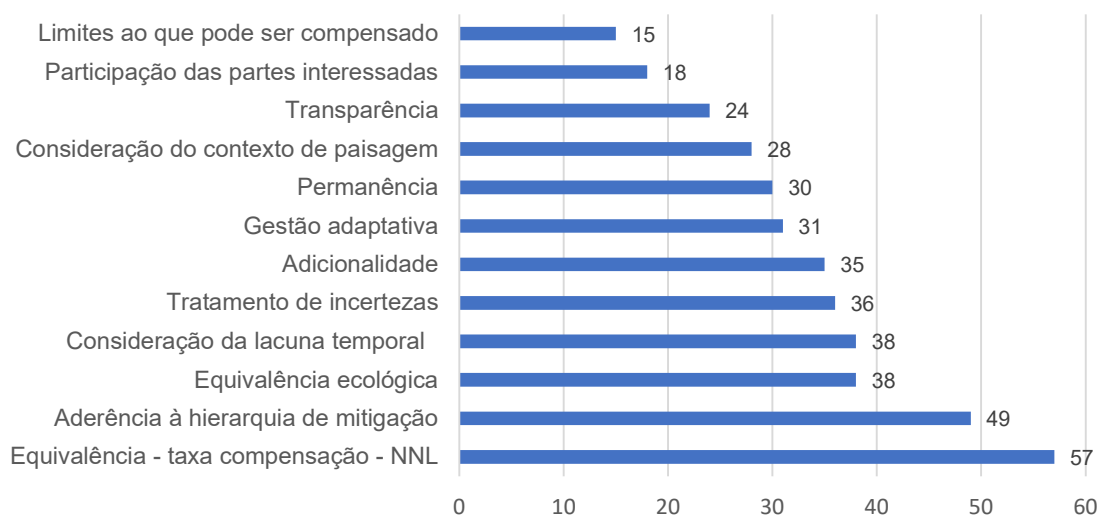


Figura 4: Número de citações dos critérios nos 103 artigos compilados pela revisão sistemática da literatura.

A aderência à hierarquia de mitigação é o primeiro princípio fundamental da aplicação de medidas de compensação por perda de biodiversidade. A hierarquia de mitigação determina a sequência preferencial de ações a ser implementada na avaliação de impactos de projetos que causem significativo impacto, sendo composta por quatro passos: evitar, minimizar, recuperar/restaurar/reparar e, em último caso, compensar. Quando se trata de impactos sobre a biodiversidade, a preferência é sempre evitá-los, uma vez que

ganhos em termos de restauração e de compensação são incertos (BBOP, 2012; Quétier *et al.*, 2014; Maestre-Andrés *et al.*, 2020; Berges *et al.*, 2020).

O planejamento de compensação de biodiversidade no contexto da paisagem implica o estudo da configuração e manutenção de áreas que são ou deverão ser manejadas para manter a viabilidade da biodiversidade e outras características naturais. A característica principal a ser considerada para planejar a compensação é a articulação clara de uma visão da biodiversidade, que incorpora as características biofísicas, como estão atualmente distribuídas, e as necessidades mínimas de viabilidade que a conservação requer para persistir no longo prazo. Há uma maior probabilidade de manter a diversidade de espécies, populações e comunidades em escala de paisagem, conectando habitats, contribuindo para formar fragmentos de maior área e menor efeito de borda. Especialmente quando se trata de fauna, é necessário pensar na dispersão das espécies, sua área de vida e conexão entre os habitats, o que só pode ser feito em escala de paisagem. O planejamento da compensação em escala de paisagem também auxilia a seleção de áreas que representam maior potencial de ganho para determinar espécies (Gorissen *et al.*, 2020; Berges *et al.*, 2020; Marshall *et al.*, 2020; Grimm, 2020; zu Ermgassen *et al.*, 2019; Witt *et al.*, 2019; Bull *et al.*, 2018; Moilanen e Kotiaho, 2018).

Alguns impactos não são compensáveis, o que indica a inviabilidade de um projeto, cuja viabilidade depende de compensação, mediante aplicação de um princípio chamado de “Limite ao que pode ser compensado”. Os impactos não compensáveis usualmente ocorrem sobre valores de biodiversidade raros, insubstituíveis ou de grande importância, de tal forma que não podem ser totalmente compensados. Esses impactos permanecem com alta significância mesmo após a aplicação da hierarquia de mitigação, o que torna a possibilidade de compensação efetiva mais difícil.

Em razão disso, tem sido recomendado que os governos e os demais atores envolvidos no processo definam quando a compensação não deve ser aplicada, porque não há maneira de se garantir o alcance de um cenário de perda líquida zero. (Moilanen *et al.*, 2020; Grimm, 2020; Witt *et al.*, 2019; Brownlie *et al.*, 2017; Gamarra e Toombs, 2017; Lukey *et al.*, 2017; Jacob *et al.*, 2016; Martin *et al.*, 2016; Maron *et al.*, 2015). Os objetivos do NNL ou NG nem sempre são alcançados, pois alguns impactos não podem ser compensados (BBOP, 2012b;



Pilgrim *et al.*, 2013), considerando fatores ecológicos, como a vulnerabilidade e insubstituibilidade do componente de biodiversidade afetado, ou ainda os fatores sociais e culturais.

Considerar a lacuna temporal é outro princípio intrínseco ao processo de compensação por perda de biodiversidade e está relacionado a uma das principais críticas a esse processo, uma vez que se entende que a compensação muitas vezes propicia uma perda imediata em troca de um ganho futuro e incerto. A lacuna temporal está relacionada ao status de conservação dos componentes de biodiversidade a serem compensados e ao tempo necessário para se atingir tal condição por meio de medidas de restauração ecológica, por exemplo. Portanto, considerar a lacuna temporal no processo de planejamento da compensação implica antecipar a implementação de medidas de restauração e/ou aumentar a proporção entre perdas e ganhos, por exemplo: compensando-se duas ou mais vezes o que será perdido.

Posto isso, entende-se que, quando são implementadas medidas de compensação por meio da proteção, devem ser usados multiplicadores (proporções) maiores, visando atingir o NNL (Sonter *et al.*, 2020; Maseyk *et al.*, 2020; Grimm, 2020; Witt *et al.*, 2019; Bezombes *et al.*, 2018; Lodhia *et al.*, 2018; Moilanen e Kotiaho, 2018; Apostolopoulou e Adams, 2017).

Engajamento das partes interessadas e afetadas é um princípio que orienta a participação no processo de planejamento e implementação de todos os tipos de medidas mitigadoras, incluindo as de compensação. Busca criar e definir medidas de compensações que ofereçam contribuições sociais e que sejam aderentes ao planejamento e ações governamentais. Admite-se que o engajamento efetivo ajuda a garantir a manutenção da conservação, transparência, credibilidade e boa governança (Moreno-Mateos *et al.*, 2015; ICMM, 2015).

A transparência na comunicação torna-se também um desafio, uma vez que os resultados devem ser comunicados às partes interessadas do projeto. Admite-se que a transparência, por meio da documentação e divulgação clara e pública dos objetivos, e o progresso em direção aos objetivos do NNL ou NG otimizam a construção da confiança das partes interessadas (ICMM, 2010; TEEB, 2010). Idealmente, as informações divulgadas devem ser verificadas por

terceiros independentes (TEEB, 2010) e os relatórios poderiam disponibilizar exemplo dados sobre as espécies ou habitats alvo, por exemplo.

Entre os principais desafios relacionados à compensação de biodiversidade, está a incerteza dos resultados tanto de projetos de recuperação de áreas degradadas ou restauração ecológica (Scheffer *et al.*, 2009) quanto de medidas de proteção “perpétua” de áreas de compensação. Para Maron *et al.* (2012, p.5), quanto maior a incerteza sobre “conhecimento e habilidade técnica para restaurar um valor de biodiversidade, menos apropriada é a compensação como resposta à potencial perda desse valor”. As incertezas também estão relacionadas à lacuna de conhecimento científico que tem profunda relação com o valor de biodiversidade afetado. Por exemplo: há uma lacuna de conhecimento sobre o processo de restauração dos campos rupestres.

Além dessa, há outros tipos de incerteza, como: lacuna de dados, efeitos das mudanças climáticas, métodos para estimar perdas e ganhos dos valores de biodiversidade, lacuna temporal entre perdas e ganhos, e riscos associados à possibilidade de as medidas de compensação fracassar (Grimm, 2020; Bezombes *et al.*, 2019; Bull e Milner-Gulland, 2019).

Uma forma de lidar com algumas dessas incertezas é implementar um programa de monitoramento com base no conceito de gestão adaptativa. O monitoramento deve ser feito de modo a comparar os dados de perdas e ganhos ao longo do tempo, demonstrando que eles são equivalentes em termos ecológicos e em quantidade, além de apresentar que os ganhos da compensação não seriam alcançados de outra maneira (Grimm, 2020; Xu *et al.*, 2019; Bezombes *et al.*, 2019; Primmer *et al.*, 2019; Jones e Bull, 2019; Sonter *et al.*, 2019). Portanto, a compensação por perda de biodiversidade é uma atividade que se tem início no planejamento de um projeto e se prolonga ao longo de sua operação, até a fase pós-desativação.

No contexto de compensações de biodiversidade, o princípio de equivalência pode ser entendido como a aplicação de uma ação que compensa em condições semelhantes às áreas que foram suprimidas ou interferidas (um termo adotado frequentemente é o “*like-for-like*” ou “semelhante por semelhante”) ou seja, refere-se a áreas com componentes de biodiversidade de alguma maneira similares.

Essa semelhança pode ser observada em termos de diversidade de espécies, diversidade funcional e composição, integridade ou condição ecológica, contexto da paisagem (por exemplo, conectividade, posição da paisagem, usos ou condições do solo adjacente, tamanho do fragmento etc.) e serviços do ecossistema (incluindo o uso das pessoas e valores culturais) (zu Ermgassen *et al.*, 2019; Witt *et al.*, 2019; Knight *et al.*, 2020; Bull e Milner-Gulland, 2019; Primmer *et al.*, 2019; Jones e Bull, 2019). Dessa forma, é de suma importância explicitar os critérios de similaridade adotados no planejamento das compensações e validá-los com as partes interessadas.

Os resultados de conservação obtidos mediante compensações de biodiversidade devem ser “adicionais”, o que significa que não ocorreriam sem as compensações (BBOP, 2012). Para atingir adicionalidade, é necessário quantificar as perdas de acordo com o valor de biodiversidade afetado, para então planejar os ganhos, com base em métricas bem fundamentadas.

Essas métricas auxiliam na determinação da proporção da compensação a ser implementada, bem como, no uso de multiplicadores. Quanto maiores os riscos e incertezas em alcançar ganhos, maior deve ser a proporção entre a perda e o ganho. Portanto, o uso inadequado de métricas e indicadores compromete a efetividade da compensação. Há, no entanto, falta de consenso sobre o nível de evidência necessário para demonstrar a adicionalidade (Sonter *et al.*, 2020).

A análise de adicionalidade depende também da estratégia de compensação, ou seja, a restauração ou proteção, também chamada de perda evitada. Quando se trata de compensação por restauração, é importante aplicar multiplicadores maiores em decorrência da complexidade de se restaurar o valor de biodiversidade afetado (zu Ermgassen *et al.*, 2019; Witt *et al.*, 2019; Knight *et al.*, 2020; Bull e Milner-Gulland, 2019). Já quando se faz a compensação por meio de proteção, que se evita perda, os multiplicadores devem ter como base a modelagem de um cenário contrafactual.

O cenário contrafactual apresenta a tendência de perdas e ganhos a que a paisagem está submetida, demonstrando o quanto isso pode ser evitado pela proteção de determinados locais (Moilanen *et al.*, 2020; Maseyk *et al.*, 2020; Grimm, 2020; Bezombes *et al.*, 2019; Simmonds *et al.*, 2019). Em resumo, a análise de adicionalidade deve demonstrar que os ganhos alcançados por meio

da compensação implementada não seriam alcançados de outra forma, seja ela com o uso de estratégias de restauração ou de proteção.

O critério de permanência expressa a necessidade de que as medidas de compensação devem ser duradouras, visando a resultados que sejam mantidos por longo prazo (Escorcio Bezerra, 2011; Bishop, 2006; BBOP, 2012a). Segundo o BBOP (2012a), as compensações de biodiversidade devem durar pelo menos tanto tempo quanto os impactos de um projeto.

Algumas políticas de compensação vão além, pois estabelecem que as obrigações de compensação são destinadas a durar “para sempre”, o que levanta questões quanto aos mecanismos legais, institucionais e financeiros disponíveis para garanti-las a longo prazo. Assim, há a necessidade de que as compensações sejam monitoradas e medidas para permitir uma avaliação significativa do seu desempenho ao longo de um horizonte temporal especificado (Damiens *et al.*, 2020).

### **3.5. Princípios e critérios aplicáveis à compensação por perda e/ou redução da oferta de serviços ecossistêmicos**

A forte ligação entre biodiversidade, funcionamento dos ecossistemas e seus serviços leva a supor que a restauração dos ecossistemas também restaurará os serviços prioritários afetados (Tallis *et al.*, 2015; Tekalign *et al.*, 2017). Embora essa suposição seja defensável para alguns serviços ecossistêmicos, como o abastecimento de água (Sonter *et al.*, 2018), a relação entre a restauração da biodiversidade e os serviços ecossistêmicos não é diretamente proporcional e depende da categoria de serviços considerada (Benayas *et al.*, 2009).

Ainda que a compensação dos impactos sobre os serviços prioritários atenda às demandas dos beneficiários (Landsberg *et al.*, 2013; Landers *et al.*, 2016), como o acesso a áreas que proporcionam experiência recreativa (Rosa *et al.*, 2020a), a compensação dos impactos sobre a biodiversidade geralmente se concentra nas espécies ameaçadas e nos habitats críticos (Jacob *et al.*, 2016). De fato, a compensação da biodiversidade resulta em impactos sociais prejudiciais, devido à restrição do acesso a áreas protegidas (Bidaud *et al.*, 2017), especialmente em regiões onde os beneficiários são altamente dependentes dos recursos naturais e do acesso à terra para sua subsistência (Bidaud *et al.*, 2018).

A fim de garantir os benefícios potenciais da compensação da biodiversidade tanto para a biodiversidade quanto para os serviços ambientais, o engajamento dos participantes é a tarefa chave para avaliar as demandas dos beneficiários, na busca de entender as necessidades da comunidade e os serviços que eles obtêm dos ecossistemas, bem como os valores e crenças culturais (Griffiths *et al.* 2020; Jones *et al.*, 2019; Rosa *et al.*, 2020b).

Ainda que a conservação da biodiversidade tenha intrínseca relação com a provisão de serviços ecossistêmicos, ações para proteção e restauração de ecossistemas desencadeiam consequências indesejáveis para as comunidades locais (Sonter *et al.*, 2018). Para garantir ganhos em termos de biodiversidade, é importante ter proteção integral, mas, para manter ou melhorar a oferta de serviços culturais, por exemplo, é preciso estabelecer programas de uso sustentável que permitam o acesso às áreas de interesse dos beneficiários afetados (Souza *et al.*, 2021).

As medidas de compensação por perda ou diminuição do fornecimento de serviços ecossistêmicos devem seguir princípios fundamentais para se garantir no NNL ou NG (BBOP, 2012a; Brownlie *et al.*, 2013). Entre esses princípios, destaca-se a aplicação da hierarquia de mitigação por meio da avaliação de impactos que, quando aplicada aos serviços ecossistêmicos, pode ser feita mediante aplicação da chamada *Ecosystem Services Review* (Landsberg *et al.*, 2013; Rosa e Sánchez, 2015; IFC, 2012).

De modo geral, os princípios e as boas práticas internacionais para elaboração de planos de compensação por perda de biodiversidade se aplicam à perda de fornecimento de serviços ecossistêmicos. Quando se planeja compensar impactos sobre serviços ecossistêmicos, o engajamento das partes interessadas e afetada, por isso é fundamental considerar os beneficiários dos serviços ecossistêmicos, mas também as instituições públicas e os demais atores atuantes no território (BBOP, 2012; IFC, 2019; Landsberg *et al.*, 2013).

Além daqueles princípios de processo já listados no âmbito das compensações por perda de biodiversidade, que se aplicam igualmente ao contexto de serviços ecossistêmicos, destacam-se três princípios, mencionados a seguir, que devem orientar o processo de planejamento e a avaliação de medidas de compensação por perda de fornecimento de serviços ecossistêmicos.

- (i) Equivalência: demonstra que os mesmos benefícios e beneficiários afetados foram compensados (Levrel *et al.*, 2012; Wende *et al.*, 2018);
- (ii) Adicionalidade: apresenta melhoria no processo de fornecimento ou no acesso ao serviço;
- (iii) Autonomia: garante que o acesso aos serviços pelos beneficiários afetados seja garantido de forma autônoma, livre e a qualquer momento (Landsberg *et al.*, 2013; Apostolopoulou e Adams, 2017).

A literatura (Landsberg *et al.*, 2013; Rosa *et al.*, 2020; Apostolopoulou e Adams, 2017; Koh *et al.*, 2017) não apresenta os três princípios de maneira sistemática como o faz para os princípios de compensação por perda de biodiversidade. Por esse motivo, espera-se que esta pesquisa contribua para a consolidação deles.

Alguns exemplos de ganhos obtidos nas compensações por impactos sobre serviços ecossistêmicos são: 1. melhoria do acesso das comunidades a serviços ecossistêmicos; 2. geração de renda por meio de instrumentos financeiros de compensação de serviços, como o sequestro de carbono, o fortalecimento do relacionamento entre empresa e comunidade, que propicia o apoio da população ao projeto e, portanto, a licença social da empresa para operar; 3. novas oportunidades para recreação fundamentada na natureza (Mandle *et al.*, 2015; Kermagoret *et al.*, 2016).

## **CAPÍTULO 4 – Impactos residuais sobre a biodiversidade e serviços ecossistêmicos**

A pesquisa foi conduzida em um empreendimento de extração e beneficiamento de minério de ferro denominado Minas-Rio, localizado no Estado de Minas Gerais. A primeira seção deste capítulo apresenta a caracterização da área de estudo, abrangendo as estruturas operacionais do empreendimento e o contexto histórico. Posteriormente, os impactos residuais sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos são descritos, com base na revisão dos estudos realizados em âmbito do licenciamento ambiental.

### **4.1. Caracterização do caso**

Esta pesquisa utiliza como aplicação o complexo minerário do Minas-Rio, localizado a cerca de 165 km a nordeste de Belo Horizonte. Trata-se de um empreendimento operado pela Anglo American, que exerce suas atividades de extração de minério de ferro com tratamento a úmido, transporte via mineroduto e escoamento pelo porto no município de São João da Barra, no estado do Rio de Janeiro.

A empresa, com sede em Londres, atua no Brasil desde 1973, sendo considerada uma das maiores companhias de mineração do mundo por abranger commodities de alto volume (Ferreira Rocha, 2016). O Minas-Rio é composto por três grupos de estruturas: (i) empreendimento minerário, que inclui a mina, planta de beneficiamento, barragem de rejeitos e estruturas auxiliares, como linha de transmissão, adutora e prédios administrativos; (ii) mineroduto, que passa por 32 municípios; (iii) complexo portuário privado, localizado em São João da Barra, no estado do Rio de Janeiro.

Especificamente, o empreendimento minerário comporta uma infraestrutura para operacionalizar a produção de *pellet feed*, contemplando as seguintes estruturas operacionais:

- Mina na serra do Sapo;
- Pilha de estéril externa;
- Área industrial: planta de beneficiamento mineral, escritórios de apoio operacional, oficinas mecânicas e elétricas, além de pátios de insumos e resíduos e sistemas de controle ambiental;

- Barragem de rejeito;
- Adutora de água “nova” de processo, cuja captação é feita no rio do Peixe e segue até a área industrial;
- Estrada de acesso entre a rodovia MG-010 e a área industrial;
- Estruturas de apoio de alojamento e canteiro de obras, utilizadas temporariamente na etapa de implantação.

O minério de ferro extraído é do tipo itabirito, friável e semifriável (classificação que leva em conta o grau de intemperismo e compacidade apresentada pelas rochas). O tipo concentrado é considerado de alta qualidade devido ao alto teor de ferro – 68% – e baixo teor de sílica, alumina e fósforo (Anglo American, 2016).

As atividades de lavra a céu aberto ocorrem no município de Conceição do Mato Dentro, e a planta de beneficiamento industrial está situada em Alvorada de Minas. As etapas de tratamento e manuseio do minério ocorrem em processos de: britagem primária, transporte por meio de correias transportadoras, britagem secundária, peneiramento, empilhamento, prensa de rolos, moagem primária, deslamagem, flotação, remoagem, espessamento do concentrado e espessamento de rejeitos.

O minério, finamente granulado e altamente concentrado (*pellet feed*<sup>1</sup>, com teor de 67% – 68% de ferro, correspondente aos padrões máximos de exigência da indústria siderúrgica) é misturado com a água, cuja captação é feita no rio do Peixe, no município de Dom Joaquim, e conduzida por meio de uma adutora. Forma-se, assim, uma polpa, que é transportada por um mineroduto (sistema de transporte por tubulações e estações elevatórias) até o município São João da Barra, no estado do Rio de Janeiro.

Do município de Itabira, em Minas Gerais, parte a linha de transmissão (LT 230kV), exclusiva para o empreendimento de 89 km, que atravessa nove municípios para fornecer a energia necessária. O mineroduto, com 529 km de extensão, tem início na área do complexo minerário e término na planta de filtragem, no Porto do Açú, em São João da Barra, no norte do estado do Rio de Janeiro. A estrutura atravessa 33 municípios, dos quais 26 são localizados em

---

<sup>1</sup> Minério de ferro mais fino (< 0,150 mm) obtido após o processo de flotação. Para ser utilizado na siderurgia, o *pellet feed* deve passar pelo processo de pelotização.



Minas Gerais e sete no Rio de Janeiro. (Figura 5). Para o transporte de minério de ferro pelo mineroduto, são necessárias estações de bombeamento, sempre ao longo da tubulação, e todas ficam no Estado de Minas Gerais, além de uma estação de válvula e estações de monitoramento de pressão (Brandt, 2006).

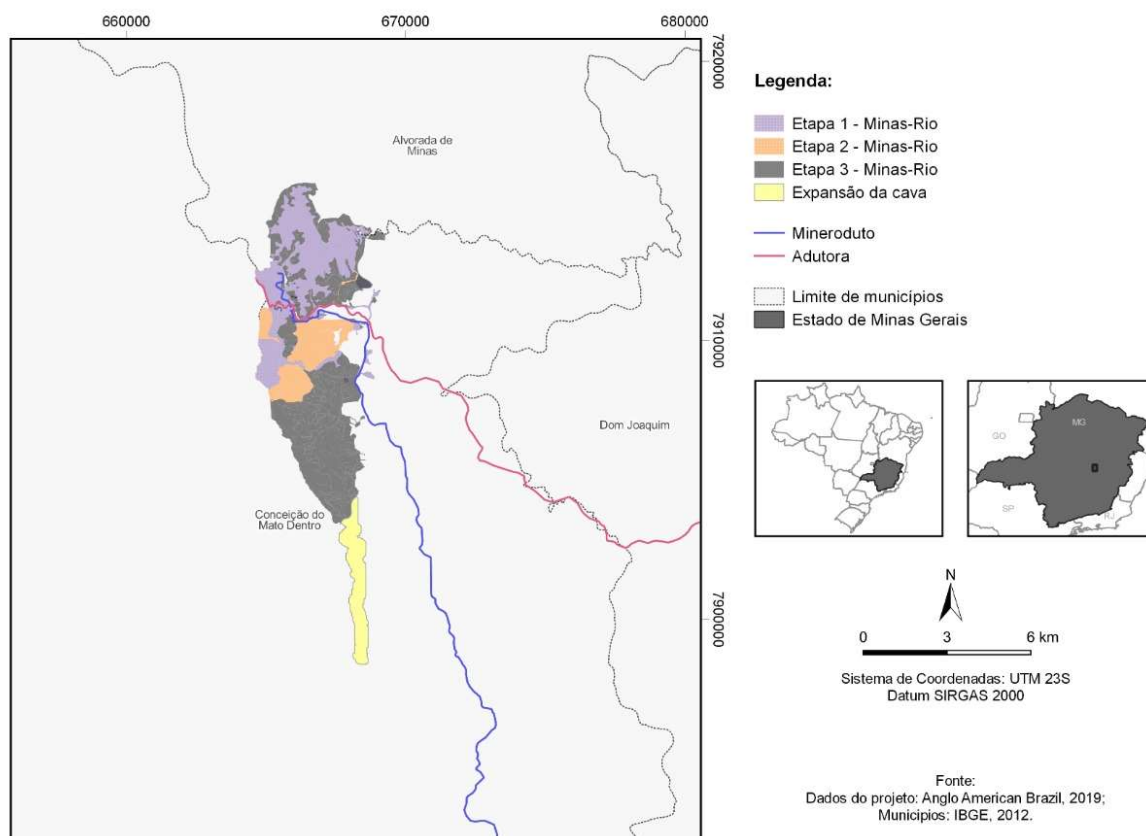


Figura 5: Localização do sistema Minas-Rio.

A planta de filtragem, localizada no município de São João da Barra, no estado do Rio de Janeiro, é responsável pelo recebimento da polpa de minério pelo mineroduto, assim como pela destinação de efluente por meio de um emissário submarino. Após a separação sólido/líquido da polpa de minério de ferro por processos de espessamento e filtragem, o minério filtrado é transferido por meio de correias transportadoras fechadas para os pátios de estocagem sob a responsabilidade da empresa Ferroport, onde é empilhado para posterior carregamento dos navios (CEAM, 2014).

A área diretamente afetada pela mineração abrange 2.042 hectares, com expansão de 2.498 hectares adicionais com a obtenção da licença da Etapa 3 (abrange cava da mineração, planta de beneficiamento, pilha de estéril, estação

de bombeamento, lagoas de sedimentação e barragens de rejeitos). Incluindo o mineroduto e a linha de transmissão, a área diretamente afetada das operações totaliza aproximadamente 4.850,4 hectares (julho de 2021). O Minas-Rio também administra aproximadamente 12.387 hectares de “reservas ambientais” como parte de sua compensação regulatória e voluntária.

Atualmente licenciada, a capacidade produtiva nominal do Minas-Rio é 26,5 Mtpa (milhões de toneladas por ano) de *pellet feed*. A vida útil desse complexo cerca de 66 anos, considerando a sua fase friável. Até 2023, a empresa pretende atingir a capacidade de produção projetada, o que pode levar a alterações no layout da usina e refletir a necessidade de adequação dos processos e equipamentos ao plano de lavra e produção.

#### **4.2. Contexto histórico do empreendimento**

Embora desde os anos de 1970 houvesse grande número de alvarás de pesquisa mineral concedidos pelo Departamento Nacional da Produção Mineral (DNPM) em Conceição do Mato Dentro, somente a partir de 2006 foi divulgada a intenção de a empresa MMX S/A desenvolver o projeto “Minas-Rio”, por meio da apresentação do Estudo de Impacto Ambiental feito pela Brandt Meio Ambiente. O projeto Minas-Rio foi vendido à empresa Anglo Ferrous S.A. em 2008, que, em 2010, após uma reestruturação organizacional, reassumiu sua marca oficial Anglo American (Becker e Pereira, 2011).

A implantação e a operação do empreendimento contaram com o licenciamento em âmbito estadual (complexo minerário) e federal (mineroduto). Em decorrência das características de sensibilidade ambiental da paisagem e da presença de comunidades locais, o processo de licenciamento contou com ações tomadas por diversos atores, entre eles o Ministério Público (na forma de três liminares expedidas em 2012) e grande número de condicionantes de licenças.

O processo de licenciamento das estruturas, que compõem o Sistema Minas-Rio, ocorreu separadamente. A mina, a usina de beneficiamento e a linha de transmissão de energia foram licenciadas, no âmbito estadual, pela Unidade Regional Colegiada Jequitinhonha, do Conselho Estadual de Política Ambiental (Copam). O empreendimento relativo à linha de transmissão teve um processo

de licenciamento apartado. Já o mineroduto, por abranger dois Estados, foi licenciado, no âmbito federal, pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama). A infraestrutura portuária localizada em São João da Barra (RJ), onde consta a Planta de Filtragem, obteve seu processo de licenciamento conduzido pelo órgão ambiental do Estado do Rio de Janeiro.

Como informado na seção de metodologia, a pesquisa concentrou-se nas análises das estruturas de mina e usina de beneficiamento do Sistema Minas-Rio. A implantação da mina e suas estruturas ocorreu de forma faseada, portanto as compensações por perda de biodiversidade, objeto desta pesquisa, ocorreram em tempos distintos. A Tabela 2 apresenta as etapas do empreendimento, bem como o período dos estudos ambientais realizados, ano de implantação e operação.

Tabela 2: Fases do empreendimento de acordo com o processo de licenciamento ambiental.

Etapa	Nome do projeto	Ano		
		Estudo ambiental	Implantação	Operação
1	Minas-Rio	2007	2009	2014
2	Otimização da Mina do Sapo	2014	2015	2016
3	Extensão da Mina do Sapo	2016	2017	2019

A licença prévia foi concedida em 2008, para exploração das reservas de minério de ferro nas serras do Sapo e da Ferrugem, com uma cava de extensão final de aproximadamente 12 km. A licença de operação foi concedida em 2014 e, a partir dela, planejada uma sequência de expansões de projetos do tipo *brownfield*, ou seja, expansões que utilizam as reservas geológicas e infraestruturas já implantadas e em operação (Ferreira Rocha, 2016).

As expansões (Figura 6) têm por finalidade oferecer continuidade às atividades da mina, uma vez que as frentes de lavra são planejadas a atingir teor adequado de ferro para alimentação da usina de beneficiamento, que é calibrada para tratar minério com teores em média de 39 a 41% de ferro.

Segundo Ferreira e Rocha (2016), os itabiritos friáveis ricos (teores de 37 a 42% Fe) apresentam-se nas camadas superiores da mina e, à medida que a lavra (Step 1 e 2) se desenvolve para níveis inferiores, os teores de ferro ficam mais pobres (32 a 36%), gerando baixa recuperação e, conseqüentemente, redução da produção. Desse modo, a Etapa 3 considera a ampliação da cava

em uso, para que o nível de produção retome aos patamares do projeto, possibilitando operar com os teores adequados de ferro no ROM (*Run of mine*).

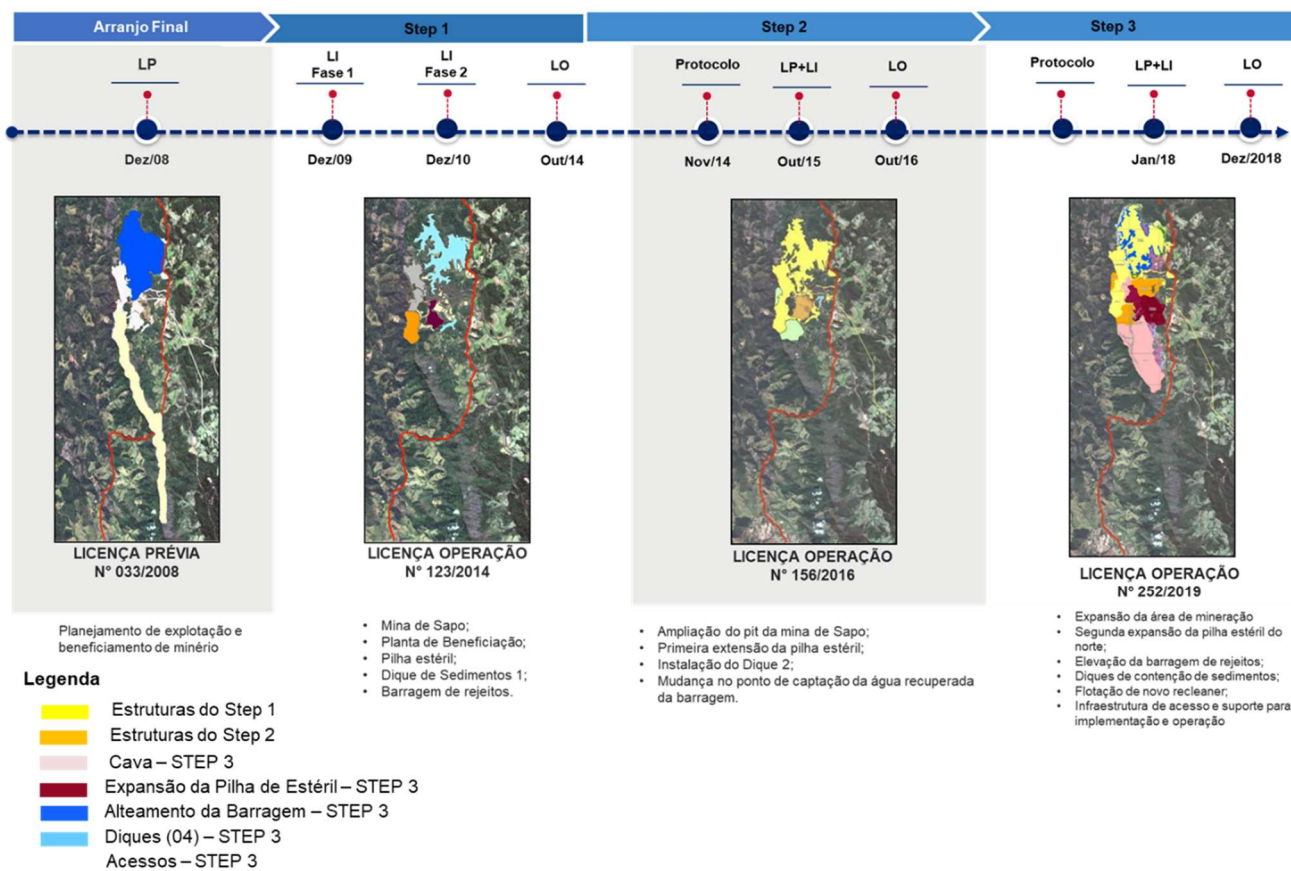


Figura 6: Etapas do empreendimento.

Fonte: Elaborado com informações e imagens fornecidas pela empresa.

Em 2010, iniciou-se a instalação da primeira etapa do empreendimento (denominada pela empresa como “step 1”) chamada de “projeto Minas-Rio”, cuja Licença Prévia foi concedida em de 2008 para a atividade “lavra a céu aberto com tratamento a úmido – minério de ferro”. Já a licença de operação da primeira etapa foi obtida em 2014 (Supram, 2019).

A segunda etapa do empreendimento (Step 2), denominada “projeto de otimização da mina do Sapo”, teve como principal objetivo a potencialização imediata e em curto prazo da mina do Sapo (anteriormente licenciada no Projeto Minas-Rio), por meio da abertura de novas frentes de lavra em áreas contíguas às estruturas já licenciadas. Tal necessidade se deu pelo avanço do conhecimento da situação geológica na região, verificada nas pesquisas minerais feitas ao longo da implantação e operação do complexo minerário

existente, o qual levou à urgência de alterar o sequenciamento de lavra inicialmente previsto. Apesar do aumento de vida útil da mina, o projeto de otimização não previu a ampliação da capacidade produtiva de 26,5 MTPA de *pellet feed* (Ferreira Rocha, 2016).

A terceira etapa (Step 3), denominada “extensão da mina do Sapo”, dá continuidade ao planejamento de exploração, beneficiamento e logística das reservas minerais da serra do Sapo, além de considerar um horizonte de longo prazo da vida útil da mina em relação às reservas do minério itabirítico, com as frentes de lavra em novas áreas que se estendem até os limites da serra da Ferrugem, e não apenas em áreas contíguas ao complexo minerário existente. Essa etapa teve a Licença Prévia concomitante à Licença de Instalação, aprovada em 2018, e sua Licença de Operação, aprovada em 2019 (Supram, 2019).

#### **4.3. Delimitação da área da pesquisa**

A área de estudo desta pesquisa corresponde às bacias do Rio Santo Antônio e Rio do Peixe (Figura 4), resultando em uma escala de análise do tipo exploratória (Santos, 2004). A escala de análise de bacia hidrográfica é amplamente utilizada no planejamento ambiental por representar um recorte de interesse para dados ambientais e por incluir características do meio físico, como relevo, geologia e hidrografia bem como informações de fauna e flora (Santos, 2004).

A área do estudo de caso insere-se na zona rural dos municípios de Conceição do Mato Dentro, Alvorada de Minas Dom Joaquim e Congonhas do Norte, em uma área de transição entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado, pertencentes à bacia do Rio Doce e sub-bacia do Rio Santo Antônio.

No contexto do empreendimento, essas bacias que formam a área de estudo englobam as três etapas da mina (steps 1, 2 e 3) e as compensações realizadas. A lei da mata atlântica estabelece que as compensações florestais devem, sempre que possível, ser alocadas na mesma sub-bacia do projeto. Esse recorte foi utilizado como referência também no Estudo de Impacto Ambiental (EIA) do projeto por englobar os principais divisores de água. Considerando as recomendações internacionais discutidas no item relacionado ao critério de considerar a “escala de paisagem”, entende-se que, nessa área de estudo, é

possível analisar ganhos e perdas de biodiversidade e serviços ecossistêmicos em razão da instalação e operação da mina.

A área está inserida na Reserva da Biosfera do Espinhaço e abrange duas unidades de conservação de proteção integral. São elas: 1. o Parque Natural Sete Salões, uma Unidade de Conservação (UC) municipal – área menor na região central do mapa; 2. o Parque Estadual Serra do Intendente (Figura 7). As áreas de compensação estão espalhadas por toda a área de estudo e, conforme proposta do empreendedor, devem ser agrupadas em UCs do tipo Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN).

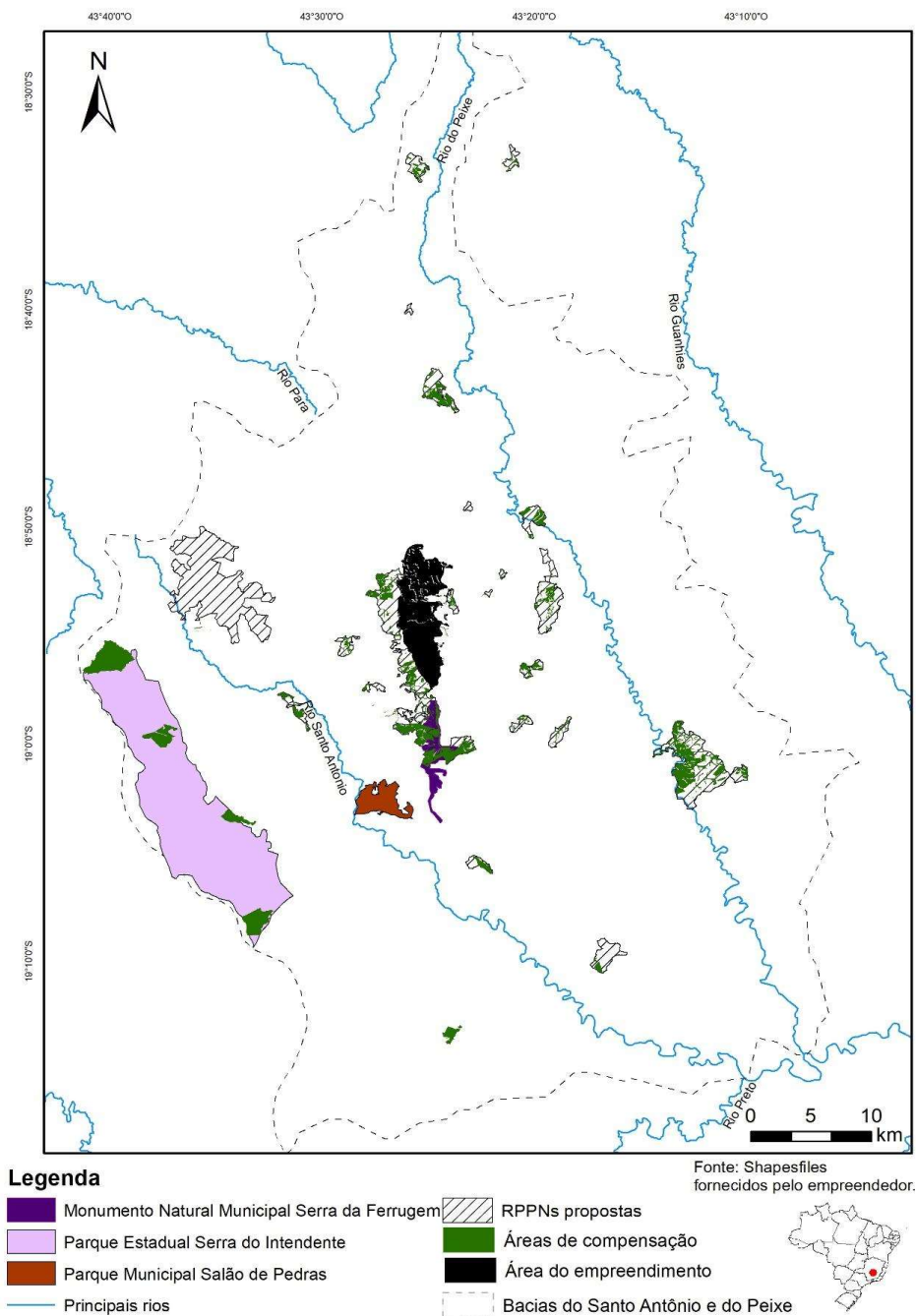


Figura 7: Área de estudo da pesquisa e a localização das áreas protegidas.

O empreendimento afeta os seguintes valores de biodiversidade: habitats, funções ecológicas e espécies protegidas de dois ecossistemas terrestres (os campos rupestres e a floresta estacional semidecidual), ecossistemas aquáticos e ambientes cavernícolas (Figura 8). Para esta pesquisa, foram compiladas as informações a respeito dos componentes afetados pela implantação e operação do empreendimento estudado, considerando os impactos residuais.

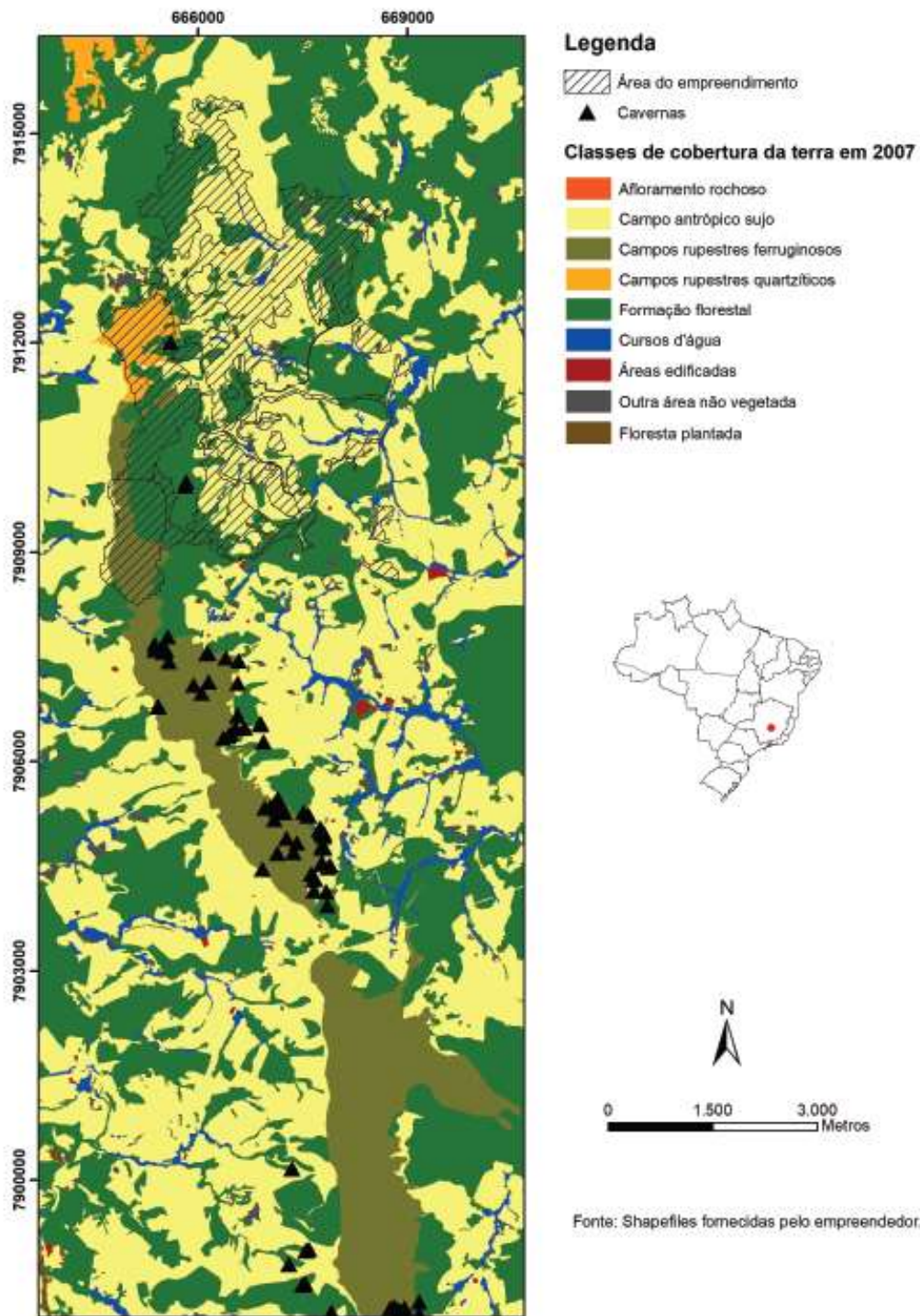


Figura 8: Mapa de cobertura da terra e localização de cavernas.

#### 4.4. Impactos residuais sobre a biodiversidade e serviços ecossistêmicos

A compensação de impactos sobre a biodiversidade deve ser feita apenas para impactos residuais, isto é, aqueles que não foram evitados ou minimizados após a aplicação da hierarquia de mitigação. Identificação, avaliação e aplicação da hierarquia de mitigação são etapas documentadas nos estudos de impacto



ambiental, bem como nos programas de controle e monitoramento ambiental (Brandt, 2007; Ferreira Rocha 2016 e Ferreira Rocha, 2017).

Para tanto, toma-se como base os EIAs de 2007, 2014 e 2015, que correspondem à instalação e a duas expansões do empreendimento. Como alguns enunciados de impactos se sobrepõem, esses foram agrupados em dez, de acordo com o valor da biodiversidade que afetam (Tabela 3). Para padronização, alguns impactos tiveram a descrição reescrita e foram incluídos alguns indicadores de impactos que poderiam ser agregados.

Conforme o princípio de equivalência, os impactos sobre a biodiversidade devem ser compensados sobre os valores de biodiversidade (espécies, habitats, ecossistemas ou funções ecológicas), sendo fundamental a identificação de impactos sobre cada um deles (WBG, 2016). Entre os impactos, destacam-se aqueles que incidem sobre os valores da biodiversidade protegidos por lei. São eles: espécies ameaçadas ou endêmicas da flora e fauna e os habitats da Floresta Estacional Semidecidual em estágio avançado e os Campo Rupestre Ferruginoso.

O principal indutor de impactos é a necessidade da alteração da cobertura da terra para a instalação do empreendimento, que implica a supressão da vegetação nativa, a qual foi realizada nas três etapas do projeto e afetou a floresta estacional semidecidual, candeal e os campos rupestres (Figura 9). Entre as fitofisionomias presentes, destaca-se o campo rupestre ferruginoso, também chamado de canga, que é listado como um ecossistema da categoria “em colapso” por ser uma formação de grande importância ecológica devido à sua alta taxa de endemismo, raridade de ocorrência e constante pressão da exploração mineral.



Figura 9: Fitofisionomias afetadas pelo empreendimento. Acima, à esquerda, campo rupestre; abaixo, à esquerda, floresta estacional semidecidual; acima, à direita, candeal; abaixo, à direita, áreas antropizadas. (Fotos da autora e Luis E. Sánchez.)

A respeito de impactos sobre cavernas, o atual arcabouço técnico-jurídico-legal que rege o uso e a proteção do patrimônio espeleológico brasileiro permite a instalação e a execução de atividades e empreendimentos que possam vir a impactar cavernas, mediante seu licenciamento ambiental e compensações espeleológicas.

Convém destacar que o Minas-Rio está inserido na Unidade Espeleológica Quadrilátero Ferrífero – Conceição. Nesta região comumente ocorrem cavernas e abrigos relacionadas a rochas da formação ferrífera e quartizítica (Carste, 2020). Os levantamentos espeleológicos realizados na área estão atrelados ao processo de licenciamento ambiental, que ocorreu em três etapas, de acordo com o projeto de expansão da lavra.

O estudo espeleológico abrangeu uma área de prospecção de 3.473 hectares, identificando 878 feições cársticas onde foram estudadas aproximadamente 300 cavernas. No total, considerando todas as etapas do empreendimento, foi autorizada a supressão de 79 cavernas e a redução no raio de influência de 6 cavernas. Para a compensação foram adotadas não somente medidas relacionadas a preservação de cavernas testemunho, mas outras práticas relacionadas à proteção do patrimônio espeleológico.

A respeito dos serviços ecossistêmicos, é importante destacar que os impactos sobre os serviços ecossistêmicos não foram avaliados nos EIAs nesta pesquisa. Tal avaliação não é uma exigência legal no Brasil e, na época que o primeiro EIA foi feito (em 2007), também não era uma recomendação internacional. Por outro lado, há de se levar em conta que os serviços ecossistêmicos muitas vezes são implicitamente considerados nos estudos de impacto ambiental (Rosa e Sánchez, 2016).

Assim, para efeitos desta pesquisa, com base em informações dos EIAs e de relatórios de monitoramento ambiental, foram identificados os serviços fornecidos pelos ecossistemas afetados pelo empreendimento e seus respectivos beneficiários, e, em seguida, selecionados os serviços prioritários.

A respeito dos impactos sobre os serviços ecossistêmicos, a análise considera que os ecossistemas afetados fornecem vários serviços aos beneficiários locais, com alta dependência de seus benefícios na situação pré-projeto devido ao contexto rural e à predominância de atividades tradicionais, como fonte de emprego e subsistência (Brandt, 2007).

Antes da construção, havia dois tipos de beneficiários desses serviços: (i) aqueles que viviam na área do projeto e foram reassentados; (ii) aqueles que viviam a jusante do projeto que permaneceram em suas terras. Para os beneficiários que permaneceram no local, identificamos quatro serviços ecossistêmicos com potencial de serem afetados na fase de operação do projeto, dos 10 serviços identificados por Rosa e Sánchez (2016) na etapa de instalação.

Os serviços foram impactados devido à supressão ou restrição do acesso aos ecossistemas, sendo anteriormente utilizados pelos beneficiários agora reassentados, e não são considerados neste documento. A Tabela 4 apresenta os impactos em quatro serviços ecossistêmicos prioritários, conforme documentado nos relatórios de monitoramento ambiental.

Tabela 3: Impactos sobre a biodiversidade para as fases de implementação e operação do Minas-Rio.

Impactos descritos pelos EIAs <sup>1</sup>	Breve descrição	Indicadores do impacto <sup>2</sup>	Fase do empreendimento	Valores da biodiversidade	Há impacto residual?
Diminuição da Diversidade Florística e Variabilidade Genética nas Áreas de Floresta Estacional Semidecidual, Candeal e Campo Rupestre Ferruginoso	A implantação deste Projeto acarretará na supressão vegetal de 1.690,22 ha de formações nativas, das quais 281,00 ha são de campo rupestre ferruginoso e 847,06 ha de fisionomias florestais, incluindo vegetação em estágios inicial, médio e avançado de regeneração, além de 63,47 ha de Candeal. Os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual em estágios inicial, médio e avançado de regeneração, Candeal e Campo Rupestre Ferruginoso caracterizam as formações naturais localizadas na área diretamente afetada da extensão da Mina do Sapo e estão aptas a servir de abrigo para diversas espécies da flora e fauna brasileiras. A perda de indivíduos das espécies que compõem os ecossistemas do local trará como consequência direta a diminuição da diversidade biológica local (V, p. 60).	– Habitat-hectare	Implantação	Habitats	Sim
Redução de Ambientes Naturais e Incremento das Ações do Efeito de Borda	Supressão de 1.690,22 ha ocupados por formações naturais, como Floresta Estacional Semidecidual em estágios avançado (57,66 ha), médio (449,48 ha) e inicial (340,47 ha) de regeneração, além do Candeal (63,47 ha) e do Campo Rupestre Ferruginoso (281,03 ha), todos aptos a abrigar diversas espécies da flora brasileira, assim como diferentes espécies da fauna (S3, V, p. 67).	– Composição de espécies na área de transição (Efeito de borda)	Implantação; Operação	Habitats	Sim
Perda de habitat para a fauna (pela supressão de ambientes terrestres)	Grande parte dos organismos que estão adaptados aos habitats e às condições ecológicas das áreas de influência do empreendimento, não encontrarão os mesmos recursos no entorno, reduzindo assim sua população. Nesse contexto, as alterações das estruturas dos ambientes florestados nas áreas de influência do empreendimento acarretarão na morte ou afugentamento de organismos (S1, PII, p. 849).	– Habitat-hectare – Dispersão de Kernel	Implantação e operação	Habitats	Sim

<b>Impactos descritos pelos EIAs<sup>1</sup></b>	<b>Breve descrição</b>	<b>Indicadores do impacto<sup>2</sup></b>	<b>Fase do empreendimento</b>	<b>Valores da biodiversidade</b>	<b>Há impacto residual?</b>
Diminuição da conectividade florestal e isolamento de populações	O habitat fragmentado afeta negativamente a sobrevivência de populações e da diversidade biológica, levando à redução da abundância e até ao desaparecimento local de algumas espécies (S2. V, p. 60).	– Índice de fragmentação	Implantação	Função ecológica: Conectividade	Sim
Perda de Áreas de Proteção Permanente (APP)	Entre as tipologias a serem suprimidas, 237,10 ha localizam-se em Áreas de Preservação Permanente (APP) hídricas. A vegetação que ocupa normalmente essa zona ripária apresenta uma alta variação em termos de estrutura, composição e distribuição espacial. Essa variação ocorre tanto ao longo do curso d'água como em trechos característicos de erosão fluvial. Destaca-se ainda a função ambiental dessas áreas, como a conservação dos recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a proteção do solo e a biodiversidade, facilitando o fluxo gênico de fauna (V, p. 69).	– Habitat-hectare	Implantação; Operação	Função ecológica: Proteção hídrica	Sim
Redução de Populações de Espécies Ameaçadas de Extinção, Endêmicas e Imunes de Corte	A supressão da vegetação nativa na área do empreendimento causará impacto negativo resultante da eliminação de indivíduos pertencentes a 20 espécies ameaçadas de extinção (S3, V, p.65).	– N. de espécies ameaçadas que tiveram indivíduos perdidos – N. de indivíduos suprimido	Implantação; Operação	Espécies protegidas – Flora	Sim
Perda de indivíduos de espécies ameaçadas da fauna	O aumento do número de pessoas, veículos e máquinas se deslocando pela ADA, a alteração de habitats e a perda de micro-habitats, conseqüente da supressão da vegetação, promovem o deslocamento dessas espécies para outras áreas em busca de ambientes favoráveis a seu estabelecimento. Durante esse deslocamento, os indivíduos estarão suscetíveis à predação e/ou ao atropelamento. No caso dos peixes, a supressão dos tributários afetados reduzirá os ambientes	– N. de espécies ameaçadas que tiveram indivíduos perdidos – N. de indivíduos perdidos	Implantação; Operação	Espécies protegidas – Fauna	Não

Impactos descritos pelos EIAs <sup>1</sup>	Breve descrição	Indicadores do impacto <sup>2</sup>	Fase do empreendimento	Valores da biodiversidade	Há impacto residual?
	disponíveis para o estabelecimento dessas espécies (S3, V, p. 75).	de espécies ameaçadas – N. de eventos de mortalidade envolvendo espécies ameaçadas			
Alteração na composição e estrutura nas comunidades de fauna	A perda e a fragmentação do habitat afetam negativamente a sobrevivência de populações e da diversidade biológica, o que leva à redução da abundância e ao afugentamento de algumas espécies para áreas mais distantes, além de tornar o ambiente atrativo apenas para espécies generalistas adaptadas à ocupação de ambientes pouco estruturados, incluindo aqueles modificados pelo homem (S3, V, p. 70).	– Riqueza; – Abundância; – Índice diversidade; – Tamanho e peso corporal; – Índice de similaridade – Equitabilidade	Implantação, Operação e Desativação	Fauna	Não
Perda de hábitat, aprisionamento e mortalidade de peixes	Durante a implantação dos quatro diques previstos no Projeto de Extensão da Mina do Sapo, o fluxo dos tributários será direcionado para galerias de desvio, por meio do bloqueio do leito principal e das ensecadeiras a montante e a jusante ao eixo do barramento. Na área ensecada, é comum o aprisionamento de peixes, os quais ficarão sujeitos à hipóxia e, conseqüentemente, à mortalidade, representando um impacto que demanda ações específicas de resgate (S3, V, p. 72).	– N. de eventos de mortalidade – N. de indivíduos que vieram a óbito – N. de espécies que tiveram indivíduos que vieram a óbito	Implantação, Operação	Fauna	Sim

<sup>1</sup> Os impactos descritos nos três EIAs do empreendimento foram agrupados de acordo com o valor de biodiversidade afetado. Alguns impactos tiveram o enunciado reescrito.

<sup>2</sup> Possíveis indicadores são utilizados.

Tabela 4: Impactos sobre os serviços ecossistêmicos prioritários (fase de operação – 2014-2018).

Serviço ecossistêmico prioritário		Impacto <sup>1</sup>	Evidência ambiental	Evidência Social <sup>2</sup>
Provisão	Culturas agrícolas e pecuária	Perda da produção agrícola e pecuária devido à diminuição da qualidade da água	A qualidade da água a jusante foi considerada em conformidade com as normas legais (classe 2) <sup>2</sup> na maioria das amostras. As não conformidades estão associadas à superação dos limites de concentração de metais, que foram interpretados como atribuíveis a fatores como o uso de pesticidas na agricultura e silvicultura (Cs, Co e Pb) e a constituição litológica (Fe e Mn) (Ferreira Rocha, 2014; MDGEO, 2015; 2016; ISTMA, 2018) A carga de sólidos sedimentares foi notada pela presença de sedimentos nos pontos de monitoramento, principalmente nas primeiras campanhas (ISTMA, 2018)	Reclamações registradas de diminuição da qualidade da água
	Água doce	Deterioração de todos os usos da água para as populações locais devido ao assoreamento		
Regulação	Regulação do fluxo e da vazão de água	Alteração da qualidade da água devido à diminuição do fluxo e correspondente aumento da concentração de poluentes originados pelo esgoto descartado pelas comunidades	O EIA (Ferreira Rocha, 2014) prevê que, na fase de operação, pode haver redução no nível de água do aquífero subterrâneo, com redução do fluxo de água dos mananciais que alimentam os cursos de água utilizados pelas comunidades, mas os relatórios de monitoramento não registraram redução das águas subterrâneas no período de revisão (2014-2018)	Reclamações registradas de interrupção no fornecimento de água de poços e diminuição na disponibilidade de água de córregos
	Depuração da água e tratamento de resíduos			
Cultural	Valores educacionais e inspiracionais	Perda de áreas de interesse científico, em particular campos rupestres e cavidades naturais	Escavação em sítios arqueológicos e restos históricos no projeto e estudos espeleológicos foram concluídos nas áreas de projeto e compensação (Anglo American, 2018)	Não há evidências registradas.

<sup>1</sup> identificados por Rosa e Sánchez (2016) para a fase de construção e permaneceram na fase de operação

<sup>2</sup> conforme registrado como reclamação (Bridge Comunicações e Anglo American, 2020).

Para verificar a aplicação da hierarquia de mitigação, foi feita uma análise por valor de biodiversidade e serviços ecossistêmicos.

#### **4.5. Aderência à hierarquia de mitigação**

Evitar impactos é visto por muitos como a maneira mais certa e eficaz de administrar os impactos à biodiversidade, e sua posição como primeiro estágio da hierarquia de mitigação indica que ela deve ser priorizada antes de outros estágios. Na prática, há preocupações de que a prevenção do impacto seja frequentemente ignorada, mal compreendida e mal aplicada por desenvolvedores, profissionais de avaliação de impacto e reguladores (Clare *et al.*, 2011; Villarroya *et al.*, 2014)

No caso avaliado, os impactos sobre habitats e funções ecológicas ocorreram principalmente em decorrência da supressão de vegetação, intervenção nos recursos hídricos em função da implantação e operação da mina e suas estruturas. Com o objetivo de verificar se houve uma tentativa para evitar tais impactos, foram analisados os três EIAs do empreendimento, em que são apresentadas as alternativas locais.

Dada a rigidez locacional de projetos de mineração, restam a avaliação de alternativas para as demais estruturas auxiliares para extração, como barragem de rejeitos, pilha de estéril e planta de beneficiamento, principalmente. O estudo de alternativas dessa estrutura foi feito por meio da análise do primeiro EIA (2006), uma vez que os demais EIAs apresentam expansões da cava e, como estrutura, mostram a implantação de novas pilhas de estéril.

O EIA (2006) da implantação do empreendimento estabeleceu critérios relacionados: (i) aos requisitos de engenharia da estrutura; (ii) aspectos físicos do local; (iii) aos aspectos bióticos, principalmente a quantidade de vegetação nativa a ser suprimida; (iv) ao aspecto socioeconômico, relacionado à interferência em comunidades e áreas de interesse arqueológico.

O critério mais importante, entre aqueles estabelecidos, para se evitar impactos sobre a biodiversidade, está associado à quantidade de vegetação suprimida. Comparando as alternativas das principais estruturas da mina, percebe-se que foi evitada a supressão de 185,5 hectares em decorrência da localização da pilha de estéril (Tabela 5). Evitar a supressão de vegetação nativa,



implica evitar a perda e fragmentação de habitats que resultam em redução ou desaparecimento da biodiversidade.

Tabela 5: Análise de alternativa realizada no EIA do Minas-Rio (2006).

Estrutura de mina	Área de supressão de vegetação florestal (ha)			
	Alternativa 1	Alternativa 2	Alternativa 3	Evitados <sup>1</sup>
Pilha de estéril Serra do Sapo	235	582,6	49,5	185,5
Barragem de rejeitos	181,02	257,68	104,17	0
Usina de beneficiamento	10,18	19,05	9,12	0
	Total			185,5

<sup>1</sup>Diferença entre a área de supressão na alternativa de maior impacto e a alternativa escolhida.

Já os demais EIAs, referentes às expansões, não fizeram uma análise de alternativas explícitas como essa. Os critérios apresentados tinham relação com as especificidades da engenharia e de estabilidade física. Os aspectos bióticos recomendam evitar a supressão de vegetação de nativa, a intervenção em áreas protegidas ou em patrimônio histórico/espeleológico e a intervenção em áreas de preservação permanente. Os critérios foram mencionados e a alternativa escolhida foi indicada, sem demonstrar a quantidade de vegetação que seria suprimida em cada alternativa.

Entretanto, a possibilidade de limitar a supressão de vegetação durante a expansão é pequena, devido à rigidez locacional da cava e de estruturas como barragem de rejeitos e pilhas de estéril. O empreendimento causou a perda de 332 ha de campos rupestres e 1.469,34 ha de floresta, que são importantes ambientes para fauna, conforme descreve o impacto “Perda de habitat para a fauna (pela supressão de ambientes terrestres)” e induziu a implementação de compensação florestal.

De fato, o relatório de monitoramento de grandes mamíferos, por exemplo, demonstrou o movimento de dispersão dos indivíduos da região da mina para outras áreas, o que tem uma relação direta com a perda de habitats, evidenciando a possibilidade de existência de impacto residual e a necessidade de implementar medidas de compensação (Rosa *et al.*, 2022).

Em relação ao impacto “Diminuição da conectividade florestal e isolamento de populações”, aspectos como tamanho dos fragmentos e sua conectividade são apresentados no primeiro EIA do empreendimento, entretanto, ao longo do

monitoramento, tais métricas não foram analisadas. Portanto, não é possível compreender se esse impacto está ocorrendo e se resta algum impacto residual.

Entende-se que as mudanças na paisagem são lentas, por isso a análise dessas métricas não deve ser anualmente, mas sim feita de modo pontual, incluindo o estudo da distribuição das espécies (Tarabon *et al.*, 2019). Dada a perda de habitats e a fragmentação e falta de monitoramento, além da análise de indicadores que demonstrem a ocorrência desse impacto, entende-se que haja impacto residual.

#### **4.6. Quadro legal**

Os impactos residuais resultantes da implantação e operação do empreendimento estão sujeitos a compensações obrigatórias no Brasil (Souza e Sánchez, 2018), inclusive para o Minas-Rio.

O gatilho para compensação do caso estudado é a supressão de vegetação, que representa valores de biodiversidade então protegidos e que, quando impactados, desencadeiam compensações de três tipos:

- Supressão da vegetação nativa da Mata Atlântica, resguardada pela Lei n. 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que prevê a permissão da supressão de vegetação primária ou de vegetação secundária no estágio avançado de regeneração em algumas situações, como é o caso das atividades consideradas de utilidade pública, na qual a mineração faz parte, desde que haja avaliação ambiental prévia, por meio de estudo de impacto ambiental e seja demonstrada a inexistência de alternativa locacional. Tal fato obriga o empreendedor a aplicar a hierarquia de mitigação (João *et al.*, 2011; Fonseca *et al.*, 2017), uma vez que ele deve demonstrar que não há alternativas para evitar a supressão da vegetação e, portanto, perda de biodiversidade. Esta legislação, conforme discutem Souza e Sánchez (2018), é um requisito que aplica parcialmente os conceitos de compensação de biodiversidade preconizado pelo BBOP. Adotou-se como referência a legislação estadual (Instrução de Serviço SISEMA 02/2017 e Deliberação Normativa COPAM n. 73/2004), que exige compensação a uma taxa de 1:2 para supressão de vegetação.
- Intervenção em APP, cuja taxa de compensação é de 1:1, de acordo com a legislação federal (Lei n. 12651/2012 – Proteção da Vegetação Nativa,

conhecida como “novo” Código Florestal e Resolução CONAMA n. 369/2006).

- Supressão de cavidades cuja referência adotada é o Decreto Federal n. 6.640 de 2008. A possibilidade de supressão de cavernas bem como o novo conceito de relevância de cavidades naturais subterrâneas, que passaram a ser classificadas em graus máximo, alto, médio e baixo de relevância, sendo somente as de máxima relevância protegidas de impactos negativos irreversíveis.

Há de se observar que esta pesquisa não inclui as áreas destinadas à compensação minerária prevista na Lei estadual n. 20.922/2013, a qual estabelece que o mesmo quantitativo de áreas intervindas deve ser destinado à compensação na forma de doação ao poder público de áreas inseridas no interior de Unidade de Conservação de Proteção Integral após regularização fundiária, ou de outras formas, desde que sejam com vistas à manutenção de unidade de conservação estadual de proteção integral.

As compensações requeridas pela legislação vigente determinam que estas devem ser implementadas para proteção de uma área equivalente (a uma taxa de 1:1 ou superior), para restauração ou melhorias de áreas degradadas nas proximidades do local do distúrbio. As compensações típicas aceitáveis no contexto legal atual são:

- Proteção de uma área privada que não é legalmente protegida. É necessário que as características ecológicas sejam semelhantes às da área afetada, conforme avaliadas pelo tipo de vegetação (fitofisionomia) e pelos aspectos abióticos. As áreas de compensações devem ser localizadas preferencialmente na mesma bacia hidrográfica. São estabelecidos convênios apropriados para assegurar proteção “perene”, o que significa que, se a propriedade for vendida, o novo proprietário será obrigado a manter seu status de proteção.
- Restauração e proteção de áreas degradadas. No caso da supressão da vegetação nativa no bioma da Mata Atlântica, são aceitas estratégias de proteção ou restauração ou uma combinação de ambas, enquanto, no caso da supressão de espécies vegetais protegidas e intervenção em áreas de proteção permanente, a restauração é obrigatória e deve ser implementada em uma área

próxima, muitas vezes em terrenos privados. Essa modalidade apresenta riscos de maior degradação ou restauração sem sucesso.

- Contribuir para o manejo de uma área pública protegida, situada na região, geralmente na forma de aquisição de terras privadas e doação a uma agência de conservação federal, estadual ou municipal. Isso é considerado como uma ação de conservação adicional, porque, muitas vezes, uma nova área protegida é criada em terras privadas sem provisão de recursos financeiros para compra. Essa modalidade não acrescenta área diretamente ao estoque de conservação, pois os fundos são utilizados para apoiar uma área legalmente protegida. Entretanto, tais ações contribuem para a gestão e conservação dessas áreas, fornecendo recursos dificilmente disponíveis a partir de fundos governamentais (Souza e Sánchez, 2018).

Esses requisitos consideram a compensação como o último passo da hierarquia de mitigação, oferecendo uma oportunidade de reparação quando os esforços para evitar ou minimizar os impactos não alcançam nenhuma perda líquida (BBOP, 2018; BirdLife *et al.*, 2015).

## **CAPÍTULO 5 – Aplicando os critérios de compensação por perda de biodiversidade**

Os princípios de equivalência, adicionalidade e permanência são usados, nesta pesquisa, como critérios para avaliar os resultados de programas de compensação implementados para conservação da biodiversidade.

Na primeira seção do capítulo, são apresentados os procedimentos metodológicos para medir perdas e ganhos de biodiversidade, que resultou no fluxo de gestão do processo de planejamento, implementação e avaliação dos programas de compensação por perda de biodiversidade. Nas seções seguintes, são apresentados os resultados da avaliação das ações de compensação da biodiversidade da mina de minério de ferro do Minas-Rio, com o emprego dos três critérios (equivalência, adicionalidade e permanência).

### **5.1. Procedimentos metodológicos para medir perdas e ganhos de biodiversidade**

Para atingir os objetivos das compensações da biodiversidade e também para abranger os serviços ecossistêmicos, como é discutido no capítulo 6, é necessário que as perdas e os ganhos sejam quantificados e verificáveis para atender aos critérios de nenhuma perda líquida ou ganho líquido. Nessa perspectiva, as perdas e os ganhos são calculados como a diferença entre: (i) valores de biodiversidade que sejam mensurados com a mudança em análise (ou seja, com o projeto e com a compensação); (ii) valores de biodiversidade que existiriam sob o cenário contrafactual, ou seja, sem o projeto nem as medidas de compensação (Maron et al. 2013).

Neste capítulo, é apresentada a avaliação das perdas e dos ganhos de biodiversidade, em que foram empregados três critérios: equivalência, adicionalidade e permanência (Figura 10), como caminho para alcançar ganho líquido positivo.

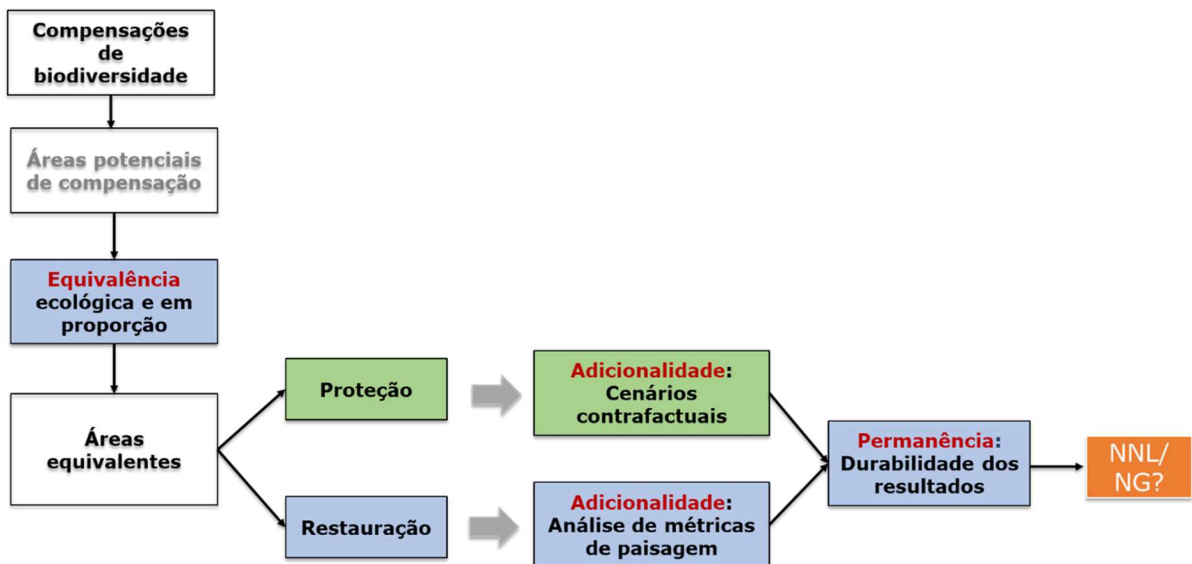


Figura 10: Modelo conceitual e os critérios para planejamento e avaliação da compensação de biodiversidade.

Em resumo, o caminho para atingir ganho líquido positivo deve considerar:

- (i) demonstração da equivalência, ou seja, a equivalência funcional e espacial de compensações e impactos (BBOP, 2012a. Bishop, 2006);
- (ii) apresentação de adicionalidade por meio de resultados mensuráveis de compensação, para demonstrar ganhos (decorrentes da perda evitada ou de restauração), além daqueles que teriam ocorrido na ausência das atividades de compensação (BBOP, 2012);
- (iii) garantia de ganhos permanentes de compensação de biodiversidade, ou seja, planejado em conjunto com as fases do empreendimento e visando ao sucesso de longo prazo das medidas adotadas (Bishop, 2006; BBOP, 2012).

A Figura 11 apresenta o fluxo de gestão para implantação de compensações por perda de biodiversidade. Considera-se como premissa fundamental o planejamento ambiental do projeto, com adoção dos procedimentos da avaliação de impacto ambiental. Assim, as etapas de caracterização do empreendimento e dos ecossistemas são inerentes ao processo de estudos ambientais.

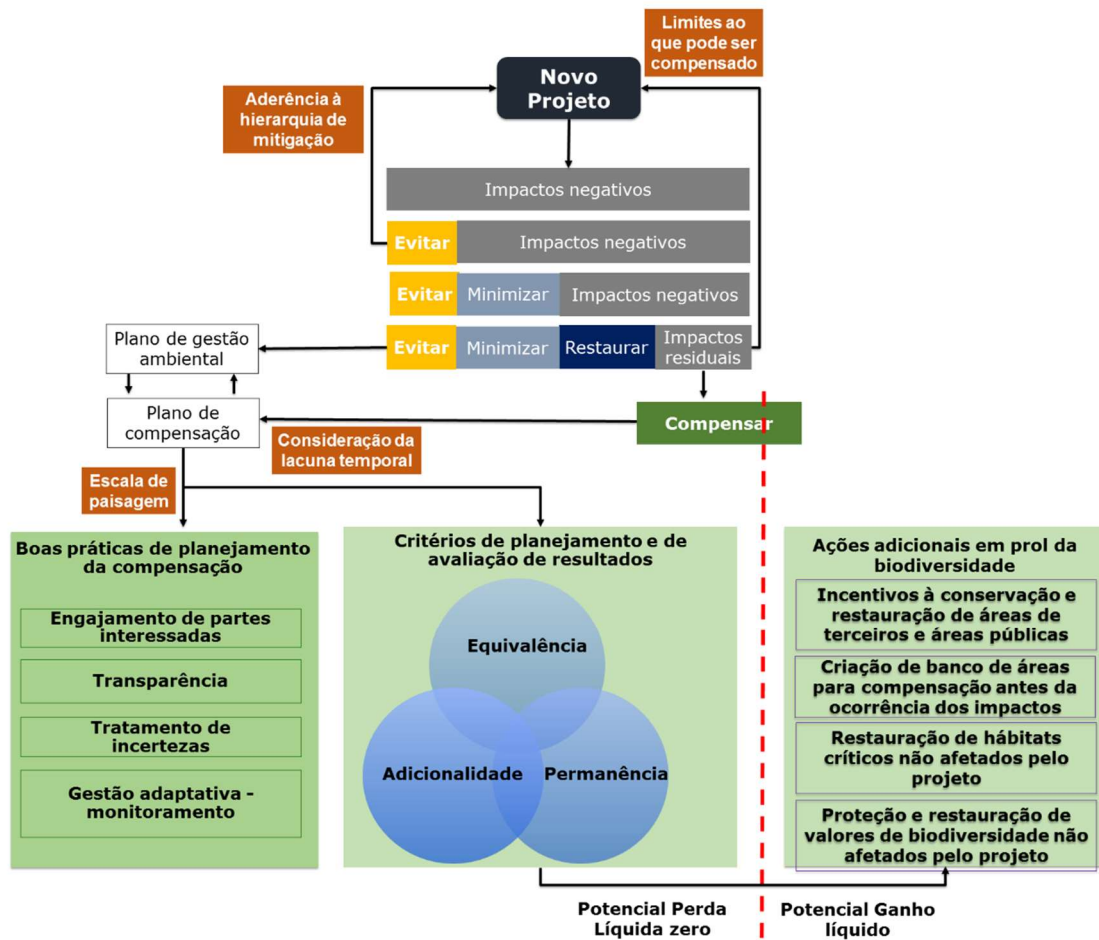


Figura 11: Fluxo de gestão para implantação de compensações por perda de biodiversidade.

A aplicação da hierarquia de mitigação é um critério amplamente aceito e entendido como uma abordagem para a conservação da biodiversidade para o desenvolvimento sustentável. Para cumprir o Padrão de Desempenho 6 da *International Finance Corporation* (IFC) para Conservação da Biodiversidade e Gestão Sustentável de Recursos Naturais Vivos, e os padrões de desempenho de várias outras instituições financeiras multilaterais, um proponente do projeto deve desenvolver e verificar a implementação da hierarquia de mitigação que esteja em conformidade com o padrão.

Em termos práticos, a hierarquia de mitigação é entendida como um conjunto de etapas priorizadas para reduzir os impactos, tanto quanto possível, por meio da prevenção, minimização (ou redução) e restauração de impactos negativos. A compensação da biodiversidade só é considerada para lidar com

os impactos residuais após a aplicação de medidas de prevenção, minimização e restauração adequadas.

No contexto da hierarquia de mitigação, cabe destacar que nem todos os impactos podem ser compensados. Por esse motivo, quanto maior a vulnerabilidade ou insubstituibilidade dos valores da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, mais esforços devem ser feitos para evitar ou minimizar os impactos. Existem alguns casos em que as compensações não são adequadas e evitá-las é a única opção para lidar com a perda de biodiversidade de forma eficaz (BBOP, 2012; IFC, 2012). Isso inclui projetos que são susceptíveis de causar a extinção de uma espécie ameaçada ou mesmo interromper a disponibilidade de um serviço ecossistêmico para a população local.

Posto isso, apenas para os impactos residuais devem ser consideradas as medidas de compensação. Como indicado na Figura 11, três critérios foram selecionados como direcionadores para o alcance das metas NNL e NG, requerendo ações específicas para serem observados.

#### **5.1.1. Equivalência**

A equivalência é a base para a seleção de opções de áreas de compensação, uma vez que aborda tipo, condição, localização e lacuna entre perdas e ganhos. Para tanto, as perdas residuais devem ser quantificadas, bem como caracterizadas as condições de biodiversidade pré-projeto.

O desenvolvimento de métodos para demonstrar a equivalência não é uma tarefa simples, portanto, riscos, incertezas e medidas para enfrentá-los devem ser documentados para garantir a transparência vinculada às características de interesse (BBOP, 2012; Quetier *et al.*, 2014; Maestre- Andrés *et al.*, 2020; Gorissen *et al.*, 2020; Marshall *et al.*, 2020).

De acordo com a legislação brasileira, a equivalência de perdas e ganhos de biodiversidade é representada pelo métrica clássica habitat-hectares, adotada em diversos países (Souza e Sánchez, 2018). A legislação brasileira exige equivalência em termos de “tipologia”, segundo, principalmente, a fitofisionomia e o estágio sucessional, aspectos abióticos e valores faunísticos podem ser considerados.



Nesta pesquisa, a análise de equivalência foi feita por meio da revisão dos três planos de compensação – correspondentes às etapas 1, 2 e 3 do Minas-Rio – apresentados pela empresa e aprovados pelo órgão ambiental. Para tanto, utilizaram-se duas métricas de equivalência: habitat-hectares e similaridade. Foram comparadas as perdas e ganhos de habitat-hectares apenas em termos de tipo de vegetação, que é a métrica usada pelo órgão ambiental. A análise de similaridade foi feita revisando os resultados apresentados no plano de compensação de biodiversidade. Duas questões específicas foram consideradas: (i) a coerência dos dados usados em termos de escala, fonte e comparabilidade; (ii) os resultados da própria similaridade entre as áreas afetadas e compensadas.

### **5.1.2. Adicionalidade**

Para alcançar o impacto positivo líquido é necessário que nenhuma perda líquida seja especificada adequadamente primeiro, o que significa que todos os desafios de atingir nenhuma perda líquida devem ser resolvidos antes de passar para o NG. A capacidade de compensação para entregar NNL e NG de maneira confiável deve ser examinada caso a caso (BBOP, 2012; Sonter et al., 2020; Moilanen et al., 2020; Maseyk et al., 2020).

É fundamental que as compensações resultem em ganhos adicionais, isto é, demonstrar evidências de que os ganhos de conservação aconteceriam se “com o projeto menos sem o projeto” são adicionais. A análise da adicionalidade foi realizada com base na investigação dos efeitos das compensações do Minas-Rio, em que se comparou a paisagem antes e depois do projeto no horizonte temporal de 2008-2019, com enfoque na análise por meio de métricas de paisagem. O intervalo temporal considerou a situação pretérita à implantação e após o início das atividades de compensação.

#### **5.1.2.1. Adicionalidade das medidas de compensação por restauração**

Espera-se que a compensação pela estratégia de restauração proporcione ganhos em termos de conectividade da paisagem, considerando que populações, comunidades e processos ecológicos têm maior probabilidade de serem mantidos em nível de paisagem. É preferível selecionar paisagens que

englobem um sistema interconectado de habitats do que paisagens onde habitats naturais ocorrem como fragmentos isolados dispersos (BBOP, 2012; Quétier *et al.*, 2014; Gorissen *et al.*, 2020; Berges *et al.*, 2020; Marshall *et al.*, 2020).

A análise da adicionalidade das medidas de compensação é feita na área de estudo da pesquisa (conforme apresentado na seção 4.2.), com a apresentação da descrição das interações entre o padrão espacial e os processos ecológicos, como a estrutura e a composição da paisagem.

#### **5.1.2.2. Análise dos efeitos de conectividade sobre a paisagem**

O emprego de métricas da paisagem é uma forma de facilitar a descrição de paisagens, medidas que atuam como um substituto para uma medição completa da biodiversidade total encontrada, ou combinações de medições que, juntas, fornecem uma avaliação do valor da biodiversidade de uma área.

A partir da avaliação de índices ou métricas para caracterização quantitativa, as paisagens são comparadas, as diferenças identificadas e as relações entre os processos e padrões funcionais delas determinadas, uma vez que elas permitem a quantificação da sua composição e configuração (Pietsch, 2018).

O cálculo das métricas da paisagem foi integrado a um sistema de informações geográficas (SIG). O FRAGSTATS (McGarigal *et al.*, 2015) e o Patch Analyst (Elkie *et al.*, 1999) do ArcMap 10.8<sup>2</sup> foram utilizados para a caracterização da paisagem, com ênfase nos fragmentos da Formação Floresta do MapBiomas coleção 5. Os mapas são obtidos com base na interpretação de imagens de satélite, e sua classificação difere daquelas exigidas pelos órgãos ambientais. Como não é possível diferenciar os tipos de floresta (estágios inicial, médio e avançado de regeneração), considerou-se “Floresta” como classe.

Como as extensões calculam mais de 50 métricas de paisagem, muitas delas redundantes para determinadas situações (McGarigal *et al.*, 2002), foi necessário selecionar as mais apropriadas para a escala do projeto. Portanto, foram usados área, densidade e tamanho do fragmento, efeito de borda, forma e vizinho mais próximo (Tabela 6).

---

<sup>2</sup> Licença n. 488143717877 obtida pelo projeto de pesquisa para uso do ArcGIS Desktop for Student Use.

Tabela 6: Métricas da paisagem selecionadas

Métrica	Tipo	Descrição
Porcentagem de cada uso e cobertura da terra na paisagem	Composição	Porcentagem da paisagem que é coberta pelas classes de uso/cobertura
Índice do maior fragmento	Estrutura – fragmentação	Porcentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento
Tamanho médio ponderado dos fragmentos (ha)	Estrutura – fragmentação	Tamanho médio dos fragmentos de cada classe ponderado pela área total da paisagem
Coefficiente de variação do tamanho do fragmento	Estrutura – fragmentação	Coefficiente que indica o grau relativo de variação no tamanho dos fragmentos
Área núcleo (efeito de borda)	Estrutura - fragmentação	A área do núcleo representa a distância especificada da profundidade da borda do perímetro.
Média ponderada da distância até o vizinho mais próximo (m)	Estrutura – conectividade	Média da distância euclidiana dos fragmentos até seu vizinho mais próximo na mesma classe, ponderada pela área dos fragmentos

O diagnóstico da alteração do potencial de conectividade foi realizado por meio da técnica de álgebra de mapas. Para tanto, utilizou-se o Dinamica EGO (*Environment for Geoprocessing Objects*)<sup>3</sup>, que é voltado a processos e capaz de suportar implementações baseadas em agentes de nível macro e modelos customizados. É um modelo aberto a diferentes parametrizações (pesos de evidência, regressão logística, redes neurais, árvore de decisão etc.), apresenta algoritmos de transição por expansão ou nucleação e um algoritmo genético para definir os melhores pesos de evidência (Soares-Filho, 2006).

Finalmente, foi modelado um cenário após 30 anos de compensação para avaliar os efeitos das ações de restauração na conectividade. Para isso, todas as áreas mapeadas como "Pastagem", ou "Floresta em estágio inicial de regeneração", ou "Plantação Florestal" e "Outas áreas não vegetadas" em 2019 foram convertidas para "Formação Florestal". Nessas áreas estão planejadas ações de plantio de mudas ou enriquecimento. Este cenário foi baseado em pesquisa anteriores que indicam que são necessários aproximadamente 30 anos

<sup>3</sup> Centro de Sensoriamento Remoto / Universidade Federal de Minas Gerais - <https://csr.ufmg.br/dinamica>

para a restauração da Mata Atlântica (Chaves *et al.*, 2015; Rodrigues *et al.*, 2011; Viani *et al.*, 2017).

Esse cenário pode ser útil para planejar atividades de restauração que requerem muito investimento e envolvem muitas incertezas (Maron *et al.*, 2015). Ações de restauração devem buscar aumentar a conectividade e reduzir o efeito de borda a fim de melhorar a qualidade dos habitats. Dessa forma, no cenário após 30 anos de compensação também foram avaliados o efeito de borda.

### **5.1.3. Permanência**

O critério de permanência visa garantir que os ganhos de biodiversidade sejam permanentes, de modo que eles continuem a acumular ao longo do tempo, mesmo que lentamente, permitindo a transição de nenhuma perda líquida para ganho líquido.

No caso particular de um projeto de mineração, espera-se que os ganhos perdurem após o fechamento da mina. Para garantir a permanência, é necessário haver a evidência dos implementadores, como gerenciamento de requisitos, capacidade técnica, mecanismos legais e financeiros de longo prazo, gestão de risco, monitoramento e auditoria independente de resultados (BBOP, 2012; Quétier *et al.*, 2014; Moilanen *et al.*, 2020; Maseyk *et al.*, 2020).

A análise do atendimento ao critério de permanência investiga os mecanismos estabelecidos para garantir a conservação, a longo prazo, das áreas compensadas. Para responder se as ações são duradouras e se permanecem após o fechamento da mina na casa analisada, foram realizadas as seguintes atividades:

- (i) Análise documental, por meio de consulta a documentos oficiais elaborados pela empresa e pelo órgão ambiental, que são: Plano de fechamento de mina, Plano de Recuperação de Área Degradada, documentos corporativos relacionados ao fechamento de mina, como Plano Preliminar de Fechamento de Mina, Caixa de Ferramentas de Fechamento de Mina Anglo American Versão 2, 2013, e o Sistema Integrado de Planejamento de Fechamento da Anglo American.

(ii) Realização de entrevistas semiestruturadas com os responsáveis pelo empreendimento (Arksey e Knight, 1999; Marvasti, 2004) foram conduzidas.

## 5.2. Avaliação dos ganhos em biodiversidade por meio de compensações implementadas pelo Minas-Rio

Nesta seção, os resultados são apresentados de acordo com os três critérios: equivalência, adicionalidade e permanência. É necessário reconhecer que as compensações praticadas pelo Minas-Rio foram estabelecidas no processo de licenciamento, portanto elas seguem os requisitos legais vigentes (Tabela 7). Tais exigências foram sintetizadas na em relação aos três critérios, porém a legislação não os segue explicitamente, mas contém nela requisitos que deles se aproximam.

Tabela 7: Critérios e requisitos para analisar o potencial de obtenção de ganho líquido.

<b>Critério</b>	<b>Requisitos de práticas de compensação para alcançar ganho no contexto de caso analisado</b>	<b>Requisito</b>
Equivalência	Mesma bacia hidrográfica	Lei da Mata Atlântica, 2006. Decreto Federal n. 6.660/2008. Resolução CONAMA n. 369/2006. Deliberação Normativa COPAM n. 73/04
	Mesmos valores de biodiversidade, incluindo aspectos bióticos e abióticos	
	Coeficiente de compensação ou razão habitat-hectare (mais de 1: 1)	
Adicionalidade	Áreas sem outros compromissos obrigatórios	Lei da Mata Atlântica, 2006. Instrução Normativa IBAMA n. 22/2014
	Maior conectividade entre fragmentos de floresta	Instrução SISEMA 02, 2017
	Aumento de áreas com cobertura florestal	Lei da Mata Atlântica, 2006 Instrução SISEMA 02, 2017
Permanência	Garantias de proteção legal de permanência	Lei da Mata Atlântica, 2006. Portaria IEF n. 30/ 2015
	Restrição de atividades prejudiciais	Portaria IEF n. 30/ 2015

Em termos de equivalência, o projeto de compensação apresentado deve atender aos requisitos legais aplicáveis em relação à seleção de áreas de compensação localizadas na mesma bacia hidrográfica afetada pelo projeto e apresentar equivalência das áreas afetadas, incluindo aspectos bióticos e

abióticos, aplicando-se coeficiente de compensação ou razão habitat-hectare de 1: 2.

Para o critério adicionalidade, embora haja discussões sobre a sobreposição de requisitos legais em termos de compensação em APP e doação de áreas para unidades de conservação, o projeto de compensação do caso analisado foi aprovado pelo órgão ambiental com a determinação de sua implantação em áreas que não apresentassem outros compromissos obrigatórios. Além disso, o projeto de compensação visa aumentar não somente a conectividade entre fragmentos florestais como também as áreas com cobertura florestal e a conectividade funcional para a fauna conforme previsto em requisitos legais.

Finalmente, para o critério de permanência, o projeto de compensação foi formalizado com a assinatura de Termos de Compromisso, em que o empreendedor averba no registro do imóvel o compromisso vitalício de proteção das áreas compensadas, conforme prevê os requisitos legais.

### **5.2.1 Equivalência**

A análise de habitat-hectares demonstrou 1.478,07 hectares de perda, distribuídos em cinco tipos de vegetação. A compensação florestal analisada no período de 2014 a 2019 totaliza 3.806,93 hectares, sendo 53,10% de compensação por restauração e 46,87% de compensação de proteção (Figura 12).

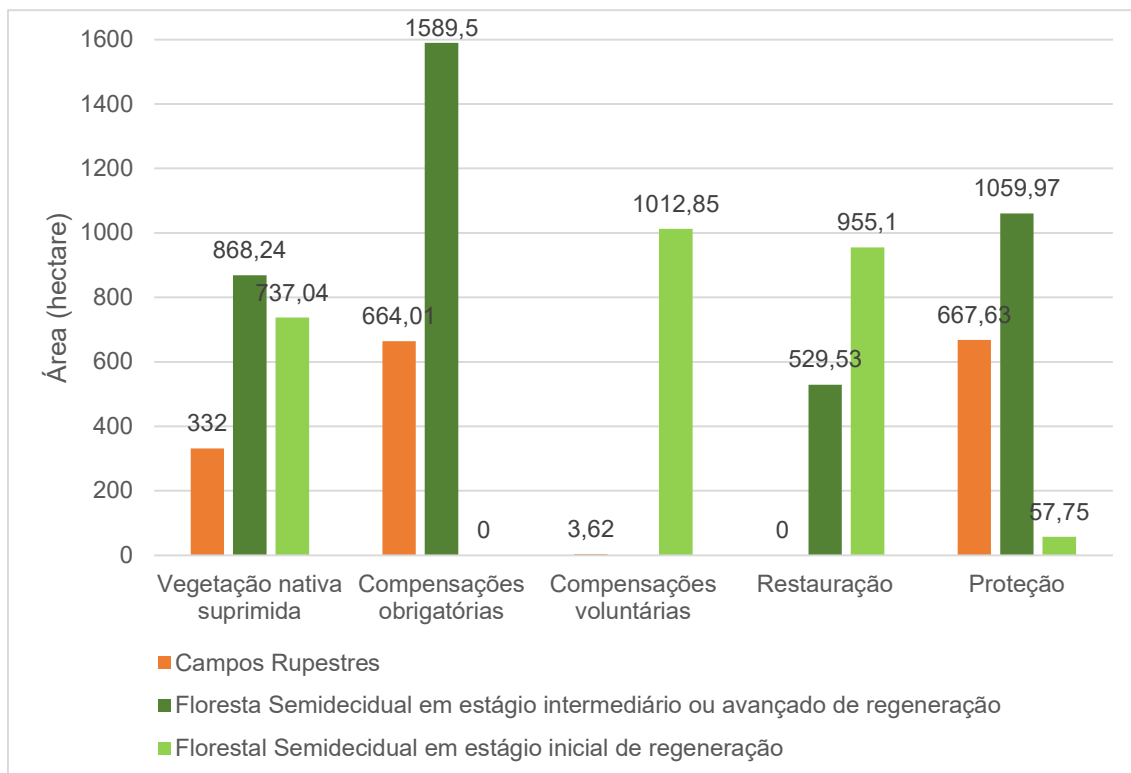


Figura 12: Análise de equivalência entre perdas e ganhos, por meio de habitat-hectare.

Fonte: Dados de áreas afetadas e áreas de compensação (*shapefiles* e tabelas de atributos) fornecidos pela Anglo American, analisados e classificados pela autora.

O órgão ambiental aprovou os planos de compensação, que estão atualmente em fase de implementação. Além das áreas de compensação exigidas por lei, a empresa implementou compensações voluntárias que somam 1.128,62 hectares. Considerando a área de compensação total (a obrigatória mais a voluntária), foi aplicada uma razão de 1:1,8 para florestas em estágio médio e avançado de regeneração, uma razão de 1:1,4 para florestas em estágio inicial de regeneração e uma razão de 1:2,0 para campos rupestres. Esses multiplicadores são uma forma de lidar com as incertezas e o desfasamento (ou lacuna) temporal (*time lag*).

A supressão de floresta no estágio inicial não requer compensação, o que foi feito voluntariamente. O potencial de aumentar a conectividade restaurando a floresta no estágio inicial de regeneração pode ser maior do que outros usos antrópicos, promovendo ganhos à escala da paisagem (Bigard *et al.*, 2017).

Outro gatilho de compensação é a intervenção em APP, tais como áreas ripárias, encostas íngremes e morros (de acordo com o Lei Federal de Proteção da Vegetação Nativa). A intervenção em APP totalizou 277,83 hectares e a compensação soma de 299,95 hectares, a maioria (98,44%) implementada por

meio de medidas de restauração. Os requisitos legais exigem compensações por meio da restauração das áreas de preservação permanente desmatadas no passado, na proporção de 1:1.

Ainda que a habitat-hectare, como a apresentado anteriormente, seja a métrica mais comum aplicada para medir perdas e ganhos, ela demonstra ser insuficiente (Marshall *et al.*, 2020). Portanto, também foram realizados estudos de similaridade (Agroflor, 2012, Agroflor, 2015), que consideram tanto os aspectos abióticos quanto os bióticos (Tabela 8). A análise de similaridade dos aspectos abióticos e bióticos apresentados no plano de compensação da biodiversidade não estão integrados, logo não foi possível compreender a biodiversidade no âmbito do ecossistema.

A partir da leitura dos projetos de compensação (Agroflor, 2012, Agroflor, 2015), verificou-se que há uma demonstração da similaridade entre a flora das áreas afetadas e as áreas compensadas para formações florestais. No caso de campos rupestres ferrugionosos, adotou-se uma abordagem distinta, que considera o “geoambiente”, cuja análise leva em conta diversos fatores, como altitude, relevo, solo e microclima, uma vez que os estudos de geoambientes sobre Campos Rupestres no Brasil indicam total inaplicabilidade do conceito de estágio sucessional (Schaefer *et al.*, 2016). Constata-se uma equivalência em termos de geoambiente entre as áreas de compensação e a área de intervenção da Mina Sapo da empresa Anglo American, porém elas não ocorreram sempre no mesmo substrato (maior parte das compensações realizadas em áreas de substrato quartzítico).

Em termos de equivalência de fauna, há uma premissa de que se a flora é semelhante, a probabilidade de a fauna também ser semelhante é alta. Entretanto, estudos demonstraram que a restauração da flora não significa recolonização da fauna (Cristescu *et al.*, 2013), uma vez que proteger a floresta não implica proteção da fauna (Galetti *et al.*, 2016).

Resultados de estudos de similaridade de fauna incluídos no plano de compensação da biodiversidade (Agroflor, 2015) demonstram que não há similaridade entre grupos de fauna de áreas afetadas e compensadas, mas, em geral, as áreas compensadas apresentam uma riqueza maior de espécies do que as áreas afetadas. Considerar a fauna nas compensações da biodiversidade não é uma tarefa simples e, normalmente, não é adotada nas medidas de em



compensação (zu Ermgassen *et al.*, 2019; Marshall *et al.*, 2020), pois o desenvolvimento de um banco de dados adequado sobre a fauna leva tempo.

Ainda no contexto de estudos de fauna, é fundamental avaliar a curva do coletor para determinar se a amostra é representativa da comunidade em estudo e a precisão dos dados. Antes da mineração, no entanto, as informações sobre os ecossistemas afetados pelo caso analisado são insuficientes, portanto, as curvas coletoras não foram estabilizadas. O desenvolvimento de um banco de dados adequado sobre a fauna leva tempo em decorrência do esforço de amostragem. Esse viés é reconhecido pelo estudo de similaridade apresentado no plano de compensação de biodiversidade (Agroflor, 2015).

Tabela 8: Sumário de análise de similaridade realizada pelo Minas-Rio, referente ao step 3.

	<b>Atributos</b>	<b>Análise apresentada pelo Minas-Rio</b>	<b>Resultados</b>	<b>Comentários</b>
Aspectos abióticos	Geomorfologia	Comparação entre as áreas afetadas e as áreas de compensação, por meio de dados secundários.	Conforme pôde ser verificado por meio dos dados apresentados, as áreas de intervenção apresentam similitude quanto à tipologia de relevo e à porcentagem de representatividade, isto é, quando comparadas à área de intervenção.	A escala utilizada para análise não permitiu diferenciar as áreas afetadas das áreas de compensação.
	Geologia	Análise da formação geológica da paisagem por meio de dados secundários.	Do total de 41 propriedades, 70,73% apresentam a mesma tipologia geológica da área de intervenção, as demais estão alocadas em compartimentos geológicos que abrangem outras unidades distintas.	A principal diferença é representada pela formação ferrífera, que reflete na presença ou ausência de campos rupestres ferruginosos.
	Solo	Comparação entre mapas de solos publicamente disponíveis.	A proporção de similaridade das tipologias de solo, entre a área de intervenção e compensação, está adequada para a proposta de compensação ambiental. Os solos sobressalentes à área de intervenção, além de serem apresentados em menor escala, são caracterizados como tipologias sublimes, apresentando melhores características físicas.	A escala análise dos mapas não permite diferenciar as áreas de intervenção das áreas de compensação. A análise foi baseada numa escala muito ampla, sendo assim, só foi possível identificar dois tipos de solos na paisagem.
	Clima	Análise espacial dos tipos de clima.	Em geral a geomorfologia das áreas propostas para compensação é similar àquela caracterizada para a área de intervenção, sendo assim, pode-se afirmar que o clima e condições meteorológicas, por conseguinte, também serão análogos.	A escala de análise não permite distinguir as áreas afetadas das áreas de compensação, uma vez que foram utilizados mapas na escala do Brasil, onde há três tipos de clima.
	Hidrografia	Caracterização da hidrografia na área de intervenção e nas áreas de compensação.	As áreas de intervenção e compensação apresentam equivalência hidrológica, visto que se localizam na mesma bacia e sub-bacia hidrográfica. Além disso, pode-se dizer ainda, que propriedades sugeridas para a compensação ambiental apresentam um ganho ambiental favorável, sendo considerado, para isto, o elevado número de nascentes e cursos d'água existentes nestas áreas.	Nenhum

	<b>Atributos</b>	<b>Análise apresentada pelo Minas-Rio</b>	<b>Resultados</b>	<b>Comentários</b>
Aspectos bióticos	Fauna	Comparação entre a riqueza de espécies e o estudo de similaridade para mastofauna, ictiofauna, avifauna e anfíbios coletados na área de intervenção e compensação.	Em geral, as áreas de compensação apresentam riqueza de espécies de fauna maior que as áreas afetadas, exceto no caso de morcegos, mas não foi encontrada similaridade entre os grupos de fauna analisados.	Esses resultados são influenciados por esforço amostral, que, conforme concluiu o plano de biodiversidade, pode não ser suficiente.
	Flora	Comparação entre a riqueza de espécies e o estudo de similaridade da vegetação das áreas de intervenção e compensação.	A riqueza de espécies nas áreas de compensação é maior para floresta em estágio médio e avançado. Existe similaridade entre a vegetação encontrada nas áreas de intervenção e aquelas das áreas de compensação, exceto quando se compara campos rupestres ferruginoso e quartzito.	Nenhum

Tabela 9 – Equivalência ecológica das áreas afetadas e compensadas.

<b>Campo Rupestre<sup>(1)</sup></b>	<b>Área afetada</b>	<b>Área de compensação</b>
Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H')	3.33	2.68
Pielou equability (J')	0.79	0.64
Riqueza de espécies (S)	76	68
<b>Floresta – estágio avançado de regeneração</b>	<b>Área afetada</b>	<b>Área de compensação</b>
Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H')	4.11	4.45
Pielou equability (J')	0.89	0.89
Riqueza de espécies (S)	100	148

<b>Floresta – estágio intermediário de regeneração</b>	<b>Área afetada</b>	<b>Área de compensação</b>
Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H')	4.02	4.48
Pielou equability (J')	0.77	0.83
Riqueza de espécies (S)	182	222
<b>Riqueza de espécies de Fauna (S)</b>	<b>Área afetada</b>	<b>Área de compensação</b>
Ictiofauna	8	17
Anfíbios	22	21
Avifauna	115	129
Pequenos mamíferos não voadores	7	4
<b>Similaridade</b>	<b>Índice de Sørensen<sup>(2)</sup></b>	<b>Índice de Jaccard<sup>(3)</sup></b>
Campo Rupestre <sup>(1)</sup>	0.17	-
Floresta – estágio avançado de regeneração	0.41	-
Floresta – estágio médio de regeneração	0.48	-
Ictiofauna	-	32%
Anfíbios	-	36%
Avifauna	-	37%

Notas:

<sup>(1)</sup> Considerando uma comparação entre campos rupestres ferruginosos afetados e campos rupestres quartzíticos

<sup>(2)</sup> Para tipos de vegetação, resultados maiores que 0,25 é considerado similar.

<sup>(3)</sup> Para considerar a fauna ou a flora semelhante, o índice Jaccard deve ser maior do que 50%. Fonte: Elaborado pelos autores com base no relatório AGROFLOR (2016) aprovado pelo órgão ambiental.

## 5.2.2 Adicionalidade das atividades de restauração

O critério de adicionalidade foi avaliado considerando as práticas de restauração ecológica. O BBOP afirma que compensações de biodiversidade “devem ser concebidas e implementadas em um contexto de paisagem para alcançar os resultados de conservação mensuráveis esperados, levando em consideração as informações disponíveis sobre a gama completa de valores biológicos, sociais e culturais da biodiversidade e apoiando uma abordagem de ecossistema” (BBOP, 2012a, p. 4).

A avaliação sob o critério de adicionalidade deve demonstrar que os ganhos proporcionados pela compensação não seriam alcançados de outra forma. A adicionalidade das ações de compensação é avaliada separadamente para as ações de restauração e para as ações de proteção. Nesta pesquisa, foram avaliadas as medidas de compensação por restauração.

## 5.2.3 Os efeitos da restauração na paisagem

As ações de restauração foram avaliadas na perspectiva de paisagem aplicando as métricas de composição e estrutura. Com relação à composição, na área de estudo, a floresta foi a maior classe de cobertura da terra em 2008 (144.882,74 hectares) e em 2019 (151.489,23 hectares), seguida pelo “mosaico de pastagens e agricultura”, que representou 102.436,63 hectares em 2008, e 86.893,69 hectares em 2019.

A comparação da composição da paisagem entre 2008 e 2019 (Tabela 10 e Figura 13) mostra aumento na classes floresta (2,04%) e savana (1,58%) e diminuição na classe mosaico de pastagens e agricultura (4,16%).

Tabela 10 – Mudanças na composição da paisagem nas áreas de compensação entre 2008 e 2019

Transição do uso do solo	Área (hectares)	Porcentagem de mudança em relação à área total de compensação
Floresta para qualquer uso antrópico	249,37	2,10%
Savana para qualquer uso antrópico	97,86	0,83%
Qualquer uso antrópico para a floresta	921,33	7,77%
Qualquer uso antrópico para a savana	566,78	4,78%
Floresta a Floresta	6.916,88	58,35%
De savana para savana	1.552,49	13,10%

Nota: a implementação das compensações iniciou-se em 2014.

Como as áreas de compensação representam apenas 1,01% da área total da bacia hidrográfica (323.640,21), a maioria das mudanças observadas na pesquisa ocorreu fora das áreas de compensação. Porém, também observaram-se mudanças importantes nos polígonos das áreas de compensação, pois, entre 2008 e 2019, houve um aumento líquido de 671,96 hectares de floresta e 468,92 hectares de savana (Figura 13). Esse aumento pode estar associado às ações de proteção e de restauração, incluindo a regeneração natural, uma vez que as áreas estão sob maior proteção aos vetores antrópicos de mudanças.

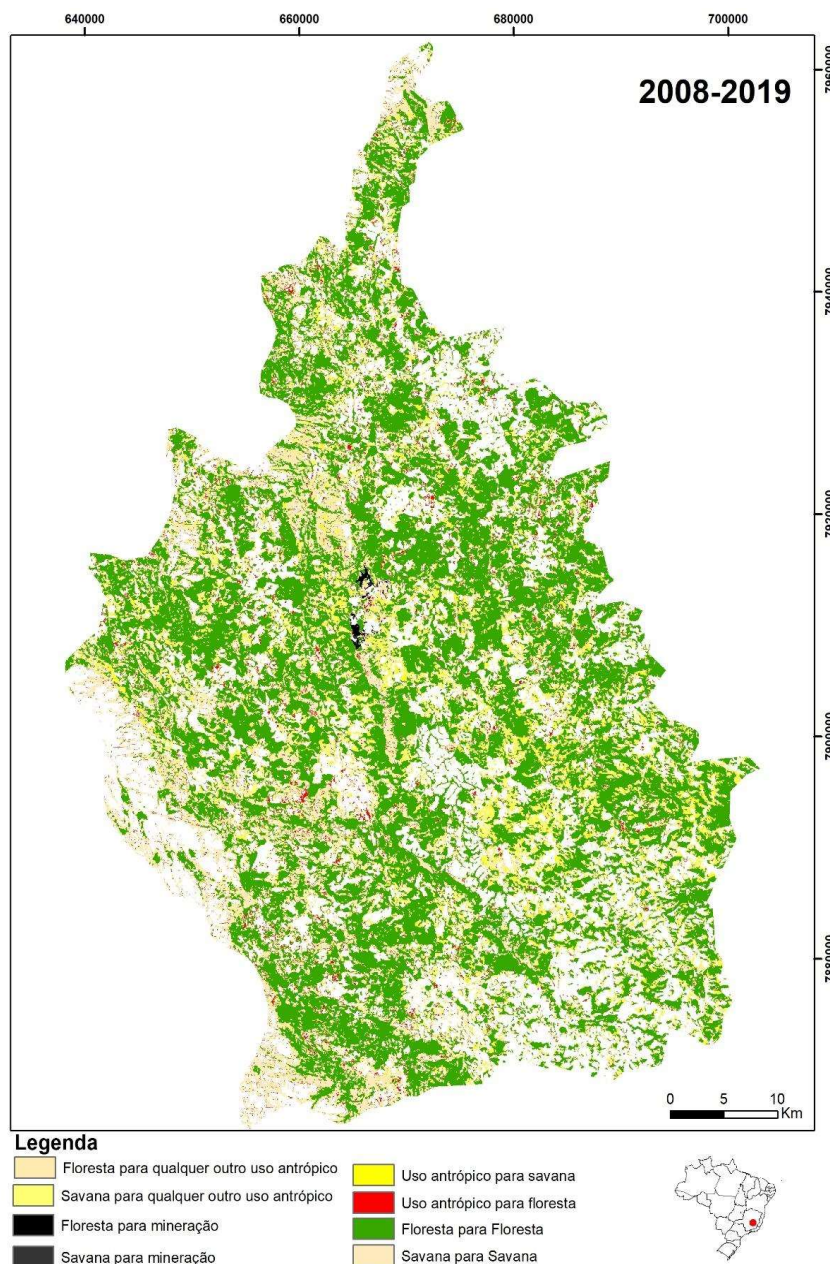


Figura 13: Análise comparativa entre as classes de 2008 e 2019.

Fonte: Mapbiomas, coleção 5.

Além da comparação da composição das classes da paisagem, foi realizada a análise de métricas da configuração da paisagem, na qual se estudou a distribuição dos fragmentos de floresta e seu tamanho. Esses parâmetros são usados para estudo da conectividade, quanto mais conectados estiverem os fragmentos de floresta, mais interações ocorrerão entre as espécies, beneficiando os processos ecológicos, o que é positivo para a biodiversidade. Se as compensações melhorarem a conectividade, haverá ganho adicional. Em contrapartida, se a conectividade for menor na paisagem com as áreas de compensações, não haverá adicionalidade, mesmo que a área de compensação seja maior que a área de supressão.

Em 2008, havia 9.934 fragmentos de floresta, enquanto, em 2019, a pesquisa encontrou 12.950 fragmentos. Como a classe florestal aumentou no período, admitem-se dois fenômenos prováveis (i) novos fragmentos apareceram; e ou (ii) a fragmentação aumentou (ou seja, os fragmentos tiveram ainda mais fragmentação). Observou-se que o índice de fragmentação em 2008 foi de 16,47% e, em 2019, aumentou para 21,46% (Figura 14).

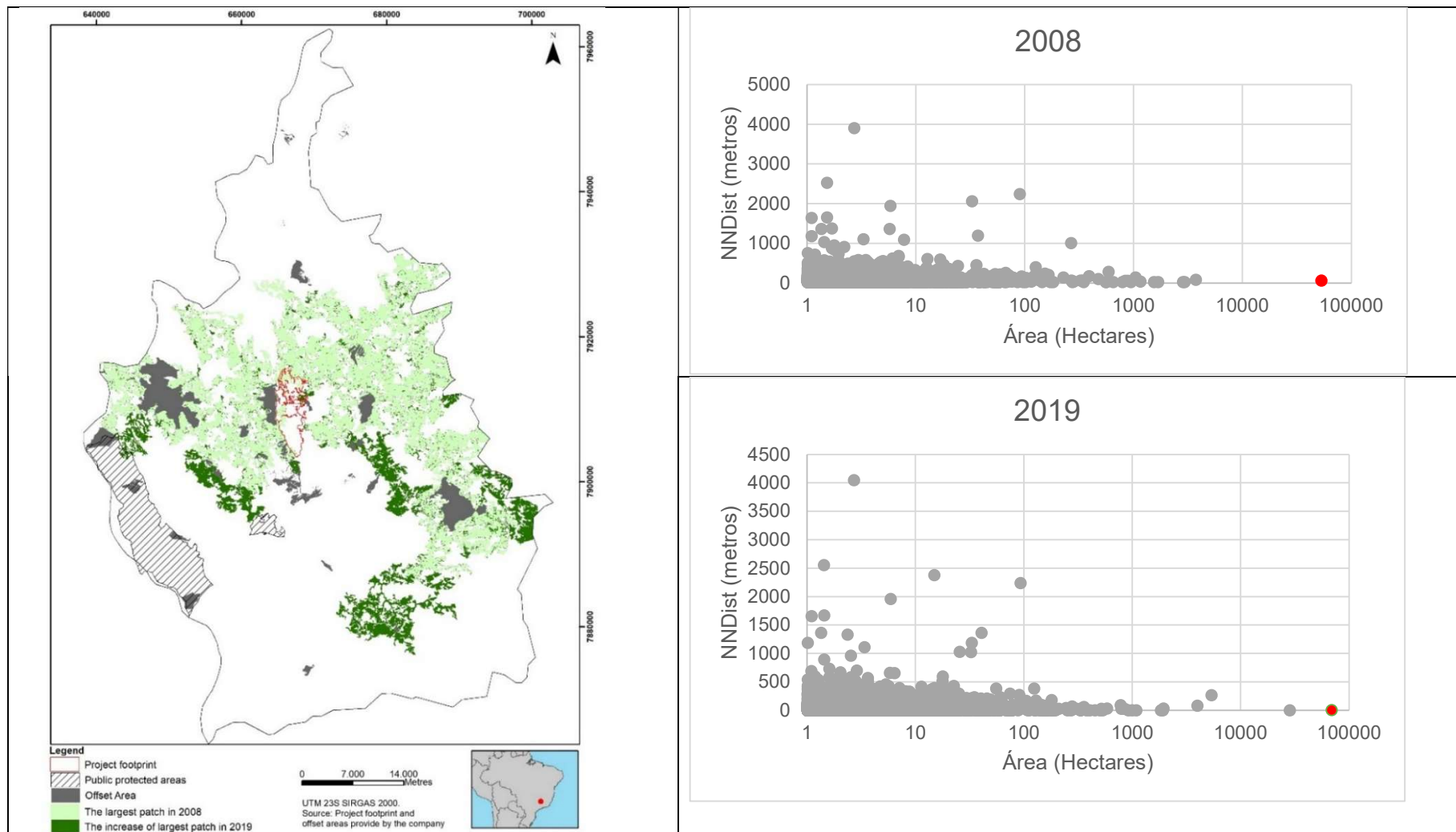


Figura 14 – Alterações na distância euclidiana entre fragmentos (conectividade) e distribuição do tamanho dos fragmentos em 2008 e 2019.  
 Nota: O ponto vermelho nos gráficos indica o maior fragmento indicado no mapa.



Pode-se observar que a maioria das áreas de compensação está localizada no maior fragmento. Como mostram os gráficos da Figura 5, a maioria dos fragmentos florestais são pequenos, mas, em 2008, há um grande fragmento (> 10.000 hectares), onde a maioria das compensações foi feita. Sob uma perspectiva de conservação, esse é o fragmento mais importante a ser protegido. Os esforços de restauração devem ser planejados para conectar os fragmentos menores aos maiores.

O grau de isolamento de um fragmento é determinado pela distância do vizinho mais próximo (NNDIST). Essa distância é definida como sendo aquela entre os fragmentos mais próximos, com base na distância borda-a-borda. Por meio dessa avaliação, é possível localizar fragmentos mais isolados, ou fragmentos vizinhos mais próximos. Neste estudo, a diferença entre a distância euclidiana de um fragmento de seu vizinho mais próximo na mesma classe (NNDist) não mudou acentuadamente entre 2008 e 2019, embora um segundo grande fragmento tenha sido detectado em 2019.

Além de álgebra de mapas para calcular as transições de 2008 para 2019 das classes que compõem a paisagem, foram utilizados os resultados da métrica de “distância do vizinho mais próximo”. Posto isso, conclui-se que as compensações não promoveram diminuição na distância entre os fragmentos florestais, pois elas foram alocadas no maior fragmento de formação florestal da paisagem, que já era bem conectado (Figura 15).

Por outro lado, observou-se aumento desse fragmento entre 2008, quando representava 16,4% da área de estudo, e 2019, quando esse mesmo fragmento passou a representar 21,4% (Figura 16). Isso demonstra que a maior parte das compensações foi alocada no fragmento mais importante da paisagem, e as compensações que estão fora desse fragmento devem procurar aumentar a conexão com ele.

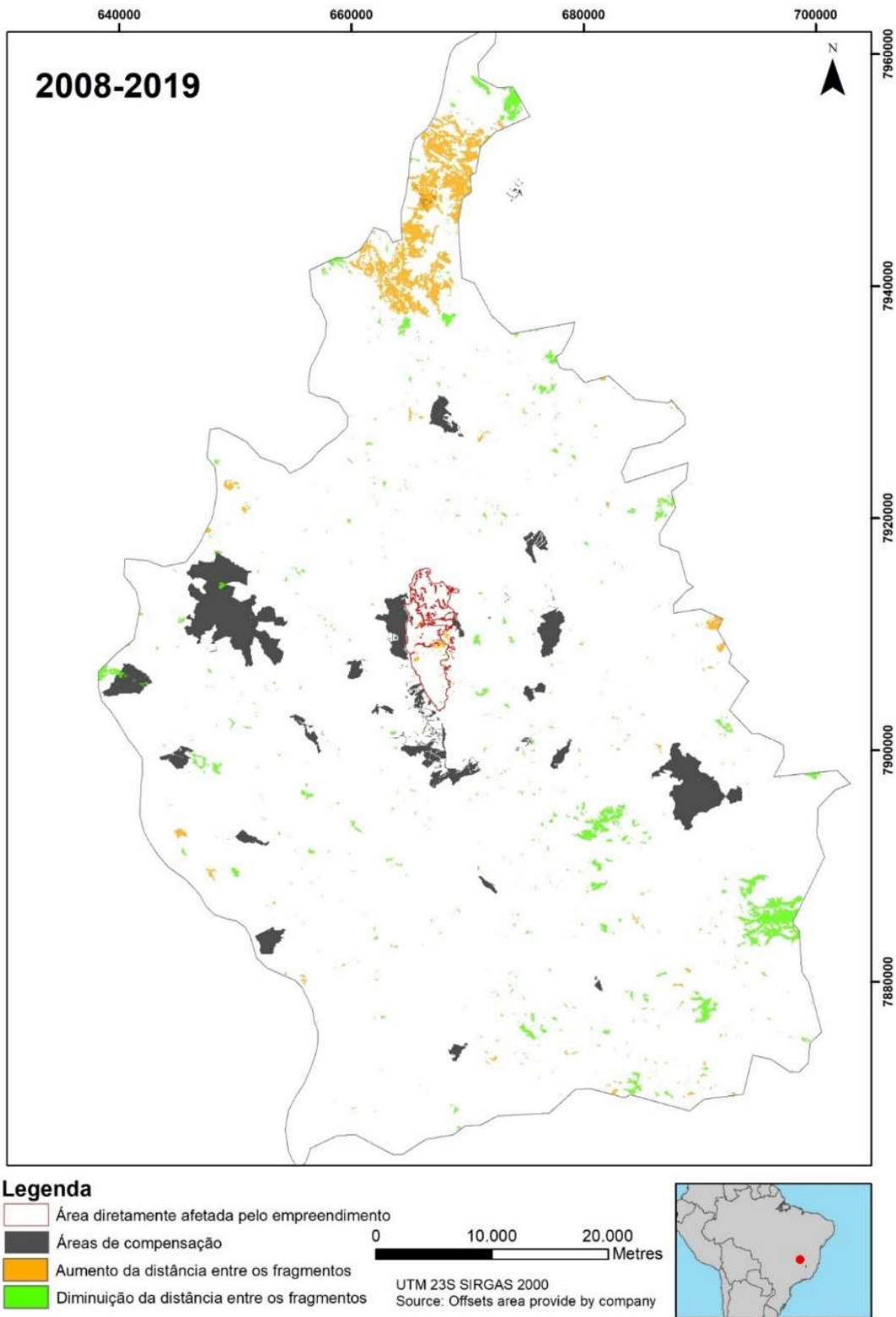
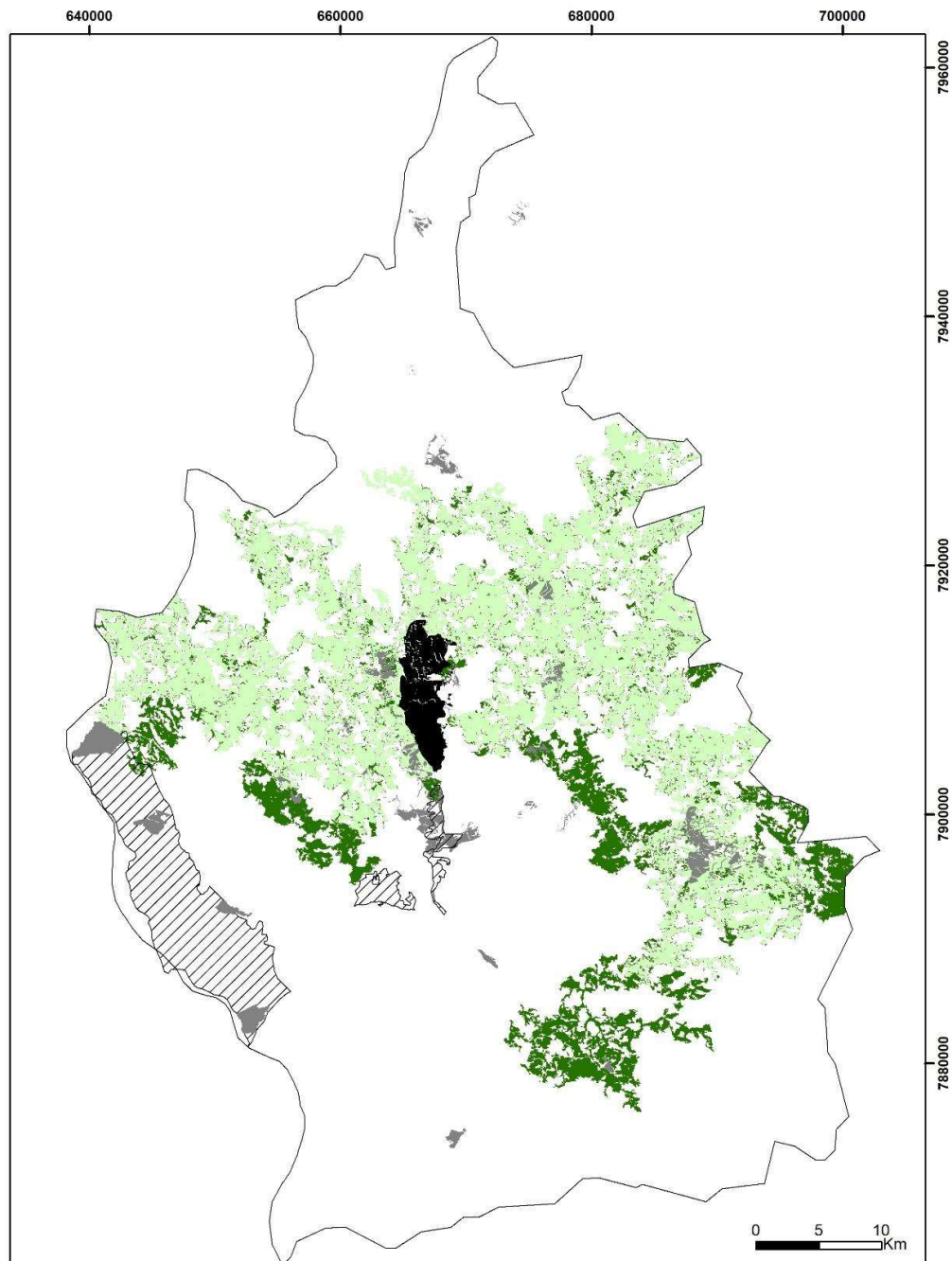


Figura 15: Análise comparativa do aumento da distância entre os fragmentos entre 2008 e 2019 para a formação de floresta.



**Legenda**

- Áreas de compensação
- Área do empreendimento
- Unidade de conservação públicas
- O maior fragmento da paisagem em 2008
- Aumento da cobertura vegetal entre 2008 e 2019

Fonte: Área do empreendimento e áreas de compensação fornecidas pelo empreendedor.



Figura 16: Comparação do maior fragmento de formação florestal da paisagem em 2008 e 2019, em relação às compensações.

A conectividade também foi simulada para um cenário de 30 anos após a implementação das compensações. Foram feitas análises de outras métricas da paisagem - efeito de borda. Os resultados demonstraram que houve ganho de conectividade funcional e redução de efeito de borda entre 2012 e 2019 (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**). A análise de um cenário hipotético 30 anos após a implantação das compensações indica que medidas de restauração deverão promover ganhos para biodiversidade, ao aumentar a conectividade funcional, caso essas ações tenham sucesso.

No sumário (Tabela 11), o número de fragmentos de floresta diminuiu ao longo do tempo devido ao aumento de conectividade e a supressão de fragmentos menores. Portanto, apesar da perda e fragmentação de habitats causadas pela mina, a paisagem é mais conectada no ano de 2019 observado e projeta-se que essa torne-se ainda mais conectada, uma vez que assume-se o sucesso da implementação das medidas de compensação. Outro processo de uso de cobertura de terra e mudança de cobertura de solo que poderia ocupar espaços ao redor da paisagem - como a de regeneração natural - não foram levados em conta na análise do cenário de 30 anos após a compensação.

Tabela 11: Resultados das métricas analisadas de acordo com o ano de referência e cenário

Ano de referência	Área da classe formação florestal	Número de fragmentos	(Largest Patch Index)
2012	58,602.7	1,403	65.9%
2019	62,431.7	1,362	86.3%
Cenário de 30 anos após as compensações	63,078.3	1,340	86.9%

Uma análise mais aprofundada da paisagem a fim de investigar os efeitos de borda mostrou que, em 2012, 98,29% dos fragmentos (1379 de 1403) apresentavam um índice de área núcleo abaixo de 0.49 (considerando 50m de buffer). Por outro lado, os 26 fragmentos com índice de área núcleo acima de 0.5 correspondem a 89.4% ou 58.602.69 hectares de habitats florestais na área de estudo. A paisagem da área de estudo estava altamente fragmentada e afetada pelo efeito de borda em 2012, atingindo um número alto de fragmentos com índice de área central abaixo de 0.49.

Em 2019, o efeito de borda era um pouco maior, sendo que 98,9% dos fragmentos (1.346 de 1.362) apresentavam um índice de área núcleo menor que 0.49, mas haviam 16 fragmentos com área núcleo acima de 0.5, que somam 56.012,66 de 62.431,7 hectares de habitats florestais na área de estudo. Portanto, de 2012 a 2019 a classe de formação florestal aumentou 3.829,01 hectares, e perdeu 42 fragmentos, os quais devem ter sido suprimidos ou conectados a outros fragmentos de floresta.

Assim sendo, projetou-se a adição de 646,56 hectares de floresta através de ações de restauração comparando-se com o ano de 2019. De fato, além das ações de restauração, há o potencial ainda de aumentar a área florestada dada a regeneração natural do habitat, que não foram incluídas na modelagem. Nesse cenário, todas as áreas protegidas planejadas são parte de um único fragmento, o maior fragmento da paisagem, que apresenta índice de área núcleo de 0.64, ainda similar ao valor de 2019, embora as áreas sejam maiores. Ainda, as áreas protegidas planejadas resultarão na conservação de aproximadamente 5.100 hectares de floresta no cenário em 30 anos após a compensação, considerando as estratégias de compensação, reservas legais e regeneração natural.

#### **5.2.4 Adicionalidade das medidas de compensação espeleológica**

As medidas de compensação espeleológica apresentam peculiaridades e devem ser analisadas em separado. A rigor, o termo restauração não se aplica a cavernas, portanto, a avaliação sob o critério de adicionalidade deveria considerar apenas as ações de proteção. Porém, uma ação de proteção somente é adicional quando um valor de biodiversidade que está ameaçado passa a ser protegido, mas no caso das cavernas, todas são legalmente protegidas pela legislação brasileira. Assim, critérios de adicionalidade para avaliar medidas de compensação espeleológica deveriam ser adaptados a esse contexto.

Em países onde cavernas não têm proteção legal, pode haver adicionalidade ao se proteger cavernas que poderiam ser destruídas. Considerando que cavernas de relevância máxima estariam além do limite do que pode ser compensável, cabe discutir a adicionalidade de medidas de compensação pela perda de cavernas de outros graus de relevância.

Embora o requisito legal de compensar a supressão de uma caverna determine que outras duas cavernas sejam protegidas, não é possível afirmar

que ocorram ganhos adicionais, pois não há acréscimo em relação ao “estoque”, como ocorre com a cobertura florestal, uma vez que a quantidade de cavernas é finita e toda perda resulta em impacto residual que, em termos estritos, não seria compensável.

Entretanto, o ambiente cavernícola pode ser degradado por ações realizadas no ambiente externo, como desmatamento ou poluição das águas, assim como por usos não controlados do espaço subterrâneo, como visitação e deposição de resíduos. Desta forma, reduzir o risco de degradação de uma caverna mediante proteção da área externa sobre ela e de seu entorno, assim como pelo controle de acesso, pode representar adicionalidade na forma de degradação evitada.

Ademais, a compensação espeleológica pode contribuir para a proteção da biodiversidade em geral, ao proteger essas áreas externas. Esta situação é observada nas cavernas Baixada das Crioulas I e II. Embora estritamente não haja equivalência na proteção de uma caverna em quartzito como compensação pela perda de cavernas em formação ferrífera, as duas cavernas do sistema Baixada das Crioulas estavam sujeitas a pressões de degradação que foram minimizadas pela criação de uma RPPN. Assim, para avaliar a possível adicionalidade dessa medida, seria necessário avaliar a efetividade da RPPN, o que não estava no escopo desta pesquisa.

Há diversas dificuldades práticas para a proteção em dobro de cavernas suprimidas, em especial o fato de que identificar cavernas para compensação é cada vez mais difícil, porque outras empresas de mineração também devem atender ao requisito legal, o que transforma a compensação espeleológica baseada na definição de cavidades testemunho em uma medida de difícil efetivação. Assim, não há evidências de que os programas de compensação de cavernas promoveram o ganho em termos de conservação do ambiente cavernícola.

Por outro lado, é importante registrar que as medidas de compensação e proteção de cavernas requerem estudos prévios que contribuem com o conhecimento científico do patrimônio espeleológico, de modo similar aos dos estudos sobre fauna, flora e demais tópicos de biodiversidade. Além da publicação de trabalhos científicos, a disseminação ampla do conhecimento mediante programas de visitação e de educação, assim como a preparação de

publicações para o público geral, é uma ação adicional em prol da biodiversidade.

### 5.2.5 Permanência

Na mineração, a permanência das compensações deve estar relacionada ao processo de fechamento da mina, ou seja, convém que as compensações permaneçam mesmo sem os cuidados da empresa.

Segundo o critério de permanência, a avaliação das ações de compensação foi feita por meio de entrevistas com representantes da empresa e de análise de documentos – como os planos de fechamento de mina (Brandt, 2021) e de recuperação de áreas degradadas (Anglo American, 2015; Anglo American, 2021) e relatórios ambientais relacionados às áreas de compensação (Agroflor, 2012; Agroflor, 2021) – e de provisões financeiras para o fechamento da mina. A pesquisa identificou evidências quanto à proteção legal das áreas de compensação, existência de garantias financeiras, gestão de riscos e ações de monitoramento e gestão adaptativa (Tabela 12).

Tabela 12: Garantias de permanência das medidas de compensação

Garantias de permanência	Evidência
Proteção legal	Cinco termos de compromisso para a execução de projeto técnico para a restauração da flora nos municípios de Conceição do Mato Dentro, Dom Joaquim, Alvorada de Minas, Serro e Carmésia.
	Quatro termos de compromisso de constituição de Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) já implementados (Fazenda Rio do Peixe, Fazenda Quitungo, Fazenda Estiva e Tambu).
	Todos os termos de compromisso foram vinculados ao registro da propriedade (matrícula).
Gestão de riscos	Implementação do Programa de Segurança de Propriedade e Prevenção de Intervenções (invasões, presença de gado, incêndios etc.), que requerem cuidado ativo da empresa.
Monitoramento e gestão adaptativa	A evolução do crescimento da floresta em áreas de restauração é monitorada (Programa de Monitoramento das Áreas de Compensação), incluindo o gerenciamento adaptativo de acordo com as respostas da evolução dos plantios.

Garantias de permanência	Evidência
Garantias financeiras	Embora o plano de fechamento apresente uma provisão financeira, os custos relacionados à manutenção das áreas de compensação não são explicitamente considerados no cálculo dessa provisão.

A proteção legal das áreas de compensação foi tratada mediante assinatura de termos de compromisso entre a empresa e o órgão ambiental, vinculados ao registro da propriedade, a matrícula do imóvel. Em 2008, havia três unidades de conservação de proteção integral na área de estudo, duas municipais e uma estadual. Está prevista a criação de 31 unidades de conservação de proteção integral de responsabilidade da empresa, na categoria RPPN (categoria VI da UICN<sup>4</sup>). Foram preparados planos de manejo para as 31 RPPNs, atualmente em processo de implementação. A instituição das áreas de compensação como RPPN visa garantir a perpetuidade do uso da área para fins de conservação e, ainda, a obrigatoriedade de implantação de um plano de manejo com o objetivo de garantir a proteção integral da biodiversidade.

A gestão de riscos é de grande importância, pois a permanência das áreas de compensação também depende de preparação para fazer face a ameaças aos objetivos de conservação, como estiagens severas, incêndios florestais, invasões de gado ou dispersão de espécies invasoras. O Plano Integrado de Gestão de Áreas Protegidas elaborado pela Bicho do Mato (2016) apontou, para áreas destinadas às RPPN, avaliadas na ocasião, diversas ameaças, pressões e riscos incidentes sobre elas.

Em síntese, tais aspectos referem-se à incidência de fogo (utilizado na região para renovação de pastagens, mas que expõe as áreas nativas a riscos de incêndios), presença de animais domésticos (equinos e bovinos), trânsito e presença de pessoas (uso de trilhas, visitação pública aos atrativos, uso em pequena escala de recursos florestais), resíduos sólidos junto às edificações das

---

<sup>4</sup> No sistema de classificação adotado pela UICN (Dudley, 2008), as áreas protegidas são agrupadas em seis categorias distintas (designadas de I a VI) de acordo com as suas características e com os objetivos de gestão determinados para cada uma delas. Como o uso público das RPPNs é definido pelo plano de manejo, podem ser enquadradas na categoria VI, que abarca as áreas protegidas de utilização sustentável dos recursos naturais.



antigas propriedades, caça e extração de cascalho e areia (nesse caso registrado apenas na área da RPPN Baixada das Crioulas).

Os planos de manejo concluídos ou em elaboração para as RPPNs contêm medidas para reduzir esses riscos, tais como monitoramento presencial e remoto, por meio de drones, brigadas de prevenção e combate a incêndios florestais, cercamento e aceiramento de divisas e áreas de risco das propriedades, vigilância e controle de acesso.

Uma das dificuldades para atingir resultados de conservação por meio de ações de compensação são as incertezas quanto ao sucesso dos programas de restauração, que podem ser reduzidas mediante os programas de acompanhamento e de gestão adaptativa. A evolução das áreas de restauração é monitorada ao longo de pelo menos quatro anos após as primeiras intervenções, com roçadas e outros cuidados, para que os módulos de plantio atinjam a maturidade adequada para o desenvolvimento das plantas. O sucesso do plantio e o retorno da fauna às áreas em restauração são monitorados.

Apesar de a empresa manter provisão financeira para cobrir os custos das ações contempladas no plano de fechamento de mina, não há evidências de garantias financeiras ou provisões alocadas especificamente para cobrir os custos de manutenção, gestão de riscos e proteção das áreas de compensação após o fechamento da mina. Tampouco existem, até o momento, iniciativas visando assegurar a disponibilidade de recursos financeiros que não dependam de aportes regulares da empresa, como fundos patrimoniais (*endowment*<sup>5</sup>) ou outros arranjos.

É importante observar que é comum no setor de mineração a compra e venda de empresas e de empreendimentos, o que compromete a execução dos compromissos de fechamento de mina (Sánchez et al., 2014). A permanência das compensações é afetada em caso de troca de controle acionário ou mesmo em caso de mudança de gerência de mina. Por esse motivo, é necessária a construção, em consulta com órgãos governamentais e partes interessadas, de mecanismos institucionais que garantam a continuidade das ações de gestão de riscos de modo independente dos aportes da empresa.

---

<sup>5</sup> Consiste na reunião de um patrimônio que deve servir de fonte de recursos previsíveis e perenes no tempo para uma causa altruísta eleita. Um endowment existe para dar perenidade à causa, proteger um determinado patrimônio dos riscos usuais de uma atividade operacional

## **CAPÍTULO 6 – Aplicando os critérios para avaliação da compensação por perda de serviços ecossistêmicos**

Neste capítulo, são apresentadas e discutidas a incorporação do conceito de serviços ecossistêmicos no planejamento e avaliação das medidas de compensação. As compensações da mina de minério de ferro do Minas-Rio foram avaliadas em relação à equivalência, à adicionalidade e à autonomia de serviço ecossistêmico de provisão de água, o qual foi impactado pelo empreendimento.

Na primeira seção do capítulo, são relatados os procedimentos metodológicos para medir perdas e ganhos de serviços ecossistêmicos. Na seção 6.2, avaliaram-se se os programas de gestão ambiental e social praticados pelo estudo de caso também mitigam ou têm potencial de mitigar os impactos sobre serviços ecossistêmicos. Nas seções 6.3 e 6.4, são comentados os resultados da avaliação das ações de compensação empregando os três critérios (equivalência, adicionalidade e autonomia).

### **6.1. Procedimentos metodológicos para medir perdas e ganhos de serviços ecossistêmicos**

Embora a integridade dos ecossistemas seja essencial para a conservação da biodiversidade, as compensações por perda de biodiversidade não resultam necessariamente em benefícios para as comunidades afetadas pela implantação e operação de um empreendimento (Souza et al., 2021). Desse modo, convém haver a implementação de medidas específicas para compensar as perdas de serviços ecossistêmicos.

Os caminhos para identificar impactos sobre serviços prioritários, bem como para articular a mitigação desses impactos com outras medidas do plano de gestão ambiental de projetos de desenvolvimento, incluindo as compensações de biodiversidade, são sintetizados na Figura 17.

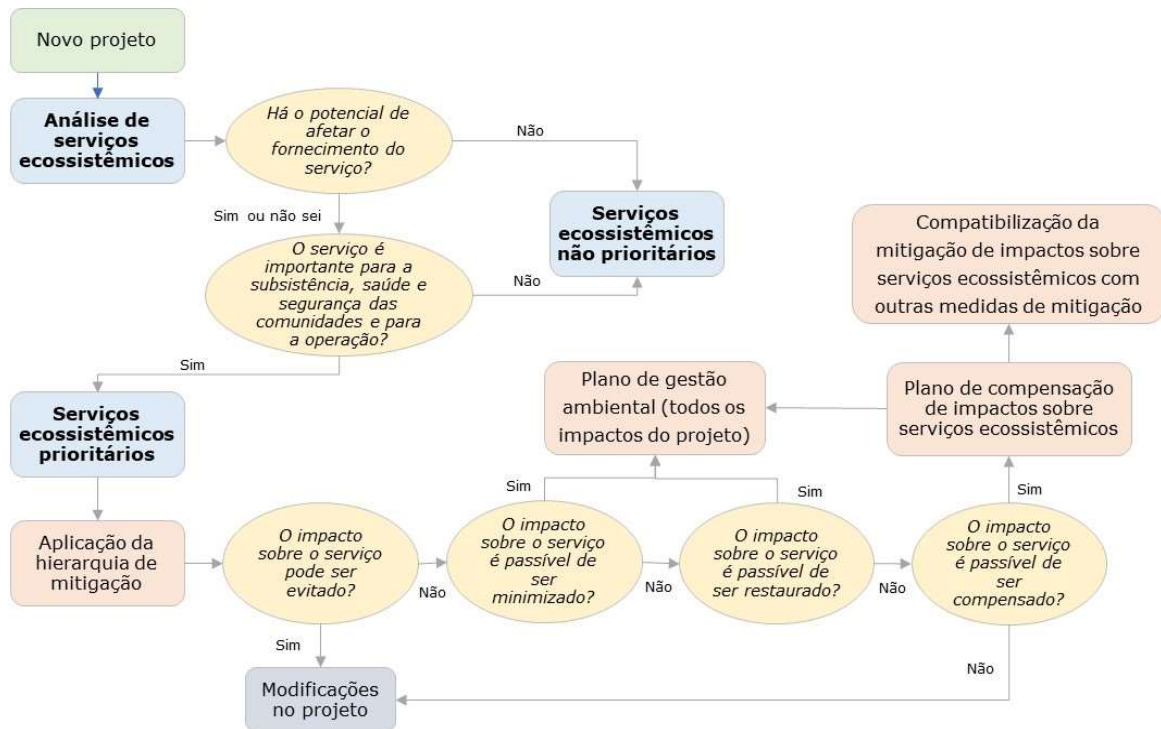


Figura 17: Árvore de decisão para delimitação de medidas de mitigação para impactos sobre serviços ecossistêmicos prioritários.

Fonte: Elaboração própria, com base em IFC (2012); Landsberg et al., (2013); Rosa e Sánchez (2015); Souza et al., (2021).

Parte-se da constatação de que os empreendedores que apresentam potencial de impactar de modo adverso no fornecimento de serviços ecossistêmicos prioritários devem realizar a revisão sistemática de serviços ecossistêmicos (*ecosystem services review*), ou seja, avaliar o potencial de seu empreendimento de causar impactos sobre o fornecimento de serviços ecossistêmicos (Rosa e Sánchez, 2016).

Para avaliar os impactos sobre serviços ecossistêmicos, identificam-se, inicialmente, quais são prioritários, ou seja, os serviços ecossistêmicos que o empreendimento tem potencial de impactar e que são importantes para manutenção da saúde, segurança ou modos de vida dos beneficiários locais (IFC, 2012). Critérios para priorização dos serviços devem ser definidos caso a caso, entretanto a literatura apresenta recomendações de critérios gerais como base para aplicações específicas.

A sequência das etapas seguintes do processo de avaliação de impactos (diagnóstico, análise de impactos e medidas de mitigação) ocorre, então, sobre os serviços ecossistêmicos prioritários (Rosa e Sánchez, 2016). Após a

identificação e análise dos impactos, deve-se aplicar a hierarquia de mitigação visando aumentar ou pelo menos manter a qualidade de vida dos beneficiários afetados. O objetivo dessas medidas é pelo menos manter ou aumentar a qualidade de vida dos beneficiários afetados (Landsberg *et al.*, 2013).

De acordo com a hierarquia de mitigação de impactos, as medidas que visam evitá-los conduzem a modificações no projeto e são as mais importantes. Por esse motivo, as medidas, cujo objetivo é reduzir os impactos ou restaurar os valores de biodiversidade afetados, devem ser aplicadas em conformidade com o plano de gestão ambiental do empreendimento, junto às medidas mitigadoras de outros impactos. Por fim, as medidas de compensação dos impactos sobre serviços devem compor um plano específico (Figura 17).

Dada a intrínseca relação dos serviços ecossistêmicos com a biodiversidade, bem como com as questões sociais, é fundamental compatibilizar esse plano aos demais projetos de compensação do empreendimento. Explorar sinergias entre serviços ecossistêmicos e biodiversidade tem se mostrado útil à medida que reduz os conflitos potenciais com as comunidades locais (Apostolopoulou e Adams, 2017).

Portanto, a elaboração de medidas de compensação dos impactos sobre os serviços ambientais requer a inclusão explícita do conceito nos estudos de impacto ambiental (IFC, 2012; Rosa e Sánchez, 2015), “tecendo-o” no âmbito dos estudos biofísicos e sociais (Landsberg *et al.*, 2013).

## **6.2. Programas de mitigação na compensação os impactos sobre serviços ecossistêmicos**

Nesta seção, o propósito da pesquisa é avaliar se os programas de gestão ambiental e social praticados pelo empreendimento também mitigam ou têm potencial de reduzir os impactos sobre serviços ecossistêmicos.

### **6.2.1. Procedimentos metodológicos para análise da potencialidade dos programas de mitigação para compensar os impactos sobre os serviços ecossistêmicos**

A análise da potencialidade dos programas de mitigação atualmente praticados pelo Minas Rio partiu-se do estudo realizado por Rosa e Sánchez (2016), que executaram as etapas de identificação e priorização dos impactos

da fase de implementação, incluindo o processo de priorização com as comunidades locais.

Considerando que os impactos sobre serviços prioritários são mitigados por diferentes ações, os demais programas de gestão ambiental do empreendimento (Geonatura, 2009; Ferreira Rocha e Anglo American, 2014) foram revisados para identificar medidas de mitigação que, indireta ou implicitamente, abordam os impactos sobre os serviços ecossistêmicos, a fim de estimar sua contribuição potencial para compensar os danos sobre os serviços ecossistêmicos prioritários.

Uma escala qualitativa de três níveis (“baixo”, “médio” e “alto” potencial) foi utilizada (Tabela 13). Esta análise focalizou os programas conforme descritos nos programas de gestão ambiental, portanto os resultados reais de cada um (que dependem de várias questões) não foram o foco desta pesquisa.

Tabela 13: Escala qualitativa utilizada para analisar o potencial das medidas de mitigação para englobar os impactos sobre os serviços ambientais prioritários.

Potencial	Descrição
Pequeno	Quando uma medida aborda os impactos biofísicos ou sociais separadamente, ou seja, não considera nenhum beneficiário (comunidades) ou não leva em conta o ecossistema afetado.
Médio	Quando uma medida considera o ecossistema afetado, mas não leva em conta explicitamente os beneficiários dos serviços prestados por esse ecossistema, e ela pode ser adaptada para compensar os impactos sobre os serviços do ecossistema.
Grande	Refere-se à medida destinada a restaurar a subsistência dos beneficiários (comunidades), mesmo que não tenha sido explicitamente concebida sob a luz do conceito de serviço ecossistêmico.

Fonte: Critérios elaborados com base nos estudos de Landsberg *et al.* (2013) e IFC (2012).

O entendimento do planejamento que implicitamente consideram serviços ecossistêmicos foi discutido, entre outros, por Honrado *et al.* (2013) e Burgos-Ayala *et al.* (2020) para rever, respectivamente, estudos de impacto ambiental e planos de conservação. Escalas de avaliação qualitativa são comumente usadas para avaliar impactos e medidas de mitigação (por exemplo, Neri e Sánchez, 2010).

A análise do potencial do plano de compensação florestal (Agroflor, 2012, 2015) para tratar dos impactos sobre os serviços ecossistêmicos hídricos foi

realizado, com base na sobreposição da área diretamente afetada do empreendimento, um mapa hidrográfico (IGAM, 2006) para identificar as áreas negativamente afetadas e as áreas de compensação, a fim de reconhecer as bacias hidrográficas que poderiam se beneficiar das compensações. Comparou-se a informação com a localização dos beneficiários, obtida de relatórios de monitoramento (ISTMA, 2018).

Amplamente utilizadas para avaliar os serviços dos ecossistemas relacionados à água (Hackbart *et al.*, 2017), as bacias hidrográficas são consideradas como um *proxy* apropriado para determinar a área de influência dos impactos sobre a água. Foram selecionadas as áreas a serem potencialmente afetadas pelas compensações assumindo apenas a presença de compensação dentro dos polígonos das bacias hidrográficas e desconsiderando as características, tais como área ou tipo de compensação. As bacias hidrográficas que cruzam os limites do projeto são consideradas potencialmente atingidas pelo projeto.

#### **6.2.2. O plano de gestão ambiental trata dos impactos sobre os serviços ecossistêmicos?**

Verificou-se que os programas de compensação não abordam explicitamente o conceito de serviços ecossistêmicos. No entanto, outras medidas de mitigação propostas no plano de gestão ambiental são pertinentes para mitigar os impactos nos serviços ecossistêmicos prioritários selecionados: dos 64 programas de mitigação para as Fases 1 e 2 do empreendimento, seis deles apresentam potencial para mitigar os impactos nos serviços ecossistêmicos (Tabela 14).

Tabela 14: Potencial das medidas mitigadoras propostas para mitigar os impactos sobre serviços ecossistêmicos.

Serviço ecossistêmico prioritário		Impacto	Mitigação resultante do EIA	Potencial da medida para mitigar os impactos sobre serviços ecossistêmicos
Provisão	Culturas agrícolas e pecuária	Perda de produção agrícola e pecuária em razão da diminuição da qualidade da água	Programa de gestão de recursos hídricos	Médio. O programa busca cumprir as normas legais de qualidade da água, considerada segura para a irrigação de culturas e pecuária. Entretanto, a turbidez e a carga de sedimentos influenciam a percepção dos beneficiários sobre a qualidade da água, portanto o programa pode ser adaptado para atender às necessidades específicas dos beneficiários locais.
	Água	Prejuízo em todos os usos da água para as populações locais em razão do assoreamento e da poluição	Programa de gestão de recursos hídricos	Médio. O programa monitora a qualidade da água para uso doméstico, considerando as diferentes fontes (nascentes, poços e riachos). Entretanto, ao visar ao cumprimento das normas legais, o programa desconsiderou a aceitabilidade por parte das comunidades. O programa pode ser adaptado para abranger impactos sobre os serviços dos ecossistemas, se seu objetivo for atender à qualidade ou à aceitabilidade da água pelas comunidades antes da mineração.
			Programa de monitoramento de usuários dispersos	Médio. O programa monitora os usuários da água ao redor da área do projeto e faz uma avaliação qualitativa dos recursos hídricos utilizados. Identifica o local da captação, a finalidade dos usos e se foi necessário aplicar alguma medida preventiva/mitigadora. O programa pode ser adaptado para abranger impactos nos serviços do ecossistema, se seu objetivo for atender à qualidade ou à aceitabilidade da água antes da mineração pelas comunidades.
Regulação	Regulação e recarga hídrica	Alteração da qualidade da água em razão da diminuição do fluxo e do correspondente aumento da concentração de poluentes originados pelo esgoto descartado pelas comunidades	Programa de gestão de recursos hídricos	Alto. Embora os relatórios de monitoramento não tenham registrado a redução das águas subterrâneas no período de revisão (2014-2018), o programa indica medidas mitigadoras, como o reabastecimento do fluxo de água (recarga artificial de água em aquíferos, por exemplo, por meio de poços de injeção tubular ou, a partir da superfície, por barragens, canais de água etc.), que podem ser impactadas pelos sistemas de coleta de água para abastecimento do projeto ou no caso do sistema de redução do nível de água para operações de mineração
	Purificação de água e tratamento de efluentes			Controle de erosão em locais de construção e operação
	Valores inspiradores educacionais		Perda de áreas de interesse científico, em particular campos rupestres e cavidades naturais	Programa arqueológico de resgate e educação patrimonial Programa de proteção de cavernas Programa de restauração (visa restaurar pastagens rupestres)

Fonte: Lista de serviços ecossistêmicos prioritários e impactos de Rosa e Sánchez (2016); medidas de mitigação do Plano de Gestão Ambiental.

Notas:<sup>(1)</sup> Os impactos são potenciais, nesta pesquisa, não procuramos confirmar sua ocorrência. <sup>(2)</sup>Mitigação não projetada para lidar com impactos nos serviços ecossistêmicos.<sup>(3)</sup> A avaliação do potencial pressupõe uma entrega completa e satisfatória da mitigação. <sup>(4)</sup>A empresa desenvolveu e implementou outros programas para apoiar o desenvolvimento comunitário e a geração de renda (como “Crescer”) que mitigam esse impacto. No entanto, não resulta do impacto Ambiental.

Os programas “gestão de recursos hídricos” e “controle de erosão” visam manter a qualidade da água de acordo com as normas reguladoras vigentes, mas desconsideram que, antes da construção do projeto, a qualidade da água em vários corpos hídricos afetados permitia usos múltiplos da água, que foram descontinuados após a construção do projeto. Mesmo que a mitigação seja eficaz para atender aos padrões, a condição ambiental inicial dos fluxos pode não ser mantida. Esse tipo de programa não considera as maneiras pelas quais a população local usa água. De fato, a mitigação implementada durante a fase de implantação não evitou conflitos com as comunidades a jusante (Becker e Pereira, 2011).

O programa de “monitoramento de usuários dispersos” visa identificar os usuários dos corpos hídricos afetados e monitorar a qualidade da água e possíveis interferências das atividades de mineração. Por meio dele, são monitorados 17 pontos de monitoramentos localizados em sete comunidades. Em algumas delas, a água bruta dos corpos hídricos era diretamente consumida, mas, após a construção do empreendimento e as conseqüentes alterações na qualidade da água, a empresa instalou poços subterrâneos.

Três programas trataram implicitamente dos impactos sobre os serviços ecossistêmicos culturais. O programa de proteção de cavernas visa evitar a destruição delas e possíveis danos causados por desmontes de rocha, além de incluir o monitoramento de cavernas e seus ecossistemas associados. Planos de manejo foram preparados para cada cavidade ou conjunto de cavidades, o que contribui para preservar os valores educacionais e espirituais.

O programa de resgate arqueológico e a educação patrimonial visa construir e transferir conhecimentos obtidos de escavações arqueológicas e de outros estudos. O programa destinado ao resgate e à restauração de campos rupestres ferruginosos também foi considerado para tratar de serviços culturais, pois contém um componente de pesquisa que dá subsídios técnicos para a restauração.

Os resultados sugerem que as medidas destinadas a mitigar outros impactos têm potencial para tratar dos impactos sobre os serviços ecossistêmicos. Porém devem ser consideradas medidas adicionais e integradas às compensações de biodiversidade.



A compensação da biodiversidade não serviu para substituir a compensação dos serviços ecossistêmicos, portanto eles precisam de diferentes abordagens compensatórias, e ambas podem ser complementares.

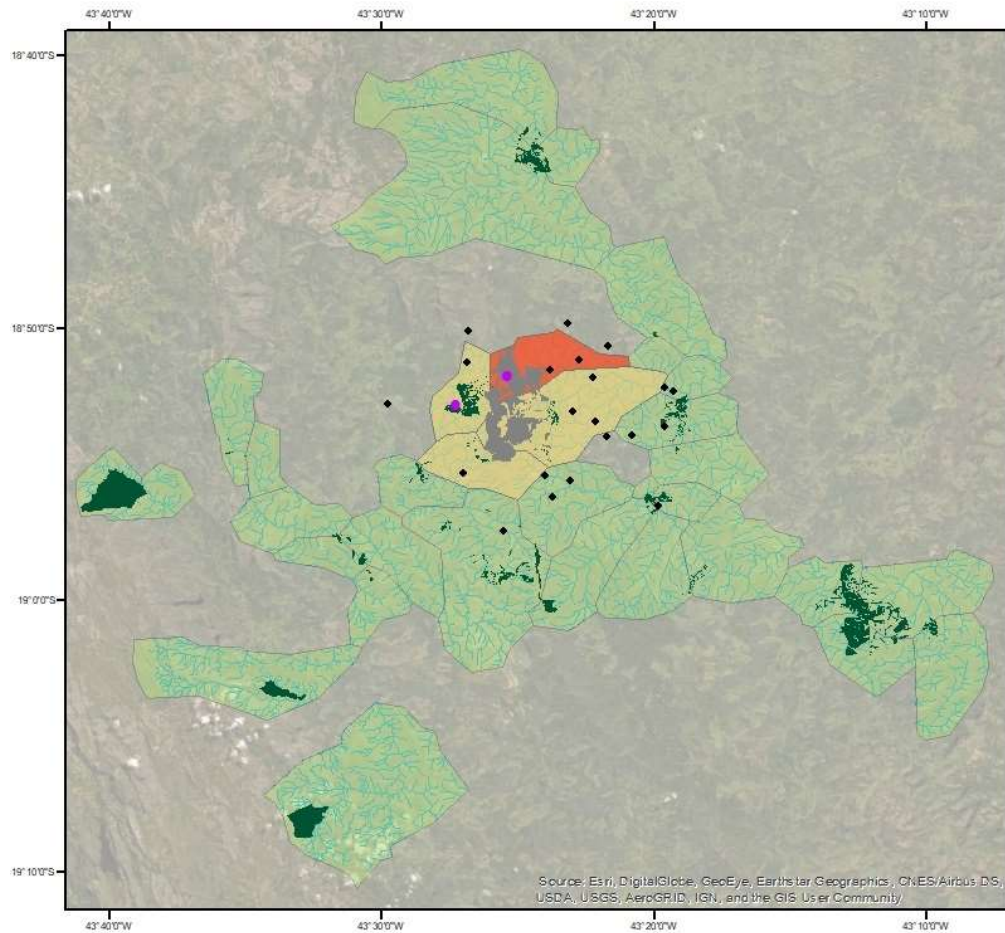
### **6.2.3. O plano de compensação florestal tem potencial para compensar os impactos sobre os serviços ecossistêmicos hídricos?**

Conforme exposto na seção 4.4. deste estudo, três impactos sobre os serviços ecossistêmicos prioritários são referentes a recursos hídricos: (i) Perda da produção agrícola e pecuária em decorrência da diminuição da qualidade da água; (ii) Deterioração de todos os usos da água para as comunidades locais, devido ao assoreamento; (iii) Alteração da qualidade da água devido à diminuição do fluxo e correspondente aumento da concentração de poluentes originados pelo esgoto lançado pelas comunidades.

Considerando que a presença de fragmentos florestais é um dos elementos mais importantes para a manutenção do fornecimento de serviços ligados à água (Brauman et al., 2007), foi realizada uma sobreposição de informações geográficas para correlacionar com o potencial do plano de compensação da biodiversidade para compensar esses impactos, analisando a localização das áreas de compensação e beneficiários nas bacias hidrográficas (Figura 18).

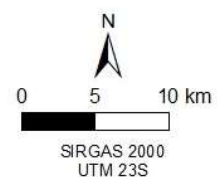
Parte da perspectiva de que há potencial de impacto negativo sobre todos os serviços relacionados à água nos locais de supressão da vegetação, especialmente na área da mina, e potencial impacto positivo em áreas que foram instituídas áreas de compensação florestal. Como consequência do critério de equivalência determinado pela Lei da Mata Atlântica, a maioria das áreas compensadas foi alocada para bacias próximas, que não são diretamente afetadas pelo projeto e estão distantes das comunidades que permaneceram no local.

Todas as áreas compensadas são protegidas com acesso restrito, conforme exigido por lei, portanto há potencial para impactos negativos no fornecimento de água e serviços culturais prestados a outras comunidades distribuídas por toda a paisagem. Nenhuma evidência de tais impactos foi encontrada no registro de reclamações da comunidade (Bridge Comunicações e Anglo American, 2020).



**Legenda**

- Beneficiários realocados
- ◆ Beneficiários não realocados
- Hidrografia
- Área diretamente afetada pelo empreendimento
- Área de compensação por perda de biodiversidade
- Sub-bacia que abrange área de compensação
- Sub-bacia que abrange área de compensação e área do empreendimento
- Sub-bacia que abrange área do empreendimento



Fonte: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus, USGS, AeroGrid, IGN e GIS User Community.

Hidrografia: IGAM, 2019

Shapefile do empreendimento e localização das comunidades cedidas pelo empreendedor.

Figura 18: Beneficiários dos serviços ecossistêmicos hídricos e sub-bacias hidrográficas afetadas pela mineração e compensações.

Fonte: Souza et al., 2021.

### **6.3. Procedimentos metodológicos para avaliação dos critérios para serviços ecossistêmicos prioritários**

Entre os quatro critérios de avaliação da compensação por perda de fornecimento de serviços ecossistêmicos (conforme seção 3.5 deste estudo), as compensações foram avaliadas em relação à equivalência, à adicionalidade e à autonomia, tendo-se priorizado o serviço de fornecimento de água, que foi estudado em quatro comunidades.

Ao aplicar a árvore de decisão (Figura 17), com escopo delimitado para uma comunidade e serviços relacionados à água, identificou-se potencial de impactos sobre serviços de “Recarga hídrica e fluxos de água” e “Fornecimento de água”, ambos causados pela atividade de extração mineral.

Os impactos podem se dar em decorrência da diminuição dos fluxos de água devido ao rebaixamento do aquífero, bem como em alterações da qualidade de água por causa do aumento de processos erosivos.

No mapeamento de serviços ecossistêmicos, é necessário haver o mapeamento da condição dos ecossistemas bem como o sistema socioecológico associado aos beneficiários dos serviços desses ecossistemas, representado pela demanda (Maes *et al.*, 2018). Verificou-se que tais serviços são importantes para o abastecimento de São Sebastião do Bom Sucesso, distrito de Conceição do Mato Dentro.

Foram selecionadas as localizações de quatro comunidades de interesse para mapeamento em detalhe das áreas provedoras de serviços. Essa análise seguiu as seguintes etapas: (i) seleção das localidades de interesse; (iii) seleção dos corpos d’água próximos aos beneficiários (localidades); (iv) determinação da bacia hidrográfica dos rios selecionados; (v) mapeamento da cobertura da terra nas áreas de interesse.

Quatro comunidades foram selecionadas para análise de perdas e ganhos de um serviço ecossistêmico: Água Quente, São Sebastião do Bom Sucesso, Turco e Gondó (Figura 19). Essa seleção foi embasada nas informações dos relatórios de monitoramento bem como na distribuição das comunidades em microbacias distintas na área de estudo, servindo como exemplo de análise.

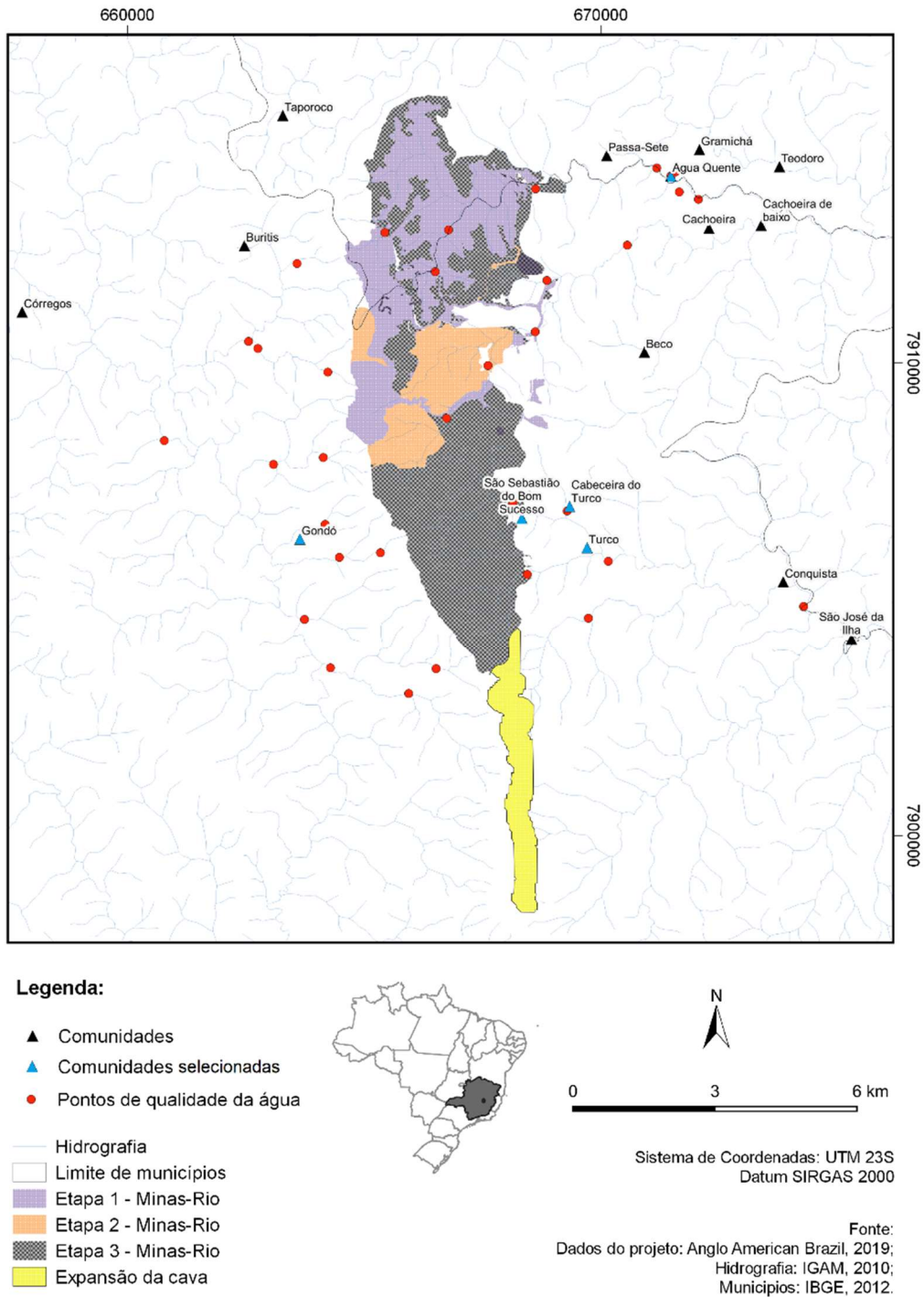


Figura 19: Localização das comunidades locais e pontos de monitoramento de água.

### 6.3.1. Equivalência

Em termos de equivalência, identificou-se a qualidade do serviço fornecimento de água após a implantação do empreendimento, a qual foi mantida em condições similares às de antes da sua implantação.

Para isso, realizou-se a sistematização dos dados de monitoramento de qualidade de água entre 2009 e 2019, utilizando a turbidez e a concentração de sólidos totais como indicadores.

### **6.3.2. Adicionalidade**

As mudanças de uso e cobertura da terra simuladas na modelagem do cenário contrafactual representam processos que ocorreriam se não houvesse projeto e suas compensações. A comparação entre o cenário contrafactual e a realidade observada revela possíveis ganhos adicionais, isto é, aqueles que ocorreram devido às ações do empreendimento e das compensações em relação ao patamar de comparação sem o empreendimento. Essa estratégia também será utilizada na comparação dos efeitos da adicionalidade para o serviço de provisão de água.

A análise dos ganhos adicionais do cenário contrafactual em relação ao observado, considerando o serviço de provisão de água, foi realizada em três etapas: (i) avaliação da importância das classes de uso e cobertura da terra na oferta de serviços por meio de questionários a serem respondidos por especialistas (Campagne *et al.*, 2020); (ii) mapeamento das áreas de interesse (Burkhard *et al.* 2012; Sun *et al.*, 2020); (iii) cálculo das mudanças nas áreas provedoras de serviço.

Para análise do potencial de adicionalidade das compensações por perda de biodiversidade para compensar perdas também de serviços, foi comparado o potencial de cada uso e cobertura da terra na oferta de serviços ecossistêmicos (Burkhard *et al.*, 2012; Campagne *et al.*, 2020) em duas condições: paisagem atual contrafactual e paisagem com projeto (Bull *et al.*, 2020). A principal pergunta da pesquisa a ser respondida: “Os ganhos adicionais decorrentes de ações do projeto resultam em ganhos em termos de provisão de água?”.

A avaliação da importância de cada classe foi realizada por meio de questionário com quatro especialistas em serviços ecossistêmicos, em julho de 2021. A análise da oferta foi direcionada para a pergunta “Qual a capacidade de cada uso e cobertura da terra de prover serviços ecossistêmicos?” e também avaliada em uma escala de 0 (capacidade não relevante) a 5 (capacidade muito alta). O resultado apresentado na tabela de avaliação corresponde à mediana dos valores obtidos entre os respondentes (Campagne *et al.*, 2020).

### **6.3.3. Autonomia**

A análise do critério de autonomia foi feita por meio da revisão dos relatórios do Programa de Monitoramento de Usuários Dispersos (ISTMA, 2018), que descrevem as formas de abastecimento de água na comunidade ao longo do tempo, investigada como medida frente às anomalias meteorológicas experimentadas pela Região Sudeste do Brasil, entre 2014 e 2017. Verificou-se como ocorreu o acesso ao serviço ecossistêmico de fornecimento de água antes da instalação e operação do empreendimento, e como os beneficiários perceberam as mudanças na forma de abastecimento.

### **6.4. Avaliação dos ganhos em serviços ecossistêmicos por meio de compensações implementadas pelo Minas-Rio**

As compensações por perda de biodiversidade não resultam obrigatoriamente em benefícios para as comunidades afetadas pela implantação e operação de um empreendimento. Por esse motivo, é necessária a implementação de medidas específicas para compensar as perdas de serviços ecossistêmicos.

A avaliação dos resultados dessas compensações requer critérios específicos, que levem em consideração: (i) a identificação dos serviços fornecidos pelos ecossistemas e seus respectivos beneficiários, (ii) a identificação dos serviços prioritários para os quais o projeto tem potencial de impactar e que são importantes para a manutenção da saúde, da segurança e do modo de vida dos beneficiários locais.

### **6.5. Compensações de impactos sobre serviços hídricos**

A área provedora do serviço de fornecimento de água foi delimitada para São Sebastião do Bom Sucesso, Água Quente, Turco e Gondó (Figura 20 **Erro! Fonte de referência não encontrada.**). O mapeamento das áreas prestadoras de serviços representou regiões relevantes para o serviço de provisão de água.

Os beneficiários da comunidade de Água Quente estão em uma região com certa cobertura florestal e localizados próximos ao empreendimento. Já os beneficiários da comunidade de São Sebastião do Bom Sucesso e Turco estão

em uma região com maior avanço da pastagem, portanto se beneficiam menos dos serviços providos pelas florestas e, em especial, da provisão de água. A comunidade do Gondó, localizada a Oeste da bacia, apresenta alta cobertura florestal em seu entorno, revelando áreas mais conservadas e relevantes para a provisão de água.

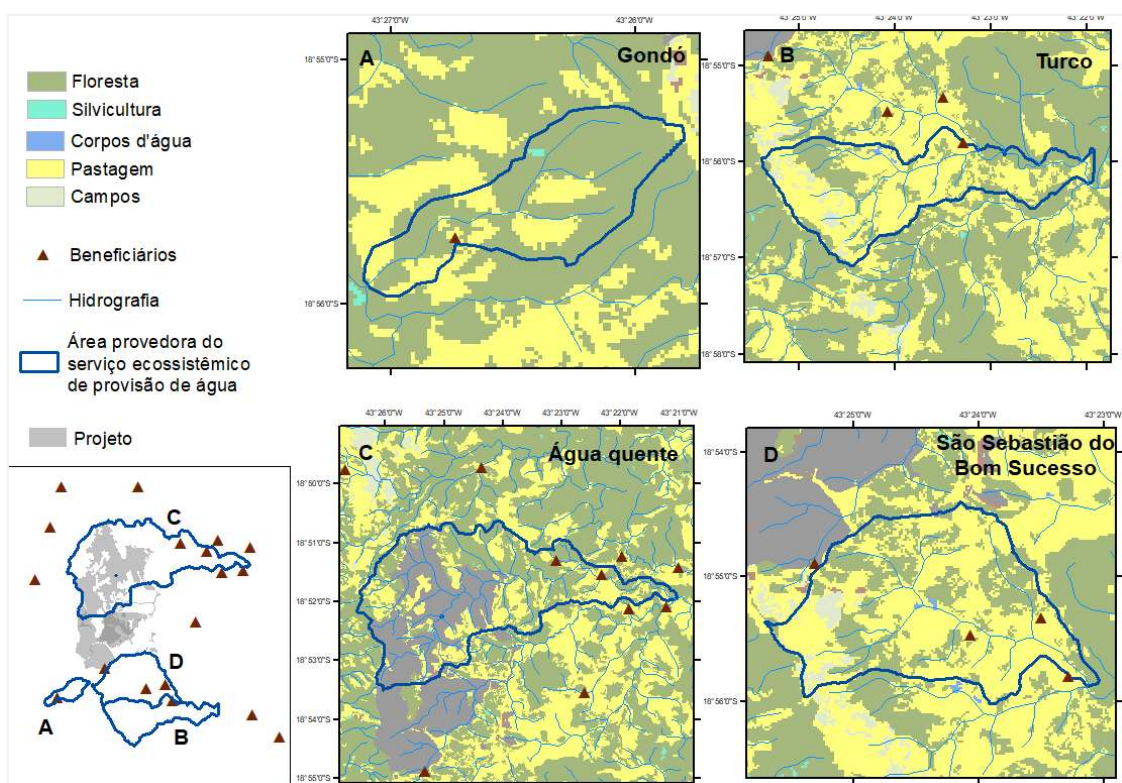


Figura 20: Áreas provedoras do serviço ecossistêmico de provisão de água nas comunidades selecionadas.

Fonte: Rosa *et al.*, 2022.

### 6.5.1. Equivalência

Antes da instalação do empreendimento minerário, os beneficiários captavam água diretamente do Córrego Bom Sucesso ou de poços rasos. A partir de 2013, esse distrito passou a ser atendido por uma solução coletiva de tratamento físico e bacteriológico da água. Em épocas de estiagem, o fornecimento de água para a comunidade é garantido por um poço tubular profundo e complementado com caminhões pipa, quando necessário. O monitoramento da qualidade de água teve início em 2007 e, desde 2014, é realizada a avaliação mensal de parâmetros de qualidade da água bruta e

potável (ETA). A ETA foi entregue à prefeitura municipal em 2013, porém, em setembro de 2015, a empresa passou a dar suporte à operação.

Em sua totalidade, os resultados de turbidez e sólidos totais se mostraram em conformidade com os limites legais, apresentando variações pontuais (Figura 21). Não se observou diferenças nos resultados da época da implantação e operação do empreendimento. Os relatórios consultados afirmam que as variações de tais parâmetros são decorrentes da existência de acessos não pavimentados e do uso e ocupação da terra pelas comunidades rurais, especialmente a formação de pastagem para o desenvolvimento de pecuária extensiva.

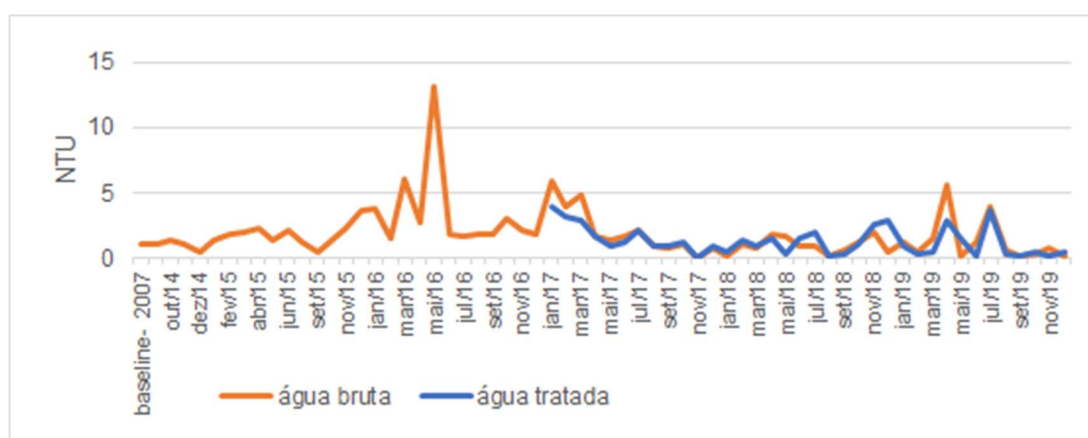


Figura 21: Monitoramento da turbidez da água captada em São Sebastião do Bom Sucesso.

Fonte: Brandt, 2007; MDGEO, 2015; 2016; 2017; ISTMA, 2018; 2019.

### 6.5.2. Adicionalidade

De forma a investigar os possíveis efeitos na oferta de serviços decorrentes desses ganhos adicionais, os mapas de uso e cobertura da terra foram classificados de acordo com os valores obtidos na matriz de oferta de serviços ecossistêmicos. As coberturas da terra apresentam os maiores valores para oferta de serviço, enquanto as áreas antropizadas exibem menor capacidade de oferta de serviços (Tabela 15). Considerando especialmente o serviço de provisão de água, tem-se a hidrografia naturalmente com maior relevância, seguida pela cobertura florestal.



Tabela 15: Avaliação de cada uso e cobertura da terra na oferta do serviço ecossistêmico de provisão de água.

Classes de uso e cobertura	Serviço de provisão de água
Hidrografia	5
Floresta	4.5
Campos	3
Pastagem	1
Silvicultura	1
Urbano	1
Mineração	1

Fonte: Sánchez et al., 2022.

É possível constatar o aumento de áreas com alta capacidade de provisão de água em área provedora em relação ao cenário contrafactual na região de São Sebastião do Bom Sucesso, em 2019 (Figura 22), o que evidencia que as ações na bacia resultaram em ganhos adicionais na provisão de água. A **Erro! Fonte de referência não encontrada.** mostra que houve redução da área com baixa capacidade de provisão de água, sendo menor no cenário contrafactual simulado em relação ao observado em 2019, além de apresentar maior área com média capacidade de provisão de água do que o contrafactual.

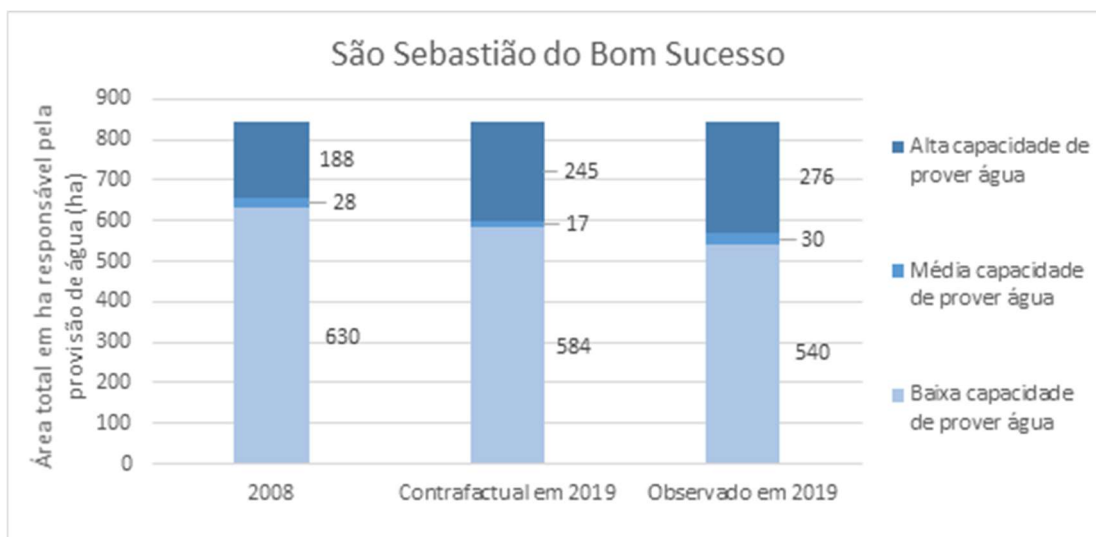


Figura 22: Gráfico da área provedora de água nos horizontes de análise de 2008, contrafactual de 2019 e observado de 2019 na comunidade de São Sebastião do Bom Sucesso.

Fonte: Sánchez et al., 2022.

A comunidade de Água Quente está localizada nas proximidades do projeto. Na região, é possível notar que o cenário contrafactual revela maior cobertura de áreas, com alta capacidade de provisão de água do que o observado em 2019 por simular a não existência do projeto. A Figura 23 mostra que haveria maiores ganhos totais em área de alta capacidade de provisão de água no contrafactual em 2019 em relação a 2008, revelando que houve perda de cerca de 193 hectares dessas áreas de alta provisão enquanto, no contrafactual, tem-se ganho de 190 hectares em relação a 2008.

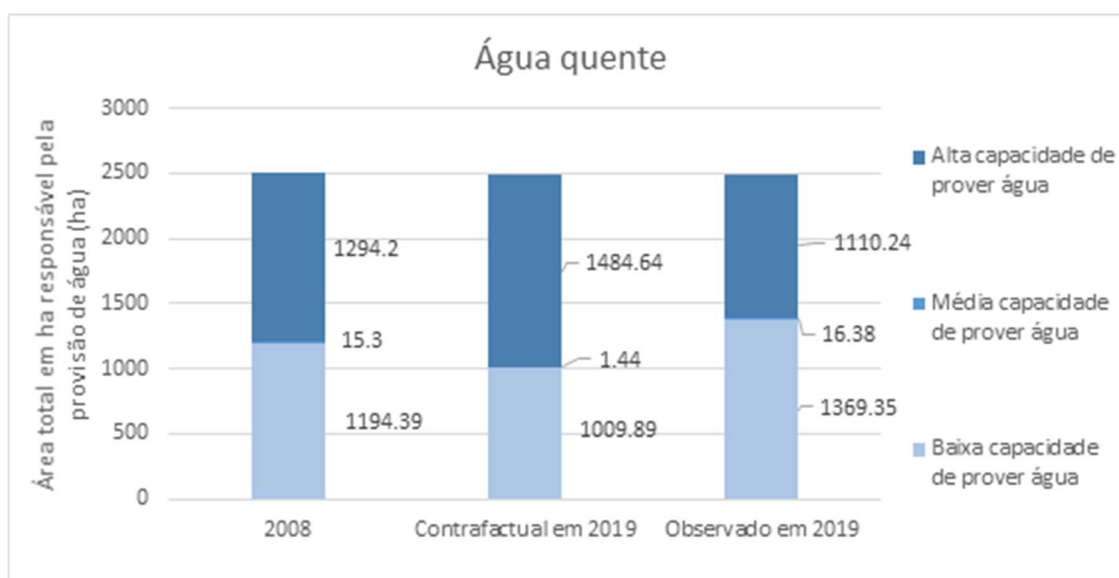


Figura 23: Gráfico da área provedora de água nos horizontes de análise de 2008, contrafactual de 2019 e observado de 2019 na comunidade de Água Quente.

Fonte: Sánchez et al., 2022.

A comunidade do Turco, localizada ao sul do empreendimento e vizinha de São Sebastião do Bom sucesso, apresenta aumento em 2008 nas áreas com alta capacidade de provisão de água no observado e, no contrafactual, em 2019 (Figura 24). Há também diminuição das áreas com baixa capacidade de provisão, mostrando que um possível aumento na cobertura florestal nessa região – que é próxima ao projeto e às compensações – pode resultar em melhoria da oferta desse serviço de provisão de água. As áreas de média capacidade diminuem no observado e aumentam no contrafactual em 2019 em relação a 2008, evidenciando a diferença na cobertura de campos nessas paisagens.

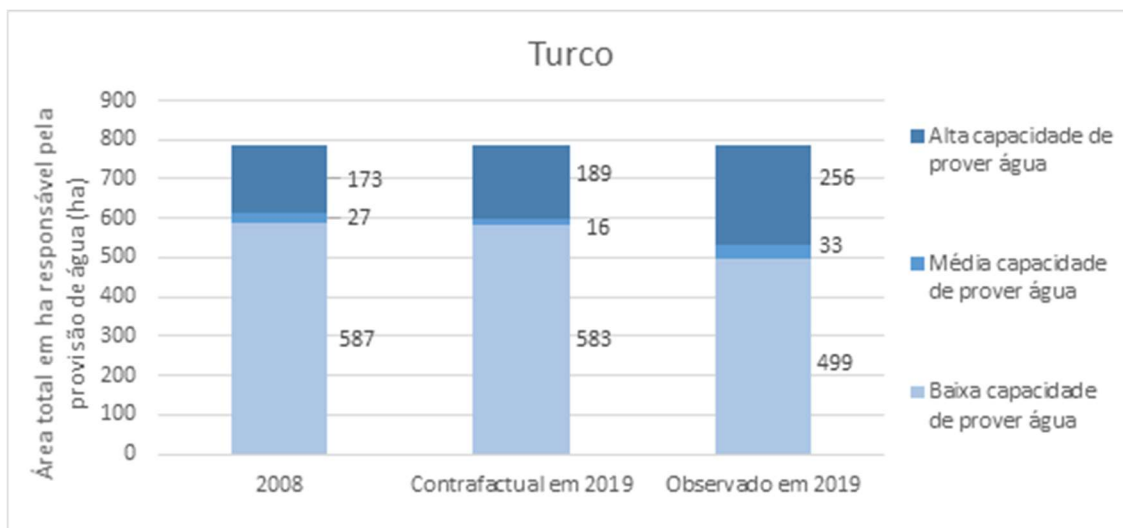


Figura 24: Gráfico da área provedora de água nos horizontes de análise de 2008, contrafactual de 2019 e observado de 2019 na comunidade do Turco.

Fonte: Sánchez et al., 2022.

A comunidade do Gondó, localizada a Oeste da bacia, apresenta crescimento nas áreas de alta capacidade, com destaque para o cenário contrafactual em 2019, que projeta aumento das áreas de florestas e, com isso, maior oferta do serviço de provisão de água (Figura 25). Essa comunidade é a que apresenta menor diferença entre observado e contrafactual devido às poucas mudanças históricas nessa região, em contraposição à região Leste da bacia, em que há grande parte das compensações e avanço das pastagens.

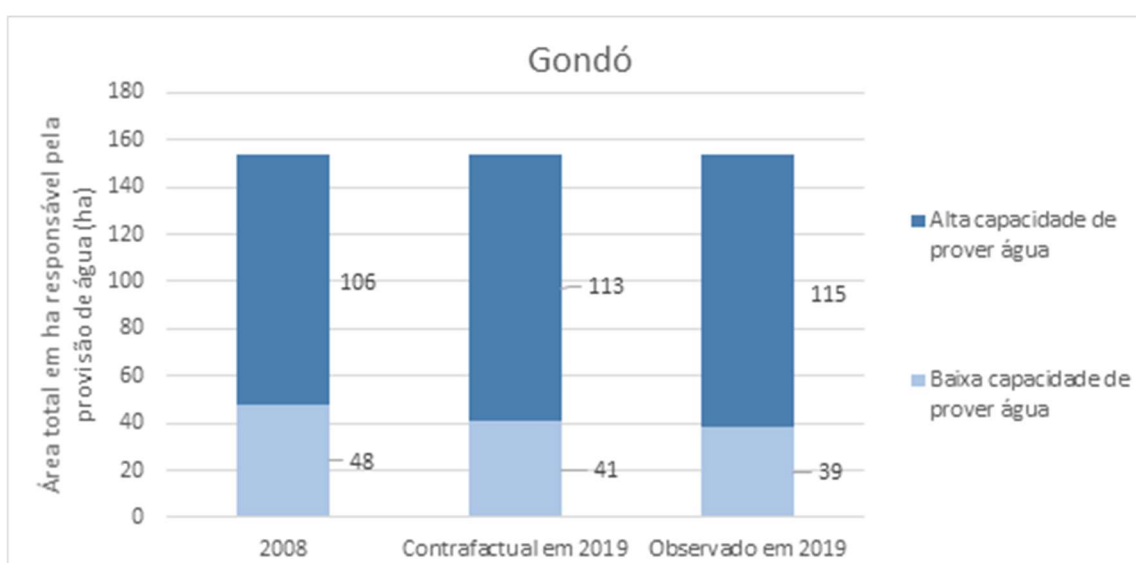


Figura 25: Gráfico da área provedora de água nos horizontes de análise de 2008, contrafactual de 2019 e observado de 2019 na comunidade do Gondó.

### 6.5.3. Autonomia

A avaliação do critério de autonomia de serviços ecossistêmicos de água está relacionada à forma de acesso dos beneficiários ao serviço. Para avaliar os efeitos da mineração sobre o acesso autônomo ao serviço, foi feita uma comparação entre as formas de abastecimento de água das comunidades ao longo do tempo.

Para tanto, foram analisados os relatórios de monitoramento socioeconômico. Verificou-se a forma de abastecimento de água nas comunidades (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**) antes da implantação do empreendimento, em 2010, que era predominante da rede pública ou da captação em cisterna/poços/nascentes.

No caso da comunidade “Água Quente”, o que os entrevistados “chamavam” de rede pública é um sistema de abastecimento construído por eles mesmos, com o auxílio da prefeitura, em que a água, captada numa nascente na região da Serra (onde ocorre a extração mineral), era armazenada em caixas d’água numa região central da comunidade e distribuída aos domicílios. Não se tratava, portanto, de um sistema formal de distribuição de água como serviço público.

A partir de 2014, há diversificação das formas de abastecimento de água nas comunidades de “Água Quente” e “São Sebastião do Bom Sucesso”, com adição da “Rede municipal sem tratamento” e “Carro Pipa”. Conforme descrito no critério de equivalência, foi implementada pelo empreendedor uma alternativa de abastecimento de água para região, em parceria com a prefeitura, com captação no córrego Bom Sucesso para comunidade de “São Sebastião do Bom Sucesso”. Já na comunidade “Água Quente”, foi instalado um sistema de abastecimento por meio da perfuração de poços.

Em situações de escassez de água, o empreendedor faz distribuição por meio de caminhão pipa, como forma de atender à demanda das comunidades, o que não é frequente nas comunidades de Turco e Gondó.

A estabilidade da forma de abastecimento das comunidades Turco e Gondó é explicada pela análise da área provedora do serviço de provisão de água de cada comunidade (Figura 26). Percebe-se que, no caso dessas comunidades, não há efeito da mineração sobre a área que provê tal serviço, diferentemente das outras duas comunidades. Diante disso, entende-se que os

beneficiários mantiveram a forma de abastecimento de água. A área provedora do serviço para comunidade de Gondó está na face oposta da serra que tem sido minerada. Já a área provedora do serviço para comunidade de Turco está na área que ainda será minerada, portanto medidas para evitar, minimizar e, caso necessário, compensar os impactos devem ser discutidas com os beneficiários. Ressalta-se que o monitoramento da comunidade de Turco começou em 2016, mas a forma de abastecimento de água está aderente à região e corrobora as informações coletadas em estudos complementares ao processo de licenciamento ambiental (Diversus, 2011).

O empreendedor tem um canal de reclamações, do qual foram filtradas aquelas relacionadas à água. Observou-se que o número de reclamações vem caindo ao longo tempo, sendo que, em 2014, eram registradas mais 60 reclamações referentes à falta de água e, em 2019, menos de 20. Portanto, entende-se que a alternativa de abastecimento por meio da construção de um novo sistema em parceria com a prefeitura pode atender ao critério de autonomia dos beneficiários, desde que tenha capacidade de assistir toda a comunidade em diferentes cenários de precipitação pluviométrica.

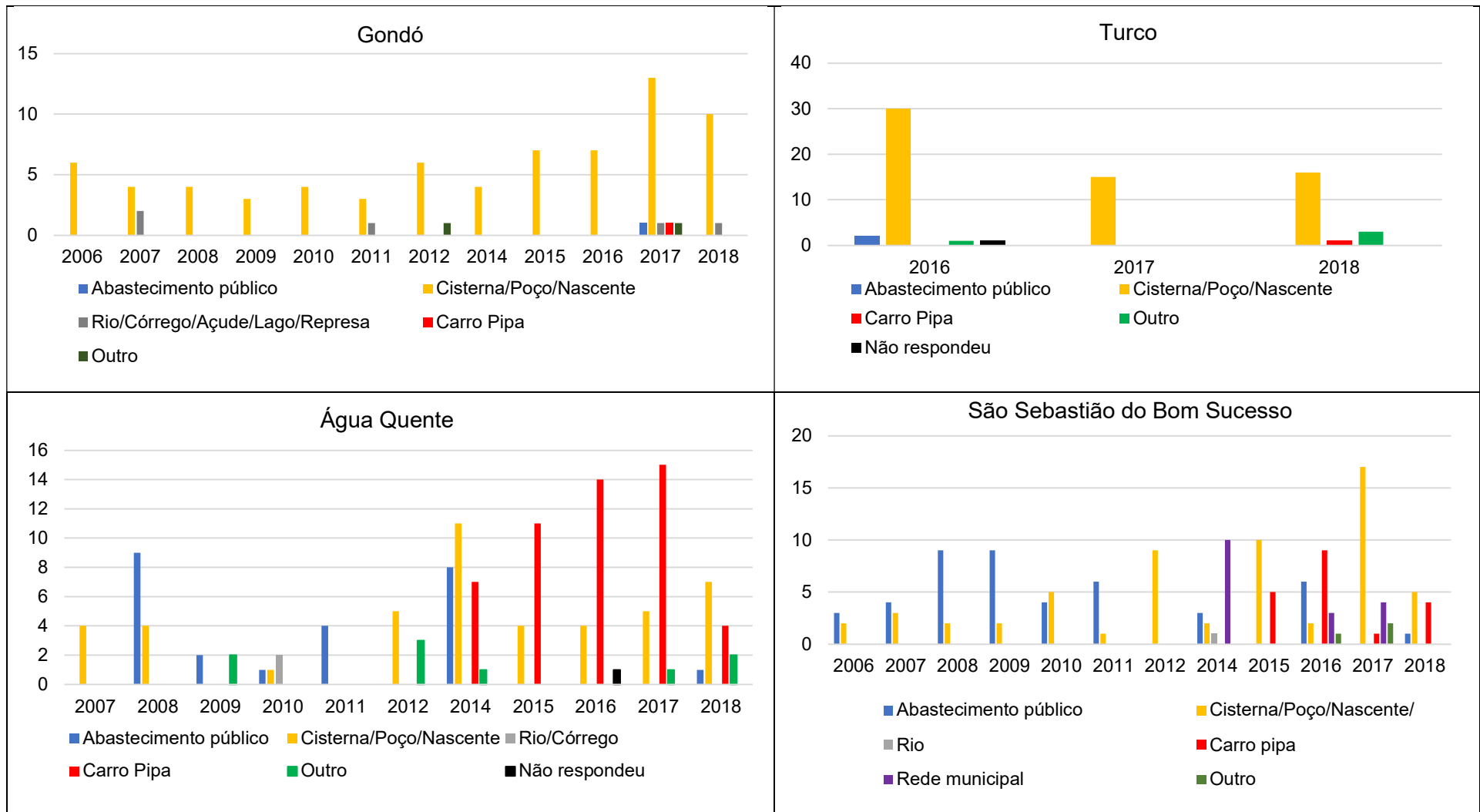


Figura 26: Forma de abastecimento dos moradores das comunidades selecionadas.

## **CAPÍTULO 7 - DISCUSSÃO GERAL**

Embora as compensações por perda de biodiversidade sejam cada vez mais empregadas (GIBOP, 2019), as evidências empíricas sobre sua eficácia ainda são insuficientes. Sua própria fundamentação ainda é questionada, pois, se mal empregadas, podem legitimar as perdas ou facilitar uma troca perversa entre perdas certas imediatas e ganhos incertos no futuro (Maron et al., 2018).

### **7.1. Desafios para a compensação por perda de biodiversidade**

Atender simultaneamente aos critérios de equivalência, adicionalidade e permanência é uma condição para se demonstrar ganho líquido de biodiversidade. Para avaliar as compensações, é preciso: (i) empregar critérios apropriados e devidamente ajustados para os valores de biodiversidade considerados; (ii) fazer monitoramento e coletar os dados necessários para aplicar os critérios de avaliação; (iii) acompanhar o estado de conservação das áreas de compensação e, se necessário, aplicar ações corretivas.

Esta pesquisa mostrou que a cuidadosa seleção de áreas de compensação é fundamental para se obter adicionalidade, mediante dois tipos de ações: (a) proteção de áreas que poderiam ser degradadas por qualquer meio, como desmatamento, aumento de efeito de borda ou espécies invasoras (perda evitada), (b) restauração de áreas, visando o aumento de conectividade entre fragmentos de vegetação nativa ou aumento da diversidade de espécies de fauna e/ou flora.

A cuidadosa seleção de áreas também é necessária para garantir equivalência em proporção e equivalência ecológica. Esta deve ser demonstrada mediante o emprego de métodos com sólida fundamentação científica, assegurando transparência ao processo de avaliação do potencial de atingir impacto positivo. Por fim, para que os benefícios da compensação sejam duradouros, é preciso assegurar garantias legais e provisão financeira para conservação dos valores de biodiversidade protegidos.

Há diversos desafios na aquisição de áreas para compensação, que incluem: (i) a regularização fundiária, (ii) limitações legais de aquisição de áreas por empresas estrangeiras, (iii) a disponibilidade de áreas onde seja possível encontrar os mesmos valores de biodiversidade afetados pelo empreendimento, (iv) a necessidade de

avaliar os impactos sociais das medidas de conservação da biodiversidade e engajar a comunidade.

É preciso considerar que a perda de biodiversidade ocorre durante a implantação e ao longo do tempo de vida de uma mina, mas os ganhos promovidos pela compensação são progressivos e devem continuar após o encerramento da atividade mineral. Na mineração, a recuperação de áreas degradadas é uma obrigação legal (correspondente à ação de restaurar da hierarquia de mitigação), que também desempenha papel importante na busca de impacto líquido positivo. Entretanto, seus resultados são obtidos apenas no longo prazo. No Minas-Rio, há o desafio de restauração dos campos rupestres, pois, diferentemente da restauração de florestas do bioma Mata Atlântica, há pouco conhecimento sobre restauração desses ecossistemas.

A dimensão temporal das perdas e ganhos de valores de biodiversidade é mostrada na Figura 27. Para fins exemplificativos, mostra-se tendência de perda contínua e constante de biodiversidade antes da implementação do empreendimento. O estudo das mudanças do passado permite fazer projeções sobre as tendências futuras (cenário contrafactual, na figura representado como continuidade do declínio da biodiversidade). A implantação de um projeto causa perdas imediatas, que somente começam a ser revertidas quando se inicia a recuperação de áreas degradadas. Desta forma, ao considerar-se apenas este tipo de medida da hierarquia de mitigação, em todo projeto de mineração que afetar valores de biodiversidade haverá uma lacuna temporal entre perdas (no presente) e ganhos (no futuro), de modo que compensações são necessárias para atingir perda zero ou ganho líquido.

Porém, as medidas de compensação serão capazes de equilibrar as perdas apenas em algum momento no futuro, havendo sempre um lapso temporal, que somente seria evitado se as compensações fossem adiantadas, ou seja, implementadas antes da ocorrência do impacto. Naturalmente há implicações jurídicas de uma estratégia desse tipo que estão fora do escopo desta pesquisa.

Note-se que os ganhos devem ser avaliados em relação ao cenário contrafactual, e não somente em relação à situação inicial, anterior à implantação do empreendimento. Na Figura 27, representa-se uma tendência de declínio de biodiversidade, situação observada em várias regiões do planeta. Ademais, muitos projetos de mineração induzem perdas indiretas, causadas por outros agentes e que não ocorreriam na ausência do projeto. Porém, se o cenário contrafactual considerar



a estabilidade ou uma tendência de ganho de biodiversidade, as ações compensatórias de proteção e de restauração deverão ser maiores para compensar as perdas.

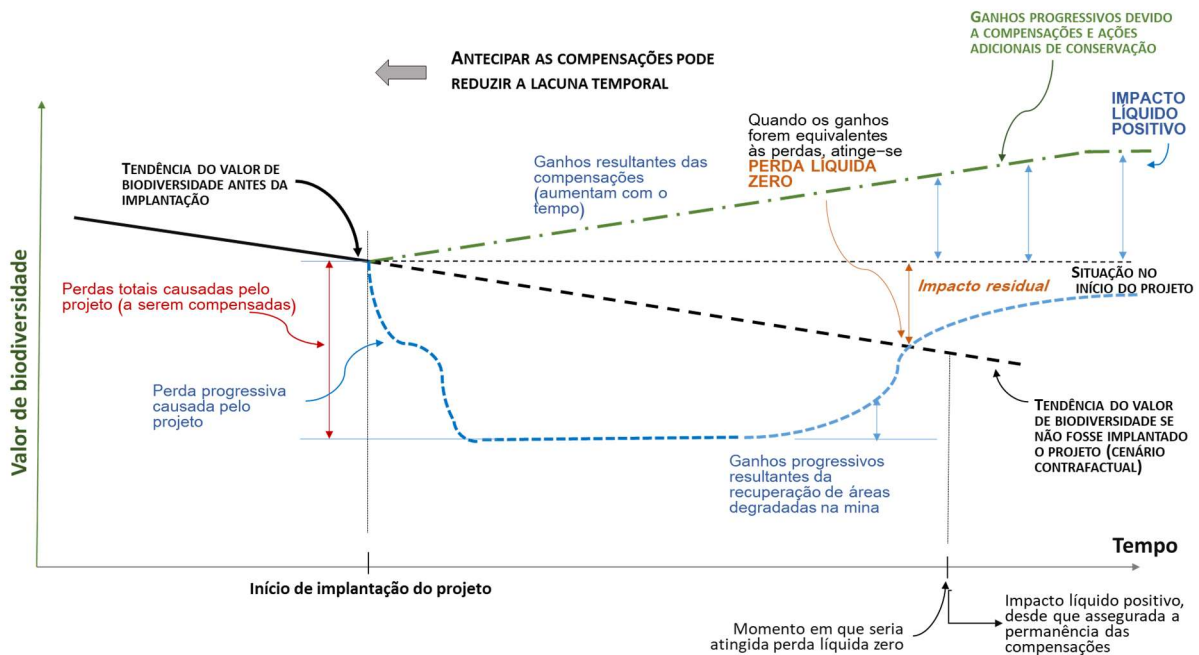


Figura 27: Modelo conceitual de perdas e ganhos progressivos de biodiversidade e impacto líquido positivo. Fonte: Sánchez et al., 2022 (adaptado).

A avaliação das compensações requer uma sólida base de informação e conhecimento. Necessita também dados de qualidade que devem ser coletados desde a preparação dos estudos de impacto ambiental. Neste sentido, organizar um banco de dados de monitoramento que documente perdas e ganhos de valores de biodiversidade ao longo do tempo é fundamental para: (i) prover transparência, (ii) lidar com as incertezas e (iii) propiciar eventuais ajustes e correções, a chamada gestão adaptativa. Estes são três dos princípios que guiam o planejamento das compensações por perda de biodiversidade.

## 7.2. Desafios para a compensação de impactos sobre serviços ecossistêmicos

O planejamento simultâneo da compensação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos enfrenta uma dupla dificuldade: (i) áreas importantes para o fornecimento de serviços ecossistêmicos aos beneficiários afetados nem sempre podem ser as mais importantes para a conservação da biodiversidade; e (ii) o acesso dificultado para compensar as áreas de biodiversidade que fornecem serviços de abastecimento e ecossistema cultural, pode resultar em impactos sociais prejudiciais.

Além disso, o planejamento simultâneo da biodiversidade e serviços ecossistêmicos, no Brasil passa por restrições regulatórias, o que acrescenta duas dificuldades. Em primeiro lugar, baixa integração de medidas projetadas para mitigar os impactos biofísicos e sociais e um incentivo correspondente para limitar a mitigação ao cumprimento dos padrões legais. Em segundo lugar, a falta de exigência de envolver as partes interessadas no planejamento e na implementação da compensação

Quando as compensações são focadas exclusivamente nos valores da biodiversidade, a perda de alguns serviços ecossistêmicos pode não ser compensada. Por outro lado, se a compensação de impactos sobre os serviços ecossistêmicos (em particular, serviços de provisionamento) é o único objetivo, é difícil garantir que a biodiversidade seja protegida (Ridder, 2008; Jacob *et al.*, 2016). Considerando as ligações espaciais entre biodiversidade e serviços ecossistêmicos, Ricketts *et al.* (2016) identificam uma relação significativa com o provisão do sistema biofísico, mas uma relação não significativa com benefícios para as pessoas.

A análise espacial necessária para o planejamento para obter resultados mensuráveis em termos de compensações da biodiversidade deve levar em conta fatores como conectividade e habitat para espécies endêmicas e ameaçadas. Por outro lado, a compensação dos impactos nos serviços ecossistêmicos depende da identificação de todos os grupos de beneficiários, sua localização e uso do serviço (Egoh *et al.*, 2007; Landsberg *et al.*, 2013). Em particular, a compensação dos serviços ecossistêmicos requer uma análise das unidades espaciais que representam as conexões entre o suprimento ecológico e os benefícios humanos, pois os beneficiários de alguns serviços podem estar muito além do local onde são produzidos, enquanto outros precisam da proximidade com o ecossistema que fornece os recursos. serviços (Egoh *et al.*, 2007; Sheate *et al.*, 2012).

Embora a orientação do BBOP leve a práticas mais sistemáticas e mais rigorosas do que a legislação, verificou-se que, mesmo que essa orientação tivesse sido totalmente seguida, as compensações da biodiversidade não seriam suficientes para compensar a perda de serviços ecossistêmicos vivenciados pelos beneficiários. Como todas as áreas de compensação se tornam áreas protegidas com fortes restrições ao acesso do público, a possibilidade de conflitos com as comunidades locais resultantes da implementação de compensações da biodiversidade (Maron *et al.*, 2018; Vaissière *et al.*, 2017) precisa de atenção.

Por outro lado, verificou-se que vários programas de mitigação têm potencial para compensar os impactos nos serviços ecossistêmicos, especialmente no fornecimento de serviços, embora não tenham sido projetados com essa intenção. Um desses programas é o programa de reassentamento. Essa constatação reforça a importância de respeitar também as boas práticas em deslocamento das comunidades humano. Sobre esse assunto, não é de surpreender que o fator chave para o sucesso seja também a aplicação da hierarquia de mitigação (João *et al.*, 2011). No entanto, evitar o deslocamento não garante que a comunidade não seja afetada por outras vias de impacto, como acesso restrito à áreas que fornecem serviços prioritários. O que é importante considerar é que, se ocorrer o reassentamento, é necessária uma avaliação dos serviços ecossistêmicos da área de origem e área de reassentamento, incluindo até que ponto a prestação de serviços aos reassentados poderia dificultar o acesso aos serviços ecossistêmicos para a comunidade que já existia na região, de acordo com as recomendações que determinam que o tratamento igual às comunidades reassentadas e já existentes, como o Padrão de Desempenho 5 da IFC e a literatura consultada (IFC, 2012; Reddy *et al.*, 2015).

Embora os impactos sobre a água não seja um assunto novo para a avaliação de impactos na mineração, a mitigação prevista nos programas ambientais não incluiu impactos sobre os serviços ecossistêmicos hídricos. Os programas de água, e controle de erosão poderiam ser beneficiados de uma reformulação com foco nos serviços ecossistêmicos. A mitigação de impactos nos serviços ecossistêmicos deve ser focada na manutenção de benefícios para a sociedade (Landsberg *et al.*, 2013), independentemente dos padrões legais. Esses programas de mitigação não abrangem os impactos nos serviços de regulamentação, pois se concentram em padrões legais gerais que não consideram a população local e foram desenvolvidos sem o envolvimento das partes interessadas.

Tanto a legislação quanto as práticas atuais no Brasil não exigem nenhum tipo de envolvimento das partes interessadas na compensação da biodiversidade no planejamento, obtenção de autorizações e implementação das compensações (BBOP, 2012). O engajamento das partes interessadas é uma melhor prática internacional reconhecida para todos os processos de planejamento ambiental e considerada essencial para obter apoio para estratégias de conservação da

biodiversidade (Sterling *et al.*, 2017) e avaliação de serviços ecossistêmicos (Brownlie e Treweek, 2016).

O envolvimento com as partes interessadas, especialmente as comunidades locais, ajuda a identificar os valores da biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, fornecendo uma base sólida para a decisão sobre os impactos “não compensáveis” (Brownlie e Treweek, 2016). Os proponentes de projetos no Brasil raramente procuram se envolver voluntariamente com as partes interessadas durante a preparação da AIA (Duarte *et al.*, 2017a). De fato, a participação pública é percebida pelos profissionais de AIA como uma área de pouca prática (Duarte *et al.*, 2017b). Portanto, não surpreende que o envolvimento das partes interessadas não tenha sido considerado para o planejamento compensado no caso analisado.

Os impactos sobre os serviços ecossistêmicos a serem compensados requerem uma análise sistemática dos ecossistemas fornecedores e de como os beneficiários acessam os serviços (Ricketts *et al.*, 2016). Para isso, uma revisão adequada dos serviços ecossistêmicos (Landsberg *et al.*, 2013; Rosa e Sánchez, 2015) deve estabelecer a base para o projeto de mitigação do impacto de um projeto nos serviços ecossistêmicos. No entanto, os impactos ambientais e sociais de muitos novos desenvolvimentos não são avaliados pelas lentes dos serviços ecossistêmicos, basicamente porque a maioria das leis nacionais não exige essa avaliação. Este foi o caso do projeto de mineração revisado neste documento, onde nenhuma mitigação específica resultou da AIA.

A compensação dos impactos sobre os serviços ecossistêmicos também requer uma análise das categorias de serviços afetadas. Por exemplo, em geral os serviços das categorias de provisão e cultural geralmente exigem acesso da comunidade, enquanto a regulamentação e o apoio podem não. Nesse sentido, a compensação da biodiversidade também deve considerar o papel desempenhado pelas comunidades como beneficiárias e se concentrar no fornecimento de serviços culturais, além de considerar as funções e processos do ecossistema e habitats potencialmente fornecidos pela conservação da biodiversidade (Sonter *et al.*, 2014).

O plano de compensação da biodiversidade poderia garantir o fornecimento de serviços de regulação e apoio, especialmente aos beneficiários regionais. As compensações de restauração podem beneficiar a comunidade local afetada, por exemplo, a restauração de áreas de floresta que possam fornecer serviços relacionados à água resolveria um dos vários conflitos entre a empresa e as

comunidades afetadas (Becker e Pereira, 2011). No entanto, para garantir esses benefícios potenciais, é necessário o envolvimento das partes interessadas para atender às necessidades da comunidade. Especialmente em regiões onde as populações são altamente dependentes dos recursos naturais e do acesso à terra para sua subsistência, as restrições de conservação introduzidas em torno das compensações da biodiversidade podem ter custos locais significativos (Bidaud et al, 2018). Essa é uma das etapas das melhores práticas recomendadas que não foram executadas no projeto revisado, pois a empresa se concentrou na conformidade legal.

Para avaliar as medidas compensatórias das perdas de serviços ecossistêmicos e propor o desenvolvimento de planos de compensação abrangentes é necessário considerar a perspectiva dos beneficiários, começando pela sua identificação e mapeamento dos benefícios obtidos. Para isso, é necessário analisar as unidades espaciais que conectam oferta e benefícios, pois os beneficiários de alguns serviços não estão próximos do local onde são produzidos, enquanto outros precisam de proximidade com o ecossistema que fornece os serviços.

Desta forma, para compensar os impactos sobre serviços ecossistêmicos, deve-se esperar que sejam necessárias medidas complementares àquelas que visam impacto líquido positivo sobre biodiversidade. Por outro lado, programas de gestão socioambiental podem compensar certos impactos sobre serviços ecossistêmicos, a depender da forma como são implementados, e se levam em conta os serviços identificados como prioritários para manutenção da saúde, segurança ou modos de vida dos seus beneficiários.

## **CAPÍTULO 8 - CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Neste capítulo são apresentadas as considerações finais desta tese, divididas em três tópicos: (i) lições aprendidas; (ii) conclusão da tese e (iii) um sumário das recomendações objetivando melhorar as práticas de planejamento e avaliação dos programas de compensação.

### **8.1. Lições aprendidas**

Algumas lições aprendidas com esta pesquisa podem ser relevantes não apenas para as futuras compensações do Minas-Rio, mas também para outros projetos de mineração, energia e infraestrutura que causem impactos residuais significativos sobre biodiversidade e serviços ecossistêmicos. Esta pesquisa mostrou que:

- Para aumentar a probabilidade de obter perda líquida zero (equilíbrio entre perdas e ganhos) sobre a biodiversidade, é necessário ir além da conformidade legal.
- Atingir perda zero é uma iniciativa de longo prazo que requer suporte sustentado de gestão e é intensiva em informação.
- Tanto o planejamento como o monitoramento das ações deveriam contar preferencialmente com dados acessíveis a partes interessadas e afetadas e estarem disponíveis para verificação de terceira parte.
- É necessário estabelecer uma abordagem feita sob medida (e específica ao contexto da paisagem) para planejar e avaliar compensações.
- Deve-se considerar as convergências e divergências entre medidas de compensação para biodiversidade e para serviços ecossistêmicos, bem como outros programas socioambientais.
- A utilização de dados públicos de cobertura da terra pode ser útil na análise de alternativas de áreas para compensação, servindo como base para análises exploratórias.
- Ainda que as medidas de compensação espeleológica não tragam adicionalidade, podem contribuir para a conservação da biodiversidade em geral, reduzir as pressões atuais sob o patrimônio espeleológico e promover o conhecimento científico.

## 8.2. Conclusões da tese

Esta tese teve por objetivo o desenvolvimento de um roteiro (fluxo de gestão) para planejamento e avaliação das medidas de compensação por perda de biodiversidade e de serviços ecossistêmico. teste de aplicação foi realizado no empreendimento de mineração de ferro, cuja implantação e operação causaram impactos relacionados a perda de floresta, campos rupestres e cavidades subterrâneas.

O roteiro de avaliação foi desenvolvido a partir da seleção de critérios recomendados pelas boas práticas por meio de uma pesquisa sistemática da literatura. O roteiro permite trazer referências para o planejamento e desenvolvimento de programas de compensação que visem a nenhuma perda líquida ou ter ganhos positivos de biodiversidade e serviços ecossistêmicos. Além disso, o roteiro traz bases para aprimoramento do monitoramento e a avaliação dos resultados de programas de compensação.

Considerando o estado da prática internacional de gestão da biodiversidade em projetos de engenharia, os resultados da pesquisa contribuem para ampliação da discussão dos mecanismos de compensação, incluindo uma abordagem de serviços ecossistêmicos na análise desta estratégia de conservação. As evidências coletadas lançam luz sobre as compensações de biodiversidade aplicadas na extração de ferro, em região de alto valor de biodiversidade.

As compensações por perda de biodiversidade, se cuidadosamente planejadas e empregadas depois de esgotadas as opções preferenciais da hierarquia de mitigação, têm potencial de equilibrar as perdas e de resultar em impacto líquido positivo. Entretanto, parte dos ganhos somente se consolida depois de longo período - por exemplo, pode ser necessário décadas para restaurar florestas de Mata Atlântica (Brancalion *et al.*, 2015). Ademais, há riscos de que os ganhos não sejam mantidos em sua integralidade depois do fechamento da mina. Também é preciso reconhecer que toda avaliação relativa a compensações por perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos tem limitações, pois se baseia em métricas que simplificam processos ecológicos complexos.

Verificou-se que as compensações da biodiversidade aplicadas no nível do projeto podem abranger os impactos nos serviços ecossistêmicos. Analisando o caso, sugere-se que as empresas comprometidas em compensar seus impactos sobre a biodiversidade precisam ir além da conformidade legal para garantir nenhuma perda

líquida de biodiversidade. Se as empresas também pretendem compensar os impactos sobre os serviços ecossistêmicos, é necessária uma abordagem mais integrada, começando por uma revisão dos serviços ecossistêmicos como parte da avaliação de impacto ambiental e social.

Como já foi observado, as compensações por perda de biodiversidade tornaram-se parte da “caixa de ferramentas” de conservação praticadas pelo setor privado e já estão enraizadas tanto na produção científica quanto em casos reais. Dado esse contexto, o estado do conhecimento científico e a prática as evidências exploradas ao longo desta tese incentivam a análise e exploração de as diversas formas de compensação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos.

Entretanto, ainda há muito a ser feito, especialmente em termos de um processo e documentação orientada a resultados, bem como avaliação das compensações de biodiversidade e serviços ecossistêmicos. Este precisa ser feita com base em uma sólida e ampla base científica teórica e empírica. Em a este respeito, a presente tese fornece um ponto de partida para uma pesquisa mais aprofundada sobre compensações.

### **8.3. Recomendações**

Alcançar impacto positivo sobre biodiversidade é um processo longo que requer esforços sustentados. Com base nas lições aprendidas e nas conclusões deste estudo, são feitas as seguintes recomendações para empresas comprometidas com a obtenção de impacto positivo sobre a biodiversidade e serviços ecossistêmicos:

- Identificar e avaliar os impactos sobre os valores de biodiversidade e serviços ecossistêmicos.
- Quantificar e mapear as perdas de acordo com cada valor de biodiversidade selecionado e serviços ecossistêmicos prioritários.
- Envolver as partes afetadas e interessadas no processo de planejamento das medidas de compensação.
- Nortear a escolha de áreas de compensação que tenham maior potencial de atender aos três critérios de avaliação de ações de compensação por perda de biodiversidade (permanência, equivalência e adicionalidade) e aos quatro de



avaliação de compensações por perda de serviços ecossistêmicos (equivalência, adicionalidade, autonomia e equidade), com menor impacto social adverso.

- Planejar a compensação por perdas de serviços ecossistêmicos considerando complementaridade com outros programas socioambientais desenvolvidos pela empresa ou, se aplicável, realizados por terceiros.
- Quantificar os ganhos esperados de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos das medidas de compensação e de outras iniciativas do projeto para avaliar o potencial de impacto líquido positivo.
- Estabelecer protocolos apropriados para avaliação do atendimento às metas da perda zero ou ganho líquido.
- Manter uma base de dados de longa duração com o histórico dos resultados das campanhas de monitoramento ambiental.
- Realizar avaliações (com base em critérios) periódicas para verificar a aproximação ou afastamento das metas de ganho líquido ou impacto positivo.
- Garantir a alocação de recursos humanos e financeiros para lidar com os fatores de riscos inerentes à conservação e o fortalecimento da gestão de áreas.
- Estabelecer, em conjunto com governos e partes interessadas, mecanismos que garantam a permanência dos resultados de compensação, independentemente de mudanças de políticas corporativas ou de propriedade da empresa.

## REFERÊNCIAS

- Addison, P. F., Bull, J. W., Milner-Gulland, E. J. (2019). Using conservation science to advance corporate biodiversity accountability. *Conservation Biology*, 33(2), 307-318.
- Alcamo, J., Vuuren, D. V., Ringler, C., Alder, J., Bennett, E. M., Lodge, D., ... Sala, O. (2003). Methodology for developing the MA scenarios. *Ecosystems and human well-being: scenarios*, 2, 145-172.
- Apostolopoulou, E.; Adams, W.M. (2017). Biodiversity offsetting and conservation: reframing nature to save it. *Oryx*. 51(1): 23–31. doi:10.1017/S0030605315000782
- Banco Mundial (2016). Biodiversity Offsets: A User Guide. World Bank's Program for Forests. World Bank, Washington, DC. Disponível em: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/25758> Acesso Setembro 2022.
- Business and Biodiversity Offsets Programme - BBOP. (2012a). Biodiversity Offset Design Handbook-Updated. BBOP, Washington, D.C.
- Business and Biodiversity Offsets Programme - BBOP. (2012b). Standard on Biodiversity Offsets. BBOP, Washington, D.C.
- Business and Biodiversity Offsets Programme - BBOP. (2012c). No Net Loss and Loss-Gain Calculations in Biodiversity Offsets. BBOP, Washington, D.C..
- Business and Biodiversity Offsets Programme – BBOP. (2018). Working for biodiversity net gain: An overview of the Business and Biodiversity Offsets Programme. BBOP, Washington, D.C.
- BENSUSAN, N. (2015) Conservação da biodiversidade em áreas protegidas. FGV Editora, 2006.
- Berges, L.; Avon, C.; Bezombes, L.; Clauzel, C.; Dufлот, R.; Foltête, J.C.; Gaucherand, S.; Girardet, X.; Spiegelberger, T. (2020). Environmental mitigation hierarchy and biodiversity offsets revisited through habitat connectivity modelling. *Journal of Environmental Management*. 256: 109950.
- Bezombes, L.; Kerbiriou, C.; Spiegelberger, T. (2019). Do biodiversity offsets achieve No Net Loss? An evaluation of offsets in a French department. *Biological Conservation*. 231: 24–29.
- Bidaud C, Schreckenberг K, Jones JP. 2018. The local costs of biodiversity offsets: Comparing standards, policy and practice. *Land Use Policy*, 77, 43-50.
- BirdLife International, UNEP-WCMC, RSPB, FFI. 2015. Strengthening implementation of the mitigation hierarchy: managing biodiversity risk for conservation gains. A Cambridge Conservation Initiative – Collaborative Fund Project Report compiled by: BirdLife International, UNEP-WCMC, RSPB, FFI and the University of Cambridge. Disponível em: <http://www.conservation.cam.ac.uk/>

collaboration/strengthening-mitigation-hierarchy-greater-conservationgains Acesso  
20 December 2021

Bishop, J., Kapila, S., Hicks, F., Mitchell, P. (2006). Building biodiversity business: report of a scoping study. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 360, 443-455. Boland, A.; Cherry, M. G.; Dickson, R. 2017. *Doing a Systematic Review: A Student's Guide*. 2nd. SAGE Publications Ltd. London.

Blicharska, M., Smithers, R. J., Mikusiński, G., Rönnbäck, P., Harrison, P. A., Nilsson, M., Sutherland, W. J. (2019). Biodiversity's contributions to sustainable development. *Nature sustainability*, 2(12), 1083-1093.

Boiral O, Heras-Saizarbitoria I. (2017). Corporate commitment to biodiversity in mining and forestry: identifying drivers from GRI reports. *J. Clean Prod.* 162, 153-161.

Bolnick, D. I., Amarasekare, P., Araújo, M. S., Bürger, R., Levine, J. M., Novak, M., ... Vasseur, D. A. (2011). Why intraspecific trait variation matters in community ecology. *Trends in ecology & evolution*, 26(4), 183-192.

Borges, L.F.R.; Scolforo, J.R.; Oliveira, A.D. (2004). Inventário de fragmentos florestais nativos e propostas para seu manejo e o da paisagem. *Cerne*, v. 10, n. 1, p. 22-38.

Brandt. (2007). *Estudo de Impacto Ambiental: Projeto Minas-Rio*. Belo Horizonte.

Brauman, K. A., Daily, G. C., Duarte, T. K. E., Mooney, H. A. (2007). The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 32, 67-98.

Brigde Comunicação, Anglo American. (2020). *Registros de reclamações no Canal Fale Conosco 2014 a 2018*.

Brooks S., Bubb P. 2014. *Key Knowledge for Successful Biodiversity Indicators* UNEP-WCMC. Cambridge.

Brownlie, S.; King, N.; Treweek, J. (2013). Biodiversity tradeoffs and offsets in impact assessment and decision making: can we stop the loss? *Impact Assessment and Project Appraisal*. 31:1, 24-33, DOI: 10.1080/14615517.2012.736763

Brownlie, S.; von Hase, A.; Botha, M.; Manuel, J.; Balmforth, Z.; Jenner, N. (2017). Biodiversity offsets in South Africa – challenges and potential solutions, *Impact Assessment and Project Appraisal*. 35:3, 248-256, DOI: 10.1080/14615517.2017.1322810

Bull J. W.; Brauner K.; Darbi M.; Van Teeffelen A.J.A.; Quétier F.; Brooks S. E.; Dunnett S.; Strange N. (2018). Data transparency regarding the implementation of European 'no net loss' biodiversity policies. *Biological Conservation*. 218: 64–72

Bull, J. W., Brownlie, S. (2017). The transition from no net loss to a net gain of biodiversity is far from trivial. *Oryx*, 51(1), 53-59.

Bull, J. W., Taylor, I., Grub, H., Yearley, T., Waters, H., Milner-Gulland, E. (2022). A roadmap to biodiversity net gain for organisations. *Nature*.

Bull, J. W., Suttle, K. B., Gordon, A., Singh, N. J., Milner-Gulland, E. (2013). Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx*, 47(3), 369–380.

Bull, J. W.; Strange, N.; Smith, R. J.; Gordon, A. (2020). Reconciling multiple counterfactuals when evaluating biodiversity conservation impact in social-ecological systems. *Conservation Biology*. 35(2):510–521.

Bull, J., Suttle, K., Gordon, A., Singh, N., Milner-Gulland, E. (2013). Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx*, 47(3), 369-380.

Bull, J.; Milner-Gulland, E. J. (2019). Choosing prevention or cure when mitigating biodiversity loss: Trade-offs under 'no net loss' policies. *Journal of Applied Ecology*. 57:354–366.

Bull, J.W., Gordon, A., Law, E.A., Suttle, K.B., Milner-Gulland, E.J., (2014). Importance of baseline specification in evaluating conservation interventions and achieving no net loss of biodiversity. *Conserv. Biol.* 28, 799–809.

Burkhard B, Maes J (2018) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, Bulgaria. 374pp.

Burkhard, B.; Krool, F.; Nedkov, S.; Muller, F. (2012). Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*. 21: 17-29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019>

Campagne C.S., Roche P., Müller F., Burkhard B. (2020) Ten years of ecosystem services matrix: Review of a (r)evolution. *One Ecosyst* 5: <https://doi.org/10.3897/oneeco.5.e51103>

Carreras Gamarra, M.J., Lassoie, J.P., Milder, J., (2018). Accounting for no net loss: A critical assessment of biodiversity offsetting metrics and methods. *J. Environ. Manage.* 220, 36–43. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.008>

Carvalho, S. H. C. D., Cojoianu, T., Ascui, F. (2022). From impacts to dependencies: A first global assessment of corporate biodiversity risk exposure and responses. *Business Strategy and the Environment*.

Chaves, R.B., Durigan, G., Brancalion, P.H. S., Aronson, J. (2015). On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: New perspectives from São Paulo state (Brazil). *Restoration Ecology*, 23: 754–759.

Cianciaruso, M. V., Silva, I. A., Batalha, M. A., Gaston, K. J., Petchey, O. L. (2012). The influence of fire on phylogenetic and functional structure of woody savannas: moving from species to individuals. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 14(3), 205-216.

Clare, S., Krogman, N., Foote, L. & Lemphers, N. (2011) Where is the avoidance in the implementation of wetland law and policy? *Wetlands Ecology and Management*, 19, 165–182.

Conselho Estadual de Política Ambiental de Minas Gerais - COPAM. 2010. Deliberação Normativa nº 147, 30 de abril de 2010. Minas Gerais.

Convenção da Diversidade Biológica – CDB. Subsidiary Body on Scientific Technical and Technological Advice. (2021). Post-2020 Global Biodiversity Framework: Scientific and technical information to support the review of the updated goals and targets, and related indicators and baselines. Disponível em: <https://www.cbd.int/doc/c/e823/b80c/8b0e8a08470a476865e9b203/sbstta-24-03-add2-rev1-en.pdf> Acesso em Set. 2022.

Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB (1992). A Convenção sobre Diversidade Biológica. Disponível em: [http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf\\_dpg/\\_arquivos/cdbport.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_dpg/_arquivos/cdbport.pdf). Acesso em Set. 2022.

Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB (2012). Resourcing the Aichi Biodiversity Targets: A First Assessment of the Resources Required for Implementing the Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020. Report of the High-Level Panel on Global Assessment of Resources for Implementing the Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020. Disponível em: <http://www.cbd.int/doc/meetings/fin/hlpgar-sp-01/official/hlpgar-sp-01-01-report-en.pdf> Acesso em Set. 2022.

Convenção sobre Diversidade Biológica - CDB. (2020) Visão Global da Biodiversidade 5. Montreal. Disponível em: <https://www.cbd.int/gbo/gbo5/publication/gbo-5-en.pdf> Acesso em Set. 2022.

Costanza R., D'arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'neill R., Paruelo J., Raskin R. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387: 253 - 260.

Dalloz MF, Crouzeille R, Almeida-Gomes M, Papi B, Prevedello JA. (2017). Incorporating landscape ecology metrics into environmental impact assessment in the Brazilian Atlantic Forest. *PECON*, 15: 216–220.

Damiens, F. L., Backstrom, A., Gordon, A. (2021). Governing for “no net loss” of biodiversity over the long term: challenges and pathways forward. *One Earth*, 4(1), 60-74.

Dare, M., Schirmer, J., Vanclay, F. (2014). Community engagement and social licence to operate. *Impact assessment and project appraisal*, 32(3), 188-197.

De Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity*, 7(3), 260-272.

De Paula RC, Rodrigues FHG, Queirolo D, Jorge RPS., Lemos FG, Rodrigues LA. 2013. Avaliação do estado de conservação do Lobo-guará *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815) no Brasil. [Evaluation of the conservation of the Maned Wolf] *Brazilian Biodiversity*, 3(1): 146-159.

Demo, P. Pesquisa e construção de conhecimento: metodologia científica no caminho de Habermas. *Tempo Brasileiro*, 1994

Dempsey, J. (2016). *Enterprising nature: Economics, markets, and finance in global biodiversity politics*. John Wiley & Sons.

- Deng, X., Li, Z., Gibson, J., (2016). A review on trade-off analysis of ecosystem services for sustainable land-use management. *J. Geogr. Sci.* 26, 953–968.
- Dias A.M.S., Fonseca A, Paglia AP. (2019). Technical quality of fauna monitoring programs in the environmental impact assessments of large mining projects in southeastern Brazil. *Sci. Total Environ.*, 650:216–223.
- Dias M.A.S, Fonseca A, Paglia A.P. (2017). Biodiversity monitoring in the environmental impact assessment of mining projects: a (persistent) waste of time and money? *PECON*, 15 (3):206–208. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.001>
- Díaz, S. M., Settele, J., Brondízio, E., Ngo, H., Guèze, M., Agard, J., ... & Zayas, C. (2019). The global assessment report on biodiversity and ecosystem services: Summary for policy makers.
- Díaz, S., Zafra-Calvo, N., Purvis, A., Verburg, P. H., Obura, D., Leadley, P., ... & Zanne, A. E. (2020). Set ambitious goals for biodiversity and sustainability. *Science*, 370(6515), 411-413.
- Domingues, S. A., Kares, C. S., Biondini, I. V., Andrade, M. A. (2011). Programa de cooperacion sur-sur. Instrumentos económicos de gestión ambiental en la Reserva da Biosfera de la Serra do Espinhaço. UNESCO,
- Ekstrom, J., Bennun, L. Mitchell, R. (2015) A Cross-Sector Guide for Implementing the Mitigation Hierarchy. Cross Sector Biodiversity Initiative, London, UK
- Escorcio Bezerra, L.G. (2011). International Regime for Biodiversity Offsets. In: A economia do verde no contexto do desenvolvimento sustentável: a governança dos atores públicos e privados. Rio de Janeiro: FGV.
- Fernandes G.W. (2016). The megadiverse rupestrian grassland. In: Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil (pp. 3-14). Springer, Cham.
- Fernandes, G.W., Barbosa, N.P.U., Alberton, B., Barbieri, A., Dirzo, R., Goulart, F., Guerra, T.J., Morellato, L.P.C., Solar, R.R.C., (2018). The deadly route to collapse and the uncertain fate of Brazilian rupestrian grasslands. *Biodivers. Conserv.* 27, 2587–2603.
- Ferreira Rocha. (2016) Projeto de otimização da mina do sapo. Estudo de Impacto Ambiental (EIA).
- Fisher, B.; Turner, K.; Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision marking. *Ecological Economics.* 68: 643-653.
- Fonseca, A.; Leite, F. Evaluation of environmental offset methodologies required by the environmental licensing systems of five Brazilian States. *Sustainability in Debate*, [S. l.], v. 7, n. 1, p. 89–106, 2016. DOI: 10.18472/SustDeb.v7n1.2016.17733. Disponível em: <https://periodicos.unb.br/index.php/sust/article/view/15843>. Acesso em: 4 aug. 2022.
- Franks, D. M.; Davis, R.; Bebbington, A. J.; Ali, S. H.; Kemp, D.; Scurrah, M. 2014. Conflict translates environmental and social risk into business costs. *PNAS.* 111(21): 7577e.

- Gamarra, M. J. C.; Toombs, T. P. (2017). Thirty years of species conservation banking in the U.S.: Comparing policy to practice. *Biological Conservation*. 214 : 6–12.
- Gardner, T.A., Von Hase, A., Brownlie, S., Ekstrom, J.M.M., Pilgrim, J.D., Savy, C.E., Stephens, R.T.T., Treweek, J., Ussher, G.T., Ward, G., Ten Kate, K., (2013). Biodiversity Offsets and the Challenge of Achieving No Net Loss. *Conserv. Biol.* 27, 1254–1264.
- Garrard, G., Bekessy, S., Wintle, B. (2015). Offset policies don't work. *Offsets in the system*, 91, 12.
- Gibassier, D., Maas, K., Schaltegger, S. (2019). Special issue of business, strategy, and the environment call for papers business, society, biodiversity, and natural capita. *Business Strategy and the Environment*, 28, 921–924. <https://doi.org/10.1002/bse.2348>
- Gibbons P, Macintosh A, Louise A, Kiichiro C. (2018). Outcomes from 10 years of biodiversity offsetting. *Global Chang. Biol.*, 24: 643–654.
- Global inventory of biodiversity offset policies – GIBOP (2019). International Union for Conservation of Nature. The Biodiversity Consultancy. Durrell Institute of Conservation & Ecology Understanding Government Biodiversity Offset Policies in the Mining Sector Disponível em: <https://portals.iucn.org/offsetpolicy/>
- Gonçalves, B., Marques, A., Soares, A. M. V. D. M., Pereira, H. M. (2015). Biodiversity offsets: from current challenges to harmonized metrics. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 61-67.
- Gordon, A., Bull, J. W., Wilcox, C., Maron, M. (2015). Perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies. *Journal of Applied Ecology*, 52(2), 532-537.
- Gorissen, M. M. J.; van der Heide, M.; Schaminée, J. H.J. (2020). Habitat Banking and Its Challenges in a Densely Populated Country: The Case of the Netherlands. *Sustainability*. 12: 3756. doi:10.3390/su12093756
- Goulart F.V.B, Caceres N.C., Graipel M.E., Tortato M.A., Ghizoni Junior I.R., Gustavo L, Oliveira-Santos, R. (2009). Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. *Mamm. Biol.*, 74, p. 182-90.
- Grimm, M. (2020). Conserving biodiversity through offsets? Findings from an empirical study on conservation banking. *Journal for Nature Conservation*. 57 : 125871
- Grimm, M., Köppel, J. (2019). Biodiversity offset program design and implementation. *Sustainability*, 11(24), 6903.
- Guillet, F., Semal, L. (2018). Policy flaws of biodiversity offsetting as a conservation strategy. *Biological conservation*, 221, 86-90.
- Hackbart, V. C., De Lima, G. T., Dos Santos, R. F. (2017) Theory and practice of water ecosystem services valuation: Where are we going?. *Ecosystem Services*, 23, 218-227. 2017.

Haines-Young, R.; Postchin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In Raffaelli, D.G., Frid, C.L.J. (eds) *Ecosystem Ecology: A new synthesis*. Cambridge University Press, Cambridge. 110-139p.

Hart, S. P., Usinowicz, J., Levine, J. M. (2017). The spatial scales of species coexistence. *Nature Ecology & Evolution*, 1(8), 1066-1073.

Hassan, R., Scholes, R., Ash, N. (2005). *Ecosystems and human well-being: current state and trends. Findings of the condition and trends working group of the Millennium Ecosystem Assessment*. Washington, DC: Island Press

Hixon, M. A., Brostoff, W. N. (1983). Damselfish as keystone species in reverse: intermediate disturbance and diversity of reef algae. *Science*, 220(4596), 511-513.

Houdet, J., Ding, H. E., Quetier, F., Addison, P., Deshmukh, P. (2020). Adapting double-entry bookkeeping to renewable natural capital: An application to corporate net biodiversity impact accounting and disclosure. *Ecosystem Services*, 45, 101104.

Hrdlicka, H. A., Kruglianskas, I. (2010) Influência das práticas de gestão socioambiental na internacionalização de empresas brasileiras. *Gestão empresarial para a internacionalização das empresas brasileiras*. São Paulo: Editora Atlas, 1, 253-289.

Huang Y, Liao TJ. 2019. An integrating approach of cellular automata and ecological network to predict the impact of land use change on connectivity. *Ecol. Indic.*, 98: 149–157. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.10.065>

Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services-IPBES (2019). *The global assessment report on biodiversity and ecosystem services: Summary for policymakers*, S. Díaz et al., Eds. IPBES secretariat, Bonn, 2019.

International Council on Mining & Metals (ICMM), 2013. *Community development toolkit. A set of 20 revised and updated tools intended for use throughout the mining project cycle*. ICMM, London, UK.

International Finance Corporation (IFC), 2012. *International Finance Corporation's Policy on Environmental and Social, Policy*.

International Finance Corporation (IFC), 2019. *International Finance Corporation's Guidance Note 6: Biodiversity Conservation and Sustainable Management of Living Natural Resources*.

International Union for Nature Conservation- IUCN, The Biodiversity Consultancy - TBC, Intergovernmental Forum on Mining, Minerals, Metals and Sustainable Development – IGF (2017). *Understanding Government Biodiversity Offset Policies in the Mining Sector*. Disponível em: [https://www.iucn.org/sites/dev/files/content/documents/understanding\\_government\\_biodiversity\\_offset\\_policies\\_in\\_the\\_mining\\_sector\\_november\\_2017.pdf](https://www.iucn.org/sites/dev/files/content/documents/understanding_government_biodiversity_offset_policies_in_the_mining_sector_november_2017.pdf). Acesso em Setembro de 2022.

ISTMA, Instituto SENAI de Tecnologia em Meio Ambiente. 2018. *Relatório Técnico de Acompanhamento dos usuários dispersos*. Minas Gerais



IUCN - International Union for Conservation of Nature. 2015. O Brasil e a lista vermelha de ecossistemas. [Brazil and the red list of ecosystems]. [accessed 2021 jun 23]. <https://iucnrle.org/blog/red-list-of-ecosystems-in-brazil-a-lista-vermelha-de-ecossistemas-no-brasil/>

Jacob, C.; Vaissiere, A.C.; Bas, A.; Calvet, C. (2016). Investigating the inclusion of ecosystem services in biodiversity offsetting. *Ecosystem Services* 21: 92–102.

Jones, I.; Bull, J.W. (2019). Major dams and the challenge of achieving “No Net Loss” of biodiversity in the tropics. *Sustainable Development*. 28:435–443.

Kennedy, S.R.L., Toledano, P., Rietbergen, J. Villiers-Piaget, D., (2020). Mining and the SDGs: a 2020 status update.

Kiesecker, J.M., Copeland, H., Pocewicz, A., McKenney, B., (2010). Development by design: Blending landscapelevel planning with the mitigation hierarchy. *Front. Ecol. Environ.* 8, 261–266.

Kiesecker, J.M., Heiner, M., Sochi, K., McKenney, B., Fitzsimons, J., 2013. Development by Design: Cooperative Mitigation Planning for Barrick Gold’s Kanowna Belle Operations In Western Australia. Carlton, Australia.

Knight, K.B., Seddon, E. S., Toombs, T. P. (2020). A framework for evaluating biodiversity mitigation metrics. *Ambio*, 49(6), 1232-1240.

Kujala H., Whitehead A.L., Wintle B.A. (2015). Identifying conservation priorities and assessing impacts and trade-offs of potential future development in the Lower Hunter Valley in New South Wales. The University of Melbourne, Melbourne, Victoria. 100p.

Kushlan, J. A. (1976). Environmental stability and fish community diversity. *Ecology*, 57(4), 821-825.

Lodhia, S., Martin, N., Rice, J. (2018). Appraising offsets as a tool for integrated environmental planning and management. *Journal of Cleaner Production*, 178, 34-44.

Lukey, P.; Cumming, T. ; Paras, S. ; Kubiszewski, I. ; Lloyd, S. (2017). Making biodiversity offsets work in South Africa – A governance perspective. *Ecosystem Services*. 27 : 281–290.

Maes J, Crossman ND, Burkhard B (2018) Mapping Ecosystem Services

Maestre-Andrés S, Corbera E, Robertson M, Lave R. 2020. Habitat banking at a standstill: The case of Spain. *Environ Sci Policy*, 109: 54–63.

Magioli M, De Barros KMPM, Setz EZF, Percequillo AR, Rondon MVDSS, Kuhnen VV, Silva Canhoto MC, Santos KEA, Kanda CZ, Lima Fregonezi G, Prado HA. 2016. Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. *Eur. J. Wildl. Res.*, 62(4): 431-446.

Magurran, A.E. (2004) *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, 256 p.

- Maron M, Gordon A, Mackey BG, Possingham HP, Watson, JE. (2015). Conservation: stop misuse of biodiversity offsets. *Nature News*, 523(7561):.401.
- Maron M, Simmonds JS and Watson JEM et al. Global no net loss of natural ecosystems. *Nature Ecology & Evolution* 2019; 1–4, <https://doi.org/10.1038/s41559-019-1067-z>.
- Maron M., Gordon A., Mackey B.G., Possingham H.P., Watson J.E. (2016). Interactions between biodiversity offsets and protected area commitments: avoiding perverse outcomes. *Conserv Lett*, 9(5): 384-389.
- Maron, M., Bull, J.W., Evans, M.C., Gordon, A., 2015. Locking in loss: Baselines of decline in Australian biodiversity offset policies. *Biol. Conserv.* 192, 504–512. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.017>
- Maron, M., Simmonds, J.S., Watson, J.E.M. et al. (2020). Global no net loss of natural ecosystems. *Nat Ecol Evol* 4, 46–49
- Maron, M., Simmonds, J.S., Watson, J.E.M., Sonter, L.J., Bennun, L., Griffiths, V.F., Quétier, F., von Hase, A., Edwards, S., Rainey, H., Bull, J.W., Savy, C.E., Victurine, R., Kiesecker, J., Puydarrieux, P., Stevens, T., Cozannet, N., Jones, J.P.G., 2020. Global no net loss of natural ecosystems. *Nat. Ecol. Evol.* 4, 46–49.
- Marshall E, Valavi R, O'Connor L, Cadenhead N, Southwell D, Wintle BA, Kujala H. 2020. Quantifying the impact of vegetation-based metrics on species persistence when choosing offsets for habitat destruction. *Conserv Biol*, 35 (2): 567–577.
- Marshall, E., Wintle, B.A., Southwell, D., Kujala, H., 2020. What are we measuring? A review of metrics used to describe biodiversity in offsets exchanges. *Biol. Conserv.* 108250.
- Martensen, A.C, Pimentel R.G., Metzger, J.P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biol Conserv*, 141: 2184-2192.
- Martin, N.; Evans, M.; Rice, J.; Lodhia, S.; Gibbons, P. (2016). Using offsets to mitigate environmental impacts of major projects: A stakeholder analysis. *Journal of Environmental Management*. 179: 58e65.
- Maseyk FJF, Maron M, Gordon A, et al (2020) Improving averted loss estimates for better biodiversity outcomes from offset exchanges. *Oryx* 1–11. <https://doi.org/10.1017/s0030605319000528>
- Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M., Watson, J. E. (2016). Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536(7615), 143-145.
- Mayr, E. O Desenvolvimento do Pensamento Biológico. Brasília: UnB, 1998.
- McGarigal, K. 2002. Landscape pattern metrics. A.H. El-Shaarawi, W.W. Piegorsch (Eds.), *Encyclopedia of Environmetrics*, 2, John Wiley & Sons, Chichester, England (2002), pp. 1135-1142.

McGarigal, K. Fragstats Help. Disponível em: <https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf>

Mckenney, B. A.; Kiesecker, J. M. Policy Development For Biodiversity Offsets: A Review Of Offset Frameworks. *Environmental Management*, V. 45, N. 1, P. 165-176, 2010.

MDGEO Serviços de Hidrogeologia, 2015. Relatório Anual de Atendimento a Condicionante nº 07 da LO nº 123/14. Minas Gerais.

MDGEO Serviços de Hidrogeologia, 2016. Relatório Anual de Atendimento a Condicionante nº 07 da LO nº 123/14. Minas Gerais.

MDGEO Serviços de Hidrogeologia, 2017. Relatório Anual de Atendimento a Condicionante nº 07 da LO nº 123/14. Minas Gerais.

Milner-Gulland, E. J., Addison, P., Arlidge, W. N., Baker, J., Booth, H., Brooks, T., ... & Watson, J. E. (2021). Four steps for the Earth: mainstreaming the post-2020 global biodiversity framework. *One Earth*, 4(1), 75-87.

Milner-Gulland, E.J., Addison, P., Arlidge, W.N., Baker, J., Booth, H., Brooks, T., Bull, J.W., Burgass, M.J., Ekstrom, J., zu Ermgassen, S.O. and Fleming, L.V., (2021). Four steps for the Earth: mainstreaming the post-2020 global biodiversity framework. *One*

Miola, D.T.B., Marinho, A.P., Dayrell, R.L.C., Silveira, F.A.O., (2019). Silent loss: Misapplication of an environmental law compromises conservation in a Brazilian biodiversity hotspot. *Perspect. Ecol. Conserv.* 17, 84–89.

Moilanen A, Kujala H, Mikkonen N. (2020). A practical method for evaluating spatial biodiversity offset scenarios based on spatial conservation prioritisation outputs. *Methods Ecol Evol*, 11:794–803

Moilanen A.; Kotiaho, J.S. (2018). Fifteen operationally important decisions in the planning of biodiversity offsets. *Biological Conservation*. 227: 112–120. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.016>

Morellato, L. P. C., Silveira, F. A. (2018). Plant life in campo rupestre: new lessons from an ancient biodiversity hotspot. *Flora*, 238, 1-10.

Moreno-Mateos, D.; Maris, V.; Béchet, A.; Curran, M. (2015). The true loss caused by biodiversity offsets. *Biological Conservation*. 192: 552–559.

NGFS. (2021). Biodiversity and Financial Stability: Exploring the Case for Action. Network for Greening the Financial System.

Nicholson E, Fulton EA, Brooks TM, (2019) Scenarios and Models to Support Global Conservation Targets. *Trends Ecol Evol* 34:57–68.

ODUM, E. Fundamentos de Ecologia. 7 ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2004

OECD. (2019). Biodiversity: Finance and the Economic and Business Case for Action. Organization for Economic Cooperation and Development. Retrieved from

<https://www.oecd.org/env/resources/biodiversity/biodiversity-finance-and-the-economic-and-business-case-for-action.htm>

Oliver, T. H., Heard, M. S., Isaac, N. J., Roy, D. B., Procter, D., Eigenbrod, F., Bullock, J. M. (2015). Biodiversity and resilience of ecosystem functions. *Trends in ecology & evolution*, 30(11), 673-684.

Opdam, P., Steingrover, E. (2018). How could companies engage in sustainable landscape management? An exploratory perspective. *Sustainability*, 10(1), 220. <https://doi.org/10.3390/su10010220>

Organização das Nações Unidas - ONU. 2015. Our Shared Principles. In: United Nations. *Transforming our world: the 2030 agenda for sustainable development*.

Organização das Nações Unidas - ONU. 2018. Biodiversity indicators for extractive companies: an assessment of needs, current practices and potential indicator models. Cambridge, UK: UNEP World Conservation Monitoring Centre.

Pardini R, Bueno ADA, Gardner TA, Prado PI, Metzger JP. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PloS One*, 5(10), p.e13666.

Pena, J. C., Goulart, F., Fernandes, G. W., Hoffmann, D., Leite, F. S., dos Santos, N. B., Rodrigues, M. (2017). Impacts of mining activities on the potential geographic distribution of eastern Brazil mountaintop endemic species. *Perspectives in ecology and conservation*, 15(3), 172-178.

Pietsch, M., 2018. Contribution of connectivity metrics to the assessment of biodiversity—Some methodological considerations to improve landscape planning. *Ecological Indicators*, 94, pp.116-127.

Pilgrim, J.D.; Brownlie, S.; Ekstrom, J. M.M.; Gardner, T. A.; von Hase, A.; ten Kate, K.; Savy, C.E.; Stephens, R.T.T.; Temple, H. J.; Treweek, J.; Ussher, G. T.; Ward, G. (2013). A process for assessing the offsetability of biodiversity impacts. *Conservation Letters* 6:(5): 376–384. doi: 10.1111/conl.12002

Pires, A. P., Srivastava, D. S., Marino, N. A., MacDonald, A. A. M., Figueiredo-Barros, M. P., Farjalla, V. F. (2018). Interactive effects of climate change and biodiversity loss on ecosystem functioning. *Ecology*, 99(5), 1203-1213.

Primmer, E. Varumo, L.; Kotilainen, J.M.; Raitanen, E.; Kattainen, M.; Pekkonen, M.; Kuusela, S.; Kullberg, P.; Kangas, J. A.M.; Ollikainen, M. (2019). Institutions for governing biodiversity offsetting: An analysis of rights and responsibilities. *Land Use Policy*. 81: 776–784. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.040>

Quétier, F., Lavorel, S. (2011). Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: key issues and solutions. *Biological conservation*, 144(12), 2991-2999.

Quétier, F., Regnery, B., & Levrel, H. (2014). No net loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French no net loss policy. *Environmental Science & Policy*, 38, 120-131. Rainey, H. J., Pollard, E. H., Dutson, G., Ekstrom, J. M.,

- Livingstone, S. R., Temple, H. J., Pilgrim, J. D. (2015). A review of corporate goals of no net loss and net positive impact on biodiversity. *Oryx*, 49(2), 232-238.
- Raiter, K. G., Possingham, H. P., Prober, S. M., Hobbs, R. J. (2014). Under the radar: mitigating enigmatic ecological impacts. *Trends in ecology & evolution*, 29(11), 635-644.
- Redford, K. H., Huntley, B. J., Roe, D., Hammond, T., Zimsky, M., Lovejoy, T. E., ... & Cowling, R. M. (2015). Mainstreaming biodiversity: conservation for the twenty-first century. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 137.
- Responsible Mining Foundation (RMF), RMI Report 2022. Disponível em: <https://2022.responsibleminingindex.org/en/library> Acesso em Setembro 2022.
- Ricketts, T.H., Watson, K.B., Koh, I., Ellis, A.M., Nicholson, C.C., Posner, S., Richardson, L.L., Sonter, L.J., 2016. Disaggregating the evidence linking biodiversity and ecosystem services. *Nat. Commun.* 7, 1–8. <https://doi.org/10.1038/ncomms13106>
- Ricklefs, R. (2011) *A Economia da Natureza*. 6 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan,
- Roces-Díaz, J. V., Burkhard, B., Kruse, M., Müller, F., Díaz-Varela, E. R., Álvarez-Álvarez, P. (2017). Use of ecosystem information derived from forest thematic maps for spatial analysis of ecosystem services in northwestern Spain. *Landscape and Ecological Engineering*, 13(1), 45-57.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., ... & Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *nature*, 461(7263), 472-475.
- Rodrigues RR, Gandolfi S, Nave AG, Aronson J, Barreto TE, Vidal Y, Brancalion PHS. 2011. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *For Ecol and Manag.* 261: 1605–1613. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.005>
- Rosa M.R, Brancalion P.H.S., Crouzeilles R., Tambosi, L. R., Piffer, P. R., Lenti, F. E. B., Hirota, M., Santiami, E. Metzger, J. P., (2021). Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Sci Adv* 7:1–9.
- Rosa, J. C.S, Campos, P. B. R., Nascimento, C. B., Souza, B. A., Valetich, R., Sánchez, L. E. (2022). Enhancing ecological connectivity through biodiversity offsets to mitigate impacts on habitats of large mammals in tropical forest environments. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 1-16.
- Rosa, J.C.S.; Sánchez, L.E. 2015. Is ecosystem service improving impact assessment? Evidence from recent international practice. *Environmental Impact Assessment Review.* 50:134-142. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.09.006>
- Rosa, J.C.S.; Sánchez, L.E. 2016. Advances and challenges of incorporating ecosystem services into impact assessment. *Journal of Environmental Management.* 180:485-492. [10.1016/j.jenvman.2016.05.079](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.079)
- Sánchez, L.E.; Souza, B.A.; Siqueira-Gay, J.; Valetich, R.; Rosa, J.C.S. Caminhos para atingir impacto líquido positivo sobre biodiversidade e serviços ecossistêmicos

na mineração. São Paulo: Fundação para o Desenvolvimento Tecnológico da Engenharia, 2022

Santos, R.F., 2004. Planejamento ambiental: teoria e prática. Oficina de textos, São Paulo.

Schröter, M., Rusch, G.M., Barton, D.N., Blumentrath, S., Nordén, B., (2014). Ecosystem services and opportunity costs shift spatial priorities for conserving forest biodiversity. *PLoS One* 9.

Secretária De Meio Ambiente de Minas Gerais - SEMAD. (2005). Reserva da Biosfera Serra do Espinhaço: Proposta de criação. UNESCO.

Sherrouse, B.C., Semmens, D.J., Ancona, Z.H., Brunner, N.M., (2017). Analyzing land-use change scenarios for trade-offs among cultural ecosystem services in the Southern Rocky Mountains. *Ecosyst. Serv.* 26, 431–444. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.02.003>

Silva, G. C., Regan, E. C., Pollard, E. H. B., Addison, P. F. E. (2019). The evolution of corporate no net loss and net positive impact biodiversity commitments: Understanding appetite and addressing challenges. *Business Strategy and the Environment*, 28(7), 1481-1495.

Silva, R. F. B., Rodrigues, M. D. A., Vieira, S. A., Batistella, M., & Farinaci, J. (2017). Perspectives for environmental conservation and ecosystem services on coupled rural–urban systems. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(2), 74-81.

Silveira FAO, Negreiros D, Barbosa NPU, et al (2016) Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant Soil* 403:129–152. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2637-8>

Silveira, F. A., Barbosa, M., Beiroz, W., Callisto, M., Macedo, D. R., Morellato, L. P. C., Fernandes, G. W. (2019). Tropical mountains as natural laboratories to study global changes: a long-term ecological research project in a megadiverse biodiversity hotspot. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*.

Simmonds, J. S., von Hase, A., Quétier, F., Brownlie, S., Maron, M., Possingham, H. P., ... Sonter, L. J. (2022). Aligning ecological compensation policies with the Post-2020 Global Biodiversity Framework to achieve real net gain in biodiversity. *Conservation Science and Practice*, 4(3), e12634.

Simmonds, J.S., Sonter, L.J., Watson, J.E.M., Bennun, L., Costa, H.M., Dutson, G., Edwards, S., Grantham, H., Griffiths, V.F., Jones, J.P.G., Kiesecker, J., Possingham, H.P., Puydarrieux, P., Quétier, F., Rainer, H., Rainey, H., Roe, D., Savy, C.E., Souquet, M., ten Kate, K., Victurine, R., von Hase, A., Maron, M. (2019). Moving from biodiversity offsets to a target-based approach for ecological compensation. *Conserv. Lett.* 1–11.

Siqueira-Gay, J., Metzger, J. P., Sánchez, L. E., Sonter, L. J. (2022). Strategic planning to mitigate mining impacts on protected areas in the Brazilian Amazon. *Nature Sustainability*, 1-8.

Siqueira-Gay, J., Yanai, A.M., Lessmann, J., Pessôa, A.C.M., Borja, D., Canova, M., Borges, R.C. (2020). Pathways to positive scenarios for the Amazon forest in Pará state, Brazil. *Biota Neotrop.* 20, e20190905. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2019-0905>

Slootweg, R., Rajvanshi, A., Mathur, V. B., & Kolhoff, A. (2009). *Biodiversity in environmental assessment: enhancing ecosystem services for human well-being.* Cambridge University Press.

Smith, T., Paavola, J., Holmes, G. (2019). Corporate reporting and conservation realities: Understanding differences in what businesses say and do regarding biodiversity. *Environmental Policy and Governance*, 29, 3–13. <https://doi.org/10.1002/eet.1839>

Sonter L.J., Ali, S.H., Watson, J.E.M., (2018). Mining and biodiversity: key issues and research needs in conservation science. *Proc. R. Soc. B* 285: 20181926. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2018.1926>

Sonter, L. J., Dade, M. C., Watson, J. E. M., Valenta, R. K. (2020). Renewable energy production will exacerbate mining threats to biodiversity. *Nature Communications* 11 (1) 4174 4174.

Sonter, L. J., Herrera, D., Barrett, D. J., Galford, G. L., Moran, C. J., Soares-Filho, B. S. (2017). Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nature communications*, 8(1), 1-7.

Sonter, L.J., Barrett, D.J., Soares-filho, B.S., Moran, C.J., 2014. Global demand for steel drives extensive land-use change in Brazil ' s Iron Quadrangle. *Glob. Environ. Chang.* 26, 63–72. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.03.014>

Sonter, L.J., Gordon, A., Archibald, C., Simmonds, J.S., Ward, M., Metzger, J.P., Rhodes, J.R., Maron, M., 2019. Offsetting impacts of development on biodiversity and ecosystem services. *Ambio*. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01245-3>

Sonter, L.J., Simmonds, J.S., Watson, J.E.M., Jones, J.P.G., Kiesecker, J.M., Costa, H.M., Bennun, L., Edwards, S., Grantham, H.S., Griffiths, V.F., Jones, K., Sochi, K., Puydarrieux, P., Quétier, F., Rainer, H., Rainey, H., Roe, D., Satar, M., Soares-Filho, B.S., Starkey, M., ten Kate, K., Victurine, R., von Hase, A., Wells, J.A., Maron, M., 2020. Local conditions and policy design determine whether ecological compensation can achieve No Net Loss goals. *Nat. Commun.* 11, 2072. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15861-1>

Sonter, L.J., Tomsett, N., Wu, D., Maron, M., 2017. Biodiversity offsetting in dynamic landscapes: Influence of regulatory context and counterfactual assumptions on achievement of no net loss. *Biol. Conserv.* 206, 314–319. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.025>

Souza B.A, Rosa J.C, Siqueira-Gay J, Sánchez LE. 2021. Mitigating impacts on ecosystem services requires more than biodiversity offsets. *Land Use Policy*, 105: 105393. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105393>

Souza B.A., Sánchez L.E. 2018. Biodiversity offsets in limestone quarries: investigation of practices in Brazil. *Resour Policy*, 57, 213–223. DOI: 10.1016/j.resourpol.2018.03.007

Souza-Filho, P.W.M., de Souza, E.B., Silva Júnior, R.O., Nascimento, W.R., Versiani de Mendonça, B.R., Guimarães, J.T.F., Dall’Agnol, R., Siqueira, J.O., 2016. Four decades of land-cover, land-use and hydroclimatology changes in the Itacaiunas River watershed, southeastern Amazon. *J. Environ. Manage.* 167, 175–184.

Sun, X.; Tang, H.; Yang, P.; Hu, G.; Liu, Z.; Wu, J. (2020). Spatiotemporal patterns and drivers of ecosystem service supply and demand across the conterminous United States: A multiscale analysis. *Science of the Total Environment*. 703: 35005.

Tallis H., Kennedy C.M., Ruckelshaus M, Goldstein J, Kiesecker J.M. (2015). Mitigation for one & all: An integrated framework for mitigation of development impacts on biodiversity and ecosystem services. *Enviro. Impact Assess Rev*, 55: 21–34. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.06.005>

Tallis, H., Kennedy, C. M., Ruckelshaus, M., Goldstein, J., Kiesecker, J. M. (2015). Mitigation for one & all: An integrated framework for mitigation of development impacts on biodiversity and ecosystem services. *Environmental Impact Assessment Review*, 55, 21-34.

Tarabon S, Bergès L, Dutoit T, Isselin-Nondedeu F. (2019). Maximising habitat connectivity in the mitigation hierarchy. A case study on three terrestrial mammals in an urban environment. *J Environ Manage*, 243: 340–349. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.121>

TEEB (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan: London and Washington.

Tekalign, M., Van Meerbeek, K., Aerts, R., Norgrove, L., Poesen, J., Nyssen, J., & Muys, B. (2017). Effects of biodiversity loss and restoration scenarios on tree-related ecosystem services. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13(1), 434-443.

Temple, H.J., Anstee, S., Ekstrom, J., Pilgrim, J.D., Rabenantoandro, J., Ramanamanjato, J.-B., Randriatafika, F. & Vincelette, M. (2012). *Forecasting the path towards a Net Positive Impact on biodiversity for Rio Tinto QMM*. Gland, Switzerland: IUCN. x + 78pp.

Ten Kate, K., Bishop, J., and Bayon, R. (2004). *Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and Insight Investment, London, UK.

Thorn, S., Hobbs, R. J., & Valentine, L. E. (2018). Effectiveness of biodiversity offsets: An assessment of a controversial offset in Perth, Western Australia. *Biological Conservation*, 228, 291-300.



Tibbett, M. (2015). Mining in ecologically sensitive landscapes: concepts and challenges. *Mining in Ecologically Sensitive Landscapes*; Tibbett, M., Ed.; CSIRO Publishing: Clayton, VIC, Australia, 3-6.

Tibbett, M., 2019. Mining in Ecologically Sensitive Landscapes, *Mining in Ecologically Sensitive Landscapes*. <https://doi.org/10.1071/9780643106369>

Treweek, J. *Ecological Impact Assessment*. March 1999 Wiley-Blackwell.

Tucker, J. M., Valle, D., Moretto, E. M., Pulice, S. M. P., Zuca, N. L., Roquetti, D. R., Kaplan, D. (2016). A social-ecological database to advance research on infrastructure development impacts in the Brazilian Amazon. *Scientific data*, 3(1), 1-9.

United Nations Economic Commission for Europe. Annual Report. Disponível em: [https://unece.org/DAM/UNECE\\_Annual\\_Report\\_2018\\_23x25\\_final\\_for\\_WEB.pdf](https://unece.org/DAM/UNECE_Annual_Report_2018_23x25_final_for_WEB.pdf) Acesso em Setembro 2022.

United Nations. Report of the United Nations Conference on the Human Environment. Stockholm, Sweden: United Nations; 1972.

van der Plank, S., Walsh, B., & Behrens, P. (2016). The expected impacts of mining: Stakeholder perceptions of a proposed mineral sands mine in rural Australia. *Resources Policy*, 48, 129-136.

Viani, R. A., Holl, K. D., Padovezi, A., Strassburg, B. B., Farah, F. T., Garcia, L. C., ... Brancalion, P. H. (2017). Protocol for monitoring tropical forest restoration: perspectives from the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. *Tropical Conservation Science*, 10, 1940082917697265.

Villarroya, A., Barros, A.C., Kiesecker, J., 2014. Policy development for environmental licensing and biodiversity offsets in Latin America. *PLoS One* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107144>

Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2301.

Violle, C., Enquist, B. J., McGill, B. J., Jiang, L. I. N., Albert, C. H., Hulshof, C., ... & Messier, J. (2012). The return of the variance: intraspecific variability in community ecology. *Trends in ecology & evolution*, 27(4), 244-252.

Webb, C. O., Ackerly, D. D., McPeck, M. A., & Donoghue, M. J. (2002). Phylogenies and community ecology. *Annual review of ecology and systematics*, 475-505.

Weissgerber, M., Roturier, S., Julliard, R., Guillet, F. (2019). Biodiversity offsetting: Certainty of the net loss but uncertainty of the net gain. *Biological conservation*, 237, 200-208.

Whitehorn, P. R., Navarro, L. M., Schröter, M., Fernandez, M., Rotllan-Puig, X., & Marques, A. (2019). Mainstreaming biodiversity: A review of national strategies. *Biological conservation*, 235, 157-163.

Whiteman, G., Walker, B., Perego, P. (2013). Planetary boundaries: Ecological foundations for corporate sustainability. *Journal of Management Studies*, 50, 307–336. <https://doi.org/10.1111/j.1467-6486.2012.01073.x>

Wilson, E. O. (Org.). *Biodiversidade*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.

Witt, M., Pope, J., Retief, F., Bond, A., Morrison-Saunders, A., & Steenkamp, C. (2019). Biodiversity offsets in EIA: Getting the timing right. *Environmental Impact Assessment Review*, 75, 1-12.

World Commission of Environment and Development (WCED). *Report of the World Commission of Environment and Development: Our Common Future*. New York, NY: World Commission of Environment and Development; 1987. 17.

World Economic Forum - WEF (2022) *Global risks report 2022*, World Economic Forum, <https://www.weforum.org/reports/global-risks-report-2022/>. Accessed 11 Jan 2022

Young L.E. (1992) *Mining the earth*. In: Brown LR et al (eds) *State of the world 1992*. Norton, New York, pp 110–118

Zhuri, A. (2014). *Mapping Environmental Inequalities in Brazil: Mining, Environmental Conflicts and Impasses of Mediation*”, *desiguALdades.net Working Paper Series 75*, Berlin: *desiguALdades.net International Research Network on Interdependent Inequalities in Latin America*

zu Ermgassen S.O.S.E, Utamiputri P, Bennun L, Edwards S. Bull J.W., 2019a. The role of “no net loss” policies in conserving biodiversity threatened by the global infrastructure boom. *One Earth*, 1(3):305-315.

zu Ermgassen, S.O.S.E.; Baker, J.; Griffiths, R. A.; Strange, N.; Struebig, M.J.; Bull, J. 2019b. The ecological outcomes of biodiversity offsets under “no net loss” policies: A global review. *Conservation Letters*. 12:e12664.

Zylva, P.; Orenco, Y. *New tricks: biodiversity offsetting and mining*. Disponível em: <https://policy.friendsoftheearth.uk/insight/new-tricks-biodiversity-offsetting-and-mining> Acesso: setembro 2022.