



Proposta de Monitoramento da Biodiversidade Terrestre

Projeto: Assessoria à Gerência Socioambiental

Contrato nº: 4800018497

Ordem de Serviço nº 20

Agosto, 2020

EQUIPE RESPONSÁVEL

Fundação Renova

Vanessa Queiroz

Renata Stopiglia

Juliana Oliveira

Thiago Alves

Equipe Ekos Brasil

Jaime Ohata – Gerência Técnica

Ana Cristina Moeri – Gestão Administrativa

Marina Aponde de Sampaio Tiengo – Gestão da Informação

Marcela Firens da Silveira – Gestão da Informação

Equipe de Especialistas

Adriano Pereira Paglia – Coordenação equipe / Mastofauna

Alberto de Freitas Castro Fonseca – Avaliação de Impactos Ambientais

Daiana Marques Costa - Especialista em SIG

Felipe Sá Fortes Leite – Herpetofauna

Frederico de Siqueira Neves – Invertebrados

Juraci Alves de Oliveira – Vegetação

Marcelo Ferreira de Vasconcelos – Avifauna

Ricardo Ribeiro de Castro Solar – Análise de dados e desenho amostral

Ricardo Ribeiro Rodrigues – Recuperação de áreas degradadas / Ecologia Vegetal

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	4
1.1	BREVE DESCRIÇÃO DO HISTÓRICO DO ROMPIMENTO.....	4
1.2	PERGUNTAS GERAIS DO PROGRAMA DE MONITORAMENTO.....	5
1.3	PRINCÍPIOS, PREMISSAS E MODELO CONCEITUAL DO MONITORAMENTO.....	6
2.	CARACTERIZAÇÃO DOS POTENCIAIS IMPACTOS PERSISTENTES E RECORRENTES	13
2.1	AVALIAÇÕES <i>EX-ANTE</i> E <i>EX-POST</i> DE IMPACTOS NA BACIA DO RIO DOCE	13
2.2	OS IMPACTOS PERSISTENTES E RECORRENTES NA FAUNA E FLORA TERRESTRE.....	14
2.2.1	Áreas Diretamente Afetadas (ADA) e Áreas de Influência Direta (AID).....	14
2.2.2	Estressores e impactos crônicos na fauna e flora terrestre.....	19
2.2.3	Avaliação da magnitude dos impactos persistentes e recorrentes na fauna e flora terrestre .	21
3.	CARACTERIZAÇÃO DAS AÇÕES DE RESTAURAÇÃO NA BACIA	22
4.	PERGUNTAS ESPECÍFICAS DO MONITORAMENTO, COM CONTEXTUALIZAÇÃO, HIPÓTESES E PREDIÇÕES	31
4.1.	TEMA 1: QUAIS OS IMPACTOS CRÔNICOS (PERSISTENTES OU RECORRENTES) DO EVENTO SOBRE AS ESPÉCIES DA FAUNA E FLORA TERRESTRES DA BACIA DO RIO DOCE, E QUAL A MAGNITUDE E ABRANGÊNCIA ESPACIAL E TEMPORAL DESTES IMPACTOS?	31
4.1.1	Bases conceituais.....	31
4.1.2	Perguntas e indicadores relacionados aos contaminantes presentes no rejeito que podem persistir na biota terrestre.	33
4.1.3	Perguntas e indicadores que buscam entender os efeitos derivados do impacto original nas comunidades de flora e fauna.	37
4.2.	TEMA 2: HÁ UMA TENDÊNCIA DE MELHORIA DE CONDIÇÕES AMBIENTAIS FAVORÁVEIS PARA O RESTABELECIMENTO DE POPULAÇÕES DE ANIMAIS E PLANTAS AFETADAS PELO ROMPIMENTO DA BARRAGEM?	47
4.2.1	Bases conceituais.....	47
4.2.2	Pergunta e indicadores relacionados à tendência de melhoria na bacia	48
4.3.	TEMA 3: AS AÇÕES DE RESTAURAÇÃO, RECUPERAÇÃO E COMPENSAÇÃO DA BACIA DO RIO DOCE ESTÃO LEVANDO À RECUPERAÇÃO DA FLORA, FAUNA E FUNCIONAMENTO DO ECOSISTEMA? OBSERVA-SE MELHORIA NA ABUNDÂNCIA, DISTRIBUIÇÃO OU RIQUEZA DE ESPÉCIES OU GRUPOS FUNCIONAIS AMEAÇADOS, SENSÍVEIS OU CHAVE, NOS DIFERENTES CONTEXTOS AFETADOS?	49
4.3.1	Bases conceituais.....	50
4.3.2	Perguntas e indicadores relacionados ao processo de regeneração e recuperação ambiental da biota terrestre pós-desastre.....	51
5.	MALHA AMOSTRAL NECESSÁRIA.....	57
6.	SÍNTESE DOS TEMAS, PERGUNTAS E INDICADORES	58
7.	BIBLIOGRAFIA	60
8.	ANEXOS.....	83

1. INTRODUÇÃO

1.1 BREVE DESCRIÇÃO DO HISTÓRICO DO ROMPIMENTO

Em 5 de novembro de 2015 rompeu-se a barragem de rejeitos de Fundão, localizada no Complexo Industrial de Germano em Mariana, MG. A barragem rompida, de propriedade da Samarco S.A. (doravante Samarco), despejou cerca de 44 milhões de metros cúbicos de água e rejeito ao longo dos cursos d'água da bacia do rio Doce (Golder Associates, 2016a). O arrasto mecânico da mancha de rejeitos destruiu vegetação nativa, áreas de atividade agropecuária, estruturas físicas, distritos e vilas, provocando a morte de 19 pessoas (IUCN, 2018). À medida que avançava pelos cursos d'água na bacia do rio Doce, boa parte do rejeito foi se depositando nas margens ao longo do trecho entre a barragem e o reservatório de Candonga (UHE Risoleta Neves) e a pluma remanescente seguiu pelo leito do rio Doce, atingindo o oceano.

Em março de 2016, como forma de otimizar a gestão sobre a situação do ambiente e das populações afetadas, foram desenvolvidos junto às autoridades ambientais planos e procedimentos em resposta aos impactos ambientais resultantes do rompimento da barragem de Fundão, que gerou o Termo de Transação e Ajustamento de Conduta (TTAC), com diversas cláusulas a serem atendidas, sendo a Fundação Renova a principal responsável por sua implantação, condução e monitoramento. Dentre as diversas cláusulas do TTAC, a cláusula 168 diz respeito à identificação e caracterização dos impactos decorrentes do evento sobre as espécies terrestres ameaçadas de extinção. Tal caracterização foi elaborada pela empresa Golder Associates Brasil Consultoria e Projetos Ltda, que elaborou o estudo Avaliação de Impacto sobre as Espécies Terrestres Ameaçadas de Extinção (Golder Associates 2016a), aprovado parcialmente em agosto de 2017 pelo Comitê Inter Federativo (CIF), que solicitou a apresentação de Plano de Trabalho para elaboração do Plano de Ação (PA) para conservação da fauna e flora terrestre. O PA Rio Doce foi elaborado pela empresa Bicho do Mato Instituto de Pesquisa e indicou originalmente 142 ações que após agrupamentos foram consolidadas em 92 Ações reparatórias e compensatórias. O marco oficial de início da execução do Plano de Ação para Conservação da Biodiversidade Terrestre deu-se em outubro de 2019. O Plano de Ação encontra-se atualmente em fase de monitoria e acompanhamento e um estudo foi conduzido pela Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS) para aprimorar as ações do Plano. Dentre as diversas ações do Plano está a elaboração e execução do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Terrestre.

Uma das etapas do Programa de Monitoramento, previsto no TTAC, foi a realização da Avaliação Ecológica Rápida (AER), executada conforme Parecer Técnico do IBAMA, seguindo a metodologia RAPELD para o monitoramento de vertebrados, invertebrados, vegetação e solos. O primeiro ano da Avaliação Ecológica Rápida realizou duas campanhas, uma na estação seca e outra na chuvosa. As campanhas produziram um extenso banco de dados sobre fauna e flora nos blocos amostrados ao longo da bacia do rio Doce (Bicho do Mato, 2020).

Ao final de 2019 foi realizado o workshop de avaliação dos resultados do primeiro ano do monitoramento. Ficou claro durante o workshop que os resultados obtidos durante a AER não foram capazes de responder às perguntas originais e que, tal como previsto no TTAC seria necessário reavaliar os princípios, as perguntas, a metodologia e os indicadores do monitoramento da biodiversidade terrestre.

Em dezembro de 2019 foi realizado o “Workshop para Definição de Indicadores de Resultados da Biodiversidade dos Programas 28 e 30” tendo como principais objetivos: o alinhamento do conceito de Indicadores de Biodiversidade; a validação das premissas e dos critérios para construção de Indicadores de Biodiversidade dos Programas 28 e 30 (PG28 e PG30); a construção de indicadores para os Programas; e a criação de consensos para construção do mapa de indicadores.

Em virtude dos resultados e da discussão relacionada ao relatório da Avaliação Ecológica Rápida e do Workshop de definição de Indicadores do PG30, a Fundação Renova solicitou ao Instituto Ekos Brasil a elaboração do novo Programa Monitoramento da Biodiversidade Terrestre. Face ao exposto, o presente documento propõe a adequação dos estudos já realizados, atentando para o fato de não criar divergências entre os grupos de especialistas envolvidos nos trabalhos de monitoramento dos diversos programas. Basicamente, o trabalho envolve a adequação do monitoramento da Biodiversidade Terrestre, alinhada com as metodologias IBAMA, ICMBio e Painel Rio Doce e reflete o amadurecimento das discussões e recomendações propostas pelo Instituto Ekos Brasil.

1.2 PERGUNTAS GERAIS DO PROGRAMA DE MONITORAMENTO

Transcorridos quase 5 anos desde o rompimento da barragem de Fundão constata-se que os impactos socioambientais seguem sendo identificados, monitorados e avaliados de forma fragmentada e sem padronização metodológica, contrariamente às recomendações de especialistas (e.g. L.E. Sánchez et al., 2018; Sánchez et al., 2019). Além disso, os dados que têm sido gerados nessas diversas avaliações de impacto estão começando a suscitar dúvidas em relação à sua utilidade para o gerenciamento efetivo dos danos sociais e ambientais. É o caso, por exemplo, do monitoramento da biodiversidade (fauna e flora) terrestre do rio Doce no âmbito do Programa 30 da Fundação Renova, que foi previsto na subseção III.3 do Termo de Transação e Ajustamento de Conduta firmado entre Samarco, suas acionárias, Vale e BHP, e diversos órgãos públicos da União e dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo (TTAC, 2016).

Após o rompimento e em função da caracterização dos impactos e do TTAC, um conjunto de perguntas relacionadas aos impactos do rompimento sobre a biodiversidade foram elaboradas e serviram de norteador para as ações do PG30 da Fundação Renova. Ao final de 2019, o Instituto Ekos Brasil iniciou a avaliação do conjunto original das oito perguntas considerando o tempo decorrido desde o desastre, o cenário atual na bacia do rio Doce, as ações executadas pela Fundação Renova e os resultados obtidos pelo primeiro ano da AER. A conclusão do estudo do Instituto Ekos Brasil foi que o conjunto original de perguntas para o monitoramento da biodiversidade impactada deveria ser revisto, tendo em vista não apenas que muitas delas estavam inadequadas, mas também que deveria ser estabelecida uma mudança de perspectiva do monitoramento da biodiversidade, avaliando-se as respostas da biota terrestre em relação às ações de recuperação da bacia.

Inicialmente, as ações de monitoramento do PG30 dedicavam-se à caracterização da biota e à identificação e mensuração dos impactos decorrentes do rompimento. Em virtude do tempo transcorrido e das condições atuais, sugere-se que essas ações sejam direcionadas aos processos de recuperação ambiental, avaliando-se a possibilidade de persistência, recorrência ou aumento dos impactos, assim como a significância e como repercutem na fauna e flora. Nas áreas diretamente atingidas pela lama de rejeito de mineração, já mapeadas, predominam ações de reparação e, nesse caso, cabe avaliar a qualidade dessas ações, cujos processos são mais robustos do que as ações de compensação.

Nesse sentido, o Instituto Ekos Brasil (2020) propôs, para o monitoramento da biodiversidade terrestre, três novas perguntas gerais, ou Temas, que servirão de norteador para as perguntas específicas elencadas nos tópicos seguintes deste documento e para a definição dos indicadores biológicos que serão utilizados em busca das respostas. Os Temas são:

1. Quais os impactos persistentes ou recorrentes do evento sobre as espécies da fauna e flora terrestres da Bacia do rio Doce, qual a magnitude, a abrangência espacial e temporal destes impactos?
2. Há tendência de melhoria de condições ambientais favoráveis para o restabelecimento de populações de animais e plantas e dos processos ecológicos afetados pelo rompimento da barragem?
3. As ações de restauração, recuperação e compensação da bacia do rio Doce estão levando ao aumento na abundância, distribuição ou riqueza de espécies ou grupos funcionais ameaçados, sensíveis ou chave, nos diferentes contextos afetados?

1.3 PRINCÍPIOS, PREMISSAS E MODELO CONCEITUAL DO MONITORAMENTO

A presente proposta de monitoramento contempla, principalmente, a área terrestre diretamente afetada pela lama de rejeito de mineração, compreendendo o trecho entre Mariana e a Usina Hidrelétrica (UHE) Risoleta Neves, outrora denominada Bloco 4 (no estudo de Avaliação Ecológica Rápida, realizado pela empresa Bicho do Mato) ou Segmento 1 (estudo realizado pela Golder). Para a elaboração da proposta de novo programa de monitoramento a equipe do Instituto Ekos Brasil adotou os seguintes princípios:

1. O monitoramento deve ser baseado nos impactos (negativos e positivos) que podem afetar a biota terrestre;
2. Os indicadores biológicos devem ser selecionados a partir de sua sensibilidade aos impactos e adequados para cada sub-região impactada. Devem ser SMART (sigla para específicos, mensuráveis, atingíveis, relevantes, temporais) e devem, também, atender aos critérios estabelecidos no Relatório de Definição de Indicadores de Biodiversidade (Programas 28 e 30) (Instituto Ekos Brasil, 2020) apresentados na Tabela 1;

Tabela 1: Critérios para Definição de Indicadores de Biodiversidade

Critérios para Definição de Indicadores	
1	É desejável que o indicador seja associado a uma escala espacial definida, vinculada ao impacto do agente estressor ou à sua recuperação.
2	É desejável que o indicador seja associado a uma escala temporal definida, vinculada ao impacto do agente estressor ou à sua recuperação.
3	É desejável que o indicador responda a vetores de degradação ambiental específicos resultantes do rompimento da Barragem (sólidos suspensos, contaminação, perda de habitat, dentre outros).

4	É obrigatório que, para definição do indicador, existam informações suficientes e adequadas sobre ecologia e biologia dos organismos, comunidades, ecossistemas e/ou processos a serem monitorados que permitam formulação de hipóteses, predições ou interpretações dos resultados.
5	É desejável que os indicadores sejam vinculados a organismos que permitam obter simultaneamente mais de uma informação ambiental.
6	É obrigatório que os indicadores sejam vinculados a organismos ou fenômenos que tenham abundância e/ou frequência de ocorrência adequadas e viáveis para a amostragem (isto é, suficientemente altas para inferência). Portanto, exclui espécies ou fenômenos raros.
7	É desejável que os indicadores sejam vinculados a organismos e/ou funções ecossistêmicas com percebida importância social, econômica, de saúde humana ou de qualidade ambiental ou de vida.
8	É desejável que os indicadores sejam vinculados a organismos ou processos que respondam de forma proporcional à degradação ambiental e, conversamente, recuperação ambiental.
9	É desejável que os indicadores tenham um caráter integrativo dentro dos objetivos dos programas de monitoramento e recuperação da Bacia do rio Doce como um todo, ou seja, que possam ser utilizados simultaneamente por mais de um programa.
10	É desejável que os indicadores tenham um histórico sólido, continuado e robusto de coleta de dados na área de estudo anterior ao rompimento da Barragem de Fundão.

3. O desenho amostral deve ser representativo, com uma rede de amostragem que seja capaz de capturar a variação estrutural na paisagem impactada (relevo, uso e cobertura do solo, etc) bem como incluir áreas de referência em sub-bacias não impactadas pelo evento ou pelas ações de restauração;
4. O monitoramento deve buscar o rigor metodológico para inferências robustas;
5. Os indicadores biológicos a serem selecionados devem ser capazes de responder a perguntas sobre padrões e processos ecológicos em diferentes níveis de organização biológica (genes a paisagens);
6. O monitoramento deve ser adaptativo, ou seja, ser capaz de ajustes com inclusão/exclusão de perguntas e indicadores à medida que vá produzindo respostas.

A presente proposta, considerando as premissas e critérios estabelecidos no Workshop Indicadores da Biodiversidade (Instituto Ekos Brasil, 2020), pretende utilizar o menor número de indicadores possível, porém, potencialmente mais eficazes. A proposta busca, também, facilitar e incentivar a integração com outros programas da Renova (PG28 Biodiversidade Aquática, PG23 Manejo de Rejeitos, PG25 Revegetação, Enrocamento e Outros Métodos, PG26 Programa de Recuperação de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Recargas Hídricas e PG27 Recuperação e Restauração Ambiental) através da busca por padronização da linguagem e nomenclatura, diretrizes, ações, espacialização e perguntas gerais. Ao final do monitoramento, o estudo deve ser capaz de detectar padrões de biodiversidade em resposta aos impactos ou às ações de restauração.

A reformulação do monitoramento da biodiversidade deve partir, portanto, de perguntas e propostas orientadoras, buscando definir os impactos mais relevantes para determinada espécie ou sistema, avaliando impactos de estressores negativos (presença do rejeito) e positivos (proteção dos fragmentos naturais remanescentes e ações de restauração), assim como a significância de cada impacto, como ele afeta a

população, a espécie, a comunidade ou os processos ecológicos.

O modelo conceitual desta proposta de programa de monitoramento levará em conta os três Temas Gerais, ou perguntas norteadoras, indicadas no tópico anterior. Sob a égide destes Temas, estarão aninhadas as perguntas específicas acompanhadas de seus indicadores mais eficazes. Por meio destas perguntas, em um desenho amostral robusto e baseado em hipóteses, pretende-se que este novo plano seja capaz de fornecer dados que permitam chegar o mais próximo possível do nexos causal entre o desastre e os efeitos encontrados atualmente (5 anos após o desastre) na biodiversidade terrestre.

Antes da exposição das perguntas em si, faz-se necessário explicitar as premissas sob as quais se assentaram estas perguntas e a proposta de monitoramento como um todo. Portanto, foram consideradas as seguintes premissas para o delineamento das perguntas deste plano (Figura 1):

Premissa #1: O impacto agudo, aquele de alta intensidade e curta duração, geralmente levando a modificações drásticas nas comunidades (Gerritsen & Patten, 1985; Chenson & Huntly 1997), não é mais passível de detecção, devido ao lapso temporal entre o desastre e o monitoramento. É, portanto, imprescindível focar esforços no monitoramento dos impactos crônicos, aqueles persistentes ou recorrentes no ambiente, de menor potencial destrutivo imediato, mas de duração mais longa e escala mais ampla na comunidade (Chenson & Huntly 1997, Ribeiro et al. 2015).

Premissa #2: É extremamente difícil, pela natureza do ambiente, dissociar os impactos da deposição e presença do rejeito (impacto de foco) dos demais impactos históricos e atuais, ainda presentes e atuantes na bacia (impacto de fundo), como alteração de uso do solo, uso agrícola do solo, processos erosivos, recorrência de fogo, extrativismo e outros.

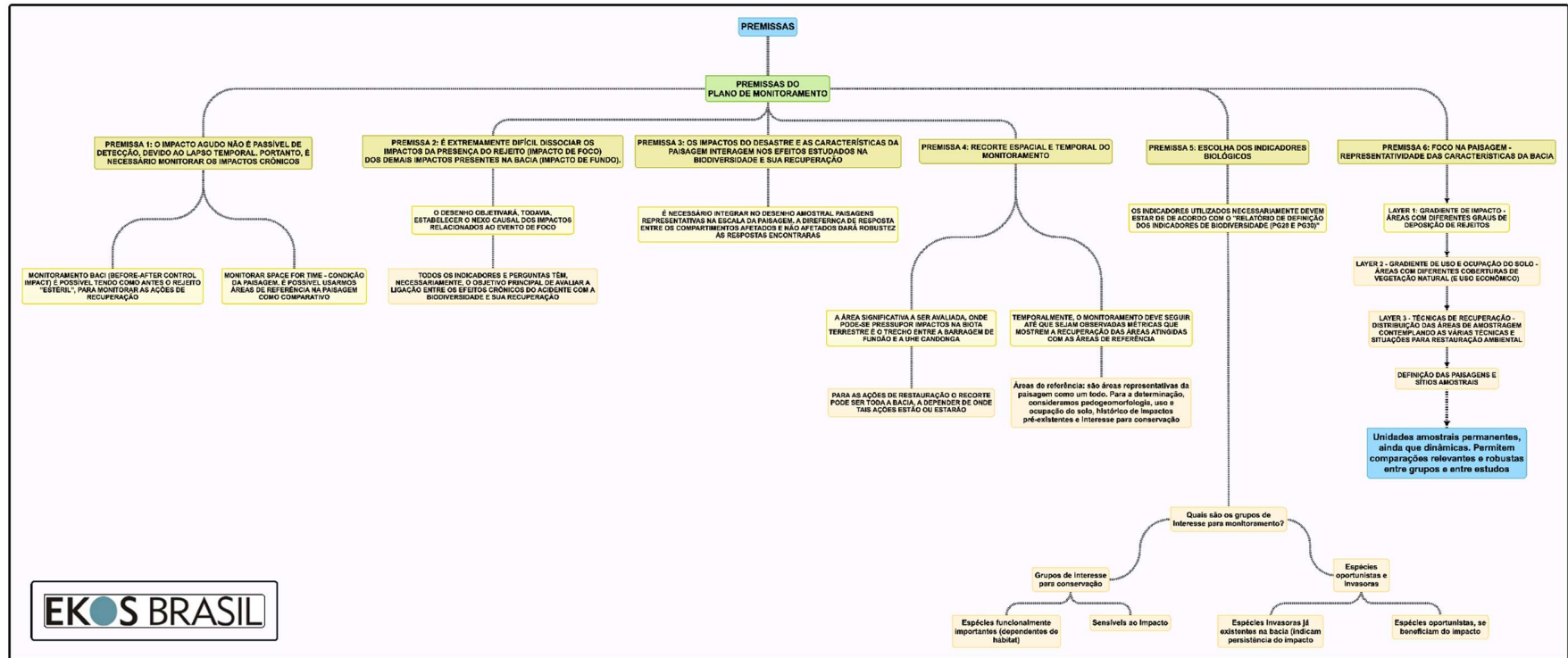
Premissa #3: Os impactos do desastre e as características da paisagem interagem nos efeitos estudados na biodiversidade e sua recuperação.

Premissa #4: Para observação de efeitos do desastre na biota terrestre, a área significativa a ser monitorada é o trecho entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves, tendo em vista que após a UHE o impacto do rompimento esteve concentrado majoritariamente na calha do rio Doce, e mesmo que tenha havido pontos de extravasamento, pode-se assumir que há poucas interações com a biota terrestre, fato esse detectado nas amostras do primeiro ano da AER. Assim, partir da UHE Risoleta Neves, somente as ações planejadas de recuperação ambiental deverão ter efeito sobre a biota terrestre, devendo ser monitorada apenas nas paisagens que receberam tais ações.

Premissa #5: A escolha dos indicadores biológicos seguiu as premissas e critérios apresentados no Relatório de Definição de Indicadores de Biodiversidade (PG28 e 30), elaborado pelo Instituto Ekos Brasil (2020).

Premissa #6: As perguntas têm como escala espacial de foco a paisagem. A escolha das unidades na paisagem deve necessariamente seguir critérios que permitam obter áreas representativas da paisagem, tanto em relação aos efeitos do desastre como em relação aos impactos pré-existentes e, também, a proposição de indicadores eficazes.

Figura 1: Organização das premissas e justificativas do Programa de Monitoramento



Explicitadas as premissas para o plano de monitoramento, são apresentados os três Temas Gerais norteadores do programa de monitoramento. Esses Temas são aqueles indicados no relatório do Instituto Ekos Brasil, com algumas modificações que expressam o avanço conceitual e metodológico resultado das discussões integradas da equipe do presente estudo

1. Quais os impactos crônicos (persistentes ou recorrentes) do evento sobre as espécies da fauna e flora terrestres da bacia do rio Doce e qual a magnitude, abrangência espacial e temporal destes impactos?
2. Há tendência de melhoria das condições ambientais necessárias para o restabelecimento de populações de animais e plantas e processos ecológicos afetados pelo rompimento da barragem?
3. As ações de restauração, recuperação e compensação da bacia do rio Doce estão levando a um aumento na cobertura de formações naturais, na abundância, distribuição ou riqueza de espécies ou grupos funcionais ameaçados, sensíveis ou chave, bem como uma melhoria do funcionamento desses ecossistemas, nos diferentes contextos afetados?

Com as premissas e perguntas claramente colocadas, foi elaborado o mapa conceitual do programa de monitoramento (Figura 2). No mapa, mostra-se que para a pergunta/tema 1, apesar do reconhecimento dos possíveis efeitos dos impactos agudos, entende-se que a partir de agora somente seus efeitos crônicos serão foco do monitoramento. Estes impactos crônicos podem ter duas origens, sendo (1) Impactos derivados da presença (atual ou pretérita) do rejeito nas áreas e interação com as condições da bacia e (2) Impactos derivados das ações de reparação de danos da Fundação Renova. O foco principal é no primeiro caso, apesar de sempre considerar a existência do segundo, e sugere-se que sempre haja diálogo entre as equipes temáticas da Fundação Renova, de forma a incluir estes impactos do segundo caso nos modelos. Com o objetivo de um desenho robusto o suficiente para separar onexo causal desejado, propõe-se o monitoramento em nível de populações e comunidades biológicas.

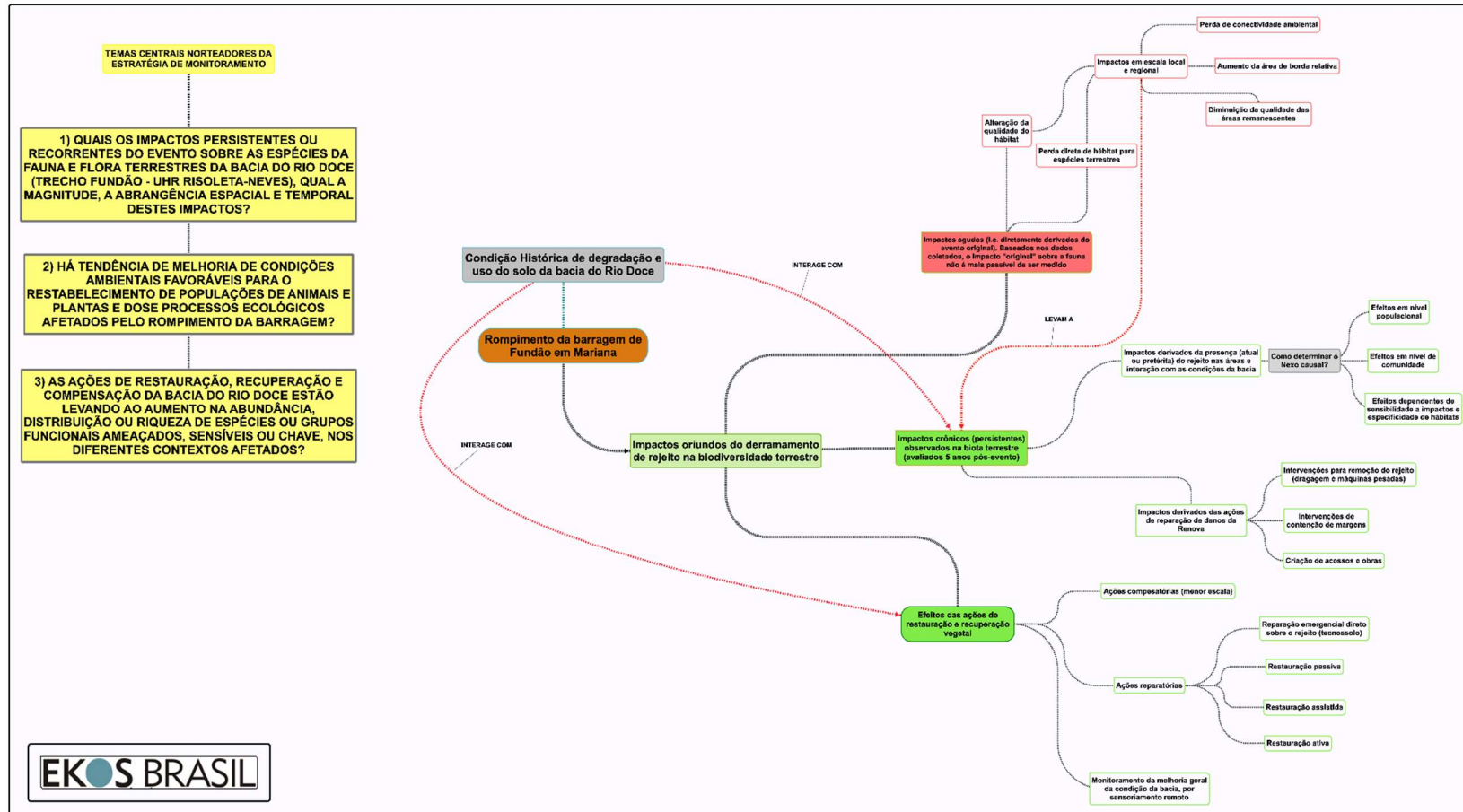
Para a segunda pergunta/tema, entende-se que a melhoria geral da bacia, gerada pelas ações de recuperação, deva ser avaliada através de métodos de sensoriamento remoto (p. ex. Imagens de satélite e sobrevoos por UAVs e imagens multiespectrais). O sensoriamento remoto é capaz de fornecer métricas de paisagem, que são sabidamente importantes para a recuperação da fauna e flora, como por exemplo, métricas de conectividade, de evolução de fragmentos naturais remanescentes, de provimento de serviços ecossistêmicos e outros. O objetivo das ações de recuperação deve sempre visar a melhoria dessas condições ambientais da paisagem.

Já para a pergunta/tema 3, relativa à regeneração, focou-se nas ações reparatórias executadas pela Fundação Renova. A avaliação considerará a recuperação estrutural da vegetação remanescente e das áreas em restauração, mas também a recuperação ecológica das interações dos organismos entre si e com o meio (Hembry & Weber 2020) e do funcionamento do ecossistema (Naeem et al., 1994; Loreau et al., 2003).

Desta forma, o plano de monitoramento apresentado objetiva entender os efeitos de longo prazo do rompimento da barragem de Fundão no trecho do alto rio Doce. Entende-se e adota-se a ideia de que este é um cenário complexo de uso e ocupação do solo e atividades antrópicas. O trabalho considera, ainda, que a situação gerada pelo desastre contribuiu para a deterioração das condições socioambientais da bacia. Portanto, a proposta de monitoramento considera os blocos de paisagem representados por sub-bacias como sendo as unidades de avaliação capazes de representar a complexidade do cenário, bem como avaliar respostas nos

gradientes naturais de impacto, agora alterados pela deposição ou passagem de rejeitos oriundos do desastre de Fundão.

Figura 2: Mapa mental com o modelo conceitual geral do monitoramento



2. CARACTERIZAÇÃO DOS POTENCIAIS IMPACTOS PERSISTENTES E RECORRENTES

2.1 AVALIAÇÕES EX-ANTE E EX-POST DE IMPACTOS NA BACIA DO RIO DOCE

A 'avaliação de impacto ambiental' é um conceito guarda-chuva, que descreve diversos tipos de ferramentas de gestão ambiental. Tais avaliações podem ser utilizadas em diferentes contextos, tanto para prever impactos (avaliações *ex-ante*), quanto para gerenciar e monitorar impactos persistentes e recorrentes (avaliações *ex-post*). Por exemplo, a avaliação de impacto pode ajudar a balizar o gerenciamento de indústrias com certificação na norma ISO 14001 (Whitelaw, 2004), caracterizar áreas contaminadas (Ebel & Davitashvili, 2005), subsidiar tomadas de decisão no licenciamento ambiental (Fonseca, 2015), dentre tantas outras aplicações.

Antes do evento de rompimento da barragem, as mineradoras Samarco e Vale já tinham uma rotina de identificação e avaliação de impactos ambientais imposta pela certificação na Norma ISO14001 da ABNT de Sistema de Gestão Ambiental, que subsidiavam a documentação, implementação, manutenção e melhoria contínua da gestão ambiental no complexo minerador.

Após o colapso da barragem de Fundão, uma série de avaliações de impacto se somaram às então existentes. Por exemplo, entidades públicas e privadas acionaram avaliações urgentes de identificação e monitoramento de impactos, aos moldes das Avaliações Rápidas de Impacto Pós-desastre (Kelly, 2005; Kelly, 2013), para subsidiar as ações emergenciais de reparação e mitigação de danos, em cumprimento a ações judiciais e termos de ajustamento de conduta. Nesse contexto, a empresa Golder Associates, em atendimento ao TTAC, realizou uma das primeiras avaliações dos impactos do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce, divulgada em julho de 2016 (Golder Associates, 2016b), que contemplou uma avaliação preliminar dos impactos na fauna e flora terrestre. Meses depois, foi concluída uma outra avaliação de impacto mais direcionada à identificação de impactos nas espécies terrestres ameaçadas de extinção (Golder Associates, 2016a). Posteriormente, foi implementado um programa de monitoramento da fauna e flora terrestre, baseado na metodologia RAPELD, que deu base ao Plano de Ação Para a Conservação da Biodiversidade Terrestre na bacia (Bicho do Mato e Fundação Renova, 2020). Além dessas avaliações, algumas obras, sobretudo aquelas que precisam de licenças ambientais, têm demandado avaliações pontuais de impacto ambiental. Além dos novos distritos de Bento Rodrigues e Paracatu de Baixo, o próprio complexo minerador da Samarco foi novamente escopo de uma avaliação prévia de impacto para subsidiar o pedido de licença de operação corretiva (LOC) (Ampla Engenharia, 2017).

Passados quase 5 anos desde o rompimento da barragem de Fundão, os impactos do rompimento seguem sendo identificados, monitorados e avaliados sob diversas metodologias, de modo a atender os objetivos específicos dos programas socioambientais e as expectativas das mais diversas partes interessadas. Tal situação é compreensível e inevitável, pois, apesar dos benefícios das avaliações integradas e padronizadas (e.g. Sánchez et al., 2018; Sánchez et al., 2019), existe uma série de requisitos legais e judiciais que impõe a necessidade de múltiplas abordagens de avaliação e monitoramento de impactos na bacia. Além disso, sendo o território um espaço dinâmico e em constante transformação, faz-se imprescindível a criação e o contínuo

aperfeiçoamento de metodologias de avaliação e monitoramento de impactos.

2.2 OS IMPACTOS PERSISTENTES E RECORRENTES NA FAUNA E FLORA TERRESTRE

2.2.1 Áreas Diretamente Afetadas (ADA) e Áreas de Influência Direta (AID)

Uma das primeiras e mais importantes etapas das avaliações de impactos, seja *ex-ante* ou *ex-post*, é compreender os limites espaciais onde ocorrem ou podem ocorrer atividades que tenham impactos diretos ou indiretos nos objetos de análise. Apesar da inexistência de metodologias padronizadas para a sistematização dessas áreas, é comum na prática global e brasileira delimitar, ao menos, dois tipos de áreas: as áreas diretamente afetadas (ADA) e as áreas de influência direta (AID) (Morgan, 1998; Sánchez, 2008; Glasson & Therivel, 2019).

As definições dos limites das ADAs e AIDs devem se dar caso-a-caso, observando as especificidades territoriais, bem como as especificidades dos empreendimentos ou atividades que causam impactos. No caso dos impactos associados ao rompimento da barragem de Fundão, observa-se claramente duas configurações de dispersão dos impactos: 1) uma de natureza linear, que corresponde aos impactos do rejeito ao longo das calhas e margens dos cursos d'água a jusante da barragem de Fundão. E, nesse caso, destaca-se o trecho localizado entre a barragem de Fundão (situada no complexo minerador de Germano, da Samarco) e o barramento principal da Usina Hidrelétrica Risoleta Neves, também conhecida como barragem de Candonga, que conteve em seu respectivo reservatório a maior parte do rejeito liberado na bacia; e 2) uma de natureza radial, que corresponde aos impactos associados a atividades de reparação e compensação ambiental que estão sendo implementadas em fragmentos territoriais ao longo da bacia. Nesse sentido, para fins de monitoramento dos impactos persistentes e recorrentes na fauna e flora terrestre recomenda-se duas abordagens de definição espacial das ADAs e AIDs, de modo a contemplar as especificidades das dispersões linear e radial dos impactos (Tabela 2).

Tabela 2: Principais áreas de interesse para o Monitoramento dos Impactos Persistentes e Recorrentes na Fauna e Flora Terrestre

Tipos	Trecho Fundão-Candonga (dispersão linear)	Fragmentos territoriais em restauração (dispersão radial)
ADA	Cursos d'água e margens diretamente impactados pelo rejeito	Porção da propriedade rural que está ou estará em restauração, recuperação e compensação ambiental
AID	<i>Buffer</i> de 1.000 m em relação à ADA	<i>Buffer</i> de 500 m em relação à ADA

Os limites das ADAs correspondem aos limites das áreas dos cursos d'água e respectivas porções territoriais marginais diretamente afetados pelo rejeito (no trecho Fundão-Candonga, ver Figura 3, Figura 4, Figura 5), bem como pelas porções das propriedades que estão em processo de restauração ambiental (fragmentos

territoriais). As AIDs, que foram e são potencialmente impactadas por material particulado, ruídos, obras auxiliares, etc., correspondem às áreas adjacentes situadas a até 1000 m da ADA no trecho Fundão-Candonga, ou 500 m das ADAs relacionadas aos fragmentos territoriais em recuperação ambiental. Tais valores (i.e. 1000 e 500 metros) refletem valores comumente utilizados e recomendados nas avaliações de impactos ambientais (CETESB, 2014).

De maneira geral, os impactos persistentes e recorrentes de maior magnitude na fauna e flora terrestre estão situados nas ADAs, enquanto os impactos de menor magnitude estão situados nas AIDs. Todavia, as localizações específicas dos diversos impactos podem variar significativamente dentro da ADA e da AID, tendo em vista que essas áreas cobrem vastas porções do território da bacia do rio Doce, que possuem significativas diferenças ecológicas e de uso e ocupação do solo. A ADA e AID, somente no trecho Fundão-Candonga, cobrem 2.204,25 ha e 23.373,20 ha, respectivamente (Figura 3 – Anexo 1, Figura 4 – Anexo 2, Figura 5 – Anexo 3). Nesse sentido, conforme apresentado na seção 2.2.3, avaliações adicionais são necessárias para a caracterização das magnitudes dos diversos impactos dentro das áreas de interesse.

Figura 3: Área proposta para o monitoramento dos impactos crônicos da presença de rejeito sobre a biodiversidade terrestre, com destaque para o primeiro trecho e indicação da Área Diretamente Afetada (ADA em vermelho), Área de Influência Direta (AID em preto) e fragmentos florestais (em verde).

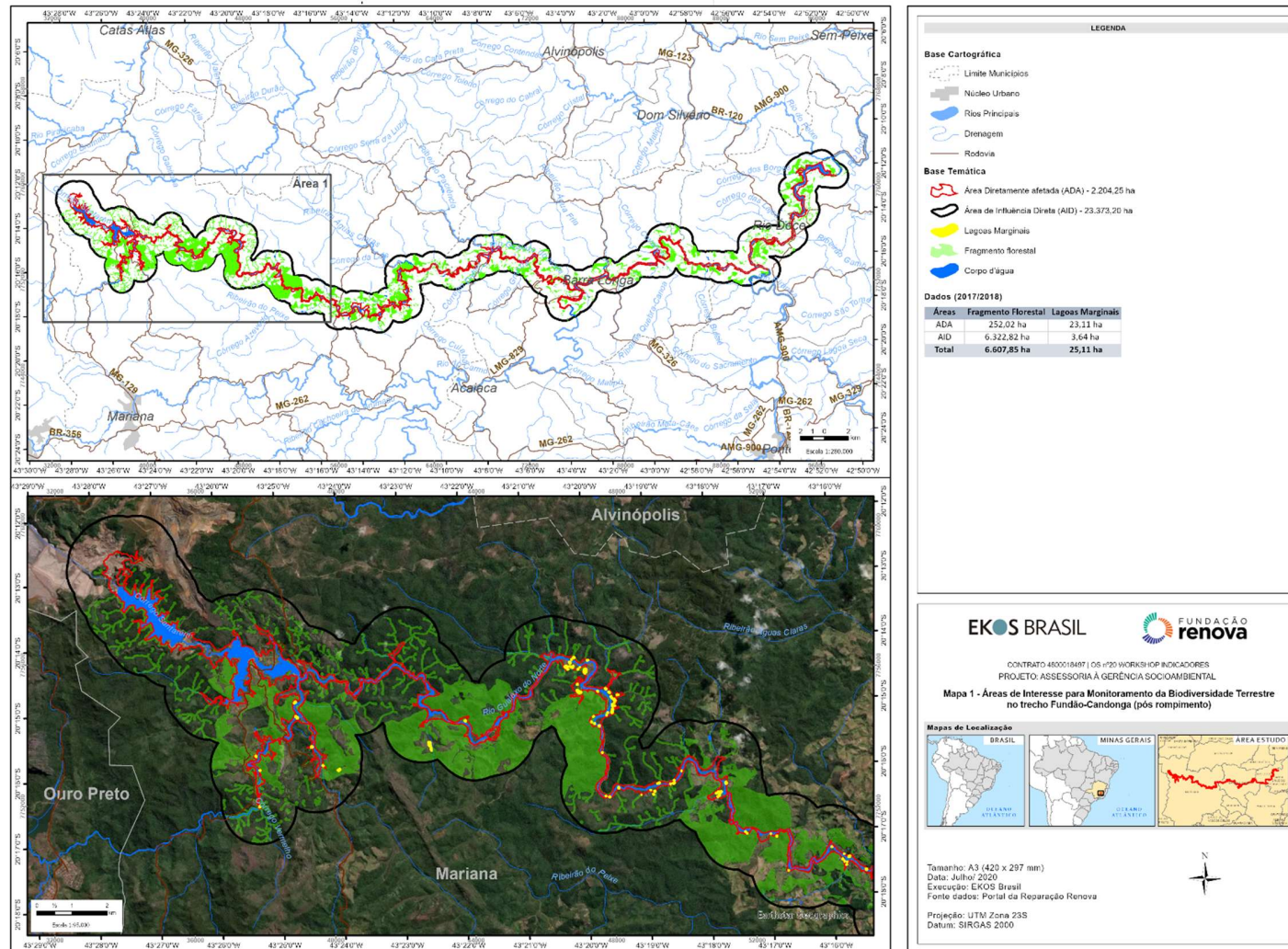


Figura 4: Área proposta para o monitoramento dos impactos crônicos da presença de rejeito sobre a biodiversidade terrestre, com destaque para o segundo trecho e indicação da Área Diretamente Afetada (ADA em vermelho), Área de Influência Direta (AID em preto) e fragmentos florestais (em verde).

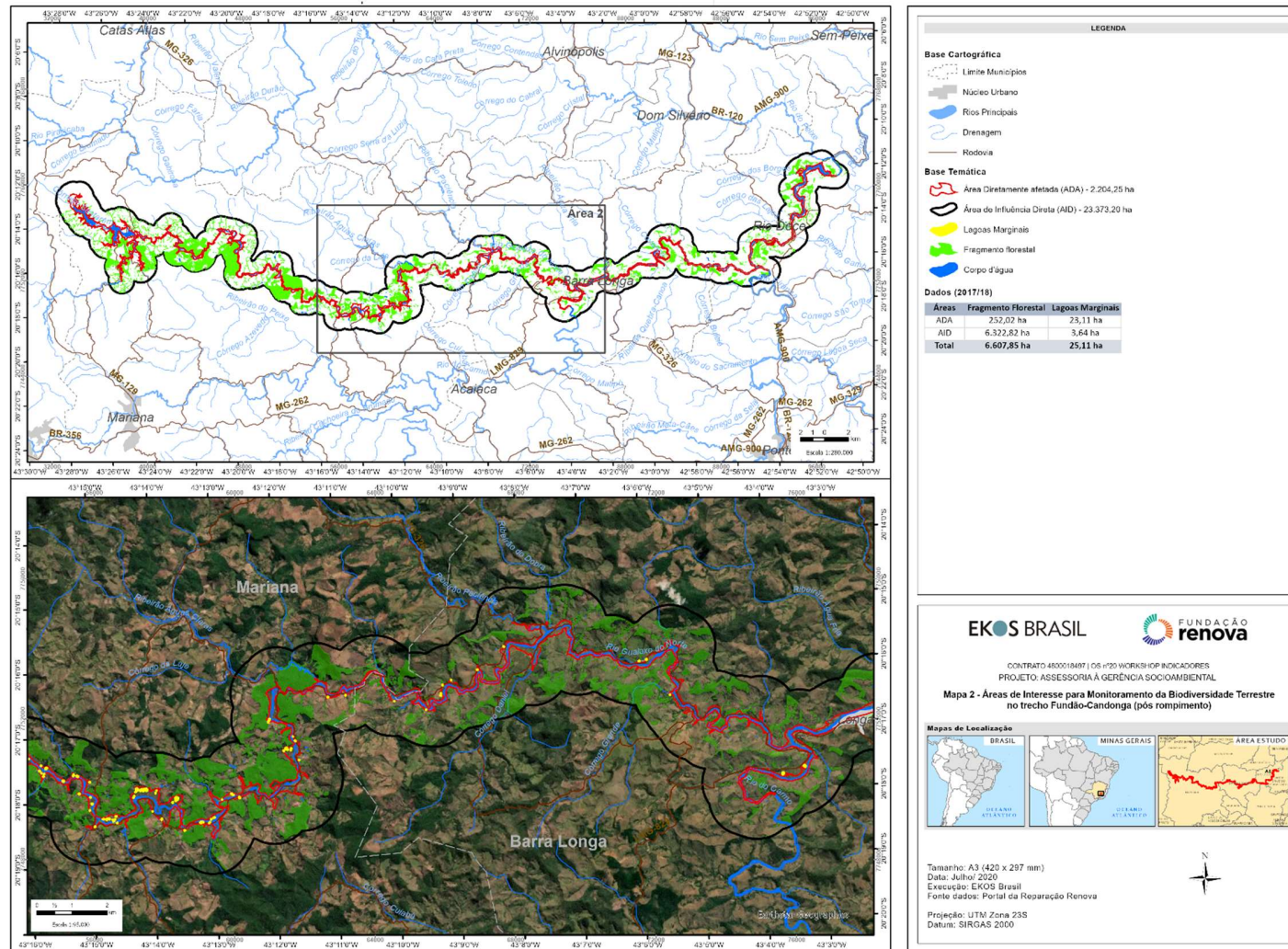
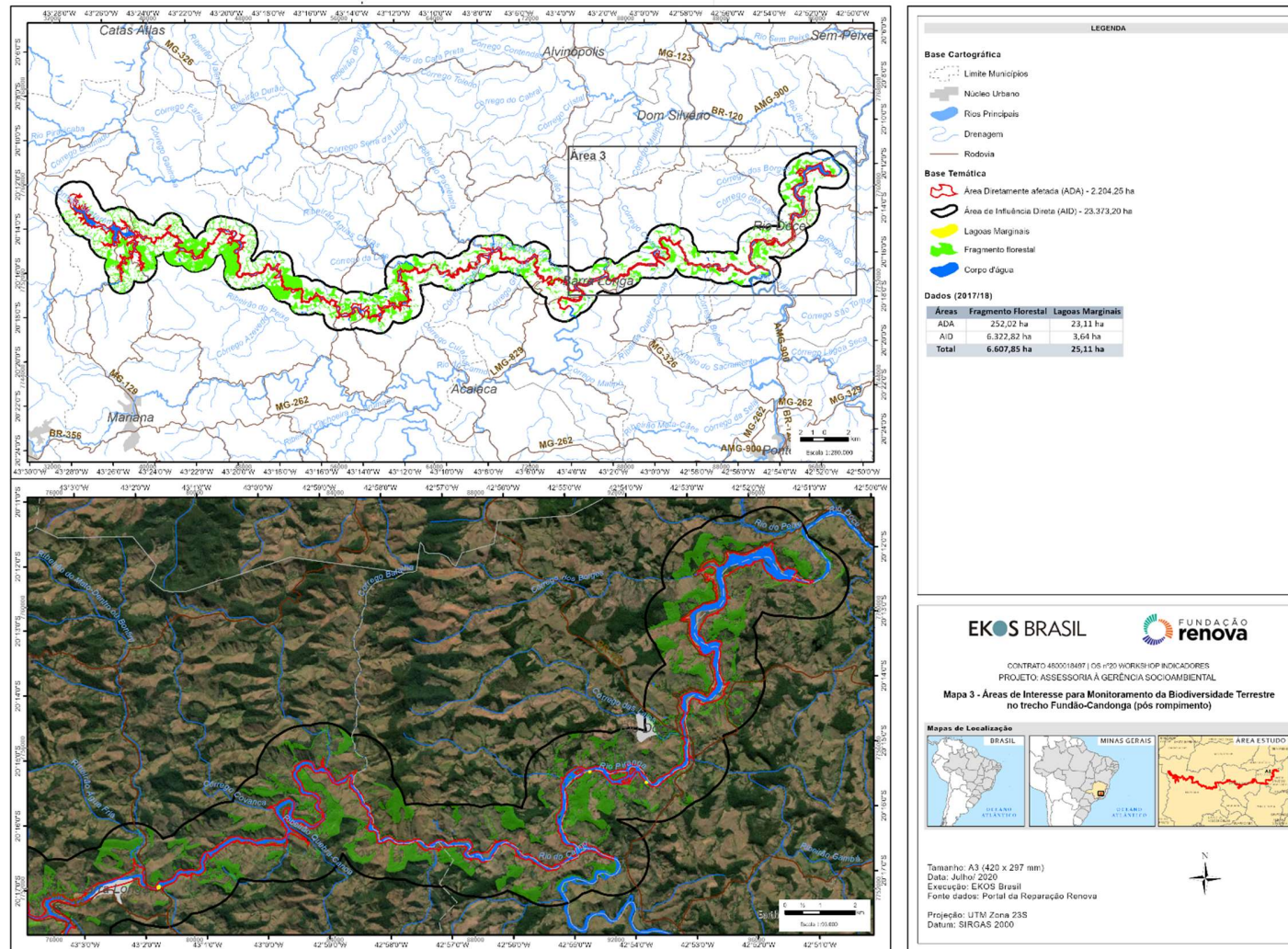


Figura 5: Área proposta para o monitoramento dos impactos crônicos da presença de rejeito sobre a biodiversidade terrestre, com destaque para o terceiro trecho e indicação da Área Diretamente Afetada (ADA em vermelho), Área de Influência Direta (AID em preto) e fragmentos florestais (em verde).



2.2.2 Estressores e impactos crônicos na fauna e flora terrestre

A avaliação dos impactos crônicos (aqueles persistentes e recorrentes) sobre a biodiversidade terrestre, passados quase 5 anos do rompimento da barragem de Fundão, apresenta desafios e condicionantes diferentes daqueles que a Golder Associates teve nas avaliações preliminares de impacto realizadas em 2016 (Golder Associates, 2016a; Golder Associates, 2016b). Naquela época, os níveis de incerteza sobre os impactos eram maiores do que os atuais. Além disso, as ações de reparação e manejo do rejeito estava apenas começando. De maneira geral, naquela época, foram identificados impactos genéricos relacionados essencialmente a perdas e alterações de ecossistemas, bem como a mortalidade e morbidades de organismos.

Nos últimos 5 anos, porém, além dos impactos decorrentes do rejeito liberado no colapso da barragem de Fundão, foram implementadas, e ainda serão implementadas, diversas ações de reparação e compensação, com destaque para as ações do Plano de Manejo de Rejeitos e Uso Sustentável da Terra (UST) que estão situadas, em sua maioria, dentro das ADAs e que podem afetar positiva ou negativamente a fauna e flora terrestre. Nesse sentido, para compreender os atuais impactos na fauna e flora terrestre, é importante identificar os estressores associados não apenas aos rejeitos ainda presentes nas margens e cursos d'água mas, também, os estressores associados ao Plano de Manejo de Rejeitos. Da mesma forma, os diversos usos e ocupações de solo nas ADAs e AIDs relacionados às atividades rurais e, em menor escala, urbanas, também desencadeiam uma série de impactos na fauna e flora terrestre, devendo, portanto, serem considerados na interpretação dos resultados dos programas de monitoramento. A Tabela 3 a seguir sistematiza as principais categorias de atividades e eventos, cujos estressores podem impactar a fauna e flora terrestre nas áreas de interesse.

Tabela 3: Principais categorias de atividades, estressores e impactos na fauna e flora terrestre

Categorias de Atividades/ Eventos	Principais Estressores	Principais Impactos Decorrentes dos Estressores
Rejeito liberado no colapso da barragem de Fundão	<ul style="list-style-type: none"> ● Presença de rejeito em suspensão nos cursos d'água; ● Presença de rejeito depositado na calha dos cursos d'água; ● Presença de rejeito acumulado nos solos adjacentes aos cursos d'água; ● Presença de rejeito acumulado na vegetação diretamente impactada; e ● Presença de rejeito em lagoas e reservatórios marginais. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Alterações físico-químicas e biológicas de ecossistemas terrestres; ● Mudanças de densidade em populações de espécies terrestres; ● Alteração na estrutura e composição das comunidades biológicas e dos processos ecológicos; ● Mortalidade da flora e fauna terrestre associada ao soterramento, contaminação química ou ação física do rejeito; ● Morbidade da fauna terrestre decorrente da contaminação química pelo rejeito.
Ações de reparação e compensação	<ul style="list-style-type: none"> ● Plantio de espécies nativas para restauração de APP; ● Plantio emergencial de espécies 	<ul style="list-style-type: none"> ● Perda de habitat e de ecossistemas terrestres; ● Criação de novos habitats e de

	<p>exóticas para controle de erosão;</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Construção de enrocamentos; ● Colocação de mantas geotécnicas; ● Reconformação topográfica da margem; ● Criação de áreas de remanso; ● Remoção e disposição de sedimentos nas margens; ● Remoção de sedimento das calhas (dragagem pontual); ● Criação de drenos superficiais; ● Correção de drenagem pluvial; ● Coleta de amostras de solo e água; ● Trânsito de veículos; ● Análises topográficas; ● Instalação e desativação de canteiros de obra. 	<p>ecossistemas terrestres;</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Mudanças de densidade em populações de espécies terrestres; ● Alteração na estrutura e composição das comunidades biológicas e dos processos ecológicos; ● Mudança na conectividade dos ecossistemas terrestres; ● Alterações físico-químicas e biológicas de ecossistemas terrestres; ● Mortalidade da fauna terrestre associada ao soterramento e às concentrações elevadas de contaminantes no solo, ar e água; ● Morbidade da fauna terrestre decorrente da contaminação química do solo, ar e água.
<p>Atividades de terceiros relacionados ao uso e ocupação do solo rural e urbano</p>	<ul style="list-style-type: none"> ● Coleta de material lenhoso; ● Cercamento de propriedades rurais e urbanas; ● Supressão de vegetação; ● Cultivo de espécies vegetais; ● Uso de solo para pastagem de animais; ● Criação e manutenção de vias de acesso; ● Queimadas naturais e antrópicas; ● Lançamento de águas residuárias tratadas; ● Lançamento de águas residuárias não-tratadas; ● Disposição de resíduos domésticos; ● Trânsito de veículos leves e pesados; ● Presença antrópica de baixa densidade; ● Ruídos e vibrações. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Perda de habitat e de ecossistemas terrestres; ● Mudanças de densidade em populações de espécies terrestres; ● Alteração na estrutura e composição das comunidades biológicas e dos processos ecológicos; ● Criação de novos habitats e de ecossistemas terrestres; ● Mudança na conectividade dos ecossistemas terrestres; ● Alterações físico-químicas e biológicas de ecossistemas terrestres; ● Mortalidade da fauna terrestre associada ao soterramento e às concentrações elevadas de contaminantes no solo, ar e água; e ● Morbidade da fauna terrestre decorrente da contaminação química do solo, ar e água.

Conforme mostra a Tabela 3, a fauna e flora terrestre sofrem impactos não apenas decorrentes dos estressores associados à presença de rejeito no solo e cursos d'água, mas também decorrentes das diversas atividades de recuperação ambiental e, principalmente, de uso e ocupação do solo na bacia. Além disso, ainda restam duas áreas que se sobrepõem parcialmente às ADAs e AIDs e que estão sujeitas a estressores relacionados ao lançamento de rejeitos no solo, no ar e na água: 1) o complexo minerador de Germano, que recentemente teve sua licença de operação corretiva deferida e as operações minerárias adjacentes da Vale (Timbopeba, Alegria e Fazenda); 2) a Fazenda Floresta, que está em licenciamento ambiental para a disposição do rejeito dragado

do reservatório de Candonga. Essas duas áreas têm implementado avaliações de impacto específicas, cujos programas de monitoramento de fauna e flora, diferirem do que está sendo proposto aqui. Recomenda-se que os eventuais programas de monitoramento dessas duas atividades sejam elaborados considerando os princípios descritos e os indicadores biológicos estabelecidos no presente documento.

Tendo em vista as diferentes fontes de estressores na bacia não relacionadas ao rejeito liberado no colapso da barragem de Fundão, qualquer programa de monitoramento dos impactos na fauna e flora terrestre na bacia do rio Doce, tais como mudanças de densidade de populações e mortalidade e morbidade de espécies terrestres, não podem ser relacionados ao rompimento da barragem de rejeito sem uma análise cuidadosa da cadeia causal. E, para isso, faz-se imprescindível avaliações das magnitudes proporcionais dos diversos estressores e respectivos impactos.

2.2.3 Avaliação da magnitude dos impactos persistentes e recorrentes na fauna e flora terrestre

Para o monitoramento da fauna e flora, além da identificação dos impactos nas áreas diretamente afetadas e de influência direta, é importante qualificar a magnitude desses impactos, suas abrangências espaciais e dispersões temporais. Para tal, existem diversos métodos disponíveis na literatura técnica e acadêmica, conforme ilustra a Tabela 4.

Tabela 4: Métodos que podem ser utilizados para avaliar a magnitude, abrangência espacial e dispersão temporal dos diferentes impactos na fauna e flora terrestre

Métodos	Descrição e potencial utilidade para o monitoramento da fauna e flora terrestre
Listas de verificação	Abordagem de análise sistemática dos atributos relacionados a uma lista de impactos ambientais, com base em critérios e pesos arbitrários. Para que os critérios e pesos tenham legitimidade e robustez, aconselha-se que suas definições sejam baseadas em painéis de especialistas. As listas de verificação permitem um entendimento da magnitude proporcional dos diversos impactos na fauna e flora, sendo, portanto, úteis em processos decisórios relacionados à priorização de esforços e investimentos.
Matrizes de interação	As matrizes de interação correspondem a diversos tipos de análises que buscam quantificar a interação dos estressores e seus respectivos impactos. Assim como as listas de verificação, as matrizes ajudam a entender a proporcionalidade dos impactos e suas potenciais localizações no tempo e no espaço. Todavia, são limitadas na identificação de impactos indiretos.

Sobreposição de mapas	A sobreposição de mapas corresponde a diversas técnicas computacionais (geralmente feitas nos softwares ArcGis ou Qgis) de análise multicritérios de informações espaciais e da paisagem. Assim como nas listas de verificação, para que os seus respectivos critérios e pesos tenham legitimidade e robustez, aconselha-se que suas definições se deem com base em painéis de especialistas. A sobreposição de mapas pode ser particularmente relevante para a identificação de áreas mais vulneráveis a estressores e respectivos impactos, áreas de referência e áreas aptas a recuperação ambiental.
Simulações e modelos computacionais	Trata-se de um gama variada de análises assistidas por computadores que podem ser utilizadas para modelar e inferir a magnitude e dispersões espaciais e temporais de impactos no solo, no ar e na água, bem como na fauna e flora. Assim como as sobreposições de mapas, as simulações podem ser particularmente relevantes para a identificação de áreas mais vulneráveis a estressores e respectivos impactos, áreas de referência e áreas aptas a recuperação ambiental. Porém, tais simulações são mais frequentemente utilizadas na análise de impactos com disponibilidade de dados facilmente quantificáveis.

Fonte: Descrições baseadas em diferentes autores e publicações (e.g. Leopold et al., 1971; Sorensen, 1971; Dickert & Dorney, 1974; Hopkins, 1977; Thompson, 1990; Julien et al., 1992; Morgan, 1998; Munier, 2004; Lawrence, 2007; Skutsch & Flowerdew, 2009).

Todos os quatro métodos descritos na Tabela 4 são potencialmente úteis para o aperfeiçoamento do monitoramento da fauna e flora terrestre na bacia do rio Doce. Dentre eles, as análises de sobreposição de mapas podem ser particularmente importantes no atual estágio de monitoramento dos impactos, tendo em vista que, passados quase 5 anos do colapso da barragem de Fundão, foram geradas diversas camadas de dados geo-especializados que permitem análise multicritérios robustas em intervalos de tempo relativamente curtos. Tais análises poderão facilitar a identificação de trechos de cursos d'água e porções territoriais mais sujeitas aos impactos persistentes e recorrentes na bacia do rio Doce, a exemplo do que ocorre na prática nacional e global de avaliação de impactos (e.g. Ramanathan, 2001; Garfi et al., 2011; Kaya & Kahraman, 2011). Podem, também, auxiliar no mapeamento de áreas de referência para o monitoramento e subsidiar as logísticas de campo e coletas de dados. No presente documento utiliza-se a abordagem de sobreposição de camadas de mapas para auxiliar na definição dos grupos de indicadores, elementos da paisagem e critérios para definição das unidades amostrais.

3. CARACTERIZAÇÃO DAS AÇÕES DE RESTAURAÇÃO NA BACIA

Para reduzir os impactos do desmatamento, a Organização das Nações Unidas (ONU) declarou que o período entre 2021 e 2030 será a década da restauração dos ecossistemas (Nações Unidas Brasil, 2019). Além disso, acordos nacionais e internacionais foram estabelecidos com o objetivo de minimizar os efeitos das mudanças climáticas pela diminuição dos gases de efeito estufa (e.g., Acordo de Paris - United Nations, 2015). No Brasil, uma das ações estabelecidas para remediar os efeitos das mudanças climáticas é a restauração de 12 milhões

de hectares de florestas até 2030 (MMA, 2015). Ainda no território brasileiro, a proteção e restauração da vegetação nativa em propriedades privadas está prevista pela Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012, que estabelece onde e quanto de vegetação nativa deve ser protegida, recuperada ou restaurada (Rodrigues et al. 2009, Martins 2014, Brancalion et al. 2016). Seu cumprimento é fundamental para a manutenção da flora e da fauna remanescentes e para a provisão de serviços ecossistêmicos fornecidos pela vegetação, como a regulação do clima e manutenção da qualidade do solo e da água, mas esses benefícios só efetivar-se-ão com o aumento da escala da restauração (Melo et al. 2013).

O principal agente histórico de degradação da Mata Atlântica é a agricultura em grandes propriedades rurais, mas a mineração exerce, também, papel importante nessa degradação, não pela quantidade, mas pela intensidade (Guerra et al., 2020). No entanto, muitas dessas paisagens têm passado por um processo de transição florestal, resultando numa reversão da tendência histórica de perda de cobertura florestal e dando início a uma fase de ganho de cobertura (Nanni et al. 2019).

A Mata Atlântica tem se destacado mundialmente como um dos principais 'palcos' da restauração florestal em larga escala, onde diversas regiões já apresentam um ganho líquido de cobertura florestal, tendo sido observado o ressurgimento de mais 700.000 ha de florestas nativas entre 2011 e 2015 (Crouzeilles et al. 2019), na maioria resultado de regeneração natural por abandono de áreas marginais da agricultura. Esse processo de expressão da sucessão ecológica nas áreas que foram isoladas de perturbações recorrentes oriundas do uso agrícola é intitulado de regeneração natural ou restauração passiva (Rodrigues et al. 2009b, Martins 2014, Brancalion et al. 2015). No entanto, em algumas situações da paisagem, a degradação foi mais intensa e a expressão da sucessão ecológica necessita de ações de aceleração, que envolvem tanto o preenchimento de vazios não naturalmente preenchidos, como o enriquecimento da comunidade em regeneração, pois a degradação da paisagem regional não permite a acumulação gradual de espécies (Brancalion et al 2015), o que é definido como restauração assistida (BPBES & IIS et al. 2019 a,b).

Na bacia do rio Doce, as situações que foram historicamente degradadas pela atividade agrícola, principalmente pastagem, mas nunca foram tecnicadas em termos agrícolas ou mineradas, deverão ser objeto das metodologias de restauração passiva ou restauração assistida, dependendo da intensidade dessa degradação histórica e atual nas áreas a serem restauradas e das características da paisagem regional.

Na bacia do rio Doce, incluindo o domínio espacial do PG30, em função da elevada degradação histórica da paisagem, onde sobraram poucos fragmentos naturais mais conservados, com diversidade adequada, a aplicação da metodologia de restauração passiva ficará restrita aos poucos remanescentes de formações naturais em estágio médio e avançado de regeneração (Ribeiro et al. 2009), que deverão ser isolados de ações antrópicas, para evitar o retorno à condição de estágio inicial de regeneração. No entanto, na bacia do rio Doce, a maioria dos fragmentos naturais são fragmentos em estágio inicial de regeneração, de baixa biodiversidade, estrutura comprometida e baixo provimento de serviços ecossistêmicos, geralmente por terem sido alvo de muita degradação antrópica, como fogo recorrente, extrativismo, processos erosivos, deriva de pesticidas etc.

Esses fragmentos naturais remanescentes geralmente estão invadidos por espécies exóticas agressivas (herbáceas e/ou lenhosas), que para se recuperarem adequadamente em termos de biodiversidade, funcionamento, perpetuação e provisão de serviços ecossistêmicos, necessitarão de isolamento das perturbações antrópicas futuras (fogo, extrativismo, processos erosivos e outros) e da adoção de ações de manejo adaptativo, como controle de competidores, como espécies exóticas invasoras (lenhosas e/ou

gramíneas) e mesmo espécies nativas superabundantes favorecidas pela degradação, além de enriquecimento com espécies extintas ou que estão com suas populações comprometidas localmente, caracterizando então a necessidade de metodologias de restauração assistida.

Essa metodologia (restauração assistida) também será aplicada nas áreas agrícolas, principalmente pastagens, que ainda apresentam algum potencial de expressão da regeneração natural por não terem sido tecnificadas historicamente em termos agrícolas, geralmente por ocuparem ambientes declivosos ou com afloramento rochoso, que impedem a mecanização. Nessas situações, que serão isoladas das ações de degradação antrópicas futuras, a expressão de regeneração natural nessas áreas agrícolas será monitorada continuamente, até os processos ecológicos serem restaurados, orientando a adoção de ações de manejo adaptativo, como controle de competidores (espécies lenhosas e/ou gramíneas exóticas invasoras), preenchimento dos vazios não regenerados naturalmente por espécies nativas, em função de algum motivo, como erosão ou intervenção antrópica intensa naquele trecho, o que é chamado de adensamento, e também da necessidade de enriquecimento dessas áreas em restauração com espécies extintas ou comprometidas localmente (Rodrigues et al. 2009a,b; Martins 2014, Brancalion et al. 2015; BPBES & IIS et al. 2019 a,b).

No entanto, as situações da bacia do rio Doce, incluindo o domínio espacial do PG 30, que foram historicamente e atualmente mais tecnificadas, em termos agrícolas, ou foram mineradas se caracterizam pela baixa resiliência ecológica, sem expressão da regeneração natural e sua recuperação demanda adoção de metodologias de restauração ativa, como o plantio total de sementes e/ou mudas (Rodrigues et al. 2009, Brancalion et al. 2015, BPBES & IIS et al. 2019 a,b). No entanto, esse método é o de maior probabilidade de insucesso, além de apresentar elevado custo de implantação e manutenção (Rodrigues et al. 2009a,b; Brancalion et al. 2019) e portanto, necessita de aperfeiçoamentos técnicos mais eficientes e menos onerosos (Brancalion et al. 2015). Nesse contexto, grupos funcionais de plantas, que são amplamente utilizados na ecologia de comunidades para descrever a variação de características dentro e entre as comunidades das plantas (Lavelle et al. 2012; Diaz & Cabido 2001) têm sido, também, utilizados em restauração ecológica, com objetivo de maior custo eficiência, sendo que o agrupamento de plantas é definido de acordo com suas características funcionais, diferente do passado, onde as espécies eram selecionadas de acordo com seu grupo sucessional (Pacto, 2009; Rodrigues et al. 2011; BPBES & IIS et al. 2019a,b).

No Brasil, que é referência mundial em restauração florestal, os plantios de restauração ativa tem utilizado espécies nativas regionais de grupo funcional de rápido crescimento e boa cobertura do solo, denominadas de espécies de recobrimento, responsáveis pela estruturação da comunidade florestal, combinadas com espécies nativas regionais do grupo de diversidade, responsáveis pelos demais funcionamentos da comunidade florestal, como consolidação do dossel, atração de polinizadores e dispersores, de outras interações, e, até mesmo, de acumulação de espécies de outras formas de vida etc (Brancalion et al. 2015; BPBES & IIS et al. 2019 a,b).

As espécies de recobrimento são aquelas de rápido crescimento e que apresentam copas perenes, densas e amplas, possibilitando uma rápida cobertura do solo e permitindo, assim, o controle de gramíneas exóticas agressivas, que é um dos principais *drives* de insucesso da restauração florestal (Rodrigues et al. 2009a,b; Brancalion et al. 2011). Em contrapartida, espécies do grupo de diversidade seriam aquelas que não apresentam tais restrições, tendo distintos ciclos de vida, sendo essenciais para garantir a perpetuação da área em restauração, uma vez que ao longo do processo, essas espécies de diversidade devem substituir as espécies de recobrimento (Brancalion et al. 2015). As espécies de recobrimento, apesar de crescerem rápido e promoverem boa cobertura do solo, isso não ocorre no curtíssimo prazo, e para aumentar ainda mais a

eficiência na contenção de gramíneas exóticas invasoras, essas espécies têm sido consorciadas com espécies comerciais utilizadas para adubação verde (BIOFLORA 2015; Beltrame & Rodrigues 2007; Vieira 2017), aumentando o sucesso e reduzindo os custos da restauração. Até esse momento, os três grupos (adubação verde, recobrimento e diversidade) são plantados num mesmo tempo, definido como técnica de plantio não escalonado, na metodologia de restauração ativa (Brançalion et al. 2015).

No entanto, como as comunidades vegetais se desenvolvem em estados alternativos de composição de espécies, o estabelecimento de uma comunidade pode ser modulado pelos organismos que chegam primeiro ao sistema (Fukami 2015). Esse processo é chamado de efeito de prioridade (priority effect), nos quais as plantas que chegam primeiro a um local podem afetar positiva ou negativamente o estabelecimento, crescimento e reprodução das espécies que se estabelecem depois, influenciando assim o processo de sucessão e montagem da comunidade (Fukami 2015; Temperton et al. 2016; Weidlich et al. 2017). Desta forma, os efeitos de prioridade podem afetar a estrutura e a composição de uma comunidade e, conseqüentemente, influenciar as funções e os serviços ecossistêmicos. Esses efeitos são relevantes no contexto da restauração ecológica, os quais podem manipular a ordem de plantio de espécies ou de grupo funcionais guiando a trajetória da comunidade vegetal a ser restaurada para um objetivo desejado (Young et al., 2017; Wilsey, 2020). Nesse sentido, a restauração ativa tem evoluído, também, para plantio escalonado dos grupos funcionais, criando primeiro a estrutura florestal com as espécies de recobrimento, consorciadas com a adubação verde, para depois essa estrutura florestal, que foi recentemente criada, ser enriquecida com as espécies da diversidade (Brançalion et al. 2015).

Na bacia do rio Doce, incluindo o domínio espacial do PG30, nas áreas muito degradadas pela tecnificação agrícola, geralmente planas ou passíveis de mecanização, as áreas mineradas e as áreas com depósito de rejeito resultante do rompimento da barragem, estão sendo e deverão ainda ser objeto de restauração ativa. Para tanto, são empregadas técnicas variadas de plantio escalonado ou não escalonado, com mudas e/ou sementes (semeadura direta), mas sempre consorciadas com adubação verde, dependendo do tamanho da área a ser restaurada, da possibilidade ou não de mecanização, da facilidade de acesso, da dominância de gramíneas exóticas agressivas e da característica agrícola e cultural do proprietário rural (Brançalion et al. 2015). Como exemplo disso, a Tabela 5 exemplifica a adequação dos métodos e técnicas de restauração ecológica para cada situação de degradação da bacia do rio Doce, considerando seu uso agrícola histórico e atual, que define o potencial de regeneração natural, a possibilidade ou não de mecanização e a facilidade ou não de acesso e outras, na perspectiva de potencializar o sucesso dessas ações de restauração.

Tabela 5: Exemplo das metodologias e técnicas mais adequadas de restauração ecológica para cada situação de degradação da bacia do Rio Doce, considerando suas características intrínsecas, visando potencializar o sucesso das ações.

Descrição das possíveis situações de restauração ecológica na Bacia do Rio Doce	Metodologia e técnica de restauração ecológica mais recomendada para cada situação de degradação	Observações importantes para contextualizar recomendação
---	--	--

<p>1- Pastagens com regeneração natural (em quantidade de regenerantes e de espécies suficientes para garantir restauração ecológica com sucesso)</p>	<p>Restauração passiva (metodologia), onde a área vai apenas ser isolada de perturbações antrópicas.</p>	<p>A restauração passiva deverá ser a mais rara na bacia, pelas características de degradação da paisagem, sendo definida apenas para as situações onde a regeneração natural permitirá restaurar indicadores com valores comparáveis aos ecossistemas de referência.</p>
<p>2- Pastagens com regeneração natural (em quantidade de regenerantes e de espécies insuficientes para garantir restauração ecológica com sucesso)</p>	<p>Restauração assistida (metodologia) através da condução da regeneração natural, adensamento (vazios não regenerados naturalmente) e enriquecimento (diversidade) (técnica).</p>	<p>A restauração assistida deverá ser a mais comum na bacia, pelas condições fisiográficas e de degradação da paisagem, sendo a mais apropriada para essas condições por permitir reduzir custo aproveitando a regeneração natural, mas que deverá ser adensada e enriquecida com novas espécies.</p>
<p>3- Pastagem sem regeneração natural, pequenas ou grandes áreas, mecanizáveis ou não, de difícil acesso</p>	<p>Restauração ativa (metodologia) através do plantio de mudas de espécies de recobrimento e mudas de espécies de diversidade, não escalonado (técnica)</p>	<p>O plantio de mudas não escalonado foi definido como mais apropriado por exigir menor tempo de acompanhamento, já que a área não tem presença constante do proprietário.</p>
<p>4- Pastagem ou áreas agrícolas sem regeneração natural, em larga extensão, não mecanizáveis e de fácil acesso</p>	<p>Restauração ativa (metodologia) através do plantio de mudas de espécies de recobrimento e mudas de espécies de diversidade, escalonado de spp de recobrimento e diversidade (técnica).</p>	<p>O plantio de mudas escalonado foi definido como mais apropriado pelo fato da situação não permitir mecanização, mas permitir (plantio escalonado) rápida ocupação e controle das gramíneas exóticas agressivas.</p>
<p>5- Áreas agrícolas ou pastagens (pequenas ou grandes), sem regeneração natural, não mecanizáveis, mas de difícil acesso</p>	<p>Restauração ativa (metodologia) através do plantio de mudas de espécies de recobrimento e mudas de espécies de diversidade, não escalonado (técnica).</p>	<p>O plantio de mudas escalonado foi definido como mais apropriado pelo fato da situação não permitir mecanização e ser de difícil acesso, não permitindo retornos constantes.</p>
<p>6- Pastagem ou áreas agrícolas (pequenas ou grandes), sem regeneração natural, mecanizáveis, de fácil acesso</p>	<p>Restauração ativa (metodologia) através do plantio de sementes de espécies de recobrimento e mudas de espécies de diversidade, escalonado de spp de recobrimento e diversidade (técnica).</p>	<p>O plantio de sementes de recobrimento e mudas de diversidade (spp de sementes pequenas) foi definido como mais apropriado por garantir rápida ocupação com baixo custo, mas com sustentabilidade.</p>
<p>7- Outras possíveis situações de restauração ecológica.</p>		

Na bacia do rio Doce, incluindo o domínio espacial do PG30, a restauração (passiva, assistida e ativa) já realizada e a planejada não promoverá a regularização legal (regularização para as áreas de preservação permanente e para reserva legal) de todas as propriedades rurais da bacia do Rio Doce na legislação ambiental vigente (Brasil 2012), sendo que isso irá acontecer apenas para uma pequena fração das propriedades da bacia. Mesmo que a Fundação Renova se programasse em promover a regularização ambiental de todas as propriedades da bacia, essa regularização não necessariamente atenderia aos critérios científicos para o restabelecimento de corredores ecológicos na bacia, interligando, através da restauração ecológica, os fragmentos naturais remanescentes (Rother et al. 2018). Para que isso ocorresse em todas as propriedades da bacia, assim como está ocorrendo em algumas propriedades dos PG 17 e 40, seria necessário um bom planejamento espacial da propriedade, integrando a área ambiental (APP e RL) com a área agrícola, permitindo a restauração ecológica principalmente nas áreas agrícolas de baixa aptidão e preservando as áreas agrícolas de maior aptidão para produção tecnificada e de elevada produtividade, a fim de evitar conflito entre o tema ambiental e agrícola (Latawiec et al. 2016). Além disso, até o momento, as restaurações ecológicas já implantadas nas propriedades rurais da bacia do rio Doce, com algumas poucas exceções dos PG 17 e 40, não foram planejadas para potencializar o provimento de serviços ecossistêmicos da bacia, como por exemplo, aumentar a proteção do solo de maior potencial de infiltração (Lozano-Baez et al. 2020), potencializar a disponibilização de polinizadores de culturas agrícolas da bacia (Montoya-Pfeiffer et al. 2020; BPBES & IIS et al. 2019 a,b) e outros, que estão sendo propostos para serem ainda incorporados nas restaurações ecológicas que estão planejadas na bacia do Rio Doce, mas ainda não executadas. Vê-se abaixo mapas (Figura 6 – Anexo 4, Figura 7 – Anexo 5, Figura 8 – Anexo 6) com fragmentos naturais remanescentes e trechos com restauração executada e prevista.

Figura 6: Mapa do domínio espacial do PG30, mostrando 1- fragmentos naturais remanescentes, que serão alvo de restauração passiva ou assistida, dependendo do estágio de regeneração (passiva no médio e avançado e assistida no inicial); 2- trechos já restaurados ou que ainda serão restaurados usando metodologia de restauração assistida nos trechos nunca tecnicizados em termos agrícolas, por impedimento de mecanização e; 3- trechos que já foram ou serão restaurados usando restauração ativa, por não apresentarem mais expressão da regeneração natural, em função da intensa degradação por uso agrícola histórico conforme definições dos Programas 25 (Trecho 1) e também dos PG 26 e 27 da Fundação Renova.

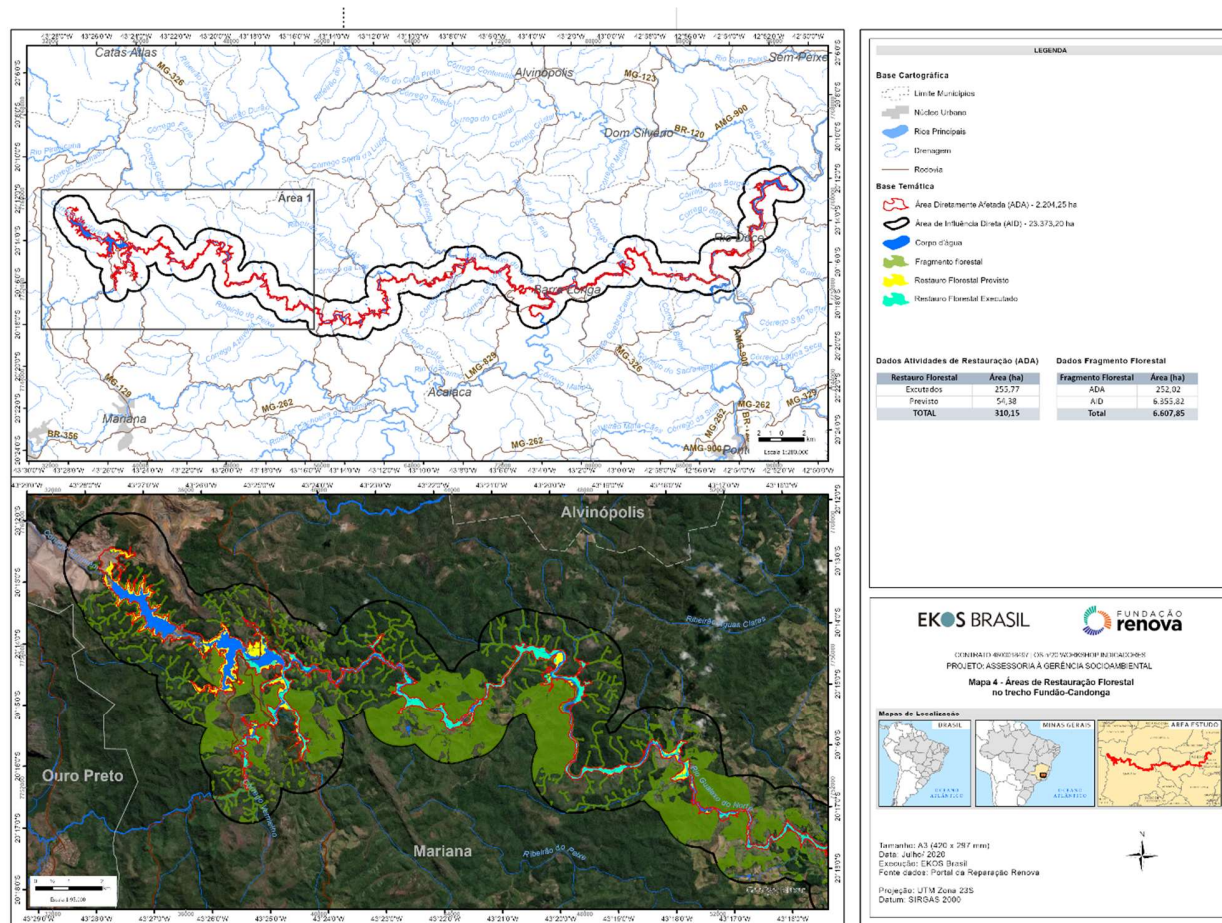


Figura 7: Mapa do domínio espacial do PG30, mostrando 1- fragmentos naturais remanescentes, que serão alvo de restauração passiva ou assistida, dependendo do estágio de regeneração (passiva no médio e avançado e assistida no inicial); 2- trechos já restaurados ou que ainda serão restaurados usando metodologia de restauração assistida nos trechos nunca tecnicizados em termos agrícolas, por impedimento de mecanização e; 3- trechos que já foram ou serão restaurados usando restauração ativa, por não apresentarem mais expressão da regeneração natural, em função da intensa degradação por uso agrícola histórico (Trecho 2).

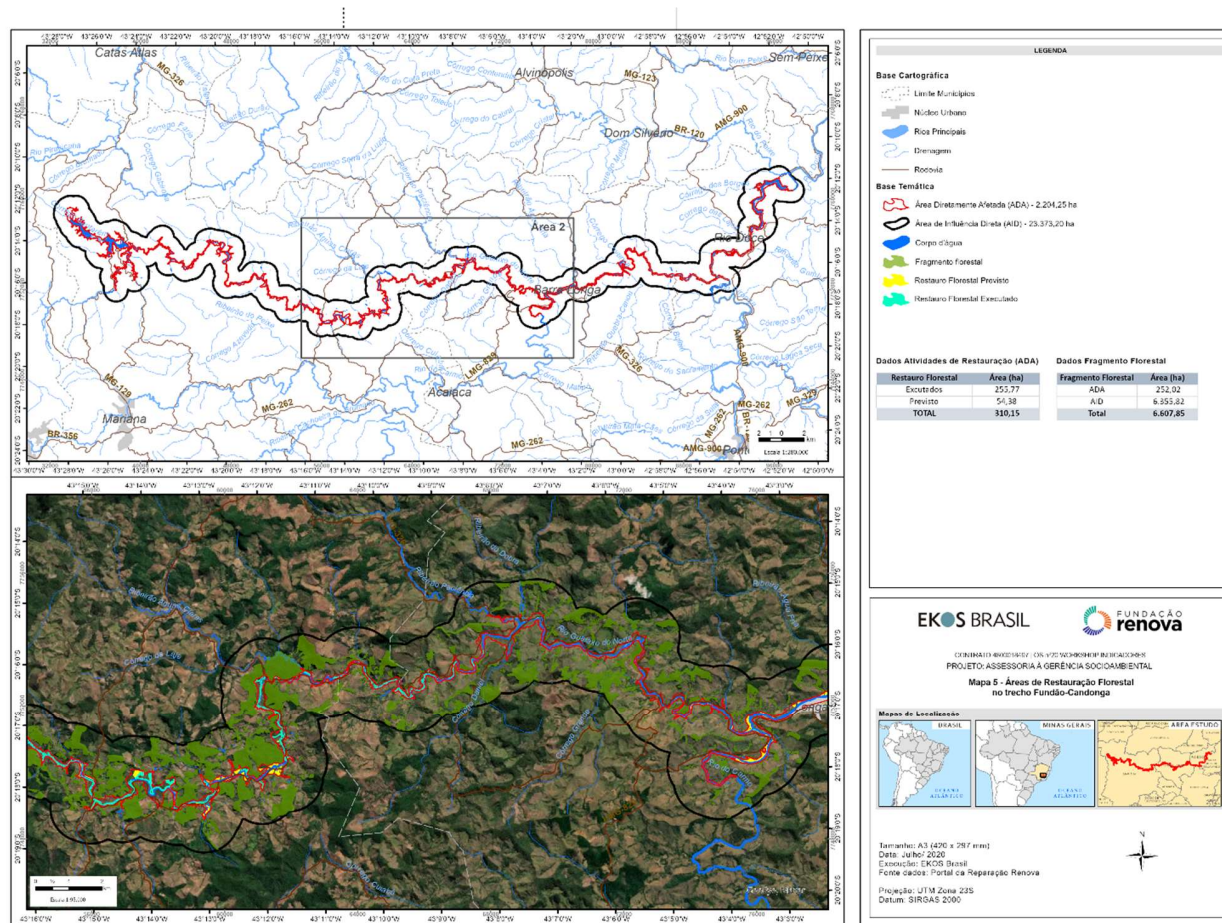
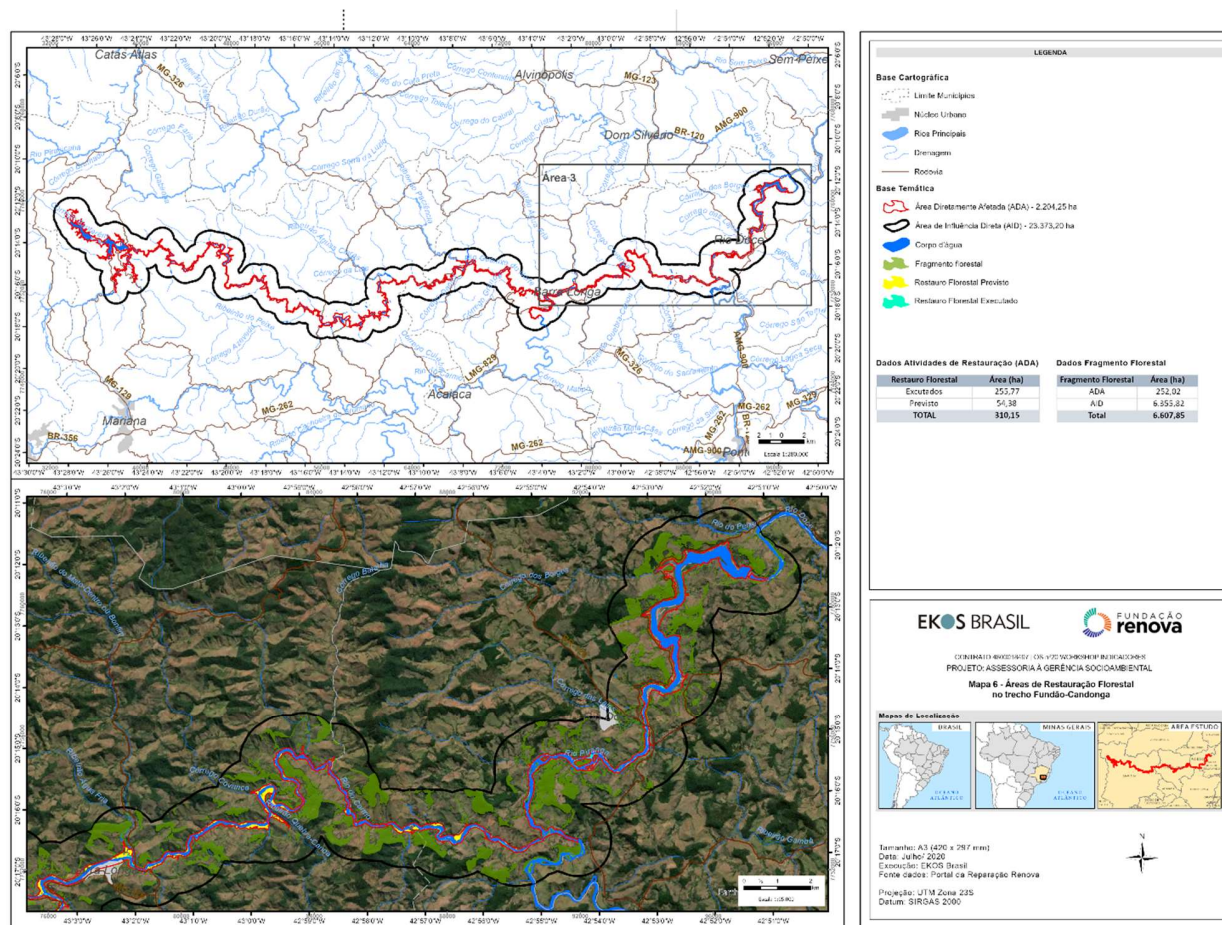


Figura 8: Mapa do domínio espacial do PG30, mostrando 1- fragmentos naturais remanescentes, que serão alvo de restauração passiva ou assistida, dependendo do estágio de regeneração (passiva no médio e avançado e assistida no inicial); 2- trechos já restaurados ou que ainda serão restaurados usando metodologia de restauração assistida nos trechos nunca tecnicizados em termos agrícolas, por impedimento de mecanização e; 3- trechos que já foram ou serão restaurados usando restauração ativa, por não apresentarem mais expressão da regeneração natural, em função da intensa degradação por uso agrícola histórico (Trecho 3).



4. PERGUNTAS ESPECÍFICAS DO MONITORAMENTO, COM CONTEXTUALIZAÇÃO, HIPÓTESES E PREDIÇÕES

Condizente com a proposta de monitoramento focada em três Temas Gerais, são apresentados aqui os desdobramentos dos mesmos em questionamentos mais específicos e detalhamentos dentro de cada tópico com as bases conceituais que sustentam as perguntas e os indicadores utilizados para cada uma delas, com a devida justificativa técnico-científica para essa seleção.

4.1. TEMA 1: QUAIS OS IMPACTOS CRÔNICOS (PERSISTENTES OU RECORRENTES) DO EVENTO SOBRE AS ESPÉCIES DA FAUNA E FLORA TERRESTRES DA BACIA DO RIO DOCE, E QUAL A MAGNITUDE E ABRANGÊNCIA ESPACIAL E TEMPORAL DESTES IMPACTOS?

4.1.1 Bases conceituais

Os impactos da contaminação por elementos metálicos na área compreendida entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves foram significativamente agravados pelo rompimento da barragem de contenção de rejeito de Fundão (Guerra et al. 2017; Vergilio et al. 2020). Apesar do rejeito ter sido classificado quimicamente como inerte e não perigoso, a inundação pela lama provocou a elevação das concentrações de ferro (Fe) e manganês (Mn), além de causar a suspensão e solubilização de resíduos de mineração historicamente depositados nas calhas dos cursos hídricos afetados (Segura et al. 2016). Vários estudos demonstram que ocorreu incremento da concentração de elementos metálicos como Fe, Mn e arsênio (As) em amostras de solo, vegetação e água de locais afetados, em comparação às áreas de referência (Reis et al. 2017; Silva et al. 2018; Coelho et al. 2020). Alguns elementos, apesar de desempenharem papéis importantes nos processos fisiológicos dos organismos, podem causar, por meio da exposição excessiva, desenvolvimento de doenças degenerativas em humanos, além de distúrbios metabólicos, nutricionais e oxidativos em plantas (Fernando & Lynch 2015; Nikolic & Pavlovic 2018).

Alguns estudos, entretanto, indicam a possibilidade de utilização dessas áreas para atividades agropecuárias, uma vez que estariam isentas de potencial tóxico, conforme relatório Golder (2016) e do programa Uso Sustentável da Terra (2019). O relatório recentemente divulgado de Consolidação dos Estudos de Avaliação de Risco à Saúde Humana indicou que o solo atingido pelos rejeitos de minério não apresenta metais que possam causar risco toxicológico à saúde humana, apontando o restabelecimento das atividades agropecuárias em Mariana e Barra Longa. Segundo a Gerência do programa de saúde da Fundação Renova, os estudos apontam que os riscos existentes são pontuais em virtude da disposição e da quantidade de metais encontrados na calha dos rios, água superficial, água para consumo humano, solo, poeira domiciliar e em alimentos de origem vegetal e animal.

O monitoramento e a mitigação do impacto dos contaminantes podem ser realizados por meio de estudos de bioacumulação e estimativa de transferência de metais pesados nas cadeias tróficas, avaliando-se a

percentagem de espécies contaminadas identificadas e o grau de contaminação, comparando-se áreas contaminadas e áreas de referência. O termo "contaminantes", usado ao longo do documento, refere-se a metais e arsênio. Os elementos metálicos característicos do rejeito (ferro (Fe), manganês (Mn) e alumínio (Al)) encontram-se em baixas concentrações na fração "disponível" do solo (Davila et al. 2020). Entretanto, não se pode desconsiderar os efeitos da passagem da lama que causou a remobilização e dispersão de solos e sedimentos previamente contaminados com outros elementos, como o arsênio (As), cromo (Cr), chumbo (Pb), mercúrio (Hg), vanádio (V), bário (Ba), cobalto (Co) e cobre (Cu).

Várias questões inicialmente formuladas pela Câmara Técnica de Biodiversidade incluíam a necessidade de informações sobre acúmulo de metais nas diferentes espécies da biota e no solo; até qual distância do rio Doce estaria ocorrendo a acumulação de metais e como os metais estariam circulando nas cadeias tróficas. Parte dessas questões constavam no Termo de Referência para a Avaliação Ecológica Rápida, e foram investigadas para diversos grupos de fauna, contudo, não foram realizados para a vegetação. Como essas questões devem estar relacionadas com os outros programas de monitoramento em execução pela Fundação Renova, a nova abordagem sugerida para esses questionamentos dentro do Programa de Biodiversidade foi reformulada e associada à avaliação e monitoramento dos impactos persistentes, além de verificar se estão sendo respondidas pelas atividades de outros programas.

Uma proposição bem embasada de monitoramento precisaria de uma robusta revisão do "antes" rompimento para tentar estabelecer nexo causal. Entretanto, em termos de análise de contaminantes na flora, a base de dados é praticamente inexistente, o que torna indispensável considerar áreas controle, não atingidas pela lama. Importante considerar estudos de Avaliação de Risco Ecológico (em andamento) no alinhamento dos procedimentos a fim de evitar sobreposição ou dissonância dos dados gerados. Por exemplo: informações sobre análises de exposição, de efeito, quais as linhas de evidência, os pontos e períodos de amostragem, a seleção de indivíduos, compartimentos biológicos analisados e quais contaminantes analisados.

As respostas biológicas podem ser percebidas com o monitoramento de grupos de organismos conhecidos como bioindicadores de qualidade do habitat, utilizados para monitorar a saúde do ambiente onde vivem (Parmar et al. 2016). Espécies bioindicadoras fornecem informações sobre os ambientes que ocupam e apresentam sensibilidade a alterações dos atributos do habitat. Tais atributos envolvem desde características climáticas, físico-químicas e estruturais do habitat, mas também mudanças causadas por atividades antrópicas como a poluição, mudança na quantidade e qualidade do habitat e mudanças no uso da terra como a agricultura, urbanização ou a mineração. Um grupo é considerado bom indicador biológico quando: apresenta sua taxonomia bem definida; sua identificação taxonômica é relativamente fácil, apresenta distribuição geográfica ampla, ciclo de vida curto em relação a duração do estressor e padrões de distribuição e de interações biológicas bem conhecidas e em diferentes condições ambientais.

A proposição, considerando as premissas e critérios estabelecidos no Workshop para Definição de Indicadores de Resultados da Biodiversidade, pretende utilizar poucos, mas eficazes indicadores, buscando associar a análise de contaminantes com os serviços ecossistêmicos, a saber: fonte de alimentação (herbivoria, alimentação de morcegos); fonte de regenerantes (frutos e sementes); fonte para insetos polinizadores (flores e manutenção de insetos para polinização de áreas agrícolas); e suporte físico (contenção de erosão e retenção de contaminantes no solo) (Navarro-Cano et al. 2018). Após uma análise inicial, o monitoramento e controle de contaminantes pode ser feito por meio de desenvolvimento de pesquisas com plantas bioindicadoras que tenham se mostrado mais promissoras no acúmulo de metais pesados, assim como monitorar os teores de

metais pesados e particulados nessas plantas nas áreas naturais e em recuperação. A determinação do fator de bioconcentração (FBC) e de translocação (FT) nessas áreas é importante para se definir o potencial da espécie para a fitorremediação (fitoestabilização dos contaminantes) e para o risco potencial de biomagnificação, respectivamente (Liu et al. 2016; Midhat et al. 2017; Kaur et al. 2019).

Embora expressiva parte do PG30 esteja voltado para o monitoramento da fauna, uma vez que a parte vegetal tem ficado a cargo da Câmara Técnica de Restauração Florestal e Produção de Água (CT-Flor), é importante que essa análise, flora e fauna, seja feita de forma conjunta e integrada, pela indissociabilidade e interdependência dos sistemas, considerando que qualquer alteração na flora, inevitavelmente incorrerá em modificações nas comunidades de fauna.

Dentro deste contexto, é possível identificar duas grandes classes de perguntas, a primeira que tenta entender o efeito de possíveis contaminantes persistentes e detectáveis nos indivíduos e que podem ter efeitos na biota terrestre do trecho estudado. A segunda classe de perguntas são as que tentam entender os efeitos derivados do impacto original, isto é, da passagem e deposição de rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão. Neste segundo caso, mesmo que não haja o efeito de contaminantes em si, é plausível pensar que a perda de habitats e a fragmentação dos ecossistemas tenham levado a pressões nas comunidades terrestres, levando à simplificação ou perda de diversidade da biota terrestre.

4.1.2 Perguntas e indicadores relacionados aos contaminantes presentes no rejeito que podem persistir na biota terrestre.

Pergunta 1 - Qual a magnitude, abrangência espacial e temporal dos impactos decorrentes da presença de contaminantes sobre a flora terrestre da bacia do rio Doce?

Contextualização

Os impactos na vegetação terrestre decorrentes da presença de contaminantes restringem-se, basicamente, às áreas em que ocorreu deposição de rejeitos, nas margens dos cursos d'água e nas áreas adjacentes passíveis de inundação. Por ocasião do rompimento houve severo dano resultante da remoção e/ou soterramento da vegetação existente, seguido de mudanças das condições físicas, químicas e biológicas nas áreas afetadas, as quais ainda persistem. Outros impactos recorrentes resultam dos processos de inundação que ocorrem durante o período chuvoso, provocando a ressuspensão dos sedimentos presentes no leito dos córregos e rios e a deposição nas margens e áreas alagadas. Os contaminantes presentes no rejeito ou mobilizados pela onda de rejeitos e disponibilizados no ambiente promovem mudanças na qualidade do solo e, em consequência, aumento das concentrações de metais na vegetação, afetando diretamente as espécies alvo e, indiretamente, a biota da cadeia trófica, com biomagnificação dos metais e redução de populações de polinizadores (Vieira et al. 2020). Fato é que, além dos danos diretos dos metais pesados à vegetação, impactos indiretos podem ocorrer por meio da reduzida disponibilidade de nutrientes, baixo conteúdo de matéria orgânica, elevada densidade do tecnossolo e baixa capacidade de troca catiônica (da Silva Cruz et al. 2020) que podem comprometer o estabelecimento das plantas.

Hipóteses & Predições

- A hipótese geral é que a presença do rejeito depositado nas margens dos cursos d'água provoca contaminação por metais pesados em plantas de fragmentos florestais no trecho entre a barragem de Fundão e a UHE Candonga.
- Espera-se que a concentração de contaminantes seja maior em plantas nas áreas diretamente afetadas do que em áreas de referência não impactadas.
- Espera-se diminuição dos impactos à medida que se distancia das áreas de maior acúmulo de rejeitos, tendendo à normalidade nas áreas indiretamente afetadas.
- Espera-se que, com o tempo, diminuição das concentrações de contaminantes disponíveis para absorção pelas plantas diminua e, em consequência, redução do acúmulo na vegetação.

Indicador(es) proposto(s)

- Concentração de contaminantes em tecidos de espécies de plantas terrestres.

Pergunta 2 - Quais concentrações de contaminantes na vegetação poderiam ser consideradas como vetores de impacto biológico (danos)?

Contextualização

O estabelecimento da linha de base pré-rompimento em relação aos contaminantes conta com escassos trabalhos relacionados à vegetação nativa da região. As áreas dos ecossistemas vegetais que foram mais fortemente atingidas pela erosão e deposição dos rejeitos de mineração devido ao rompimento da barragem de Fundão restringem-se à área entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves. Vários trabalhos indicam que os vetores de impacto devido ao rejeito possam estar mais relacionados às alterações físicas e químicas, não necessariamente relacionados ao potencial tóxico dos metais pesados (Santos et al. 2019).

Nem sempre o maior acúmulo de determinado elemento na planta, como no caso dos micronutrientes Fe, zinco (Zn), cobre (Cu) e Mn, resulta em efeitos tóxicos, uma vez que os mesmos são considerados micronutrientes essenciais. Mesmo os elementos reconhecidamente tóxicos, como o As, chumbo (Pb), cromo (Cr), alumínio (Al), podem estar presentes no vegetal e não resultar em efeitos tóxicos, uma vez que os vegetais dispõem de mecanismos para imobilização desses elementos. Portanto, o limiar de toxicidade é muito difícil de ser definido, ainda mais em se tratando de espécies vegetais nativas da bacia do rio Doce. As espécies vegetais diferem significativamente em relação às exigências nutricionais e à tolerância e acúmulo dos diferentes metais (Afonso et al. 2020) e, mesmo não causando danos biológicos, podem ser agentes potenciais de biomagnificação na fauna.

Interessante considerar que as plantas são capazes de absorver concentrações elevadas de metais em áreas contaminadas e, a depender da translocação das raízes para a parte aérea, podem ser consideradas de risco devido ao potencial de magnificação na cadeia trófica ou como fitoestabilizadoras dos metais no sedimento, evitando a sua disponibilização para outros compartimentos, características desejáveis no fitomanejo de áreas impactadas (Nawab et al. 2015; Boechat et al. 2016; Christou et al. 2017)

Hipóteses & Predições

- A hipótese é que o dano biológico associado ao nível de contaminação varia conforme o tipo do contaminante e a espécie de planta.
- Espera-se que, mesmo em face do maior acúmulo de contaminantes nas plantas mantidas nas áreas afetadas pela deposição de rejeito (naturais ou em processo de restauração), isso não implica, necessariamente em risco/dano biológico e ecológico.
- Espera-se que diferentes espécies de plantas irão apresentar variação na tolerância aos contaminantes.

Indicador(es) proposto(s)

- Prevalência de dano biológico associado a contaminantes em tecidos de plantas terrestres.

Pergunta 3 - Está ocorrendo contaminação por elementos químicos e consequentes danos em espécies de pequenos vertebrados (anfíbios, répteis, roedores e marsupiais) que estão em contato direto com o rejeito?

Contextualização

É possível que em alguns ambientes ainda exista exposição e disponibilização de contaminantes provenientes do rompimento da barragem. Tais contaminantes, já mensurados em análises de água e sedimentos, como o Fe, Mn, As, Al, Cr, Pb, dentre outros, podem estar presentes nos ambientes aquáticos que se formaram ou persistiram sobre o rejeito depositado nas margens de drenagens, a exemplo de lagoas, poças e brejos. Tais elementos podem contaminar indivíduos de organismos associados ao ambiente aquático (e.g. girino e cágados) e organismos terrestres e semiofossoriais (e.g. pequenos mamíferos), por isso é importante quantificar e monitorar as concentrações de eventuais contaminantes em tecidos dessas espécies.

O aumento da biodisponibilidade de metais e compostos metálicos no ambiente é preocupante do ponto de vista ecotoxicológico. Através da contaminação do solo e água, os metais encontrados nos rejeitos podem entrar nos sistemas biológicos e, assim, ser incorporados na cadeia alimentar. A eventual contaminação por metais pode causar danos aos tecidos e células onde se acumulam ou estão reativos, acentuando a ocorrência de estresse oxidativo e/ou inibindo a atividade enzimática que pode levar à expressão de genes aberrantes ou causar danos ao DNA. De fato, efeitos citogenotóxicos dos resíduos provenientes do rompimento da barragem de Fundão, especialmente de metais particulados, foram demonstrados por Quadra et al. (2019), indicando a necessidade de monitoramento desses impactos, viabilizando a implantação de estratégias de mitigação eficientes e um conhecimento profundo dos efeitos que ainda persistem no ecossistema.

Ainda, como fonte de evidência ecológica (morfológica) da eventual contaminação e de alterações físicas no sedimento de lagoas soterradas ou que se formaram sobre o sedimento, estudos que avaliem a frequência de malformações e a instabilidade no desenvolvimento (Lens et al. 2002) em girinos são ferramentas úteis na identificação, avaliação e monitoramento de impactos ambientais persistentes e recorrentes. A estabilidade no desenvolvimento é a habilidade de um genótipo em expressar repetidamente um único fenótipo quando o desenvolvimento ocorre sob as mesmas condições ambientais (Palmer & Strobeck 2003), ao passo que a instabilidade tende a aumentar em indivíduos expostos a altos níveis de stress durante o desenvolvimento (Kellner & Alford 2003).

Para muitas características bilaterais parece que o programa genético especifica uma simetria perfeita, assim, desvios dessa simetria podem indicar uma instabilidade no desenvolvimento (Palmer & Strobeck 2003). A assimetria flutuante é amplamente utilizada para detectar a influência de perturbações no desenvolvimento das espécies, com foco especial em impactos antrópicos (Palmer 1994; Lens et al. 2002; Van Dongen 2006; Alford et al. 2007b; Van Poucke et al. 2007; Zachos et al. 2007). A assimetria flutuante pode variar ao longo da ontogenia, ou seja, indivíduos podem apresentar níveis de assimetria em diferentes idades ou estágios de desenvolvimento. Assim, a assimetria flutuante reflete o desenvolvimento recente do organismo (Kellner & Alford 2003). Em anuros, altas taxas de mortalidade têm sido observadas no estágio larval (girinos). Dessa maneira, considerando que indivíduos com altos níveis de instabilidade no desenvolvimento devem ser selecionados negativamente (Møller 1997; López et al. 2002; Söderman et al. 2007), pode-se assumir que a detecção de elevados níveis de instabilidade no desenvolvimento, que reflitam os impactos ambientais, seriam mais prováveis no estágio larval. Isso resultaria devido ao fato de que mais indivíduos assimétricos (aqueles com uma baixa capacidade de controlar seu desenvolvimento) estariam mais susceptíveis a morrer antes de completar sua metamorfose, ou seja, indivíduos mais simétricos tenderiam a viver mais (Møller 1997).

Hipóteses & Predições

- A hipótese geral é que a presença do rejeito provoca aumento nos níveis de contaminação por metais pesados em espécies de pequenos vertebrados associados a ambientes aquáticos e terrestres.
- Espera-se que os níveis de contaminação nas espécies de pequenos mamíferos de hábito terrestre e semifossorial seja maior nas áreas de vegetação diretamente impactadas pela presença de rejeito quando comparada com áreas de referência.
- Indivíduos de espécies de pequenos mamíferos que estejam em contato com eventuais elementos contaminantes no rejeito apresentarão taxas mais elevadas de malformações e danos histopatológicos quando comparados às taxas em áreas de referência.
- Espera-se que girinos que se desenvolvem em contato direto com o rejeito proveniente do rompimento da barragem estejam sendo contaminados por elementos químicos. Neste caso, a concentração de contaminantes será maior em girinos provenientes da área diretamente afetada quando comparada àquela de girinos provenientes de áreas de referência. Por fim, se houver contaminação decorrente do rejeito, a concentração dos metais nos tecidos dos indivíduos será maior na área diretamente afetada do que em áreas similares não afetadas.
- Girinos que se desenvolvem em contato direto com o rejeito estão mais susceptíveis a malformações e desvios de simetria quando comparados aos girinos de áreas não afetadas. Espera-se que níveis maiores de stress ambiental durante o desenvolvimento, seja químico (contaminação) ou físico (e.g. alteração física do sedimento), aumentem as taxas de malformações e assimetria. Neste caso, a proporção de indivíduos com malformações e a intensidade da malformação será maior em populações provenientes da área diretamente afetada (i.e. em contato direto com rejeito) quando comparada àquelas provenientes de áreas não afetadas.
- Indivíduos de cágado-de-barbichas (*Phrynops Geoffroanus*) que vivem na calha do rio, em contato direto com o rejeito e água provenientes do rompimento, deverão estar contaminados por elementos químicos, e estes níveis de contaminação devem diminuir com a distância da barragem de Fundão, fonte do impacto. Para esta hipótese, espera-se que a concentração de contaminantes será maior em cágados provenientes da área diretamente afetada quando comparada àquela de

cágados provenientes de áreas não afetadas e diminuirá ao longo da calha do rio em direção à foz do rio Doce.

- Considerando-se a confirmação da hipótese anterior, a maior contaminação de indivíduos nas áreas afetadas estaria associada a danos teciduais, genômicos e epigenômicos, com maior frequência e intensidade, em girinos e no cágado-de-barbichas (*Phrynops geoffroanus*) contaminados.

Indicador(es) proposto(s)

- Concentração de contaminantes em tecidos de espécies de pequenos mamíferos terrestres;
- Prevalência de malformações e dano histopatológico em pequenos mamíferos terrestres;
- Concentração de contaminantes em tecidos de girinos;
- Prevalência de malformações em girinos;
- Concentração de contaminantes em tecidos de indivíduos de *Phrynops geoffroanus*;
- Prevalência de malformações em indivíduos de *Phrynops geoffroanus*.

4.1.3 Perguntas e indicadores que buscam entender os efeitos derivados do impacto original nas comunidades de flora e fauna.

Pergunta 4 - Qual o efeito do rompimento da barragem e consequente derramamento de rejeitos que avançaram sobre a vegetação natural, na redução de florestas, na alteração da diversidade (taxonômica, filogenética e funcional), na estrutura e funcionamento das comunidades remanescentes que receberam rejeito, tendo como base o contexto original da paisagem regional?

Contextualização

A cobertura florestal tem se transformado profundamente nas últimas décadas no Brasil e no mundo (Sloan et al. 2019). De início, vastas extensões de florestas tropicais maduras foram convertidas para usos agropecuários, resultando em um drástico declínio da cobertura florestal em paisagens transformadas pelo homem. No entanto, muitas dessas paisagens têm passado por um processo de transição florestal, resultando numa reversão da tendência histórica de perda de cobertura florestal e dando início a uma fase de ganho de cobertura (Nanni et al. 2019). Como consequência, a cobertura florestal que era antes constituída essencialmente de florestas nativas maduras tem se transformado num mosaico bastante heterogêneo de diferentes tipologias florestais, cada qual exercendo funções ambientais específicas e, conseqüentemente, diferentes contribuições para a natureza e bem-estar humano. No entanto, pouco se sabe sobre onde estão essas novas florestas e suas diferentes tipologias, como elas provêem diferentes funções ambientais e como essas funções poderiam ser maximizadas para a conservação da natureza como o bem-estar humano (McDowell et al. 2020).

Hipóteses e predições

- A hipótese geral é que nos fragmentos onde o rejeito não eliminou totalmente as florestas, mas adentrou de alguma forma e ficou depositado no chão da floresta, a dinâmica florestal deve estar sendo fortemente alterada, assim como o provimento de serviços ecossistêmicos por esses fragmentos. Essa alteração deve estar ocorrendo em função das alterações abióticas

(características de solo e dinâmica da água) e bióticas, como enterramento do banco de sementes, pela eliminação dos regenerantes, e outros, que resultarão na degradação desses fragmentos ao longo do tempo.

- Espera-se que a degradação da comunidade deve se expressar por perda gradual de diversidade, por mudanças na composição e estrutura das comunidades nas áreas impactadas pelo rejeito e por redução no provimento de serviços ecossistêmicos, tendo como referência as áreas naturais existentes na região. Portanto, espera-se que hoje, 5 anos após o rompimento, a composição, a estrutura e o provimento de serviços ecossistêmicos nas manchas de vegetação onde foi depositado o rejeito seja distinta daquela constatada na porção do fragmento que não sofreu a deposição de rejeito e nas áreas de referência. Espera-se ainda, que com as avaliações periódicas, se confirme que as ações de recuperação definam uma trajetória de sucesso a esses fragmentos impactados, se aproximando às referências.

Indicador(es) proposto(s)

- Quantidade de habitat natural;
- Diversidade, estrutura e composição das comunidades vegetais.

Pergunta 5 - Qual a magnitude espaço-temporal dos impactos crônicos (persistentes ou recorrentes) da presença da mancha de rejeitos sobre a diversidade de insetos terrestres?

Contextualização

Insetos são considerados bons bioindicadores no ambiente terrestre e aquático e conectam esses sistemas, muitas vezes, através das matas ciliares que ocorrem ao longo dos rios ou lagos, e que servem de habitat para nidificação, refúgio e forrageamento para esses organismos. Nesses habitats de vegetação circundante aos corpos d'água, tais grupos são, também, importantes pois fazem a ligação entre outros níveis tróficos, como plantas e vertebrados predadores, sendo responsáveis por diversos serviços ecossistêmicos (Crespo-Pérez et al. 2020; Prather et al. 2013). Alterações na estrutura do habitat ou na paisagem que causem mudanças na disponibilidade ou qualidade de recursos devido a atividades humanas podem ter efeitos em toda a cadeia trófica (Chase et al. 2020), e podem ser verificadas a partir de mudanças na estrutura de populações, comunidades ou na escala de ecossistemas (Pinek et al. 2020). Esses efeitos em cascata podem ser ampliados, alterando o fluxo de matéria e de energia nos ecossistemas aquáticos e terrestres.

Alguns grupos de insetos destacam-se como indicadores de qualidade ambiental por serem especialistas em recursos, apresentarem alta fidelidade ao habitat e ciclo de vida curto (Freitas et al. 2006; Uehara-Prado & Ribeiro 2012). Dessa forma, para responder às perguntas dos efeitos remanescentes da presença da mancha de rejeitos sobre a diversidade de insetos terrestres são sugeridos os seguintes grupos taxonômicos: abelhas, besouros escarabeíneos, borboletas frugívoras, formigas e libélulas. Assim, pretende-se entender os efeitos crônicos remanescentes da presença da mancha de rejeitos sobre a diversidade, qualidade nutricional e controle do desenvolvimento de insetos.

Os cinco grupos de insetos selecionados são muito comuns em sistemas terrestres ou próximos de corpos d'água, no caso das libélulas, e são sensíveis a mudanças e impactos naturais ou antrópicos, bem como a

efeitos de regeneração ou sucessão secundária e., por isso, são utilizados como bioindicadores de qualidade do habitat (Brown Jr. & Freitas 2000; Nichols et al. 2007; Siddig et al. 2016; Tibcherani et al. 2018). Além de serem comuns, são insetos facilmente amostrados e que possuem boa resolução taxonômica, contando com expressiva gama de especialistas nas instituições de pesquisa do Sudeste brasileiro. Os cinco taxa apresentam diferentes histórias de vida e capacidade de dispersão ao longo da paisagem, sendo alguns grupos sociais, outros solitários, pertencem a distintas guildas alimentares, herbívoros, predadores e detritívoros, e são responsáveis por diversos serviços ecossistêmicos, como polinização, dispersão secundária de sementes, controle de pragas e ciclagem de nutrientes (Folgarait 1998; Andresen 2002; Davis et al. 2002; Nichols et al. 2008; Nunes et al. 2018). Em seguida, são detalhadas as características de cada um dos grupos

As abelhas (Insecta, Hymenoptera) desempenham importante papel na cadeia alimentar global, consideradas como os polinizadores mais importantes para culturas humanas (Klein et al. 2007; Novais et al. 2016), além de outros serviços ecossistêmicos como produção de fármacos, produção de alimento e dispersão de sementes (Elizalde et al. 2020). Esses insetos utilizam os recursos florais para a alimentação e algumas espécies utilizam a vegetação ou o solo para a nidificação e, como respondem aos efeitos da composição de espécies de plantas (Alvarenga et al. 2020; Sydenham et al. 2016; Wu et al. 2018) são sensíveis às mudanças no habitat, como o desmatamento, a poluição e acúmulo de metais pesados nas plantas, especialmente no pólen. A presença de abelhas nos ecossistemas indica qualidade ambiental, enquanto a sua redução ameaça a saúde ambiental dos ecossistemas existentes através da perda do serviço ecossistêmico da polinização, tanto de plantas em ambientes naturais quanto em cultivos agrícolas, colocando em risco a segurança alimentar (Novais et al. 2016). Impactos ambientais que promovam alterações na biodiversidade e na distribuição desses organismos têm o potencial de afetar diretamente a economia, a população e os ecossistemas em torno de áreas afetadas.

Os besouros escarabeíneos são popularmente conhecidos como besouros “rola-bosta”, pertencentes à subfamília Scarabaeinae (Família Scarabaeidae). Estes insetos se alimentam de líquidos ricos em microorganismos encontrados em fezes de mamíferos ou carcaças (Halffter & Edmonds 1982). Estes besouros escarabeíneos constituem um componente importante na maioria dos ecossistemas terrestres (Hanski 1991) e seu comportamento cumpre importantes serviços ambientais (Braga et al. 2013; Nichols et al. 2008; Nunes et al. 2018). Esses insetos nidificam no solo ou abaixo de fezes de vertebrados e, dentre as características que destacam o uso de besouros como indicadores biológicos, pode-se citar: grande riqueza e ampla distribuição geográfica, a representação em quase todos os grupos tróficos e a especialização no uso de recursos, como fezes ou carcaças.

As borboletas frugívoras (Lepidoptera, Nymphalidae) são amplamente distribuídas em sistemas tropicais, onde as formas imaturas são normalmente herbívoras e se alimentam de frutas podres, de material em decomposição (como fezes e carniça de mamíferos) e de seiva de plantas (DeVries 1988; Freitas et al. 2014). Esses insetos são especialistas de recursos específicos, possuindo fidelidade a microhabitats, e sensíveis a mudanças sazonais e da estrutura do habitat (Oostermeijer & Van Swaay 1998; Freitas et al. 2003), sendo, portanto, considerados como bons bioindicadores de qualidade de habitat (Uehara-Prado et al. 2010; DeVicтор et al. 2012), uma vez que respondem diretamente às características da vegetação e matriz circundante, além de serem facilmente amostradas (Freitas et al. 2006; Oostermeijer e Van Swaay, 1998; Siddig et al. 2016).

As formigas representam um táxon extremamente diverso e amplamente distribuído (Hölldobler & Wilson, 2009; Moreau & Bell 2013). Esses insetos sociais utilizam diversos tipos de recursos para alimentação, sendo algumas espécies predadoras, outras detritívoras e utilizam de recursos vegetais como nectários extra-florais, arilos

encontrados em sementes ou são cultivadoras de fungos. Formigas também podem nidificar nas árvores, na serapilheira ou mesmo em camadas mais profundas do solo. Pelas suas características comportamentais são associados a distintas funções ecossistêmicas, como controle de pragas, dispersão secundária de sementes, ciclagem de nutrientes, decomposição e bioturbação do solo (Elizalde et al. 2020). Devido à forma de uso do habitat as formigas são sensíveis a mudanças ambientais ou a distúrbios antrópicos (Philpott et al. 2010; Andersen 2019), sendo consideradas como um bom bioindicador de qualidade de habitats terrestres (Ribas et al. 2012).

As libélulas (Insecta, Odonata) são reconhecidas pelo seu papel ecológico tanto no ambiente aquático quanto no terrestre, uma vez que são predadores em ambos os habitats durante as fases larval e adulta (Remsburg & Turner 2009; Samways & Sharratt 2010). Estudos anteriores mostraram que os odonatas são sensíveis à alteração de habitat (Harabis & Dolny 2015), à presença de plantas exóticas na vegetação ripária (Samways & Sharratt 2010) e à qualidade da água (Kietzka et al. 2017), sendo que apresentam respostas rápidas a presença de distúrbios ambientais (Sahlén & Ekestubbe 2001). Muitas espécies possuem distribuição restrita devido à demandas ecofisiológicas inerentes (Nessimian et al. 2008), sendo assim considerados bons bioindicadores de ecossistemas terrestres e aquáticos (Siddig et al. 2016).

Além da presença de espécies e estrutura das comunidades de insetos, outros indicadores que podem ser úteis para o monitoramento da qualidade de um habitat são medidas de qualidade nutricional e de desenvolvimento dos indivíduos, como a assimetria flutuante (AF). Dessa forma, por meio de ferramentas que avaliam a condição da saúde de indivíduos de insetos, é possível saber como as espécies de insetos respondem às mudanças ambientais usando as medidas ecofisiológicas (Simpson et al. 2015). A qualidade da dieta de um animal depende da ingestão ideal de proteína, carboidrato e da proporção lipídica que maximiza a sobrevivência individual e o sucesso reprodutivo (Simpson et al. 2015). Os indicadores da condição fisiológica podem descrever como está a saúde do inseto e, portanto, a qualidade do habitat onde ele se desenvolveu (Cooke et al. 2013). Utilizando essas ferramentas pode-se ter informações sobre o estado de saúde de indivíduos ou populações presentes em áreas em distintas situações de pressões antrópicas ou mesmo condições de estresse (Salomão et al. 2018; González-Tokman et al. 2020).

A assimetria flutuante (AF) representa pequenas variações aleatórias na simetria de caracteres bilaterais e tem sido um parâmetro amplamente usado como medida de instabilidade de desenvolvimento em plantas e animais (Beasley et al. 2013). Organismos que se desenvolvem em ambientes de menor estresse ambiental são capazes de corrigir erros aleatórios no desenvolvimento (Kozlov et al. 2017) e, assim, não são produzidos desvios do eixo de simetria bilateral. Com o aumento das pressões antrópicas ou do estresse ambiental, aumenta a probabilidade de instabilidades ou erros de desenvolvimento, que podem ser mensurados como desvios da simetria (Beasley et al. 2013). Dessa forma, a AF representa uma ferramenta eficiente para o monitoramento da saúde de plantas e animais sob pressões antrópicas ou mesmo estresse ambiental (Beasley et al. 2013; Alves-Silva et al. 2018; Henriques & Cornelissen 2020).

Além das características citadas acima, para que um indicador cumpra seu objetivo de utilização em um programa de monitoramento, sua escolha deve ser baseada em premissas e critérios bem estabelecidos pelo Relatório de Definição dos Indicadores de Biodiversidade, elaborado pelo Instituto Ekos Brasil (2020). Sendo assim, considera-se que os taxa selecionados contemplam pelo menos 8 dos 10 critérios sugeridos no relatório do Instituto Ekos Brasil (2020).

Hipóteses e predições

Na escala de comunidades:

- A hipótese geral é que haverá alteração na estrutura e composição das comunidades de insetos nos fragmentos florestais das áreas diretamente afetadas pela presença do rejeito;
- Espera-se encontrar menor riqueza de espécies em áreas com a presença de manchas de rejeitos se comparadas a áreas de referência, e que esse efeito negativo diminua com o passar dos anos;
- Espera-se que a composição de espécies de insetos terrestres nas áreas de vegetação presentes próximas das áreas de rejeitos seja distinta da composição de espécies encontrada nas áreas de referência, mas que essa dissimilaridade (Beta diversidade espacial) diminuía com o passar dos anos;
- Espera-se que a variação temporal da composição de espécies das comunidades terrestres próximas das áreas de rejeito seja inicialmente maior mas, com o passar do tempo, que essa variação se torne similar à que ocorre naturalmente nas áreas de referência, ou seja, espera-se um padrão similar de diversidade beta diversidade temporal entre áreas de rejeito e as áreas de referência, com o passar do tempo.

Na escala de populações e indivíduos:

- A hipótese geral é que a degradação ambiental e diminuição da qualidade do habitat em função da presença do rejeito afeta a condição geral de saúde e desenvolvimento dos organismos.
- Espera-se encontrar pior qualidade nutricional (relação lipídios/músculos) e maior assimetria flutuante (AF) em populações de insetos generalistas encontrados em áreas com a presença de manchas de rejeitos se comparadas a áreas de referência;
- Espera-se que, com o tempo, a qualidade nutricional e a assimetria flutuante (AF) se tornem similares entre as populações de insetos generalistas que utilizam as áreas de rejeito e as populações amostradas nas áreas de referência.

Indicador(es) proposto(s)

- Diversidade, estrutura e composição das comunidades de insetos terrestre;
- Qualidade nutricional em populações de espécies de insetos;
- Assimetria flutuante em populações de espécies de insetos.

*Pergunta 6 - Áreas diretamente afetadas pelo rejeito apresentam menor abundância do cágado-de-barbichas (*Phrynos geoffroanus*) do que áreas não afetadas, como sugerem os dados da Avaliação Ecológica Rápida? Caso a abundância seja de fato menor em áreas diretamente afetadas, haverá aumento na abundância dessa espécie ao longo de 10 anos, em função das supostas melhorias nas condições ambientais da bacia?*

Contextualização:

O cágado-de-barbichas *Phrynos geoffroanus* é um quelônio comum e amplamente distribuído na América do Sul (Rhodin et al. 2017). A espécie possui uma grande plasticidade no uso do habitat, ocorrendo em uma grande variedade de ambientes aquáticos, desde rios e ribeirões até lagoas e açudes, sendo frequentemente encontrada em locais poluídos, onde se adaptam bem (Abe, 2000 2001; Ribas & Monteiro Filho 2002; Rueda-

Almonacid et al. 2007; Souza et al. 2008). A grande plasticidade no uso do habitat e a ausência de estudos que comparem a abundância do cágado-de-barbichas em habitats naturais e antropizados fazem com que a espécie, em tese, não seja uma indicadora da boa qualidade ambiental. Por isso, espera-se que o cágado, em uma bacia historicamente já bastante degradada como a do rio Doce, estivesse bem distribuído por ela antes do rompimento, assim como não há motivos para supor que a abundância da espécie fosse muito diferente em trechos da bacia com características similares.

Por outro lado, pode-se supor que a passagem da pluma de rejeito tenha causado a morte de indivíduos de *Phrynops geoffroanus* e uma consequente diminuição na sua população. Entretanto, devido à grande capacidade de adaptação da espécie a ambientes alterados, espera-se que as populações da calha dos rios diretamente afetadas pelo rejeito, especialmente do rio Doce, possam se recuperar com o tempo.

Os resultados obtidos durante o primeiro ano do monitoramento sugerem, ainda que de modo não conclusivo, que o cágado-de-barbichas ocorre em menor abundância na calha do rio Doce quando comparada a pontos localizados fora dessa área. Durante o primeiro ano deste trabalho foram capturados 45 indivíduos da espécie, sendo que apenas um foi registrado no leito do rio Doce (Bicho do Mato, 2020). Apesar de possíveis dificuldades relacionadas à amostragem da espécie no rio Doce, o dado obtido levanta a hipótese de que pode haver algum impacto persistente ou recorrente impedindo a recuperação da população dessa espécie no rio Doce, o que justifica o estudo para elucidar essa questão.

Hipóteses e predições

- A hipótese geral é que o desastre tenha afetado populações de espécies sensíveis e/ou associadas a ambientes aquáticos.
- Assumindo que as populações de *Phrynops geoffroanus* anterior ao rompimento eram similares na calha do rio afetado e em seus tributários (referência), espera-se que a abundância atual seja menor em áreas diretamente afetadas quando comparada àquelas de áreas de referência.
- Haverá um aumento na abundância de *Phrynops geoffroanus* em áreas diretamente afetadas quando comparada àquelas de áreas não afetadas. O raciocínio desta hipótese é de que melhorias nas condições ambientais na bacia do rio Doce ocorrerão e devem levar a um aumento das populações de áreas que foram diretamente afetadas.

Indicador(es) proposto(s)

- Abundância populacional de *Phrynops geoffroanus* em áreas afetadas e não afetadas.

*Pergunta 7 - Existem riachos, que tiveram vegetação ripária, calha e margens completamente descaracterizadas pela passagem da onda de rejeito, que abrigam populações de *Hydromedusa maximiliani* em seus trechos localizados a montante da área diretamente afetada? Em caso positivo, quais são esses riachos? Trechos de riachos recuperados e que abrigam indivíduos a montante da área diretamente afetada serão utilizados por *Hydromedusa maximiliani* em dez anos?*

Contextualização

Espécies com populações naturalmente pequenas, associadas a habitats específicos e sensíveis a

perturbações de origem antrópica, merecem especial atenção quanto à sua conservação, particularmente aquelas ameaçadas de extinção. Esse é o caso do cágado *Hydromedusa maximiliani*, uma espécie endêmica da Mata Atlântica que habita riachos em ambientes florestais (Costa et al. 2015) e encontra-se ameaçada de extinção sob a categoria Vulnerável (VU), segundo as listas estadual e global (COPAM 2010; IUCN 2017). A destruição do habitat e restrita distribuição territorial, além do elevado grau de isolamento de suas populações são as principais ameaças à sobrevivência dessa espécie (Drummond 1998).

A onda de lama resultante do rompimento provocou grandes alterações em drenagens que desagüam no rio Gualaxo do Norte. Riachos circundados por vegetação florestal, onde provavelmente existiam populações de *Hydromedusa maximiliani*, foram total ou parcialmente soterradas, tiveram calha e margens descaracterizadas e vegetação ripária suprimida. Como estratégia de recuperação desses riachos, suas calhas e margens foram reconformadas por meio de enrocamentos, enquanto sua vegetação tem sido restaurada de maneira natural ou assistida.

Passados quase cinco anos do rompimento, não se sabe se esses trechos de riachos recuperados estão sendo utilizados pelo cágado *Hydromedusa maximiliani*. Devido à grande exigência ambiental da espécie e sua baixa capacidade de dispersão, espera-se que esses trechos ainda não estejam sendo utilizados. Entretanto, caso a restauração seja bem sucedida no longo prazo, espera-se que essa espécie possa retornar a esses trechos.

Hipóteses e predições

- Espera-se encontrar indivíduos de *Hydromedusa maximiliani* somente em trechos de alguns riachos localizados a montante da área diretamente afetada.
- Por ser uma espécie exigente quanto à qualidade do hábitat e com baixa capacidade de dispersão, espera-se, caso a restauração ecológica seja bem sucedida, que trechos de riachos restaurados e que abrigam indivíduos a montante da área diretamente afetada voltarão a ser utilizados pela espécie, porém em dez ou mais anos.

Indicador(es) proposto(s)

- Taxa de ocupação de trechos de riachos por *Hydromedusa maximiliani*.

Pergunta 8 - Existem diferenças entre as comunidades da avifauna de áreas afetadas pela deposição de rejeito (naturais ou em processo de restauração) e em áreas de floresta não submetidas a este estressor? Se sim, quais são estas diferenças?

Contextualização

Diversos estudos efetuados na Mata Atlântica apontam modificações nas comunidades de aves diante de processos de descaracterização de ambientes florestais, a exemplo de fragmentação de habitat, efeito de borda, fogo e manejo relacionado ao corte seletivo ou uso agroflorestal (Willis 1979; Aleixo 1995, 1999, 2001; Aleixo & Vielliard 1995; Christiansen & Pitter 1997; D'Angelo-Neto et al. 1998; Soares & Anjos 1999; Bornschein & Reinert 2000; Maldonado-Coelho & Marini 2000, 2003, 2004; Marini 2000; Anjos 2001a, b; Marsden et al. 2001; Protomastro 2001; Laps et al. 2003; Ribon et al. 2003; Faria et al. 2006; Piratelli et al. 2008; Uezu et al. 2008; Anjos et al. 2009, 2011; Loures-Ribeiro et al. 2011; Uezu & Metzger 2011, 2016; Martensen et al. 2012; Barbosa et al. 2017; Matos et al. 2018). No entanto, nem sempre a riqueza de espécies e a diversidade são

bons indicadores, já que ambientes florestais depauperados ou em estágio inicial de regeneração podem ser ocupados por uma ampla variedade de espécies generalistas e típicas de borda (e.g., Aleixo & Vielliard 1995; D'Angelo-Neto et al. 1998; Anjos 2001a, b; Ribon et al. 2003; Modena et al. 2013; Emer et al. 2018; Silva et al. 2020).

Todavia, os seguintes padrões gerais são observados com relação à sensibilidade da avifauna da Mata Atlântica (Brooks & Balmford 1996; Christiansen & Pitter 1997; Goerck 1997; Brooks et al. 1999; Aleixo 2001; Marsden et al. 2001; Pizo 2001; Willis & Oniki 2002; Laps et al. 2003; Anjos et al. 2004; Anjos 2006; Uezu et al. 2005; Faria et al. 2006; Martensen et al. 2008; Uezu et al. 2008; Anjos et al. 2010; Loures-Ribeiro et al. 2011; Uezu & Metzger 2011, 2016; Alexandrino et al. 2016; Emer et al. 2018; Campos-Silva & Piratelli 2020; Silva et al. 2020):

1. Em florestas secundárias, fragmentadas ou submetidas a intervenções antrópicas há diminuição do número de espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica.
2. Em florestas secundárias, fragmentadas ou submetidas a intervenções antrópicas há diminuição do número de espécies de aves dependentes de ambientes florestais.
3. Em florestas secundárias, fragmentadas ou submetidas a intervenções antrópicas há diminuição do número de aves de médio e grande porte (com massa corporal superior a 50 g) que consomem frutos, compreendendo as representantes das seguintes famílias: Tinamidae (macucos, inhambus e jaós), Cracidae (jacus, mutuns e jacutingas), Phasianidae (urus e capueiras), Columbidae (pombas, juritis e pararus), Trogonidae (surucuás), Ramphastidae (tucanos e arazaris), Psittacidae (papagaios, araras e periquitos) e Cotingidae (arapongas, anambés e pavós).
4. Em florestas secundárias, fragmentadas ou submetidas a intervenções antrópicas há diminuição do número de aves insetívoras que capturam suas presas no piso das florestas, a exemplo de representantes das famílias Formicariidae (pintos-do-mato), Grallariidae (tovacas) e Scleruridae (vira-folhas).
5. Em florestas secundárias, fragmentadas ou submetidas a intervenções antrópicas há diminuição do número de aves insetívoras de sub-bosque, principalmente aquelas que dependem de substratos específicos para forragear, a exemplo de representantes das famílias Thamnophilidae (chocas e afins), Dendrocolaptidae (arapaçus) e Furnariidae (trepadores e afins).

Estudos indicam, ainda, que as espécies indicadoras da boa qualidade ambiental na Mata Atlântica são representantes dos grupos acima destacados e geralmente constam em listas vermelhas de espécies ameaçadas de extinção, especialmente quando há sinergia de um ou mais desses atributos (Machado et al. 1998, 2008; Goerck 1997; Brooks et al. 1999; Aleixo 2001; Ribon et al. 2003; Bencke et al. 2006; Alexandrino et al. 2016; ICMBio 2018; IUCN 2020). Por outro lado, em áreas alteradas, há um aumento na ocupação por espécies generalistas, de ampla distribuição geográfica, que não dependem de florestas, com baixa sensibilidade a distúrbios de origem antrópica e não presentes em listas vermelhas, incluindo espécies exóticas (Aleixo & Vielliard 1995; Aleixo 2001; Willis & Oniki 2002; Matos et al. 2018).

Assim, com base na categorização das espécies nos atributos acima elencados, as próprias comunidades de aves podem ser tratadas como indicadores do grau de preservação ou do estágio sucessional de ambientes florestais na área de estudo.

Hipóteses e predições

- A hipótese geral é que a degradação em fragmentos florestais impactados pela presença do rejeito irá alterar a estrutura e composição da comunidade de aves.
- Espera-se que a comunidade de aves de áreas afetadas pela deposição de rejeito apresente uma proporção menor de espécies indicadoras da boa qualidade ambiental em comparação com as áreas de referência. As espécies indicadoras da boa qualidade ambiental incluem aves ameaçadas de extinção, endêmicas da Mata Atlântica, dependentes de ambientes florestais, consumidores de frutos de médio e grande porte e insetívoras de solo e sub-bosque.
- Espera-se que a proporção de espécies indicadoras da boa qualidade ambiental aumente com o aumento da distância da área diretamente afetada.

Indicador(es) proposto(s)

- Diversidade, estrutura e composição das comunidades de aves de interior de mata.

Pergunta 9 - Existem diferenças na diversidade funcional da avifauna em áreas afetadas pela deposição de rejeito (naturais ou em processo de restauração) e em áreas de floresta não submetidas a este estressor? Se sim, quais são estas diferenças?

Contextualização

Na Mata Atlântica, estudos apontam para a presença de várias espécies de aves polinizadoras persistindo em áreas alteradas e em pequenos fragmentos florestais, sugerindo que esta função ecológica possa ser preservada, mesmo diante da perda de algumas espécies mais sensíveis (Willis 1979; Ribon et al. 2003; Anjos et al. 2004), especialmente levando-se em consideração que espécies de plantas pioneiras ou típicas de bordas (não necessariamente ornitófilas) podem fornecer recursos alimentares para essas aves (Willis 1979; Vieira et al. 1992; Olmos & Boulhosa 2000; Abreu & Vieira 2004). Além disso, muitas espécies de beija-flores apresentam boa capacidade de deslocamento a médias e longas distâncias, em busca de recursos alimentares (Willis 1979; Sick 1997).

Com relação a dispersores de sementes, áreas alteradas e fragmentadas tendem a ser representadas por espécies de aves generalistas (onívoras) de pequeno tamanho corporal e que interagem com plantas de rápido crescimento que apresentam frutos pequenos (Willis 1979; Silva & Tabarelli 2000; Manhães et al. 2003; Emer et al. 2018). Por outro lado, grandes frugívoros tendem a desaparecer dessas áreas, comprometendo a dispersão de espécies com sementes maiores (Willis 1979; Aleixo & Vielliard 1995; Christiansen & Pitter 1997; Silva & Tabarelli 2000; Ribon et al. 2003; Uezu et al. 2005; Galetti et al. 2013; Emer et al. 2018), com raras exceções (e.g., Fadini & De Marco Jr. 2004; Uezu & Metzger 2011).

Neste contexto, o subconjunto das comunidades a serem amostradas, representado por aves com potencial para atuar como polinizadoras (nectarívoras) ou dispersoras de sementes (onívoras e frugívoras) pode ser usado como indicador.

Hipóteses e predições

- A hipótese geral é que a degradação ambiental nos fragmentos impactados pelo rejeito reduz de maneira heterogênea a diversidade de espécies de aves, alterando assim algumas funções ecológicas executadas pela avifauna.
- Espera-se que, mesmo havendo possíveis diferenças na composição e na abundância de aves polinizadoras entre as áreas afetadas pela deposição de rejeito e as áreas de referência, esta função continue sendo exercida nas áreas afetadas.
- Espera-se que nas áreas afetadas pela deposição de rejeito haja maior proporção de dispersores onívoros, típicos de borda e de pequena massa corporal, ao contrário das áreas de referência, onde se espera a presença de dispersores mais especializados, incluindo frugívoros florestais de maior porte.

Indicador(es) proposto(s)

- Diversidade de aves polinizadoras e dispersoras.

Pergunta 10 - A presença da mancha de rejeitos nas margens dos cursos d'água afeta a composição e estrutura da comunidade de pequenos mamíferos nos fragmentos impactados?

Contextualização

Diversos trabalhos reportam efeitos de distúrbios nas comunidades biológicas (Vera Y Conde & Rocha, 2006; Laurance et al., 2007). Algumas dessas perturbações podem levar a alterações negativas sobre as populações e comunidades de espécies de um dado local. Pequenos mamíferos é um grupo formado por animais com peso inferior a 2kg, composto por roedores e marsupiais (Eisenberg, 1999). É um dos grupos de mamíferos mais diversificados, englobando diversos grupos e guildas ecológicas (Paglia et al, 2012). Em ambientes florestais, os pequenos mamíferos podem ser encontrados nos diversos estratos da mata e algumas espécies transitam entre o estrato terrestre e o dossel das árvores (Vieira e Monteiro-Filho, 2003; Paglia et al, 2012, Reis et al, 2011). Diversas espécies são preferencialmente terrestres, com algumas de hábito semifossorial (Wilson & Reeder, 2005). Por possuírem área de vida reduzida e estarem fortemente associados ao estrato terrestre, algumas espécies podem ser indicadoras do impacto da deposição do rejeito. A alteração do habitat pela passagem da mancha de rejeitos pode ter causado impactos sobre a comunidade de pequenos mamíferos ao afetar a oferta e disponibilidade de recursos alimentares e abrigo.

Hipóteses & Predições

- A hipótese geral é que a presença de rejeito nos fragmentos florestais impactados atue como filtro ambiental afetando a comunidade de pequenos mamíferos terrestres.
- Espera-se que a diversidade (taxonômica e funcional), composição e estrutura da comunidade de espécies de pequenos mamíferos nos fragmentos florestais diretamente impactados pela presença de rejeito seja diferente daquela encontrada nas áreas de referência.
- Espera-se que o efeito da presença de rejeito sobre a composição da comunidade de pequenos mamíferos diminua da borda para o interior do fragmento.
- Espera-se que com o tempo a composição de espécies de pequenos mamíferos nas áreas afetadas se aproxime daquela presente nas áreas de referência.

Indicador(es) proposto(s)

- Diversidade, estrutura e composição das comunidades de pequenos mamíferos terrestres.

4.2. TEMA 2: HÁ UMA TENDÊNCIA DE MELHORIA DE CONDIÇÕES AMBIENTAIS FAVORÁVEIS PARA O RESTABELECIMENTO DE POPULAÇÕES DE ANIMAIS E PLANTAS AFETADAS PELO ROMPIMENTO DA BARRAGEM?

4.2.1 Bases conceituais

A cobertura florestal tem se transformado profundamente nas últimas décadas no Brasil e no mundo (Sloan et al. 2019). De início, vastas extensões de florestas tropicais maduras foram convertidas para usos agropecuários, resultando em um drástico declínio da cobertura florestal em paisagens transformadas pelo homem. No entanto, muitas dessas paisagens têm passado por um processo de transição florestal, resultando numa reversão da tendência histórica de perda de cobertura florestal e dando início a uma fase de ganho de cobertura (Nanni et al. 2019). Como consequência, a cobertura florestal que era antes constituída essencialmente de florestas nativas maduras tem se transformado num mosaico bastante heterogêneo de diferentes tipologias florestais, cada qual com funções ambientais específicas e, consequentemente, diferentes contribuições para a natureza e bem-estar humano. No entanto, pouco se sabe sobre onde estão essas novas florestas e suas diferentes tipologias, como elas provêem diferentes funções ambientais e como essas funções poderiam ser maximizadas para a conservação da natureza como o bem-estar humano (McDowell et al. 2020).

A perda de área nativa de floresta associadas às margens dos córregos atingidos pelo rompimento da barragem, tem efeito imediato local. Todavia, para muitas espécies, os efeitos de modificações em escala local podem reverberar na escala da paisagem. Além disso, é importante entender como os diferentes compartimentos da paisagem influenciam as comunidades de organismos, para detectar e diferenciar os efeitos diretos do rompimento da barragem (impacto avaliado) dos impactos já existentes na paisagem em questão (impacto de fundo). Estes impactos de naturezas distintas podem levar as comunidades a processos de homogeneização biótica, em geral derivados dos impactos intensos e agudos (Chenson & Huntly 1997; Solar et al. 2015)

Por outro lado, os impactos de fundo, crônicos na paisagem, podem levar à divergência da composição das comunidades, de acordo com a hipótese da divergência das comunidades (Laurance et al. 2007). Os efeitos de cada um desses impactos variam dentro de um contínuo em que, num primeiro momento, os filtros impostos pelo derramamento de rejeito afetam a homogeneização das espécies, seguido da dispersão aleatória das espécies na paisagem, que se caracteriza como a principal causa de variação (divergência) (Solar et al. 2015; Socolar et al. 2016). Neste sentido, é necessário monitorar os efeitos dos impactos detectados de perda de habitat terrestre e consequente perda de indivíduos, levando-se em consideração tanto as áreas afetadas e sua recuperação, bem como um conjunto de áreas de referência.

Ainda, se for possível escalar a restauração com qualidade na paisagem, será necessário demonstrar isso em números, mas os protocolos de monitoramento de áreas em restauração, apesar de apresentar resultados

muito interessantes (Ribeiro et al. 2015, Londe et al. 2019; Montoya et al 2019; Rother et al. 2019), ainda são muito restritos em termos espaciais, com custo muito elevado (Viani et al. 2017), que dificilmente permitirá ganhar escala no monitoramento. Assim, novas tecnologias de monitoramento estão sendo testadas recentemente, baseadas em uso de imagens de satélite de alta resolução (e.g. Global Forest Watch), integrando com algoritmos robustos para explorar a dinâmica de uso da terra (e.g. MapBiomas) e até com ciência participativa (Evans et al. 2018). Há, ainda, a possibilidade de usar drones acoplados a equipamentos LiDAR de detecção, de localização e sensores hiperespectrais (Almeida et al. 2020), que são metodologias que têm o potencial de revolucionar a forma como áreas em restauração podem ser monitoradas, localmente e na paisagem.

Como integrar essas tecnologias de monitoramento baseado em imagens com conhecimento ecológico no nível de parcela (e.g. inventários florestais, diversidade funcional), de forma relevante para avaliar com qualidade e escalas das áreas em restauração florestal, é ainda um grande desafio para a ciência, porém, que pode ser superado se recursos e capacidades adequados forem combinados em programas de monitoramentos, como empregados pela Fundação Renova. Assim, associado aos programas de restauração ecológica das áreas degradadas pelo rompimento da barragem, deverá também ser planejado o monitoramento permanente das áreas em restauração, localmente e na paisagem, com foco na restauração da biodiversidade, da estrutura, composição e do provimento de serviços ecossistêmicos, quando comparado com ecossistemas de referência (Londe et al. 2019), principalmente focando em organismos de respostas rápidas, que estejam associadas com funções ecossistêmicas desejáveis.

4.2.2 Pergunta e indicadores relacionados à tendência de melhoria na bacia

Pergunta 11 – É possível detectar uma mudança ambientalmente positiva na estrutura e composição da paisagem natural na bacia do rio Doce ao longo do tempo

Contextualização

A bacia do rio Doce apresenta uma grande variação na sua cobertura de vegetação nativa. Estima-se que no todo, cerca de 17% da bacia possui cobertura de floresta atlântica. Alguns trechos da bacia estão em melhor condição ambiental que outros, sendo o trecho do médio rio Doce o mais degradado. O mapeamento do uso e cobertura do solo na bacia do rio Doce elaborado pelo IBIO AGB-Doce em 2013, utilizando dados espaciais de 2008 a 2012, indica que apenas cerca de 27% da bacia possui cobertura de vegetação nativa e 59% está ocupada por pastagem (ANA, 2016).

Também é notório na bacia a baixa cobertura das Áreas de Proteção Permanente nos cursos d'água. A Fundação Renova, através do PG26, tem o compromisso de recuperar 40.000 ha de APP e 5.000 nascentes na bacia. Essa meta representa apenas 0,4% da extensão territorial da bacia do rio Doce.

A fragmentação e perda de habitats são os principais vetores de ameaça à biodiversidade terrestre. Na Mata Atlântica, estima-se que os remanescentes florestais correspondam a cerca de 28% da cobertura original no bioma (Rezende et al, 2018), portanto, a bacia do rio Doce, que está praticamente toda inserida nos limites do bioma, é bem representativa do processo histórico de degradação da Mata Atlântica, talvez apenas mais

recente do que em outras regiões. A proporção de habitat remanescente determina as respostas das espécies e populações ao processo de fragmentação (Fahrig, 2013). Relações não lineares entre biodiversidade e quantidade de habitat remanescente determinam, por sua vez, limiares críticos de respostas das espécies (Magioli, et al, 2015; Boesing et al, 2018). Os valores dos limiares críticos variam entre espécies, porém alguns estudos indicam que entre paisagens com menos de 35% de cobertura florestal remanescente são críticas para persistência de espécies de vertebrados terrestres (Andrén, 1994; Martensen et al., 2012; Estavillo et al., 2013; Banks-Leite et al., 2014; Muylaert et al., 2016, Santos et al., 2019).

Uma das visões gerais sobre a atuação da Fundação Renova é que ela seja capaz de entregar uma bacia em condições melhores do que estava antes do rompimento da barragem. A meta de recuperar 40.000 ha de APPs do PG26 é importante, porém numa escala regional, pouco irá contribuir para melhorar a condição geral da bacia. Entende-se que as ações da Fundação Renova devem contribuir e influenciar uma série de ações e políticas públicas tendo como objetivo a melhoria da cobertura de áreas de vegetação nativa na bacia. Assim, é importante monitorar a dinâmica do uso e cobertura do solo através de métricas de paisagem que indiquem melhoria da qualidade ambiental para a biodiversidade terrestre.

Hipóteses & predições

- A hipótese geral é que as ações de restauração executadas pela Renova, bem como a articulação entre as diversas instituições e entidades atuantes na bacia do rio Doce irão contribuir com a melhoria na cobertura de vegetação nativa na bacia.
- Espera-se que tenham sido planejadas e venham a ser executadas ações que levem a compensação das florestas eliminadas, bem como ao aumento da conectividade natural da paisagem.
- Espera-se que com o tempo as diversas ações irão levar em conta a realidade de fragmentos antes do rompimento da barragem, buscando não só melhorar os fragmentos naturais remanescentes, mas restaurar fragmentos na nova paisagem, garantindo o provimento de serviços ecossistêmicos na escala da paisagem, e não só no local restaurado.
- Considerando que a restauração ecológica permite melhorias dos descritores ambientais em comparação às áreas degradadas, mas raramente alcança os descritores de áreas naturais remanescentes, espera-se que a restauração planejada e a já executada no domínio espacial do PG30 consiga melhorar as métricas de paisagem em relação à condição original, antes do rompimento da barragem

Indicador(es) proposto(s)

- Métricas de paisagem (proporção de cobertura de vegetação nativa, tamanho e bordadura dos fragmentos, conectividade, etc).

4.3. TEMA 3: AS AÇÕES DE RESTAURAÇÃO, RECUPERAÇÃO E COMPENSAÇÃO DA BACIA DO RIO DOCE ESTÃO LEVANDO À RECUPERAÇÃO DA FLORA, FAUNA E FUNCIONAMENTO DO ECOSSISTEMA? OBSERVA-SE MELHORIA NA ABUNDÂNCIA,

DISTRIBUIÇÃO OU RIQUEZA DE ESPÉCIES OU GRUPOS FUNCIONAIS AMEAÇADOS, SENSÍVEIS OU CHAVE, NOS DIFERENTES CONTEXTOS AFETADOS?

4.3.1 Bases conceituais

O Brasil se comprometeu a restaurar e reflorestar 12 milhões de hectares, como parte de seu compromisso junto ao *Bonn Challenge* e ao acordo climático de Paris, objetivo este alinhado às demandas legais para reduzir o déficit de vegetação nativa em Áreas de Preservação Permanente e Reservas Legais, e coordenado por meio do Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. Em nível de bioma, destaca-se a meta do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica de restaurar 15 milhões de hectares de florestas nativas até 2050 (Melo et al. 2013).

Diversas regiões da Mata Atlântica já apresentam um ganho líquido de cobertura florestal, tendo sido observado o ressurgimento de mais 700.000 ha de florestas nativas entre 2011 e 2015 (Crouzeilles et al. 2019). A restauração de mais de 40 mil ha da bacia do rio Doce, em pouco mais de 10 anos (Meira Neto et al. 2020), conforme comprometimento da Fundação Renova, vai trazer grande contribuição para o cumprimento da meta brasileira de restauração. No entanto, é preciso atentar que a restauração ecológica sempre traz melhorias dos descritores e dos serviços ambientais quando comparada com áreas degradadas, mas quando comparadas com vegetação natural remanescente, os descritores são sempre inferiores aos ecossistemas de referências (Benayas et al. 2009).

Métodos, políticas, instrumentos legais e de mercado vêm sendo desenvolvidos para tentar viabilizar essa restauração florestal em larga escala e com qualidade (Rodrigues et al. 2009), mas ainda são insuficientes para permitir a restauração efetiva de milhões de hectares com a qualidade comparada a ecossistemas de referência (Holl 2017; Fagan et al. 2020). Há necessidade premente de uma mudança de paradigma na forma como a conservação é planejada, implementada e monitorada, e dependerá da compreensão da dinâmica da mudança no uso de terras e das preferências dos proprietários, em determinadas paisagens, para identificar aquelas de maior custo-eficiência, em termos de metodologias de menor custo e maior sucesso na restauração dos descritores, de baixa competição com uso agrícola e maior potencial de contribuir com a melhoria socioeconômica e o do bem-estar humano do proprietário (Strassburg et al 2019).

Dentre as principais causas de ameaças à biodiversidade terrestre no Antropoceno destaca-se a perda de habitats, causada pela transformação dos ecossistemas naturais para o uso antrópico direto ou por mudanças do uso da terra (Pimm et al. 2014; Chase et al. 2020). Essas alterações podem ter efeitos em várias escalas biológicas, que podem se manifestar de distintas formas (Pinek et al. 2020). Distúrbios abruptos ou contínuos podem alterar qualidade do habitat e disponibilidade de recursos, afetando a biodiversidade e causando a perda de serviços essenciais como a polinização, a manutenção da qualidade do ar e do solo, a qualidade da água, a ciclagem de nutrientes e a regeneração de habitats. Essas alterações podem ser detectadas e monitoradas através do uso sistemático de respostas biológicas para avaliar mudanças ocorridas no ambiente, geralmente causadas por ações antrópicas (Rosenberg & Resh 1993).

As respostas biológicas podem ser percebidas com o monitoramento de grupos de organismos conhecidos como bioindicadores de qualidade do habitat, utilizados para monitorar a saúde do ambiente onde vivem (Parmar et al. 2016). Espécies bioindicadoras fornecem informações sobre os ambientes que ocupam e

apresentam sensibilidade a alterações dos atributos do habitat. Tais atributos envolvem desde características climáticas, físico-químicas e estruturais do habitat, mas também mudanças causadas por atividades antrópicas como a poluição, mudança na quantidade e qualidade do habitat, e mudanças no uso da terra, como a urbanização e a mineração. Um grupo é considerado bom indicador biológico quando: apresenta sua taxonomia bem definida, fácil identificação, distribuição geográfica ampla, ciclo de vida curto em relação à duração do estressor, padrões de distribuição em diferentes condições ambientais e de interações biológicas bem definidas.

4.3.2 Perguntas e indicadores relacionados ao processo de regeneração e recuperação ambiental da biota terrestre pós-desastre.

Pergunta 12 - A restauração florestal planejada ou realizada no domínio espacial do PG30, como compensação da destruição oriunda do rompimento da barragem, vai conseguir restaurar a biodiversidade (taxonômica, filogenética e funcional), incluindo as espécies ameaçadas, sensíveis ou chaves, a estrutura, o funcionamento e o provimento de serviços ecossistêmicos, tendo os ecossistemas naturais mais conservados (estágio médio e avançado de regeneração) como referência?

Contextualização:

Uma das principais limitações ao desenvolvimento da flora nas áreas diretamente afetadas é, além da presença de contaminantes, a limitação nutricional e o impedimento físico ocasionado pela compactação do rejeito (Matos et al. 2020). Parte dos impactos são atribuídos à redução da biomassa microbiana, do teor de matéria orgânica e nitrato, aumento nas concentrações de amônio, sódio e pH, os quais são considerados vetores de toxicidade maiores do que os metais Fe, Cu, Mn e Zn (Santos et al. 2019).

A concentração de metais acumulados nas plantas é mais fortemente relacionada com os metais disponíveis do solo do que com a concentração total de metais (Shen et al. 2017; Galhardi et al. 2020). Portanto, análises da concentração de metais nas áreas de amostragem devem envolver não apenas a concentração pseudototal ou total, mas, também, as frações disponíveis, pois estas podem alterar significativamente a depender das condições físico-químicas do sedimento.

A associação dos contaminantes na flora com os metais presentes no solo impõe a definição dos mesmos pontos de coleta, inclusive para fins de acompanhamento das alterações das condições do solo (presença de matéria orgânica, alteração das propriedades físico-químicas, aporte de nutrientes) ao longo do tempo, em face das várias ações executadas nessas áreas. Assim, é possível monitorar a disponibilidade dos contaminantes com o tempo e com as ações em andamento. Conforme demonstrado por diversos trabalhos realizados nas áreas impactadas com rejeitos de mineração, as melhorias das condições físico-químicas, como matéria orgânica, correção de pH e aporte de nutrientes, tem potencial mitigador dos danos e favorecem o desenvolvimento da vegetação (Scotti et al. 2020). A matéria orgânica promove a ligação dos metais pesados, reduzindo a sua absorção pelas plantas (Zago et al. 2019) e a migração dos metais no ambiente (Gagnon et al. 2020). Além da presença dos contaminantes, a alta densidade apresentada pelos tecnosolos limita a

recuperação da vegetação (de Fátima Esteves et al. 2020).

Hipóteses e predições

- A hipótese geral é que a restauração ambiental proporciona condições físico-químicas favoráveis para o estabelecimento da flora.
- Espera-se que as ações de restauração nas áreas afetadas pela deposição de rejeito (naturais ou em processo de restauração) promoverão, ao longo tempo, uma melhoria na condição geral do solo. Esta melhoria dar-se-á, ao longo do tempo:
 - Pela redução da fração disponível de metais pesados no solo.
 - Pela promoção de maior aporte de matéria orgânica e nutrientes, resultando em melhores condições para o desenvolvimento vegetal ao longo do tempo.
 - Pela redução no acúmulo de metais pesados pelas plantas.
 - Pelas melhorias nas condições físicas do Tecnosolo facilitando o desenvolvimento radicular das plantas.
- Considerando que restauração ecológica permite melhorias da diversidade e funcionamento de habitats degradados, mas raramente consegue restaurar a diversidade e funcionamento quando comparados com áreas naturais remanescentes na mesma situação, espera-se que a restauração tenha sido planejada, no domínio espacial do PG30, para conseguir restaurar pelo menos parte importante da diversidade perdida e do funcionamento da vegetação natural, tendo como referência a vegetação natural fora dos limites de degradação do rompimento da barragem.
- A restauração ecológica, mesmo que muito bem planejada e executada, tem grande dificuldade de restaurar diversidade taxonômica (Alfa e Beta), filogenética e funcional da área, quando comparada a ecossistemas de referência regionais. Assim, uma outra hipótese é que a restauração já implantada nesse trecho da bacia não permitirá a restauração mínima desses atributos e precisa ser replanejada, em termos de metodologia de implantação e manutenção, para reverter esse quadro.

Indicador(es) proposto(s)

- Condições físico e químicas do solo;
- Estrutura e diversidade (taxonômica, filogenética e funcional) da vegetação.

Pergunta 13 - Quais os efeitos das ações de restauração e recuperação das áreas impactadas sobre a diversidade de invertebrados?

Contextualização

Ações de restauração eficientes conseguem, além de reestruturar a cobertura da vegetação, recompor outros atributos desse novo ecossistema, como a estrutura das comunidades de consumidores, as interações bióticas e os serviços ecossistêmicos providos por esses atores (Bullock et al. 2011). Dentre os organismos terrestres, os insetos se destacam como um dos principais consumidores primários e secundários, responsáveis por diversos serviços ecossistêmicos incluindo, polinização, processamento de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (Prather et al. 2013; Roslin et al. 2017; Crespo-Pérez et al. 2020).

Ações eficientes de restauração aceleram o processo de sucessão secundária onde, além das mudanças na composição das espécies de plantas, há uma tendência geral de mudar a estrutura da vegetação (Quesada et al. 2009). O mesmo ocorre com o avanço da restauração ecológica, a qual promove mudanças graduais nas condições abióticas, estrutura e composição da vegetação (Londe et al. 2020). Alguns estudos abordaram como essas mudanças na estrutura da vegetação ao longo da sucessão secundária ou ações de restauração ecológica afetam os padrões de distribuição de diferentes grupos de insetos e suas interações (Neves et al. 2014; Alvarenga et al. 2020; Montoya-Pfeiffer et al. 2020). Esses fatores afetam o primeiro nível trófico (por exemplo, qualidade da planta) e causam efeitos em cascata para níveis tróficos mais elevados, influenciando o desempenho de insetos herbívoros, detritívoros e seus predadores (Neves et al. 2010; 2014; Silva et al. 2012; Marques et al. 2017).

Para verificar se as ações de restauração ecológica estão sendo eficientes para uma melhora da condição inicial, o objetivo deve focar, além da recuperação da biodiversidade nestas áreas, no monitoramento do retorno das interações e funções ecológicas, bem como no potencial de melhorias na provisão de serviços ecossistêmicos associados (Montoya-Pfeiffer et al. 2020). Ambos os processos devem ser alvo dos projetos de recuperação, e o foco em apenas uma função ou serviço pode não permitir alcançar o objetivo final da recuperação (Bullock et al. 2011). Dessa forma, deve-se considerar múltiplos indicadores, desde a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, até o desenvolvimento social e econômico (Bustamante et al. 2019). Neste sentido, associado ao programa de recuperação de áreas degradadas da bacia do rio Doce, sugere-se que seja realizado o monitoramento do retorno da fauna associada, principalmente daqueles organismos de respostas rápidas (grupos de bioindicadores de qualidade ambiental), bem como das interações negativas e positivas, como predação e polinização, e de algumas funções ecossistêmicas, como dispersão de sementes e ciclagem de nutrientes. Dessa forma, o programa de monitoramento terá uma análise mais completa da restauração ecológica, do uso e do funcionamento desses novos ecossistemas.

Hipóteses e predições

- A hipótese geral é que a restauração ambiental promova alterações na diversidade, estrutura e composição das comunidades de insetos e macrofauna edáfica.
- Espera-se aumento da riqueza e o restabelecimento de interações e funções realizadas por insetos a partir das ações de restauração ecológica.
- Espera-se que a estrutura das comunidades de insetos, os padrões de interações e as funções ecossistêmicas nas áreas de restauração sejam similares às das áreas de referência à medida que as fases de consolidação, estruturação e maturação sejam atingidas.
- Espera-se que, com o tempo, a composição de espécies de insetos e comunidades encontradas nas áreas de restauração ecológica se torne similar àquela encontrada nas áreas de referência, à medida que as áreas restauradas se aproximem do estágio de maturação.
- Espera-se que, com o tempo, a variação temporal da composição de espécies (beta temporal) e comunidades de insetos nas áreas de restauração ecológica fique similar àquela encontrada nas áreas de referência, à medida que as áreas restauradas se aproximem do estágio de maturação.

Indicador(es) proposto(s)

- Diversidade, estrutura e composição das comunidades de insetos terrestres e macrofauna edáfica.

Pergunta 14 - Como o processo de recuperação e restauração ecológica de habitats afeta a composição da comunidade de anfíbios e répteis Squamata ao longo do tempo?

Contextualização:

As alterações físicas decorrentes do rompimento de Fundão decorreram da liberação de rejeitos e água que resultaram em um grande fluxo desses materiais ao longo da drenagem localizada a jusante da barragem. A passagem da onda de lama resultou em grandes alterações em habitats aquáticos (i.e. lagoas e riachos) utilizados para a reprodução de anfíbios. Lagoas, poças e brejos foram total ou parcialmente soterradas, especialmente no trecho próximo à Fundão, onde houve deposição de material. Por outro lado, novas coleções de água parada se formaram sobre o rejeito depositado. Riachos tiveram calha e margens descaracterizadas e vegetação ripária suprimida.

Em habitats terrestres, a passagem da onda de lama, além de ocasionar a supressão de extensas áreas de vegetação florestal nativa, promoveu, nos locais onde houve deposição de material (trecho até Candonga), alterações do horizonte superficial de solo, com substituição de solos naturais por rejeitos, normalmente mais finos e inférteis que os materiais naturais.

Diferentes estratégias de recuperação do ambiente físico e restauração ecológica de áreas degradadas têm sido aplicadas na área diretamente afetada pelo rejeito. No ambiente aquático, a calha e margens de riachos foram reconformadas por meio de enrocamentos. Em ambientes terrestres, a restauração da vegetação vem ocorrendo de maneira passiva ou assistida. Entretanto, passados quase cinco anos do rompimento, a recolonização da comunidade de anfíbios e répteis nesses ambientes ainda não foi avaliada, tampouco a sua mudança ao longo do tempo.

É provável que imediatamente após o rompimento poucas ou nenhuma espécie da herpetofauna tenham permanecido em ambientes aquáticos e terrestres intensamente impactados (i.e. com vegetação totalmente suprimida). Entretanto, é esperado que algumas poucas espécies, comuns de área aberta e frequentemente associadas a ambientes alterados, tenham iniciado a reocupação desses habitats e que, com o tempo, no médio-longo prazo, essas sejam gradativamente substituídas por espécies menos comuns e associadas a ambientes florestais.

Hipóteses e predições

- Trechos de riachos que deságuam no córrego Santarém e rio Gualaxo do Norte que foram diretamente afetados pelo rejeito voltaram a ser utilizados por anfíbios. Hipotetiza-se que a diversidade (riqueza e composição) da comunidade seja diferente dos riachos de referência, mas que, com o passar do tempo, se a recuperação estiver sendo eficaz, haverá recolonização destes riachos. Ainda, trechos com enrocamento deverão ter um processo de recuperação distinto dos trechos com regeneração sem enrocamentos.
- A restauração ecológica modifica a composição da comunidade de anfíbios de lagoas soterradas pelo rejeito ao longo do tempo. Espera-se que lagoas em processo de restauração estejam sendo utilizadas por espécie de anfíbios diferentes daquelas encontradas em lagoas de referência.

- Espera-se ainda que, com o tempo, a composição de espécies em lagoas em processo de restauração se aproxime daquela presente em áreas de referência.
- A restauração ecológica afeta a composição da comunidade de anfíbios e répteis terrestres ao longo do tempo. Espera-se que áreas em processo de restauração estejam sendo utilizadas por espécie de anfíbios e répteis diferentes daquelas encontradas em áreas de referência.
- Espera-se ainda que, com o tempo, a composição de espécies nas áreas em processo de restauração se aproxime daquela presente em áreas de referência, com uma substituição de espécies de área aberta por espécies de borda de mata ou florestais de serapilheira.

Indicador(es) proposto(s)

- Diversidade, estrutura e composição das comunidades de anfíbios e répteis squamata.

Pergunta 15 - Existem diferenças nos padrões de sucessão entre as comunidades da avifauna de áreas afetadas pela deposição de rejeito em processo de restauração e em áreas de floresta não submetidas a este estressor em diferentes escalas da paisagem?

Contextualização

Estudos realizados na Mata Atlântica demonstram que mosaicos de fragmentos próximos a áreas com maior conectividade florestal podem atuar como *stepping-stones*, facilitando a dispersão de alguns elementos entre o conjunto de fragmentos, especialmente se houver alguma permeabilidade na matriz (Marsden et al. 2001; Uezu et al. 2008; Goulart et al. 2015; Barbosa et al. 2017; Emer et al. 2018). Por outro lado, em paisagens mais fragmentadas e representadas por matrizes pouco permeáveis, há uma tendência de fragmentos pequenos e muito isolados serem ocupados por espécies de aves generalistas e típicas de bordas, capazes de se deslocar por maiores distâncias em matrizes não florestais (Willis 1979; Uezu & Metzger 2011, 2016; Emer et al. 2018). Além disso, estratos maiores de florestas localizados próximos a fragmentos ou a áreas alteradas podem servir como fonte de espécies florestais para estas áreas (Faria et al. 2006; Uezu et al. 2008) ou refúgio de espécies com maior sensibilidade (Uezu & Metzger 2016).

Assim, as comunidades de aves podem ser usadas como indicadoras desses processos, especialmente ao se considerar as espécies indicadoras da boa qualidade ambiental que incluem aves ameaçadas de extinção, endêmicas da Mata Atlântica, dependentes de ambientes florestais, consumidores de frutos de médio e grande porte e insetívoras de solo e sub-bosque.

Hipóteses e predições

- Espera-se que, com o passar do tempo, a composição de espécies de aves nas áreas afetadas pela deposição de rejeito, que estão em processo de restauração, se aproxime daquela presente nas áreas de referência, com um aumento na proporção de espécies indicadoras da boa qualidade ambiental.
- Espera-se que, nas áreas afetadas pela deposição de rejeito localizadas em matriz predominantemente antropizada (trechos a jusante de Paracatu de Baixo), o processo de sucessão associado à restauração seja retardado em comparação com áreas localizadas em

matriz predominantemente florestal (trechos a montante de Paracatu de Baixo) pela falta de maiores blocos florestais que sirvam como fontes naquelas áreas.

- Espera-se que as áreas em restauração que foram afetadas pela deposição de rejeito, localizadas em matriz predominantemente antropizada (trechos a jusante de Paracatu de Baixo), abriguem, ao final do monitoramento, uma maior proporção de espécies generalistas em comparação com áreas localizadas em matriz predominantemente florestal, que, por sua vez, deverão apresentar maior proporção de espécies indicadoras da boa qualidade ambiental.

Indicador(es) proposto(s)

- Diversidade, estrutura e composição das comunidades de aves.

Pergunta 16 - A regeneração dos ambientes degradados pelo rompimento da barragem e dos ambientes em restauração na bacia está restaurando a funcionalidade dos ecossistemas e permitindo o retorno de processos ecológicos executados por espécies de insetos, mamíferos e aves?

Contextualização

As interações bióticas entre organismos são estruturadoras das dinâmicas ecológica e evolutiva nas comunidades (Thompson 2005; Kennedy et al. 2007). O resultado das interações varia entre antagonismos e mutualismos dependendo dos custos e benefícios para os organismos envolvidos (Chamberlain et al. 2014; Revilla & Encinas 2015). Essas interações são frequentemente condicionais, com seus resultados modulados por fatores como a estrutura do habitat em áreas de sucessão secundária (Silva et al. 2012; Neves et al. 2014) ou mesmo ações de restauração ecológica (Montoya-Pfeiffer et al. 2020). Em sistemas multitróficos compostos por plantas, herbívoros e seus predadores, os resultados das interações podem ser complexos, assim, para a avaliar se as medidas de restauração ecológica estão sendo suficientes para o retorno de interações estabelecidas entre distintos níveis tróficos serão utilizadas interações antagonísticas, como herbivoria (Silva et al. 2012; Neves et al. 2014; Kozlov & Zvereva 2017) e predação de lagartas artificiais (Low et al. 2014; Sam et al. 2015; Roslin et al. 2017). Para a avaliação do retorno de interações positivas serão utilizados os visitantes florais (Schleuning et al. 2012; Carstensen et al. 2014; Montoya-Pfeiffer et al. 2020).

Os insetos desempenham diversas funções que são fundamentais para o funcionamento dos ecossistemas, dentre elas a dispersão de sementes e a ciclagem de nutrientes (Braga et al. 2013; Crespo-Pérez et al. 2020; Elizalde et al. 2020). As espécies podem estar retornando para as áreas restauradas sem desempenhar as funções ecológicas e serviços ecossistêmicos com a mesma eficiência realizadas nas áreas de referência. Da mesma forma, as espécies podem ser redundantes nas funções que desempenham dentro do ecossistema e, assim, ausência de uma espécie pode ser compensada pela existência de outra que desempenha a mesma função (Nunes et al. 2018; Castro et al. 2020). Por fim, os efeitos da perda ou ganho de espécies no funcionamento do ecossistema podem ser dependentes da qualidade dos habitats, portanto, as ações de restauração ecológica podem ser fundamentais para a retomada dessas funções e serviços ecossistêmicos. Assim, a partir de análises simples, utilizando funções ecológicas realizadas por grupos alvo como formigas e besouros escarabáneos, pode-se mensurar se as ações de restauração ecológica estão sendo eficientes para o retorno de alguns serviços ecossistêmicos prestados por insetos (Braga et al. 2013; Rocha-Ortega et al. 2017; Nunes et al. 2018).

Ambientes naturais garantem a provisão de uma série de benefícios conhecidos como serviços ecossistêmicos (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Mesmo pequenas manchas de vegetação natural podem garantir a diversidade, a funcionalidade do ecossistema e a prestação de serviços ambientais nas áreas do seu entorno (Kremen et al., 2007; Farwig & Berens, 2012, Duarte, et al, 2018). Dentre os serviços ecossistêmicos proporcionados por vertebrados em paisagens degradadas estão a polinização e a dispersão de sementes que auxiliam no processo de restauração ambiental (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Secretariado da Convenção sobre Diversidade Biológica, 2006). Nos trópicos, a dispersão de sementes por animais frugívoros ocorre em até 90% das espécies de árvores (Howe & Smallwood, 1982). Diversas espécies de morcegos e de aves são polinizadoras de plantas e se alimentam de frutos de espécies pioneiras de diversas famílias (e.g. Solanaceae, Cecropiaceae, Piperaceae, Melastomataceae, Rosaceae e Rubiaceae (Cantor et al. 2010; Lessa & Costa 2010; Camargo et al. 2011). Associado a diversidade funcional essas espécies de polinizadores e dispersores transitam entre manchas de vegetação através da matriz da paisagem, funcionando como conectores entre áreas mais íntegras e áreas a serem restauradas ou em processo de regeneração. O monitoramento do restabelecimento das funções ecológicas deve ocorrer em áreas de referência e em parcelas onde estão sendo realizadas as ações de restauração ecológica, tanto sobre a mancha de rejeitos quanto em áreas degradadas na Bacia do Rio Doce.

Hipóteses e predições

- Espera-se que com o avanço da regeneração as espécies de insetos, aves e mamíferos (pequenos mamíferos e morcegos) recolonizem o ambiente e participem de processos ecológicos como herbivoria, predação, polinização, remoção de matéria orgânica dispersão de sementes.
- Espera-se que em áreas sob restauração próximas a áreas-fonte das quais espécies de morcegos e aves frugívoras transitam recebam chuva de sementes de espécies de plantas nativas, facilitando a regeneração.

Indicador(es) proposto(s)

- Taxa de remoção de matéria orgânica por insetos;
- Taxa de herbivoria por insetos;
- Taxa de polinização de plantas por insetos, aves e morcegos;
- Taxa de dispersão de sementes por aves e morcegos.

5. MALHA AMOSTRAL NECESSÁRIA

O programa de monitoramento deverá ser implementado, principalmente, na área entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves, denominada segmento 1 (trabalho realizado pela Golder, 2016) ou bloco 4 (trabalho realizado pela Bicho do Mato), pois é a única área onde é possível avaliar realmente as espécies e comunidades terrestres em áreas afetadas pela presença do rejeito e áreas de referência. Nessa etapa, propõe-se uma área mais restritiva de monitoramento, considerando, além da área diretamente afetada (ADA), um *buffer* de 1 km (AID). Fora dessa área, caso sejam estabelecidos protocolos de amostragem para avaliação de contaminantes, que sejam restritas a parcelas ripárias, em sítios marginais ao rio Doce, que tenham recebido lama de rejeitos, em concomitância com sítios similares que não a tenha recebido.

O conceito da malha amostral desse projeto prevê que deve-se compatibilizar ao máximo as áreas de amostragem para todos os grupos. Diversos estudos recentes têm mostrado que a abordagem de múltiplos táxons permite discriminar muito mais eficientemente entre as diferentes fontes de impactos e a resposta geral da comunidade (Gardner et al. 2013; Silveira et al. 2015; Solar et al. 2015; Barlow et al. 2016; Leal et al. 2020). Neste sentido, propõe-se que o foco principal da malha amostral sejam paisagens ao longo da bacia. A proposta é dividir a área direta e indiretamente afetada em microbacias de até 100 ha (1 km²), das quais, inicialmente, 30 unidades deverão ser utilizadas para o monitoramento dos grupos de interesse. De acordo com a premissa #6 da Figura 1, a escolha dessas unidades deverá observar uma hierarquia de filtros que em última análise indicará grupos de tratamentos nos quais os sítios de coleta serão indicados. Em primeiro lugar, deverão ser ordenadas todas as microbacias de acordo com: (1) uma camada de gradiente de impacto, de acordo com a porcentagem de área afetada pela deposição de rejeitos; em seguida, (2) uma camada de variação no uso e ocupação do solo, ou seja, diferentes coberturas de vegetação natural; por fim, (3) uma última camada com a indicação das áreas sob diferentes técnicas de recuperação, garantindo que haverá unidades amostrais representando todas as técnicas de recuperação empregadas. Após essa hierarquização, poderão ser selecionadas as 30 áreas que representam todas as possíveis situações com impactos de foco (derivados do desastre) e de fundo (derivados da condição da bacia), bem como das ações de recuperação.

Especificamente, dentro de cada agrupamento tratamentos na paisagem, os grupos de indicadores biológicos e as perguntas exigirão desenhos amostrais e protocolos de coleta específicos, a serem detalhados em fase posterior, após a aprovação desta etapa pelo Grupo de Assessoramento Técnico do PA da Biodiversidade Terrestre Potencialmente Afetada pelo rompimento da barragem de Fundão e CTBio.

6. SÍNTESE DOS TEMAS, PERGUNTAS E INDICADORES

Em síntese a presente proposta do novo programa de monitoramento da biodiversidade terrestre está focada em três Temas. Cada tema possui um conjunto de perguntas que agregam indicadores. Considerando os grupos biológicos associados a uma mesma pergunta a proposta aponta 10 indicadores biológicos a serem monitorados em diferentes contextos na bacia e que buscam detectar respostas aos estressores em diferentes níveis e escalas biológicas (Tabela 6).

Tabela 6: Síntese dos temas, perguntas e indicadores

TEMAS	TEMA 1: Quais os impactos crônicos (persistentes ou recorrentes) do evento sobre as espécies da fauna e flora terrestres da Bacia do rio Doce, e qual a magnitude e abrangência espacial e temporal destes impactos?		TEMA 2: Há uma tendência de melhoria de condições ambientais e processos ecológicos favoráveis para o restabelecimento de populações de animais e plantas afetadas pelo rompimento da barragem?	TEMA 3: As ações de restauração, recuperação e compensação da bacia do rio Doce estão levando a um aumento na cobertura de formações naturais, na abundância, distribuição ou riqueza de espécies ou grupos funcionais ameaçados, sensíveis ou chave, nos diferentes contextos afetados?	
SUBTEMAS	Contaminantes	Efeitos derivados do impacto nas comunidades de flora e fauna.	Melhoria na condição geral da bacia do rio Doce	Impactos da restauração ecológica sobre fauna, flora e processos ecológicos pós-desastre	
PERGUNTAS	Perguntas 1, 2 e 3	Perguntas 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10	Pergunta 11	Pergunta 12	Perguntas 13, 14, 15 e 16
INDICADORES	1) Contaminantes em plantas e vertebrados; 2) Dano biológico em plantas e vertebrados	3) Diversidade, estrutura e composição das comunidades de plantas, insetos, aves e pequenos mamíferos; 4) Abundância populacional de <i>P. geoffroanus</i> ; 5) Ocupação de <i>H. maximiliani</i>	6) Métricas da paisagem	7) Condições físico e químicas do solo; 8) Diversidade da vegetação	9) Diversidade, estrutura e composição das comunidades de insetos, macrofauna edáfica, anfíbios, répteis squamata e aves; 10) Processos ecológicos de herbivoria, remoção de matéria orgânica, polinização e dispersão de sementes

7. BIBLIOGRAFIA

Abreu, C.R.M. & Vieira, M.F. 2004. Os beija-flores e seus recursos florais em um fragmento florestal de Viçosa, sudeste brasileiro. *Lundiana*, 5: 129-134.

Afonso TF, Demarco CF, Pieniz S, Quadro MS, Camargo FA, Andreazza R (2020) Bioprospection of indigenous flora grown in copper mining tailing area for phytoremediation of metals. *Journal of Environmental Management* 256: 109953.

Aleixo, A. & Vielliard, J.M.E. 1995. Composição e dinâmica da avifauna da Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 12: 493-511.

Aleixo, A. 1995. Aves da Mata de Santa Genebra: lições para a conservação de fragmentos florestais. In: Morellato, P.C. & Leitão-Filho, H.F. (eds.). *Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra*. Campinas: Editora da Universidade Estadual de Campinas, p. 83-86.

Aleixo, A. 1999. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. *The Condor*, 101: 537-548.

Aleixo, A. 2001. Conservação da avifauna da Floresta Atlântica: efeitos da fragmentação e a importância de florestas secundárias. In: Albuquerque, J.L.B.; Cândido Jr, J.F.; Straube, F.C. & Roos, A.L. (eds.). *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Tubarão: Editora Unisul, p. 199-206.

Alexandrino, E.R.; Buechley, E.R.; Piratelli, A.J.; Ferraz, K.M.P.M.B.; Moral, R.A.; Şekercioğlu, C.H.; Silva, W.R. & Couto, H.T.Z. 2016. Bird sensitivity to disturbance as an indicator of forest patch conditions: an issue in environmental assessments. *Ecological Indicators*, 66: 369-381.

Alford RA, Richards SJ, McDonald KR (2007) Biodiversity of Amphibians. Pages1–12 In: Levin SA (ed). *Encyclopedia of Biodiversity*, 2^a edition. Academic Press.

Ali H, Khan E (2019) Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/webs - Concepts and implications for wildlife and human health. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 25: 1353 – 1376.

Alvarenga AS, Silveira FA, SantosJE, Novais SMA, Quesada M, Neves FS (2020) Vegetation composition and structure determine wild bee communities in a tropical dry forest. *Journal of Insect Conservation* 24:487-498 .

Alves-Silva E, Santos JC, Cornelissen TG (2018) How many leaves are enough? The influence of sample size on estimates of plant developmental instability and leaf asymmetry. *Ecological Indicators* 89:912-924.

Amplo Engenharia. (2017) Relatório de Impacto Ambiental - RIMA - EIA Integrado do Complexo Germano. Amplo Engenharia e Gestão de Projetos Ltda, Belo Horizonte.

ANA (Agência Nacional de Águas). 2016. Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce. Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil. Informe 2015. 49pp. Disponível em:

http://arquivos.ana.gov.br/RioDoce/EncarteRioDoce_22_03_2016v2.pdf.

Andersen AN (2019) Responses of ant communities to disturbance: five principles for understanding the disturbance dynamics of a globally dominant faunal group. *Journal of Animal Ecology* 88:350-362.

Andersen AN, Hoffmann BD, Müller WJ, Griffiths AD (2002). Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. *Journal of Applied Ecology* 39: 8-17.

Andrén, Henrik. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat : A Review. *Oikos*, v. 71, n. 3, p. 355–366, 1994.

Anjos, L. 2001a. Bird communities in five Atlantic forest fragments in southern Brazil. *Ornitología Neotropical*, 12: 11-27.

Anjos, L. 2001b. Comunidades de aves florestais: implicações na conservação. In: Albuquerque, J.L.B.; Cândido Jr, J.F.; Straube, F.C. & Roos, A.L. (eds.). *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Tubarão: Editora Unisul, p. 17-37.

Anjos, L. 2006. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic Forest in southern Brazil. *Biotropica*, 38: 229-234.

Anjos, L.; Bochio, G.M.; Campos, J.V.; McCrate, G.B. & Palomino, F. 2009. Sobre o uso de níveis de sensibilidade de aves à fragmentação florestal na avaliação da integridade biótica: um estudo de caso no norte do estado do Paraná, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 17: 28-36.

Anjos, L.; Collins, C.D.; Holt, R.D.; Volpato, G.H.; Mendonça, L.B.; Lopes, E.V.; Boçon, R.; Bisheimer, M.V.; Serafini, P.P. & Carvalho, J. 2011. Bird species abundance-occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: implications for conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 144: 2213-2222.

Anjos, L.; Holt, R.D. & Robinson, S. 2010. Position in the distributional range and sensitivity to forest fragmentation in birds: a case history from the Atlantic Forest, Brazil. *Bird Conservation International*, 20: 392-399.

Anjos, L.; Zanette, L. & Lopes, E.V. 2004. Effects of fragmentation on the bird guilds of the Atlantic Forest in north Paraná, southern Brazil. *Ornitología Neotropical*, 15: 137-144.

Anjos, L.A. 2007. A eficiência do método de amostragem por pontos de escuta na avaliação da riqueza de aves. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 15: 239-243.

Banks-Leite, Cristina; Pardini, Renata; Tambosi, Leandro R; et al. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science*, v. 345, n. 6200, p. 1041–1045, 2014.

Barbosa, K.V.C.; Knogge, C.; Develey, P.F.; Jenkins, C.N. & Uezu, A. 2017. Use of small Atlantic Forest fragments by birds in southeast Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15: 42-46.

Beasley DAE, Bonisoli-Alquati A, Mousseau TA (2013) The use of fluctuating asymmetry as a measure of

environmentally induced developmental instability: A meta-analysis. *Ecological Indicators* 30:218-226.

Beebee TJC, Griffiths RA (2005) The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology? *Biology Conservation* 125: 271–285.

Beltrame, T. P.; Rodrigues, E. (2007). Feijão guandu (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.) na restauração de florestas tropicais. *Semina: Ciências Agrárias*, Londrina, v. 28, n. 1, p. 19-28.

Benayas, JMR, Newton, AC, Diaz, A, Bullock, JM. (2009). Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta analysis. *Science* 325, 1121.

Bencke, G.A.; Mauricio, G.N.; Develey, P.F. & Goerck, J.M. 2006. Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil: parte I - estados do domínio da Mata Atlântica. São Paulo: SAVE Brasil, 494 p.

Bibby, C.; Jones, M. & Marsden, S. 1998. Expedition field techniques: bird surveys. Londres: Royal Geographical Society, 136 p.

Bibby, C.J.; Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. Bird census techniques. Londres: Academic Press, 302 p.

Bicho Do Mato E Fundação Renova. (2020) Plano de Ação para Conservação da Biodiversidade Terrestre do Rio Doce. Bicho do Mato e Fundação Renova, Belo Horizonte.

Bicho do Mato Meio Ambiente (2019). Avaliação dos impactos e monitoramento da fauna e flora terrestres nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo. Relatório Anual. Belo Horizonte, Minas Gerais.

Bioflora – Tecnologia da Restauração. (2015). Manual de restauração ecológica técnicos e produtores rurais no extremo sul da Bahia.

Boechat CL, Pistóia VC, Gianelo C, de Oliveira Camargo FA (2016) Accumulation and translocation of heavy metal by spontaneous plants growing on multi-metal-contaminated site in the Southeast of Rio Grande do Sul state, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research* 23: 2371-2380.

Boesing, Andrea Larissa; Nichols, Elizabeth; Metzger, Jean Paul. Biodiversity extinction thresholds are modulated by matrix type. *Ecography*, p. 1520–1533, 2018.

Bornschein, M.R. & Reinert, B.L. 2000. Aves de três remanescentes florestais do norte do estado do Paraná, Sul do Brasil, com sugestões para a conservação e manejo. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17: 615-636.

BPBES & IIS, (2019a). Sumário para tomadores de decisão: relatório temático sobre restauração de paisagens e ecossistemas. Renato Crouzeilles, Ricardo R. Rodrigues & Bernardo B.N. Strassburg (editores). São Carlos (São Paulo): Editora Cubo, 20p. Em: https://www.bpb.es.net.br/wp-content/uploads/2019/10/SPM_RestauracaoVF_ebook.pdf.

BPBES & IIS, (2019b). Relatório Temático sobre Restauração de Paisagens e Ecossistemas. Crouzeilles, R., Rodrigues R.R., Strassburg B.B.N (editores). São Carlos (São Paulo): Editora Cubo, 40p. <https://doi.org/10.4322/978-85-60064-91-5>. Em https://www.bpb.es.net.br/wp-content/uploads/2019/10/Relatorio_Restauracao_VF.pdf

Braga RF, Korasaki V, Andresen E, Louzada J (2013) Dung Beetle Community and Functions along a Habitat-Disturbance Gradient in the Amazon: A Rapid Assessment of Ecological Functions Associated to Biodiversity. *PLoS One* 8: e57786.

Brançalion, P H S, D Schweizer, U Gaudare, J R Mangueira, F Lamonato, F T Farah, A G Nave, R R Rodrigues. (2016). Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: The case of Brazil. *Biotropica* 48:856-867.

Brançalion, P.H.S.; Meli, P.; Tymus, J.R.C.; Lenti, F.E.B.; Benini, R.M.; Silva, A.P.M.; Isernhagen, I.; Holl, K.D. (2019). What makes ecosystem restoration expensive? A systematic cost assessment of projects in Brazil. *Biological Conservation*, v. 240. 108274.

Brançalion, PHS, Bonger, F, Rodrigues, RR, Molin, PG, Poorter, L, Peña Claros, M, (2019). Understanding restored forests for benefiting people and nature – “NewFor”. Research Proposal Form: Joint Research Projects The Atlantic forest. FAPESP/NWO.

Brançalion, PHS; Gandolfi, S; Rodrigues, RR (2015). *Restauração Florestal*. São Paulo: Oficina de Textos, 431p.

BRASIL. LEI Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012. (2016). Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acessado em: 02 nov 2016.

Brooks, T. & Balmford, A. 1996. Atlantic forest extinctions. *Nature*, 380: 115.

Brooks, T.; Tobias, & J. Balmford, A. 1999. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic Forest. *Animal Conservation*, 2: 211-222.

Brown-Jr KS, Freitas AVL (2000) Atlantic Forest butterflies: indicators for landscape conservation. *Biotropica* 32:934-956.

Bullock JM, Aronson J, Newton AC, Pywell RF, Rey-Benayas JM (2011) Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution* 26:541-549.

Bustamante MMC, Silva JS, Scariot A, Sampaio AB, Vieira DLM, Garcia E, Sano E, Fernandes GW, Durigan G, Roitman I, Figueiredo I, Rodrigues RR, Pillar VD, Oliveira AO, Malhado AC, Alencar A, Vendramini A, Padovezi A, Carrascosa H, Freitas J, Siqueira JÁ, Shimbo J, Generoso LG, Tabarelli M, Biderman R, Salomão RP, Valle R, Junior B, Nobre C (2019) Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. *Mitig Adapt Strateg Glob Change* 24: 1249-1270.

Cáceres, N.C.; Prates, L.Z.; Ghizoni-Júnior, I. R. & Graipel, M.E. 2009. Frugivory by the black-eared opossum *Didelphis aurita* in the Atlantic Forest of southern Brazil: Roles of sex, season and sympatric species. *Biotemas*, 22:203-211.

Camargo, N. F. D., Machado, R. & Cruz, S. 2011. Frugivoria e potencial de dispersão de sementes pelo marsupial *Gracilinanus agilis* (Didelphidae : Didelphimorphia) em áreas de Cerrado no Brasil central. *Acta Botanica Brasílica*, 25:646–656.

Campos-Silva, L.A. & Piratelli, A.J. 2020. Vegetation structure drives taxonomic diversity and functional traits of birds in urban private native forest fragments. *Urban Ecosystems*, 23: <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01045-8>.

Cantor, M.; Piccinini, C. M. P.; Silva, W. R. & Setz, E. Z. F. 2007. A contribuição de *Didelphis albiventris* (Marsupialia, Didelphidae) para a dispersão de sementes em um fragmento florestal urbano. VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu, MG.

Carstensen DW, Sabatino M, Trøjelsgaard K, Morellato LPC (2014) Beta diversity of plant- pollinator networks and the spatial turnover of pairwise interactions. *PLoS ONE* 9: e112903.

Castro FS, DaSilva PG, Solar R, Fernandes GW, Neves FS (2020) Environmental drivers of taxonomic and functional diversity of ant communities in a tropical mountain, *Insect Conservation and Diversity* 13: 393-403.

Cetesb. (2014) Manual para elaboração de estudos para o licenciamento com avaliação de impacto ambiental. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, São Paulo.

Chamberlain SA, Bronstein JL, Rudgers JA (2014) How context dependent are species interactions? *Ecology Letters* 17:881-890.

Chase JM, Blowes SA, Knight TM, Gerstner K, May F (2020) Ecosystem decay exacerbates biodiversity loss with habitat loss. *Nature* (in press).

Chenson p, huntly n (1997) The roles of harsh and fluctuating conditions in the dynamics of ecological communities. *The American Naturalist* 150: 519-553.

Christiansen, M.B. & Pitter, E. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 80: 23-32.

Christou A, Theologides CP, Costa C, Kalavrouziotis IK, Varnavas, SP (2017) Assessment of toxic heavy metals concentrations in soils and wild and cultivated plant species in Limni abandoned copper mining site, Cyprus. *Journal of Geochemical Exploration* 178: 16-22.

Coelho DG, Marinato CS, Matos LP, Andrade HM, da Silva VM, Neves PHS, Oliveira JÁ (2020) Evaluation of heavy metals in soil and tissues of economic-interest plants grown in sites affected by the Fundão dam failure in Mariana, Brazil. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 00: 1–12.

Cooke SJ, Sack L, Franklin CE, Farrel AP, Beardall J, Wikelski M, Chown SL (2013) What is conservation physiology? Perspectives on an increasingly integrated and essential science. *Conservation Physiology* 1:1-23.

COPAM (2010) Deliberação Normativa COPAM n° 147, de 30 de abril de 2010. Aprova a Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte: Diário do Executivo de Minas Gerais, 4 maio 2010. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=13192>>. Acesso

em: 5 de janeiro de 2016.

Costa HC, Rezende DT, Molina FB, Nascimento, LB, Leite FSF, Fernandes APB (2015) New Distribution Records and Potentially Suitable Areas for the Threatened Snake-Necked Turtle *Hydromedusa maximiliani* (Testudines: Chelidae). *Chelonian Conservation and Biology* 14: 88 – 94.

Crespo-Pérez V, Kazakou E, Roubik DW, Cárdenas (2020) The importance of insects on land and in water: a tropical view. *Current Opinion in Insect Science* 40:31-38.

Crouzeilles R, Santiami E, Rosa M, Pugliese L, Brancalion PHS, Rodrigues RR, Metzger JP, Calmon M, Scaramuzza CaDM, Matsumoto MH, Padovezi A, Benini RDM, Chaves RB, Metzker T, Fernandes RB, Scarano FR, Schmitt J, Lui G, Christ P, Vieira RM, Senta MMD, Malaguti GA, Strassburg BBN, Pinto S (2019) There is hope for achieving ambitious Atlantic Forest restoration commitments. *Perspectives in Ecology and Conservation* 17:80-83.

Crouzeilles R, Santiami E, Rosa M, Pugliese L, Brancalion PHS, Rodrigues RR, Metzger JP, Calmon M, Scaramuzza CaDM, Matsumoto MH, Padovezi A, Benini RDM, Chaves RB, Metzker T, Fernandes RB, Scarano FR, Schmitt J, Lui G, Christ P, Vieira RM, Senta MMD, Malaguti GA, Strassburg BBN, Pinto S (2019) There is hope for achieving ambitious Atlantic Forest restoration commitments. *Perspectives in Ecology and Conservation* 17:80-83.

Cruz FVDS, Gomes MP, Bicalho EM, Della Torre F, Garcia QS. 2020. Does Samarco's spilled mud impair the growth of native trees of the Atlantic Rainforest? *Ecotoxicology and Environmental Safety* 189: 110021.

D'Angelo-Neto, S.; Venturin, N.; Oliveira-Filho, A.T. & Costa, F.A.F. 1998. Avifauna de quatro fisionomias florestais de pequeno tamanho (5-8 ha) no campus da UFLA. *Revista Brasileira de Biologia*, 58: 463-472.

Davila RB, Fontes MPF, Pacheco AA, Ferreira MS. 2020. Heavy metals in iron ore tailings and floodplain soils affected by the Samarco dam collapse in Brazil. *Science of the Total Environment* 709: 136151.

Davis ALV, Scholtz CH, Philips TK (2002) Historical biogeography of scarabaeine dung beetles. *Journal of Biogeography* 29:1217-1256.

De Almeida DRA, Stark SC, Valbuena R, Broadbent EN, Silva TSF, De Resende AF, Ferreira MP, Cardil A, Silva CA, Amazonas N, Zambrano AMA, Brancalion PHS (2020) A new era in forest restoration monitoring. *Restoration Ecology* 28:8-11

De Almeida, D. R. A., E. N. Broadbent, A. M. A. Zambrano, B. E. Wilkinson, M. E. Ferreira, R. Chazdon, P. Meli, E. B. Gorgens, C. A. Silva, S. C. Stark, R. Valbuena, D. A. Papa, and P. H. S. Brancalion. 2019. Monitoring the structure of forest restoration plantations with a drone-lidar system. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 79:192-198.

De Fátima Esteves G, Bressanin LA, de Souza KRD, da Silva AB, Mantovani JR, Marques DM, de Souza TC (2020) Do tailings from the Mariana, MG (Brazil), disaster affect the initial development of millet, maize, and sorghum? *Environmental Science and Pollution Research*: 1-12.

Del Hoyo, J.; Elliott, A.; Sargatal, J.; Christie, D.A. & de Juana, E. 2020. *Birds of the world*. Ithaca: Cornell Lab

of Ornithology. Disponível em: <<https://birdsoftheworld.org/>>. Acesso em: 4 de agosto de 2020.

Devictor V, van Swaay C, Brereton T, Brotons L, Chamberlain D, Heliölä J, Herrando S, Julliard R, Kuussaari M, Lindström A, Reif J, Roy DB, Schweiger O, Settele J, Stefanescu C, van Strien A, van Turnhout C, Vermouzek Z, Wallis de Vries MF, Wynhoff I, Jiguet F (2012) Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. *Nature Climate Change* 2:121-124.

DeVries PJ (1988). Stratification of fruit-feeding nymphalid butterflies in a Costa Rican rainforest. *Journal of Research on the Lepidoptera*. 26:98-108.

Díaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in ecology & evolution*, 16(11), 646-655.

Dickert TG, and Domeny KR. (1974) *Environmental impact assessment: guidelines and commentary*. University of California, Berkely.

Drummond, GM (1998) *Hydromedusa maximiliani*. Pages 456-457 In: Machado ABM, Fonseca GAB, Machado RB, Aguiar LMS & Lins LV (eds). *Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais*. Biodiversitas, Belo Horizonte.

Duarte, G. Santos, P.M., Cornelissen, T.G. Ribeiro, M. C. & Paglia, A.P. 2018. The effects of landscape patterns on ecosystem services: meta-analyses of landscape services. *Landscape Ecol*, 33: 1247. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0673-5>.

Ebel A, and Davitashvili T. (2005) *Air, Water and Soil Quality Modelling for Risk and Impact Assessment*. Springer, Dordrecht.

eBird. 2020. eBird - Discover a new world of birding. Disponível em: <<https://ebird.org/home>>. Acesso em: 4 de agosto de 2020.

Eisenberg, J. e Redford, K. 1999. *Mammals of the Neotropics, Volume 3*.

Elizalde L, Arbetman M, Aman X, Eggleton P, Leal IR, Lescano MN, Saez A, Werenkraut V, Pirk GI (2020) The ecosystem services provided by social insects: traits, management tools and knowledge gaps. *Biological Reviews* (in press).

Emer, C.; Galetti, M.; Pizo, M.A.; Guimarães Jr., P.R.; Moraes, S.; Piratelli, A. & Jordano, P. 2018. Seed-dispersal interactions in fragmented landscapes - a metanetwork approach. *Ecology Letters*, 21: 484-493.

Estavillo, Candelaria; Pardini, Renata; Da Rocha, Pedro Luís Bernardo. Forest loss and the biodiversity threshold: An evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. *PLoS ONE*, v. 8, n. 12, p. 1–10, 2013.

Evans K, Guariguata MR, Brancalion PHS (2018) Participatory monitoring to connect local and global priorities for forest restoration. *Conservation Biology* 32:525-534.

Fadini, R.F. & De Marco Jr., P. 2004. Interações entre aves frugívoras e plantas em um fragmento de Mata

Atlântica de Minas Gerais. Ararajuba, 12: 97-103.

Fagan ME, Reid JL, Holland MB, Drew JG, Zahawi RA (2020) How feasible are global forest restoration commitments? *Conservation Letters* n/a:e12700.

Fahrig, Lenore. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, v. 40, n. 9, p. 1649–1663, 2013. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/jbi.12130>

Faria, D.; Laps, R.R.; Baumgarten, J. & Cetra, M. 2006. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 15: 587-612.

Farwig, N. & Berens, D.G. 2012. Imagine a world without seed dispersers: A review of threats, consequences and future directions. *Basic and Applied Ecology*, 13 (2):109-115.

Fernando DR, Lynch JP (2015) Manganese phytotoxicity: New light on an old problem. *Ann. Bot.* 116: 313–319.

Folgarait, P.J. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity and Conservation* 7, 1221–1244 (1998). <https://doi.org/10.1023/A:1008891901953>.

Fonseca A (2015) A avaliação de impacto e o seu vínculo com o licenciamento ambiental. Pages 27-39 In: (Org.) JCJR, (ed) *Licenciamento ambiental: herói, vilão ou vítima?* Arraes Editores, Belo Horizonte.

Freitas AVL, Francini RB, Brown KS (2003) Insetos Como Indicadores Ambientais. Pages 123-155 In: Cullen L, Valladares-Pádua C, Rudran R (eds) *Métodos De Estudos Em Biologia Da Conservação e Manejo Da Vida Silvestre*. Editora UFPR, Curitiba, PR.

Freitas AVL, Iserhard CA, Santos JP, Carreira JYO, Ribeiro DB, Melo DHA, Rosa AHB, Marini-Filho OJ, Accacio GM, Uehara-Prado M (2014) Studies with butterfly bait traps: an overview. *Revista Colombiana de Entomologia* 40:209-218.

Freitas AVL, Leal IR, Uehara-Prado M, Iannuzzi L (2006). Insetos como bioindicadores de conservação da paisagem. Pages 357-384 In: Rocha CFD, Gergallo HG, Alves MAS, Sluys MV (eds) *Biologia da conservação: essências*. Rima Editora, São Carlos, SP .

Fukami, T. Historical Contingency in Community Assembly: Integrating Niches, Species Pools, and Priority Effects. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 46:1–23, 2015.

Gagnon V, Rodrigue-Morin M, Migneault M, Tardif A, Garneau L, Lalonde S, Roy S (2020) Survival, growth and element translocation by 4 plant species growing on acidogenic gold mine tailings in Québec. *Ecological Engineering* 151: 105855.

Galetti, M.; Guevara, R.; Côrtes, M.C.; Fadini, R.; Von Matter, S.; Leite, A.B.; Labacca, F.; Ribeiro, T.; Carvalho, C.S.; Collevatti, R.G.; Pires, M.M.; Guimarães Jr., P.R.; Brancalion, P.H.; Ribeiro, M.C. & Jordano, P. 2013. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. *Science*, 340: 1086-1090.

Galhardi JA, de Mello JW, Wilkinson KJ (2020) Bioaccumulation of potentially toxic elements from the soils

Natureza & Conservação, 13: 47-53.

Guerra MBB, Teaney BT, Mount BJ, Asunskis DJ, Jordan BT, Barker RJ, Santos EE, Schaefer CEGR (2017) Post-catastrophe analysis of the fundão tailings dam failure in the Doce river system, Southeast Brazil: Potentially toxic elements in affected soils. *Water. Air. Soil Pollut.*: 228.

Guerra, A.; Reis, L.K.; Borges, F.L.G.; (2020) Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. *Forest Ecology and Management* 458:117802.

Halfpeter G, Edmonds WD (1982) The nesting behaviour of dung beetles (Escarabeínae). Instituto de Ecología, México DF.

Hanski I (1991) *Dung Beetle Ecology*. Princeton University Press, New Jersey.

Harabiš F, Dolný A (2015) Necessity for the conservation of drainage systems as last refugia for threatened damselfly species, *Coenagrion ornatum*. *Insect Conservation and Diversity* 8:143-151.

Hembry DH, Weber MG (2020) Ecological Interactions and Macroevolution: A New Field with Old Roots. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics* 51:215-43.

Henriques NR, Cornelissen T (2019) Wing asymmetry of a butterfly community: is altitude a source of stress? *Community Ecology* 20:252-257.

Holl KD (2017) Restoring tropical forests from the bottom up. *Science* 355:455-456.

Hölldobler B, Wilson EO (2009) *The Superorganism: The Beauty, Elegance, and Strangeness of Insect Societies*. W. W. Norton & Company, New York, NY, United States of America.

Hopkins LD (1977) Methods for Generating Land Suitability Maps: A Comparative Evaluation. *Journal of the American Institute of Planners* 43:386-400.

Howe, H.F. & Smallwood, J. 1982. Ecology of Seed Dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 201–228.

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção: Volume III – Aves. Brasília: ICMBio/MMA, 709 p.

Instituto Ekos Brasil. 2020. Relatório de Definição dos Indicadores de Biodiversidade (PG 30 e PG 28). Instituto Ekos Brasil. São Paulo, Brasil.

IUCN 2020. The IUCN Red List of Threatened Species version 2018.1. Disponível em <<http://www.iucnredlist.org/search.php>>. Acesso em 11 jul 2020.

IUCN. (2018) Os Impactos do rompimento da Barragem de Fundão: o caminho para uma mitigação sustentável e resiliente. IUCN, Gland, Suíça.

IUCN. 2020. The IUCN red list of threatened species. Version 2020-1. Disponível em:

<<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 21 de junho de 2020.

Julien B, Fenves SJ, and Small MJ (1992) An environmental impact identification system. *Journal of Environmental Management* 36:167-184.

Kaur I, Khandwekar S, Chauhan R, Singh V, Jadhav SK, Tiwari KL, Quraishi A (2019) Exploring the efficiency of native tree species grown at mine tailings for phytoextraction of lead and iron. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences* 89: 951-956.

Kaya T, and Kahraman C (2011) An integrated fuzzy AHP–ELECTRE methodology for environmental impact assessment. *Expert Systems with Applications* 38:8553-8562.

Kellner JR, Alford RA (2003) The ontogeny of fluctuating asymmetry. *American Naturalist* 161: 931–947.

Kelly C (2013) Strategic Environmental Impact Assessments and Disasters: Building Back Smarter. ABUHC Disaster Management Working Paper 29.

Kelly C. (2005) Guidelines for Rapid Environmental Impact in Disasters (REA). Version 4.4 April 2005. Benfield Hazard Research, Centre University College London and CARE International.

Kennedy PG, Bergemann SE, Hortal S, Bruns TD (2007) Determining the outcome of field-based competition between two *Rhizopogon* species using real-time PCR. *Molecular Ecology* 16:881-890.

Khan A, Khan S, Khan MA, Qamar Z, Waqas M (2015) The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk: a review. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 13772 - 13799.

Kietzka GJ, Pryke JS, Samways MJ (2017) Aerial adult dragonflies are highly sensitive to in-water conditions across an ancient landscape. *Diversity and Distribution* 23: 14-26.

Klein AM, Vaissiere BE, Cane JH, Steffan-Dewenter I, Cunningham SA, Kremen C, Tscharntke T (2007) Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of The Royal Society B* 274:303-313.

Kozlov MV, Cornelissen T, Gavrikov DE, Kunavin MA, Lama AD, Milligan JR, Zverev V, Zvereva EL (2017) Reproducibility of fluctuating asymmetry measurements in plants: Sources of variation and implications for study design. *Ecological Indicators* 73:733–740.

Kozlov MV, Zvereva EL (2017) Background Insect Herbivory: Impacts, Patterns and Methodology. Pages 313-355 In: Cánovas F, Lüttge U, Matyssek R (eds) *Progress in Botany*, vol 79. Springer.

Kremen C., et al. 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecol. Lett.* 10, 299–314. Doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01018.x.

Laps, R.R.; Cordeiro, P.H.C.; Kajiwara, D.; Ribon, R.; Rodrigues, A.A.F. & Uejima, A. 2003. Aves. In: Rambaldi, D.M. & Oliveira, D.A.S. (eds.). *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p. 153-181.

Latawiec, AE, Crouzeilles, R, Brancalion, PHS, Rodrigues, RR, Sansevero, JB, Santos, JS, Mills, M, Nave, AG, Strassburg, BB. (2016). Natural regeneration and biodiversity: a global meta-analysis and implications for spatial planning. *BIOTROPICA* 48(6): 844–855.

Laurance, W. F. et al. 2007. Habitat Fragmentation, Variable Edge Effects, and the Landscape-Divergence Hypothesis. *PLoS ONE*, v. 2, n. 10, p. e1017.

Lavorel, S., & Grigulis, K. (2012). How fundamental plant functional trait relationships scale-up to trade-offs and synergies in ecosystem services. *Journal of Ecology*, 100(1), 128-140.

Lawrence DP (2007) Impact significance determination - pushing the boundaries. *Environmental Impact Assessment Review* 27:770-788.

Lens L, Van Dongen S, Kark S, Matthysen E (2002) Fluctuating asymmetry as an indicator of fitness: can we bridge the gap between studies? *Biology Reviews* 77: 27–38.

Leopold LB, Clarke FE, Hanshaw BB, and Balsley JR. (1971) A Procedure for Evaluating Environmental Impact (Geological Survey Circular 645). United States Geological Survey (USGS), Washington.

Lessa, L. G. & Costa, F. N. 2010. Diet and seed dispersal by five marsupials (Didelphimophia: Didelphidae) in Brazilian Cerrado Reserve. *Mamm Biol* 75:10-16.

Liu Z, Hamuti A, Abdulla H, Zhang F, Mao X (2016) Accumulation of metallic elements by native species thriving in two mine tailings in Aletai, China. *Environmental Earth Sciences* 75: 781.

Londe V, Farah FT, Rodrigues RR, Martins FR (2020) Reference and comparison values for ecological indicators in assessing restoration areas in the Atlantic Forest. *Ecological Indicators* (in press).

Londe, V., F. Turini Farah, R. Ribeiro Rodrigues, and F. Roberto Martins. 2020. Reference and comparison values for ecological indicators in assessing restoration areas in the Atlantic Forest. *Ecological Indicators* 110:105928.

López P, Muñoz A, Martín J (2002) Symmetry, male dominance and female mate preferences in the Iberian rock lizard, *Lacerta monticola*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 52: 342–347.

Loreau M, Mouquet N (2003) Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100:12765-12770.

Loures-Ribeiro, A.; Manhães, M.A. & Dias, M.M. 2011. Sensitivity of understory bird species in two different successional stages of the lowland Atlantic Forest, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 83: 973-980.

Low PA, Sam K, McArthur C, Posa MRC, Hochuli DF (2014) Determining predator identity from attack marks left in model caterpillars: guidelines for best practice. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 152:120-126.

Lozano-Baez, SE, Cooper, M, Ferraz, SFB, Rodrigues, RR, Lassabatere, L, Castellini, M, Di Prima, S. (2020). Assessing Water Infiltration and Soil Water Repellency in Brazilian Atlantic Forest Soils. *Appl. Sci.* 10, 1950;

doi:10.3390/app10061950.

Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. 2008. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Volume II. Brasília: MMA; Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 907 p.

Machado, A.B.M.; Fonseca, G.A.B.; Machado, R.B.; Aguiar, L.M.S. & Lins, L.V. 1998. Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 605 p.

Magioli, M. et al. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. *Animal Conservation*, v. 18, n. 6, p. 499–511, 2015.

Maldonado-Coelho, M. & Marini, M.Â. 2000. Effects of forest fragment size and successional stage on mixed-species bird flocks in southeastern Brazil. *The Condor*, 102: 585-594.

Maldonado-Coelho, M. & Marini, M.Â. 2003. Composição de bandos mistos de aves em fragmentos de Mata Atlântica no Sudeste do Brasil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, São Paulo, 43: 31-54.

Maldonado-Coelho, M. & Marini, M.Â. 2004. Mixed-species bird flocks from Brazilian Atlantic forest: the effects of forest fragmentation and seasonality on their size, richness and stability. *Biological Conservation*, 116: 19-26.

Manhães, M.A.; Assis, L.C.S. & Castro, R.M. 2003. Frugivoria e dispersão de sementes de *Miconia urophylla* (Melastomataceae) por aves em um fragmento de Mata Atlântica secundária em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. *Ararajuba*, 11: 173-180.

Marini, M.Â. 2000. Efeitos da fragmentação florestal sobre as aves em Minas Gerais. In: Alves, M.A.S.; Silva, J.M.C.; van Sluys, M.; Bergallo, H.G. & Rocha, C.F.D. (eds.). *A Ornitologia no Brasil: pesquisa atual e perspectivas*. Rio de Janeiro: Editora Universidade do Estado do Rio de Janeiro, p. 41-54.

Marques TG, Espírito-Santo MM, Neves FS, Schoereder JH (2017) Ant Assemblage Structure in a Secondary Tropical Dry Forest: The Role of Ecological Succession and Seasonality. *Sociobiology*, 64:261.

Marsden, S.J.; Whiffin, M. & Galetti, M. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic Forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 10: 737-751.

Martensen, A.C.; Pimentel, R.G. & Metzger, J.P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biological Conservation*, 141: 2184-2192.

Martensen, A.C.; Ribeiro, M.C.; Banks-Leite, C.; Prado, P.I. & Metzger, J.P. 2012. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conservation Biology*, 26: 1100-1111.

Martins S.V. (2014). *Recuperação de Matas Ciliares*. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 220p.

Matos LP, Andrade HM, Marinato CS, Prado IG, Coelho DG, Montoya SG, Kasuya MC, Oliveira JA (2020) Limitations to use of *Cassia grandis* L. in the revegetation of the areas impacted with mining tailings from Fundão dam. *Water Air Soil Pollut.* 231:127-136.

Matos, V.P.V.; Matos, T.P.V.; Cetra, M.; Timo, T.P.C. & Valente, R.A. 2018. Forest fragmentation and impacts on the bird community. *Revista Árvore*, 42: e420309.

McDowell, NG, Allen, CD, Anderson-Teixeira, K, Aukema, BH, Bond-Lamberty B, Chini, L, Clark, JS, Dietze, M, Grossiord, C, Hanbury-Brown, A, Hurtt, GC, Jackson, RB, Johnson, DJ, Kueppers, L, Lichstein, JW, Ogle, K, Poulter, B, Pugh, TAM, Seidl, R, Turner, MG, Uriarte, M, Walker, AP, Xu, C. (2020). Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. *Science* 368, 964 (2020).

Melo FPL, Pinto SRR, Brancalion PHS, Castro PS, Rodrigues RR, Aronson J, Tabarelli M (2013) Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: Early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. *Environmental Science & Policy* 33:395-404.

Midhat L, Ouazzani N, Esshaimi M, Ouhammou A, Mandi L (2017) Assessment of heavy metals accumulation by spontaneous vegetation: Screening for new accumulator plant species grown in Kettara mine-Marrakech, Southern Morocco. *International Journal of Phytoremediation* 19: 191-198.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. (2020). Brasil reflorestará 12 milhões de floresta até 2030. 2015. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/informma/item/12824-noticia-acom-2015-06-987.html>. Acesso em: 27 jan.

Modena, E.S.; Rodrigues, M. & Souza, A.L.T. 2013. Trophic structure and composition of an understory bird community in a succession gradient of Brazilian Atlantic forest. *Ornithologia*, 6: 78-88.

Møller AP (1997) Developmental stability and fitness: A review. *American Naturalist* 149: 916–932.

Montoya- Pfeiffer, PM, Rodrigues, RR, Alves Dos Santos, I, (2020). Bee pollinator functional responses and functional effects in restored tropical forests. *ECOLOGICAL APPLICATIONS*, v.30, (3) p.02054. doi.org/10.1002/eap.2054.

Montoya-Pfeiffer PM, Rodrigues RR, Santos IA (2020) Bee pollinator functional responses and functional effects in restored tropical forests. *Ecological Applications* 30: e02054 .

Montoya-Pfeiffer, PM, Rodrigues, RR, Santos, IA. (2020). Bee pollinator functional responses and functional effects in restored tropical forests. *Ecological Applications*, 30(3), 2020, e02054.

Moreau CS, Bell CD (2013). Testing the museum versus cradle tropical biological diversity hypothesis: Phylogeny, diversification, and ancestral biogeographic range evolution of the ants. *Evolution* 67:2240-2257.

Morgan RK. (1998) *Environmental Impact Assessment: A Methodological Approach*. Springer, Norwell

Munier N. (2004) *Multicriteria Environmental Assessment: A Practical Guide*. Kluwer Academic Publishers, New York, Boston, Dordrecht, London, Moscow.

Muylaert, R.L.; Steven, R.D.; Ribeiro, M.C. Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado-forest landscape. *Ecological Applications*, v. 26, n. 6, p. 1854–1867, 2016.

Nações Unidas Brasil. (2019). ONU declara Década sobre Restauração de Ecossistemas. 2019. Available in: <<https://nacoesunidas.org/onu-declara-decada-sobre-restauracao-de-ecossistemas/>>. Assessed on 27 september.

Naeem S, Thompson LJ, Lawler SP, Lawton JH, Woodfin RM (1994) Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* 368:734-737.

Nanni AS, Sloan S, Aide TM, Graesser J, Edwards D, Grau HR (2019) The neotropical reforestation hotspots: A biophysical and socioeconomic typology of contemporary forest expansion. *Global Environmental Change* 54:148-159.

Nanni AS, Sloan S, Aide TM, Graesser J, Edwards D, Grau HR (2019) The neotropical reforestation hotspots: A biophysical and socioeconomic typology of contemporary forest expansion. *Global Environmental Change* 54:148-159.

Navarro-Cano JA, Verdú M, Goberna M (2018) Trait-based selection of nurse plants to restore ecosystem functions in mine tailings. *Journal of Applied Ecology* 55: 1195-1206.

Nawab J, Khan S, Shah MT, Khan K, Huang Q, Ali R (2015) Quantification of heavy metals in mining affected soil and their bioaccumulation in native plant species. *International Journal of Phytoremediation* 17: 801-813.

Nessimian JL, Venticinque EM, Zuanon J, De Marco Jr P, Gordo M, Fidelis L, Batista JD, Juen L (2008) Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614:117.

Neves FS, Oliveira VHF, Espírito-Santo MM, Vaz-de-Mello FZ, Louzada J, Sanchez-Azofeifa A, Fernandes GW (2010). Seasonal and successional changes in a community of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in a Brazilian tropical dry forest. *Brazilian Journal for Nature Conservation* 8:160-164.

Neves, F. S., J. O. Silva, M. M. Espírito-Santo and G. W. Fernandes. 2014. Insect Herbivores and Leaf Damage along Successional and Vertical Gradients in a Tropical Dry Forest. *Biotropica* 46:14-24.

Nichols E, Larsen T, Spector S, Davis AL, Escobar F, Favila M, Vuline K, N. Scarabaeinae Res (2007) Global Dung Beetle Response to Tropical Forest Modification and Fragmentation: A Quantitative Literature Review and Meta-Analysis. *Biological Conservation* 137:1-19.

Nichols E, Spector S, Louzada J, Larsen T, Amequita S, Favila ME, N. Scarabaeinae Res (2008) Ecological Functions and Ecosystem Services Provided by Scarabaeinae Dung Beetles. *Biological Conservation* 141:1461-1474.

Nikolic M, Pavlovic J (2018) Plant responses to iron deficiency and toxicity and iron use efficiency in plants. In: *Plant micronutrient use efficiency: Molecular and genomic perspectives in crop plants*. Elsevier Inc., pp. 55–69.

Novais SMA, Nunes CA, Santos NB, D'Amico AR, Fernandes GW, Quesada M, Braga RF, Neves ACO (2016) Effects of a possible pollinator crisis on food crop production in Brazil. *PLoS ONE* 11:e0167292.

Nunes CA, Braga RF, Resende FM, Neves FS, Figueira JEC, Fernandes GW (2018) Linking biodiversity, the environment and ecosystem functioning: ecological functions of dung beetles along a tropical elevational

gradient. *Ecosystems* 21:1244-1254 .

Olmos, F. & Boulhosa, R.L.P. 2000. A meeting of opportunists: birds and other visitors to *Mabea fistulifera* (Euphorbiaceae) inflorescences. *Ararajuba*, 8: 93-98.

Oostermeijer JGB, van Swaay CAM (1998) The Relationship between Butterflies and Environmental Indicator Values: A Tool for Conservation in a Changing Landscape. *Biological Conservation* 86:271-280.

Pacto pela Restauração da Mata Atlântica.(2009). Método utilizado para o mapeamento das áreas potenciais de restauração na Mata Atlântica. Disponível em <http://www.pactomataatlantica.org.br>.

Paglia, A.P., Fonseca, G.A.B. da, Rylands, A. B., Herrmann, G., Aguiar, L. M. S., Chiarello, A. G., Leite, Y. L. R., Costa, L. P., Siciliano, S., Kierulff, M. C. M., Mendes, S. L., Tavares, V. da C., Mittermeier, R. A. & Patton J. L. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2ª Edição / 2nd Edition. Occasional Papers in Conservation Biology, No. 6. Conservation International, Arlington, VA. 76pp

Palmer A.R., Strobeck C. Fluctuating asymmetry analyses revisited. 2003. Pp. 279–319 in Polak, M. (Ed.) *Developmental Instability (DI): Causes and consequences*. Oxford: Oxford University Press.

Palmer AR (1994) Fluctuating asymmetry analyses: a primer. Pages 335–345 In: Markow TA (ed.) *Developmental Instability: Its origins and evolutionary implications*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

Parker, T.A., III. 1991. On the use of tape recorders in avifaunal surveys. *The Auk*, 108: 443-444.

Parmar TK, Rawtani D, Agrawal YK (2016) Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science* 9:110-118.

Pérez, DR, Pilustrelli, C, Farinaccio, FM, Sabino, G, Aronson, J. (2020). Evaluating success of various restorative interventions through drone and field-collected data, using six putative framework species in Argentinian Patagonia. *Restoration Ecology* Vol. 28, No. A1, pp. A44–A53. [Doi.org/10.1111/rec.13025](https://doi.org/10.1111/rec.13025).

Pimm SL, Jenkins CN, Abell R, Brooks TM, Gittleman JL, Joppa LN, Raven PH, Roberts CM, Sexton JO (2014) The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344: 1246752.

Pinek L, Mansour I, Lakovic M, Ryo M, Rillig MC (2020) Rate of environmental change across scales in ecology. *Biological Reviews* (in pres).

Piratelli, A.; Sousa, S.D.; Corrêa, J.S.; Andrade, V.A.; Ribeiro, R.Y.; Avelar, L.H. & Oliveira, E.F. 2008. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68: 259-268.

Pires, APF, Rezende, CL, Assad, ED, Loyola, R, Scarano, FR. 2017. Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15: 187–193.

Pizo, M.A. 2001. A conservação das aves frugívoras. In: Albuquerque, J.L.B.; Cândido Jr, J.F.; Straube, F.C. & Roos, A.L. (eds.). *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Tubarão: Editora Unisul, p. 49-59.

Prather CM, Pelini SL, Laws A, Rivest E, Bloch CP, Del Toro I, Ho C, Newbold TAS, Parsons S, Joern A (2013) Invertebrates, ecosystem services and climate change. *Biological Reviews* 88:327-348.

Protomastro, A. 2001. A test for preadaptation to human disturbances in the bird community of the Atlantic Forest. In: Albuquerque, J.L.B.; Cândido Jr, J.F.; Straube, F.C. & Roos, A.L. (eds.). *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Tubarão: Editora Unisul, p. 179-198.

Quadra, GR, Roland, F, Barros, N, Malm, O, Lino, AS, Azevedo, GM, Thomaz, JR, Andrade-Vieira, LF, Praça-Fontes, MM, Almeida, RM, Mendonça, RF, Cardoso, SJ, Guida, YS, Campos, JMS (2018) Far-reaching cytogenotoxic effects of mine waste from the Fundão dam disaster in Brazil. *Chemosphere* 215: 753-757.

Quesada M, Sanchez-Azofeifa GA, Alvarez-Añorve M, Stoner KE, Avila-Cabadilla L, Calvo-Alvarado J, Castillo A, Espírito-Santo MM, Fagundes M, Fernandes GW, Gamon J, Lopezaraiza-Mikel M, Lawrence D, Morellato LPC, Powers JS, Neves FS, Rosas-Guerrero V, Sayago R, Sanchez-Montoya G (2009) Successional and management of tropical dry forests in the Americas: review and new perspectives. *Forest Ecology and Management* 258:1014-1024.

Ramanathan R (2001) A note on the use of the analytic hierarchy process for environmental impact assessment. *Journal of Environmental Management* 63:27-35.

Reis DA, Fonseca Santiago A, Nascimento LP, Roeser HMP (2017) Influence of environmental and anthropogenic factors at the bottom sediments in a Doce River tributary in Brazil. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24: 7456–7467.

Reis, BP, Martins, SV, Fernandes Filho, EI, Sarcinelli, TS, Gleriania, JM, Leite, HG, Halassyd, M. (2019). Forest restoration monitoring through digital processing of high resolution images. *Ecological Engineering* 127 (2019) 178–186.

Reis, N. R.; Peracchi, A. L.; Pedro, W. A. & Lima, I. P. 2011. *Mamíferos do Brasil*. 2ed. Londrina, 437p.

Remsburg AJ, Turner MG (2009) Aquatic and terrestrial drivers of dragonfly (Odonata) assemblages within and among north-temperate lakes. *Journal of the North American Benthological Society* 28: 44–56 review. *Biodiversity and Conservation* 7:1221-1244.

Revilla TA, Encinas F (2015) Dynamical transitions in a pollination – Herbivory interaction: A conflict between mutualism and antagonism. *PLoS One* 10:1–18.

Rezende, C. L., Scarano, F. R., Assad, E. D., Joly, C. A., Metzger, J. P., Strassburg, B. B. N., Tabarelli, M., Fonseca, G. A., Mittermeier, R. A. 2018. From hotspot to hopespot : An opportunity for the Brazilian Atlantic. *Perspectives in Ecology and Conservation*. 16(4), 208–214.

Rhodin AGJ et al. (2017) *Turtles of the World: Annotated Checklist and Atlas of Taxonomy, Synonymy, Distribution, and Conservation Status*. Chelonian Research Foundation & Turtle Conservancy.

Ribas CR, Campos RBF, Schmidt FA, Solar RRC (2012) Ants as Indicators in Brazil: A Review with Suggestions to Improve the Use of Ants in Environmental Monitoring Programs. *Psyche* 1-23.

Ribas ER & Monteiro Filho ELA (2002) Distribuição e habitat das tartarugas de água-doce (Testudines, Chelidae) do Estado do Paraná, Brasil. *Biociências* 10: 15-32.

Ribeiro da Silva, F, Montoya, D, Furtado, R, Memmott, J, Pizo, MA, Rodrigues, RR. (2015). The restoration of tropical seed dispersal networks. *Restoration Ecology*. v.23, (6): 852-860. [Doi.org/10.1111/rec.12244](https://doi.org/10.1111/rec.12244).

Ribeiro EMS, Arroyo-Rodriguez V, Santos BA, Tabarelli M, Leal IR (2015) Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology* 52:611–620.

Ribeiro, MC; Metzger JP; Martensen, AC; Ponzoni, FJ; Hirota, MM (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141–1153.

Ribon, R.; Simon, J.E. & Mattos, G.T. 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology*, 17: 1827-1839.

Rocha-Ortega M, Bartimachi A, Neves J, Bruna EM, Vasconcelos HL (2017) Seed removal patterns of pioneer trees in an agricultural landscape. *Plant Ecology* 218, 737-748.

Rodrigues RR et al. (2009) On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142:1242–1251.

Rodrigues, RR, Lima, RAF, Gandolfi, S, Nave, AG. (2009). On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142: 1242–1251.

Rodrigues, RR; Brancalion, PHS; Isernhagen, I. (2009). Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica.

Rodrigues, RR; Gandolfi, S; Nave, AG; Aronson, J; Barreto, TE; Vidal, CY; Brancalion, PH. (2011). Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* 261 1605–1613.

Roslin T, Hardwick B, Novotny V, Petry WK, Andrew NR, Asmus A, Barrio IC, Basset Y, Boesing AL, Bonebrake TC, Cameron EK, Dáttilo W, Donoso DA, Drozd P, Gray CL, Hik DS, Hill SJ, Huang THS, Koane B, Laird-Hopkins B, Laukkanen L, Lewis OT, Milne S, Mwesige I, Nakamura A, Nell CS, Nichols E, Prokurat A, Sam K, Schmidt NM, Slade A, Slade V, Suchanková A, Teder T, van Nouhuys S, Vandvik V, Weissflog A, Zhukovich V, Slade EM (2017) Higher predation risk for insect prey at low latitudes and elevations. *Science* 356, 742–744

Rother, DC, Liboni, AP, Magnago, LFS, Chao, A, Chazdon, RL, Rodrigues, RR, (2019). Ecological restoration increases conservation of taxonomic and functional beta diversity of woody plants in a tropical fragmented landscape. *Forest Ecology and Management*. v.451, p.117538.

Rother, DC, Vidal, CY, Fagundes, IC, Metran da Silva, Gandolfi, S, Rodrigues, RR, Nave, AG, Viani, RAG, Brancalion, PHS, (2018). How legal-oriented restoration programs enhance landscape connectivity? Insights from the Brazilian Atlantic Forest. *Trop. Conserv. Sci.* 11, <http://dx.doi.org/10.1177/1940082918785076>,

1940082918785076.

Rueda-Almonacid JV, Carr JL, Mittermeier RA, Rodriguez-Mahecha JV, Mast RB, Vogt RC, Rhodin AGJ, Ossa-Velasquez J, Rueda JN, Mittermeier CG (2007) Las tortugas e los crocodilianos de los países andinos del Trópico. Bogotá: Conservación Internacional.

Ryazanova GI, Polygalov AS (2013) Fluctuating asymmetry of wing venation in damselflies *Ischnura elegans* (Odonata, Coenagrionidae) and prospects of its use as a biological indicator of ecological quality of fresh-water reservoirs. *Moscow University Biological Sciences Bulletin* 68:195-199.

Sahlén G, Ekestubbe K (2001) Identification of dragonflies (Odonata) as indicators of general species richness in boreal forest lakes. *Biodiversity & Conservation* 10: 673-690.

Salas-Luévano MA, Mauricio-Castillo JA, González-Rivera ML, Vega-Carrillo HR, Salas-Muñoz S (2017) Accumulation and phytostabilization of As, Pb and Cd in plants growing inside mine tailings reforested in Zacatecas, Mexico. *Environmental Earth Sciences* 76: 806.

Salomão RP, González-Tokman D, Dáttilo W, López-Acosta JC, Favila ME (2018) Landscape structure and composition define the body condition of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in a fragmented tropical rainforest. *Ecological Indicators* 88:144-151.

Sam K, Rimmel T, Molleman F (2015) Material affects attack rates on dummy caterpillars in tropical forest where arthropod predators dominate: an experiment using clay and dough dummies with green colourants on various plant species. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 157:317-324.

Samways MJ, Sharratt NJ (2010) Recovery of endemic dragonflies after removal of invasive alien trees. *Conservation Biology* 24:267–277.

Sánchez LE, Alger K, Alonso L, Barbosa F, Brito MCW, Laureano FV, May P, Roeser H, and Kakabadse Y. (2018) Os impactos do rompimento da Barragem de Fundão: O caminho para uma mitigação sustentável e resiliente União Internacional para a Conservação da Natureza e Recursos Naturais (UICN), Gland, Suíça.

Sánchez LE, Alonso L, Barbosa F, Brito MCW, Laureano FV, May P, and Kakabadse Y. (2019) Uma estrutura de avaliação dos impactos ambientais e sociais de desastres. Garantindo a mitigação efetiva após o rompimento da Barragem de Fundão). *Painel do Rio Doce Questões em Foco NO 4*. UICN, Gland, Suíça.

Sánchez LE. (2008) *Avaliação de Impacto Ambiental: conceitos e métodos*. Oficina de Textos, São Paulo

Santos OSH, Avellar FC, Alves M, Trindade RC, Menezes MB, Ferreira MC, Moura PM (2019) Understanding the environmental impact of a mine dam rupture in Brazil: Prospects for remediation. *Journal of Environmental Quality* 48: 439-449.

Santos, P.M.; Bailey, L.L.; Ribeiro, M.C.; Chiarello, A.G.; Paglia, A.P. 2019. Living on the edge: Forest cover threshold effect on endangered maned sloth occurrence in Atlantic Forest. *Biological Conservation*, v. 240: 108264

Schleuning M, Frund J, Klein AM, Abrahamczyk S, Alarcón R, Albrecht M, Andersson GKS, Bazarrian S,

Bohning-Gaese K, Bommarco R, Dalsgaard B, Dehling DM, Gotlieb A, Hagen M, Hickler T, Holzschuh A, Kaiser-Bunbury CN, Kreft H, Morris RJ, Sandel B, Sutherland WJ, Svenning JC, Tschantke T, Watts S, Weiner CN, Werner M, Williams NM, Winqvist C, Dormann CF, Bluthgen N (2012) Specialization of mutualistic interaction networks decreases toward tropical latitudes. *Current Biology* 22:1925–1931.

Scotti MR, Gomes AR, Lacerda TJ, Ávila SS, Silva SL, Antão A, Rigobelo EC (2020) Remediation of a riparian site in the Brazilian Atlantic forest reached by contaminated tailings from the collapsed Fundão dam with native woody species. *Integrated Environmental Assessment and Management* 00: 1-11.

Segura FR, Nunes EA, Paniz FP, Paulelli ACC, Rodrigues GB, Braga GÚL, dos Reis Pedreira Filho W, Barbosa F, Cerchiaro G, Silva FF, Batista BL (2016) Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). *Environ. Pollut.* 218: 813–825.

Shen ZJ, Chen YS, Zhang Z (2017) Heavy metals translocation and accumulation from the rhizosphere soils to the edible parts of the medicinal plant Fengdan (*Paeonia ostii*) grown on a metal mining area, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 143: 19-27.

Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 862 p.

Siddig AAH, Ellison AM, Ochs A, Villar-Leeman C, Lau MK (2016) How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in *Ecological Indicators*. *Ecological Indicators* 60:223-230.

Silva D, Bellato C, Marques Neto J, Fontes M (2018) Trace elements in river waters and sediments before and after a mining dam breach (Bento Rodrigues, Brazil). *Quim. Nova* 41: 857–866.

Silva JO, Espírito-Santo MM, Melo GA (2012) Herbivory on *Handroanthus ochraceus* (Bignoniaceae) along a successional gradient in a tropical dry forest. *Arthropod-Plant Interactions* 6:45-57 .

Silva, B.G.; Koch, I. & Piratelli, A.J. 2020. Fruit and flower availability affect bird assemblages across two successional stages in the Atlantic Forest. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 55: <https://doi.org/10.1080/01650521.2020.1743550>.

Silva, J.M.C. & Tabarelli, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic Forest of northeast Brazil. *Nature*, 404: 72-74.

Simpson SJ, Clissold FJ, Lihoreau M, Ponton F, Wilder SM, Raubenheimer D. (2015) Recent advances in the integrative nutrition of arthropods. *Annual Review of Entomology* 60:1-19.

Skutsch MM, and Flowerdew RTN (2009) Measurement Techniques in Environmental Impact Assessment. *Environmental Conservation* 3:209-217.

Sloan S, Meyfroidt P, Rudel TK, Bongers F, Chazdon R (2019) The forest transformation: Planted tree cover and regional dynamics of tree gains and losses. *Global Environmental Change* 59:101988.

Soares, E.S. & Anjos, L. 1999. Efeito da fragmentação florestal sobre aves escaladoras de tronco e galho na região de Londrina, norte do Estado do Paraná, Brasil. *Ornitologia Neotropical*, 10: 61-68.

Söderman F, van Dongen, S, Pakkasmaa S, Merilä J. (2007). Environmental stress increases skeletal fluctuating asymmetry in the moor frog *Rana arvalis*. *Oecologia* 151: 593–604.

Soltani N, Keshavarzi B, Moore F, Sorooshian A, Ahmadi MR (2017) Distribution of potentially toxic elements (PTEs) in tailings, soils, and plants around Gol-E-Gohar iron mine, a case study in Iran. *Environmental Science and Pollution Research* 24: 18798-18816.

Sorensen JC (1971) A framework for identification & control of resource degradation & conflict in the multiple use of the coastal zone. Dept. of Landscape Architecture, University of California, Berkeley

Souza FL, Raizer J, Costa HTM, Martins FI. 2008. Dispersal of *Phrynops geoffroanus* (Chelidae) in an Urban River in Central Brazil *Chelonian Conservation and Biology* 7: 257–261.

Souza FL, ABE, AS (2001) Population structure and reproductive aspects of the freshwater turtle, *Phrynops geoffroanus*, inhabiting an urban river in southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 36: 57-62.

Strassburg, BBN, Beyer, HL, Crouzeilles, R, Iribarrem, A, Barros, F, Siqueira, MFde, Sánchez-Tapia, A, Balmford, A, Sansevero, JBB, Brancalion, PHS, Broadbent, NE, Chazdon, RL, Filho, AO, Gardner, TA, Gordon, A, Latawiec, A, Loyola, R, Metzger, JP, Mills, M, Possingham, HP, Rodrigues, RR, Scaramuzza, CAM, Scarano, FR, Tambosi, L, Uriarte, M. (2019). Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. *Nature Ecology & Evolution* 3:62-70.

Sutherland, W.J.; Newton, I. & Green, R.E. 2004. *Bird ecology and conservation: a handbook of techniques*. Nova Iorque: Oxford University Press, 386 p.

Sydenham MA, Moe SR, Stanescu-Yadav DN, Totland Ø, Eldegard K (2016) The effects of habitat management on the species, phylogenetic and functional diversity of bees are modified by the environmental context. *Ecology and Evolution* 6:961-973.

Temperton, V.M.; Baasch, A.; Von Gillhaussen P. & Kirmer, A. (2016). *Assembly Theory for Restoring Ecosystem Structure and Functioning: Timing is Everything?* *Foundations of Restoration Ecology*, 2nd edition (ed M.P.J.Z.D. Falk).

Thompson JN. (2005) *The geographic mosaic of coevolution*. Chicago: University of Chicago Press.

Thompson MA (1990) Determining Impact Significance in EIA: a Review of 24 Methodologies. *Journal of Environmental Management* 30:235-250

Tibcherani M, Nacagava VAF, Aranda R, Mello RL. 2018. Review of Ants (Hymenoptera:Formicidae) as bioindicators in the Brazilian Savanna. *Sociobiology* 65:112-129.

Uehara-Prado M, Bello ADM, Fernandes JDO, Santos AJ, Silva IA, Cianciaruso MV (2010) Abundance of epigaeic arthropods in a Brazilian savanna under different fire frequencies. *Zoologia* 27:718-724.

Uehara-Prado M, Rineiro DB (2012) Borboletas em Floresta Atlântica: métodos de amostragem e inventário de espécies na Serra do Itapeti. Pages 167-186 In: Morini M SC, Mmiranda VPO (eds) *Serra do Itapeti: aspectos*

históricos, sociais e naturalísticos. Bauru: Canal6.

Uezu, A. & Metzger, J.P. 2011. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. *Biodiversity and Conservation*, 20: 3627-3643.

Uezu, A. & Metzger, J.P. 2016. Time-lag in responses of birds to Atlantic Forest fragmentation: restoration opportunity and urgency. *PLoS ONE*, 11: e0147909. doi:10.1371/journal.pone.0147909.

Uezu, A.; Beyer, D.D. & Metzger, J.P. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodiversity and Conservation*, 17: 1907-1922.

Uezu, A.; Metzger, J.P. & Vielliard, J.M.E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*, 123: 507-519.

United Nations. Paris Agreement. (2015). Disponível em: <https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement/the-paris-agreement>. Acesso em 27 jan. 2020.

Van Dongen S (2006) Fluctuating asymmetry and developmental instability in evolutionary biology: past, presente and future. *Journal of Evolutionary Biology*: 1727–1743.

Van Poucke E, Van Nuffel A, Van Dongen S, Sonck B, Lens L, Tuytens FAM (2007). Experimental stress does not increase fluctuating asymmetry of broiler chickens at slaughter age. *Poultry Science* 86: 2110–2116.

Vera Y Conde, C. F.; Rocha, C. F. D. 2006. Habitat disturbance and small mammal richness and diversity in an Atlantic rainforest area in southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* 66 (4): <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842006000600005>.

Vergilio CS, Lacerda D, Oliveira BCV, Sartori E, Campos GM, Pereira ALS, Aguiar DB, Souza TS, Almeida MG, Thompson F, Rezende CE (2020) Metal concentrations and biological effects from one of the largest mining disasters in the world (Brumadinho, Minas Gerais, Brazil). *Sci. Rep.* 10: 1–12.

Viani, RAG, Holl, KD, Padovezi, A, Strassburg, BBN, Farah, FT, Garcia, LC, Chaves, RB, Rodrigues, RR, Brancalion, PHS (2017). Protocol for Monitoring Tropical Forest Restoration. *Tropical Conservation Science.*, v.10: 1-8. DOI:10.1177/1940082917697265.

Vieira KIC, Da Luz CFP, Fidalgo ADO, Moreira NC, Resende HC (2020) Floral resources used by *Tetragonisca angustula* (Latreille 1811) in areas under the influence of the breach of the Fundão Dam in Mariana (Minas Gerais, Brazil). *Grana*: 1-31.

Vieira, E.M. e Monteiro-Filho, E.L.A. 2003. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 19: 501-507.

Vieira, L.A.A. (2017). Avaliação dos efeitos do uso de sete espécies de adubação verde na restauração florestal. 71f. Ensaio técnico apresentado para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Florestal, ESALQ, USP, Piracicaba.

Vieira, M.F.; Mattos, G.T. & Carvalho-Okano, R.M. 1992. *Mabea fistulifera* (Euphorbiaceae) na alimentação de

aves na região de Viçosa, Minas Gerais, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 73: 65-68.

Vielliard, J.M.E.; Almeida, M.E.C.; Anjos, L. & Silva, W.R. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). In: Matter, S.V.; Straube, F.C.; Accordi, I.; Piacentini, V. & Cândido-Jr, J.F. (eds.). *Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Rio de Janeiro: Technical Books, p. 45-60.

Vuilleumier, F. 1997. An overview of field guides to neotropical birds with remarks on their role in the development of neotropical ornithology. *Ornitología Neotropical*, 8: 195-236.

Weidlich, E.W.A.; Von Gillhaussen, P.; Delory, B.M; Blossfeld, S.; Poorter H.; Temperton, V.M. (2017). The Importance of Being First: Exploring Priority and Diversity Effects in a Grassland Field Experiment. *Frontiers in Plant Science*, 7: 1-12, 2017.

Whitelaw K. (2004) *ISO 14001: Environmental Systems Handbook*. Elsevier Butterworth-Heinemann, Burlington

Wiki Aves. 2020. Wiki Aves - a enciclopédia das aves do Brasil. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com>>. Acesso em: 20 de julho de 2020.

Willis, E.O. & Oniki, Y. 2002. Birds of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil: do humans add or subtract species? *Papéis Avulsos de Zoologia*, São Paulo, 42: 193-264.

Willis, E.O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, São Paulo, 33: 1-25.

Wilsey B.J.; Barber K.; Martin L.M. (2015). Exotic grassland species have stronger priority effects than natives regardless of whether they are cultivated or wild genotypes. *New Phytologist*, 205: 928–937.

Wilson, D.E., Reeder, D.M. 2005. *Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference*. 3ª edição. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, 2.142 pp.

Wu P, Axmacher JC, Song X, Zhang X, Xu H, Chen C, Yu Z, Liu Y (2018) Effects of plant diversity, vegetation composition, and habitat type on different functional trait groups of wild bees in rural Beijing. *Journal of Insect Science* 18:1.

Young, T.P.; Stuble, K.L.; Balachowski, J.A.; Werner, C.M. (2017). Using priority effects to manipulate competitive relationships in restoration. *Restoration Ecology*, 25 (S2), S114–S123.

Zachos FE, Hartl GB, Suchentrunk F (2007) Fluctuating asymmetry and genetic variability in the roe deer (*Capreolus capreolus*): a test of developmental stability hypothesis in mammals using neutral molecular markers. *Heredity* 98: 392–400.

Zago VCP, das Dores NC, Watts BA (2019) Strategy for phytomanagement in an area affected by iron ore dam rupture: A study case in Minas Gerais State, Brazil. *Environmental Pollution* 249: 1029-1037.

8. ANEXOS

- ANEXO 1: Figura 9: Área proposta para o monitoramento dos impactos crônicos da presença de rejeito sobre a biodiversidade terrestre, com destaque para o primeiro trecho e indicação da Área Diretamente Afetada (ADA em vermelho), Área de Influência Direta (AID em preto) e fragmentos florestais (em verde).
- ANEXO 2: Figura 10: Área proposta para o monitoramento dos impactos crônicos da presença de rejeito sobre a biodiversidade terrestre, com destaque para o segundo trecho e indicação da Área Diretamente Afetada (ADA em vermelho), Área de Influência Direta (AID em preto) e fragmentos florestais (em verde).
- ANEXO 3: Figura 11: Área proposta para o monitoramento dos impactos crônicos da presença de rejeito sobre a biodiversidade terrestre, com destaque para o terceiro trecho e indicação da Área Diretamente Afetada (ADA em vermelho), Área de Influência Direta (AID em preto) e fragmentos florestais (em verde).
- ANEXO 4: Figura 12: Mapa do domínio espacial do PG30, mostrando 1- fragmentos naturais remanescentes, que serão alvo de restauração passiva ou assistida, dependendo do estágio de regeneração (passiva no médio e avançado e assistida no inicial); 2- trechos já restaurados ou que ainda serão restaurados usando metodologia de restauração assistida nos trechos nunca tecnificados em termos agrícolas, por impedimento de mecanização e; 3- trechos que já foram ou serão restaurados usando restauração ativa, por não apresentarem mais expressão da regeneração natural, em função da intensa degradação por uso agrícola histórico conforme definições dos Programas 25 (Trecho 1) e também dos PG 26 e 27 da Fundação Renova.
- ANEXO 5: Figura 13: Mapa do domínio espacial do PG30, mostrando 1- fragmentos naturais remanescentes, que serão alvo de restauração passiva ou assistida, dependendo do estágio de regeneração (passiva no médio e avançado e assistida no inicial); 2- trechos já restaurados ou que ainda serão restaurados usando metodologia de restauração assistida nos trechos nunca tecnificados em termos agrícolas, por impedimento de mecanização e; 3- trechos que já foram ou serão restaurados usando restauração ativa, por não apresentarem mais expressão da regeneração natural, em função da intensa degradação por uso agrícola histórico (Trecho 2).
- ANEXO 6: Figura 14: Mapa do domínio espacial do PG30, mostrando 1- fragmentos naturais remanescentes, que serão alvo de restauração passiva ou assistida, dependendo do estágio de regeneração (passiva no médio e avançado e assistida no inicial); 2- trechos já restaurados ou que ainda serão restaurados usando metodologia de restauração assistida nos trechos nunca tecnificados em termos agrícolas, por impedimento de mecanização e; 3- trechos que já foram ou serão restaurados usando restauração ativa, por não apresentarem mais expressão da regeneração natural, em função da intensa degradação por uso agrícola histórico (Trecho 3).